



HAL
open science

Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs. Rapport d'étude

Isabelle Cousin, Maylis Desrousseaux, Denis Angers, Laurent Augusto,
Jean-Sauveur Ay, Adrien Baysse-Lainé, Philippe Branchu, Alain A. Brauman,
Nicolas Chemidlin Prévost-Bouré, Claude Compagnone, et al.

► To cite this version:

Isabelle Cousin, Maylis Desrousseaux, Denis Angers, Laurent Augusto, Jean-Sauveur Ay, et al..
Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs. Rapport d'étude. INRAE. 2025,
760 p. hal-04934694

HAL Id: hal-04934694

<https://hal.inrae.fr/hal-04934694v1>

Submitted on 7 Feb 2025

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0
International License



INRAE



Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs

Rapport scientifique de l'étude coordonnée par INRAE
Direction de l'Expertise scientifique collective, de la Prospective et des Études (DEPE)
Février 2025

Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE)

Guy Richard, directeur

Pilotes scientifiques du projet :

Isabelle Cousin, directrice de recherche, INRAE, unité de recherche Info&Sols, Orléans, France

Maylis Desrousseaux, maîtresse de conférences, Ecole d'Urbanisme de Paris, Champs-sur-Marne, France

Coordination du projet :

Sophie Leenhardt, INRAE, DEPE

Contacts : isabelle.cousin@inrae.fr ; maylis.desrousseaux@u-pec.fr ; sophie.leenhardt@inrae.fr

Les documents relatifs à cette étude sont disponibles sur le site web d'INRAE (www.inrae.fr).

L'étude a été sollicitée par le GIS Sol et financée conjointement par l'Agence de la transition écologique (ADEME), l'Office français de la biodiversité (OFB), le ministère de la Transition écologique, de l'énergie, du climat et de la prévention des risques (MTEECPR), le ministère de l'Agriculture, de la souveraineté alimentaire et de la forêt (MASAF). Le rapport d'étude a été élaboré par un collectif d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou INRAE. Ce rapport, ainsi que la synthèse qui en a été tirée, n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs.



Pour citer ce document :

Isabelle Cousin (coord.), Maylis Desrousseaux (coord.), Denis Angers, Laurent Augusto, Jean-Sauveur Ay, Adrien Baysse-Lainé, Philippe Branchu, Alain Brauman, Nicolas Chemidlin Prévost-Bouré, Claude Compagnone, Raphaël Gros, Carole Hermon, Catherine Keller, Bertrand Laroche, Germain Meulemans, David Montagne, Guénola Pérès, Nicolas Saby, Emmanuelle Vaudour, Jean Villerd, Cyrille Violle ; Virginie Lelièvre, Sybille de Mareschal ; Marie-Caroline Bichler, Claire Froger, Julie Itey ; Sophie Leenhardt (coord.) (2024). Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs. Rapport d'étude, INRAE (France). 780 pages.



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

*Liberté
Égalité
Fraternité*

INRAE

Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs

Rapport scientifique de l'étude

Isabelle Cousin (coord.), Maylis Desrousseaux (coord.),
Denis Angers, Laurent Augusto, Jean-Sauveur Ay, Adrien Baysse-Lainé,
Philippe Branchu, Alain Brauman, Nicolas Chemidlin Prévost-Bouré,
Claude Compagnone, Raphaël Gros, Carole Hermon, Catherine Keller,
Bertrand Laroche, Germain Meulemans, David Montagne, Guénola Pérès,
Nicolas Saby, Emmanuelle Vaudour, Jean Villerd, Cyrille Violle ;
Virginie Lelièvre, Sybille de Mareschal ; Marie-Caroline Brichler,
Claire Froger, Julie Itey ; Sophie Leenhardt (coord.)

Etude sollicitée par le GIS Sol, financée par l'Agence de la transition
écologique (ADEME), l'Office français de la biodiversité (OFB),
le ministère de la Transition écologique, de l'énergie, du climat et
de la prévention des risques (MTEECPR), le ministère de
l'Agriculture, de la souveraineté alimentaire et de la forêt (MASAF)

Février 2025

Avant-propos

Au cours de la dernière décennie, les préoccupations relatives à la dégradation de la qualité des sols et à ses conséquences sur d'autres enjeux environnementaux, sont montées en puissance. Cette dynamique s'est accompagnée d'un foisonnement de propositions d'indicateurs destinés à mesurer le niveau de ces dégradations, mais aussi à caractériser les sols. Les façons de calculer et de mettre en œuvre ces indicateurs sont multiples, mobilisent des acteurs publics comme privés, avec des bases scientifiques plus ou moins bien explicitées. Afin de faciliter la prise en compte de la qualité des sols dans l'évaluation et la mise en œuvre des politiques publiques, le Groupement d'intérêt scientifique sur les sols (GIS Sol) a mis en évidence le besoin de rassembler les ressources scientifiques disponibles pour caractériser cette qualité, identifier et tester les principaux indicateurs mobilisables et les méthodes associées.

Le GIS Sol a pour missions de constituer et de gérer le système d'information sur les sols de France afin de répondre aux demandes des pouvoirs publics et de la société. L'ensemble des partenaires qu'il regroupe le positionne à l'interface entre politiques publiques et recherche. Pour répondre au besoin de synthèse sur les indicateurs de la qualité des sols, la conduite de la présente étude a été confiée à la Direction de l'Expertise scientifique collective, de la Prospective et des Études (DEPE) d'INRAE, avec le financement de l'Agence de la transition écologique (ADEME), de l'Office français de la biodiversité (OFB), du Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires (MTECT), et du Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire (MASA).

Cette étude s'appuie sur une analyse critique des connaissances scientifiques disponibles au niveau mondial sur les multiples dimensions de la qualité des sols. L'analyse de cette littérature est réalisée par un collège d'experts scientifiques appartenant à des organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur. Outre une synthèse sur les perceptions et définitions de la qualité des sols, une identification des principales étapes de son évaluation est proposée et assortie d'une sélection des principaux indicateurs et méthodes permettant d'évaluer les fonctions des sols. Les points de vigilance et sujets de controverse sont mis en évidence, ainsi que la dynamique d'innovation dans ce domaine. En mettant à jour l'étendue des connaissances acquises, les domaines d'incertitudes et de controverses, ainsi que les questions face auxquelles les connaissances restent insuffisantes, ces travaux ont vocation à nourrir les réflexions des différentes catégories d'acteurs sur la prise en compte de la qualité des sols dans les politiques publiques. Ils contribuent ainsi à la mission d'appui aux politiques publiques remplie par les instituts de recherche.

Les experts sont sélectionnés sur la base de leurs publications dans des revues scientifiques à comité de lecture, en veillant à ce que les liens d'intérêt (par ex. : financements, affinités intellectuelles, liens de collaboration), inévitables dans la recherche finalisée, soient les plus diversifiés possible, en excluant les cas de conflit d'intérêt. La transparence est assurée par la description dans le rapport de l'étude des sources mobilisées et de la méthode employée.

L'étude est conduite en interaction avec les financeurs dans le cadre d'un Comité de suivi, et avec un Comité consultatif d'acteurs réunissant les principales parties prenantes concernées par le sujet.

Les résultats sont publiés sur les sites internet d'INRAE et du GIS Sol sous trois formats de documents disponibles en ligne. Le rapport scientifique comporte un rappel des éléments de contexte de l'expertise, la description de la méthode mise en œuvre et de l'ensemble de la bibliographie qui intègre près de 1 800 références, les éléments de cadrage scientifique de l'étude, l'ensemble des analyses produites par les experts, ainsi que les conclusions générales qui en découlent. La synthèse pour les décideurs rassemble les principaux constats établis dans le rapport scientifique. Le résumé présente succinctement les principaux enseignements tirés de ces travaux. En outre, les résultats ont fait l'objet, le 20 novembre 2024, d'un colloque public de restitution, dont les captations vidéo sont également disponibles en ligne.

Le présent rapport est structuré en cinq parties :

- La première partie présente les éléments de contexte qui ont conduit à la réalisation de cette étude ainsi que ses modalités de réalisation.
- La deuxième partie traite des questions de définition concernant les notions de qualité et de santé des sols, d'indicateur, de fonctions et de multifonctionnalité. Ces questions conceptuelles sont cruciales car elles renvoient à des choix fortement déterminants de l'évaluation de la qualité des sols sur le plan opérationnel.
- La troisième partie rassemble les enseignements portant sur la mesure de la qualité des sols, organisés en trois sous-parties. Dans un premier temps sont identifiés les indicateurs les plus communément rencontrés dans la littérature scientifique. Les différentes questions méthodologiques que soulève l'évaluation de la qualité des sols sont ensuite passées en revue. Pour terminer cette partie sur la mesure de la qualité des sols, une évaluation des différents critères d'opérationnalité des indicateurs est proposée, ainsi que la réalisation de tests à partir des données mobilisables issues du système national d'information sur les sols.
- La quatrième partie analyse la possibilité de prendre en compte ces évaluations de la qualité des sols, dans les décisions prises par les acteurs comme dans le cadre juridique, qu'il s'agisse de préserver et/ou de restaurer cette qualité.
- La dernière partie comporte les conclusions générales tirées de l'assemblage transversal de ces résultats.

Sommaire

| | |
|---|------------|
| Avant-propos | 3 |
| Sommaire | 5 |
| Collectif de travail | 7 |
| Sigles | 11 |
| Partie I. Fondements de l'étude | 15 |
| Chapitre 1. Contexte et cadre d'analyse | 17 |
| Chapitre 2. Experts scientifiques mobilisés et sources analysées | 41 |
| Partie II. Définir la qualité des sols | 55 |
| Chapitre 3. Polysémie de la qualité des sols | 57 |
| Chapitre 4. Le concept d'indicateur | 77 |
| Chapitre 5. De la fonction à la multifonctionnalité | 103 |
| Chapitre 6. Les fonctions écologiques des sols | 125 |
| Conclusion | 151 |
| Partie III. Mesurer la qualité des sols | 153 |
| Sous-Partie III-I. Les indicateurs les plus communs dans la littérature | 153 |
| Chapitre 7. Paramètres pour l'évaluation de la qualité/santé des sols | 155 |
| Chapitre 8. Les indicateurs des fonctions des sols | 181 |
| Chapitre 9. Les mesures de qualité des sols en économie | 235 |
| Sous-Partie III-II. Méthodes de mesure des paramètres et d'élaboration des indicateurs | 251 |
| Chapitre 10. Caractérisation et mesure des indicateurs monoparamétriques les plus communs | 257 |
| Chapitre 11. Construction d'indices agrégés | 409 |
| Chapitre 12. Démarches pour la surveillance et la cartographie de la qualité des sols | 425 |
| Chapitre 13. Evaluation de la qualité des sols par proxidtection et télédtection | 449 |
| Conclusion | 495 |
| Sous-Partie III-III. Les possibilités de mise en œuvre | 503 |
| Chapitre 14. Opérationnalité des indicateurs | 505 |
| Chapitre 15. Evaluation de quelques indicateurs de qualité des sols sur une zone test | 537 |
| Partie IV. Prendre en compte la qualité des sols | 583 |
| Chapitre 16. Production et mobilisation des indicateurs | 585 |
| Chapitre 17. Restauration de la qualité des sols, désartificialisation des sols | 639 |
| Chapitre 18. La gouvernance de la qualité des sols par le droit | 677 |
| Partie V. Conclusions générales | 747 |
| Chapitre 19. Résultats transversaux, enseignements tirés et perspectives | 749 |

Collectif de travail

Pilotes scientifiques

Isabelle COUSIN (DR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UR **Info&Sol** (Etat, fonctionnement, surveillance des sols, évaluation des services et des sols, impacts, santé et qualité de sols, gestion de données environnementales), Orléans. *Physique du sol, Fonctions et services écosystémiques*

Maylis DESROUSSEAU (MCF) : Ecole d'Urbanisme de Paris (Urbanisme et aménagement), Champs sur Marne. *Droit de l'environnement, Protection des sols*

Experts scientifiques

Denis ANGERS (DR) : Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), **Centre de recherche et de développement de Québec**, Québec, Canada. *Science du sol, Agronomie, Carbone du sol*

Laurent AUGUSTO (DR) : INRAE - ECODIV*, UMR **ISPA (Interactions sol-plante-atmosphère)** (effets des changements globaux sur les écosystèmes, transferts de matière et d'énergie), Villenave. *Ecologie des sols forestiers, Fonctions des sols*

Jean-Sauveur AY (CR) : INRAE - ECOSOCIO*, UMR **CESAER (Centre d'Economie et de Sociologie Rurales Appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux)**, Dijon. *Economie foncière, Prix et usage de la terre, Politiques publiques*

Adrien BAYSSE-LAINÉ (CR) : CNRS - UMR **Pacte** (Géographie, aménagement, urbanisme, science politique, sociologie), Grenoble. *Géographie du droit et géographie sociale de l'environnement, Foncier agricole et forestier, Rapports propriété-gestion-usage*

Philippe BRANCHU (IR) : CEREMA, Equipe TEAM (Hydrologie urbaine, sciences de l'environnement), Trappes. *Géochimie, Solutions fondées sur la nature (eau, sol), Sols urbains*

Alain BRAUMAN (DR) : IRD, UR **Eco&Sol** (Ecologie fonctionnelle des sols, rôle des organismes dans les cycles biogéochimiques), Montpellier. *Ecologie des sols*

Nicolas CHEMIDLIN PRÉVOST BOURÉ (Pr) : Institut Agro Dijon, UMR **Agroécologie** (Microbiologie des sols, agronomie, interactions plantes microorganismes, génétique), Dijon. *Ecologie microbienne des sols, Biogéographie, Impact des pratiques agricoles*

Claude COMPAGNONE (Pr) : Institut Agro Dijon, UMR **CESAER (Centre d'Economie et de Sociologie Rurales Appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux)**, Dijon. *Sociologie*

Raphaël GROS (Pr) : Aix-Marseille Université, UMR **IMBE (Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale)** (Biodiversité et systèmes socio-écologiques), Marseille. *Ecologie des sols et de la restauration*

Carole HERMON (Pr) : Université Toulouse Capitole, UR **IEJUC (Institut d'études juridiques de l'urbanisme, de la construction et de l'environnement)** (Droit de l'environnement, droit de l'urbanisme, droit immobilier, droit rural, droit des biens), Toulouse. *Droit de l'environnement, Agriculture, Contentieux*

Catherine KELLER (Pr) : Aix-Marseille Université, UR **CEREGE (Centre de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement)** (Géosciences, développement durable, risques, climats, environnements actuels, formation et déformation de la surface terrestre), Aix-en-Provence. *Biogéochimie, Contamination-(phyto)remédiation, Sols urbains*

Germain MEULEMANS (CR) : CNRS - UMR **Centre Alexandre-Koyré** (Histoire sociale et culturelle des sciences, des savoirs et des techniques), Paris. *Anthropologie de l'environnement, Etude des sciences et des techniques (STS)*

David MONTAGNE (MCF) : AgroParisTech - UMR **EcoSys** (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Saclay. *Pédologie, Pédogenèse, Services écosystémiques*

* Départements INRAE : AgroEcoSystem : Agronomie et sciences de l'environnement pour les agroécosystèmes ; ECODIV : Ecologie et biodiversité ; ECOSOCIO : Economie et sciences sociales

Guénola PÉRÈS (MCF) : Institut Agro - UMR **SAS (Sol Agro hydrosystème Spatialisation)** (Interactions agriculture - environnement), Rennes. *Ecologie fonctionnelle du sol, Bioindicateurs, Lombriciens, Fonctions et services écosystémiques*

Nicolas SABY (IR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UR **Info&Sol** (Etat, fonctionnement, surveillance des sols, évaluation des services et des sols, impacts, santé et qualité de sols, gestion de données environnementales), Orléans. *Géostatistiques, Surveillance, Modélisation, Analyse spatiale, Système d'information statistique*

Jean VILLERD (IR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **LAE (Laboratoire Agronomie et Environnement)** (Fonctionnement de la plante, des cultures, des systèmes de production agricole et des territoires), Nancy/Dijon. *Modélisation, Analyse de données, Développement logiciel*

Cyrille VIOLLE (DR) : CNRS - UMR **CEFE (Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive)** (Biodiversité, écologie, biologie évolutive), Montpellier. *Ecologie fonctionnelle, Biodiversité, Dynamique éco-évolutive, Biogéographie*

Experts scientifiques - contributeurs ponctuels

Bertrand LAROCHE (IR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UR **Info&Sol** (Etat, fonctionnement, surveillance des sols, évaluation des services et des sols, impacts, santé et qualité de sols, gestion de données environnementales), Orléans. *Pédologie, Coordination du programme national Inventaire Gestion et Conservation des Sols (IGCS)*

Emmanuelle VAUDOUR (DR) : INRAE - UMR **EcoSys (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes)** (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Saclay. *Pédologie, Télédétection, Analyse spatiale, Cartographie*

Chargées de mission

Julie ITEY (IR) : INRAE - DEPE, Paris. *Eléments de contexte, étude de la jurisprudence.*

Marie-Caroline BRICHLER (IR) : INRAE – Info&Sol, Orléans. *Phase de test.*

Claire FROGER (IR) : INRAE – Info&Sol, Orléans. *Phase de test.*

Documentation

Sybille DE MARESCHAL : INRAE - DipSO (Direction pour la science ouverte, pôle Astra), Bordeaux.

Virginie LELIEVRE : INRAE - AgroEcoSystem*, Avignon.

Graphisme

Sacha DESBOURDES : INRAE - AgroEcoSystem*, Orléans. *Designer graphique.*

Maëlle JOLY : graphiste indépendante. *Illustration.*

Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE)

Sophie LEENHARDT. *Conduite du projet, rédaction.*

Claire MEUNIER. *Appui à la conduite du projet.*

Kim GIRARD. *Appui communication et gestion administrative.*

Sandrine GOBET. *Gestion logistique et administrative.*

Isabelle SAVINI. *Appui éditorial, mise en pages du rapport.*

* Département INRAE : AgroEcoSystem : Agronomie et sciences de l'environnement pour les agroécosystèmes

Comité de suivi

Membres : ADEME (Miriam BUITRAGO, Antoine PIERART), OFB (Nolwenn BOUGON, Kathleen MONOD), MTEECPR/CGDD (Véronique ANTONI puis Benjamin TROCHON, Irénée JOASSARD), MASAF/DGER (Patricia LAVILLE), INRAE DS Environnement adjoint (Pierre RENAULT) et INRAE DEPE (Guy RICHARD).

Comité consultatif d'acteurs

Organisations participantes : Association de coordination technique agricole (ACTA), Association française d'agronomie (AFA), *Aménagement foncier agricole, forestier et environnemental* (AFAFE), Association française pour l'étude des sols (AFES), Association pour la promotion de l'agriculture durable (APAD), Assemblée permanente des Chambres d'agriculture (APCA), Association des régions de France (ARF), Caisse des dépôts et consignations (CDC) Biodiversité, Centre national de la propriété forestière (CNPF), Fédération nationale d'Agriculture biologique des régions de France (FNAB), Fédération nationale des SCoT (FN-SCoT), France Nature Environnement (FNE), Fondation pour la nature et l'homme (FNH), Fédération nationale des Sociétés d'aménagement foncier et d'établissement rural (FN-SAFER), Humanité et biodiversité, Laboratoire d'initiatives foncières et territoriales innovantes (LIFTI), Ligue pour la protection des oiseaux (LPO), Terre de Liens-Fédération, Union des consultants et ingénieurs en environnement (UCIE), Union professionnelle du génie écologique (UPGE).

Sigles

| | |
|------------------|---|
| AB | Agriculture biologique |
| ACP | Analyse en composantes principales |
| ACS | Agriculture de conservation des sols |
| ADEME | Agence de la transition écologique |
| ADN | Acide désoxyribonucléique |
| AEE / EEA | Agence européenne de l'environnement / <i>European Environment Agency</i> |
| AFAFE | Aménagement foncier agricole, forestier et environnemental |
| AFES | Association française pour l'étude des sols |
| AFNOR | Association française de normalisation |
| ANSES | Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail |
| AOC | Appellation d'origine contrôlée |
| ARN | Acide ribonucléique |
| BCAE | Bonnes conditions agricoles et environnementales |
| BCSR | <i>Base cation saturation ratio</i> (ratio de saturation en cations de base) |
| BD / BDD | Base de données |
| BDAT | Base de données des analyses de terre |
| BDETM | Base de données des éléments-traces métalliques |
| CASH | <i>Comprehensive Assessment of Soil Health</i> |
| CCAF | Commission communale d'aménagement foncier |
| CCP | Coefficient de constructibilité potentielle |
| CCS | Cartographie conventionnelle des sols |
| CDTA | Carte départementale des terres agricoles |
| CE / EC | Conductivité électrique / <i>Electric conductivity</i> |
| CEC | Capacité d'échange cationique |
| CGAAER | Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux |
| CGEDD | Conseil général de l'environnement et du développement durable (2008-2022) |
| CIAF | Commission intercommunale d'aménagement foncier |
| CNES | Centre national d'études spatiales |
| CNRS | Centre national de la recherche scientifique |
| COP | <i>Conference of Parties</i> (Conférence des parties à la Convention cadre des Nations unies sur les changements climatiques) |
| COS / SOC | Carbone organique du sol / <i>Soil Organic Carbon</i> |
| CSLF | <i>Credibility - Saliency - Legitimacy - Feasibility</i> (Crédibilité - Capacité à informer - Légitimité - Faisabilité) |
| CSMS | Cartographie des sols basée sur des modélisations statistiques |
| CPF | Connaissance pédologique de la France |
| DDT | Direction départementale des territoires |
| DPSIR | <i>Drivers - Pressures - State - Impacts - Responses</i> (Forces - pressions - état - impacts - réponses) |
| DEPE | Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (INRAE) |
| DMP / MWD | Diamètre moyen pondéré des agrégats / <i>Mean weight diameter</i> |
| DoneSol | Base de données nationale des informations spatiales pédologiques |
| DRAAF | Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt |
| EAS | Échantillonnage aléatoire simple |
| Ece | Conductivité électrique |
| EEA / AEE | <i>European Environment Agency</i> / Agence européenne de l'environnement |
| ENS | Évaluation numérique des sols |
| EPCI | Établissement public de coopération intercommunale |
| ERC | Éviter, réduire, compenser (séquence ERC) |

| | |
|------------------|--|
| ETMM | Élément-trace métallique et métalloïde |
| EUSO | <i>European Union Soil Observatory</i> (Observatoire européen des sols) |
| FAO | <i>Food and Agriculture Organisation</i> (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture) |
| FPT | Fonction de pédotransfert |
| GEPPA | Groupe d'étude de pédologie pure et appliquée |
| GIS Sol | Groupement d'intérêt scientifique Sol |
| GSP | <i>Global Soil Partnership</i> (Partenariat mondial pour les sols) |
| HAP | Hydrocarbures aromatiques polycycliques |
| HVE | Haute valeur environnementale |
| IGCS | Inventaire, gestion et conservation des sols |
| IGEDD | Inspection générale de l'environnement et du développement durable (depuis 2022) |
| IGP | Indication géographique protégée |
| INAO | Institut national de l'origine et de la qualité |
| INERIS | Institut national de l'environnement industriel et des risques |
| INRA | Institut national de la recherche agronomique (1946-2019) |
| INRAE | Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (depuis 2020) |
| IOTA | Installations, ouvrages, travaux et aménagements |
| IPBES | <i>Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services</i> (Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques) |
| IQS | Indice de qualité des sols |
| ISO | <i>International Organization for Standardization</i> (Organisation internationale de normalisation) |
| JRC | <i>Joint research center</i> (Centre commun de recherche de l'Union européenne) |
| LAI | <i>Leaf Area Index</i> (Indice de surface foliaire) |
| LBC | Label bas carbone |
| LLWR | <i>Least limiting water range</i> (Limite inférieure de teneur en eau) |
| MAEC | Mesures agroenvironnementales et climatiques |
| MO | Matière organique |
| MOS / SOM | Matière organique du sol / <i>Soil Organic Mater</i> |
| MDS | <i>Minimum Data Set</i> (Jeu de données minimum) |
| MWD / DMP | <i>Mean weight diameter / Diamètre moyen pondéré des agrégats</i> |
| NASA | <i>National Aeronautics and Space Administration</i> (Administration nationale de l'aéronautique et de l'espace aux USA) |
| NDVI | <i>Normalized Difference Vegetation Index</i> (Indice de végétation par différence normalisée) |
| NIRS | <i>Near Infra Red Spectroscopy</i> (Spectroscopie proche infrarouge) |
| NUTS | Nomenclature des unités territoriales statistiques |
| OAD | Outil d'aide à la décision |
| OAP | Orientation d'aménagement et de programmation |
| OCDE | Organisation de coopération et de développement économiques |
| OCS GE | Occupation du sol à grande échelle |
| ODD / SDG | Objectifs de développement durable / <i>Sustainable Development Goals</i> |
| OFB | Office français de la biodiversité |
| OPVT | Observatoire participatif des vers de terre |
| OTU / UTO | <i>Operational taxonomic unit / Unité taxonomique opérationnelle</i> |
| PAC | Politique agricole commune |
| PADD | Projet d'aménagement et de développement durables |
| PCAET | Plan climat air énergie territorial |
| PCB | Polychlorobiphényles |
| PCR | Réaction de polymérisation en chaîne |
| PEAN | Périmètres de protection des espaces naturels et agricoles périurbains |
| PFAS | <i>Per- and polyfluoroalkyl substances</i> (Substances per- et polyfluoroalkylées) |

| | |
|--------------------|---|
| PLFA | <i>Phospholipid Fatty Acid</i> (Acides gras phospholipidiques) |
| PLU | Plan local d'urbanisme |
| PLUi | Plan local d'urbanisme intercommunal |
| PNR | Parc naturel régional |
| PPRN | Plan de prévention des risques naturels |
| PRA | Petite région agricole |
| PSN | Plan stratégique national |
| RDA | <i>Redundancy analysis</i> (Analyse de redondance) |
| REVA | Réseau d'expérimentation et de veille à l'innovation agricole |
| RMQS | Réseau de mesures de la qualité des sols |
| RMT | Réseau mixte technologique |
| RRP | Référentiel régional pédologique |
| RU | Réservoir en eau utilisable |
| RUM | Réservoir en eau utilisable maximal |
| RUSLE | <i>Revised Universal Soil Loss Equation</i> (Equation universelle révisée pour le calcul de la perte en terre) |
| SAFER | Société d'aménagement foncier et d'établissement rural |
| SAGE | Schéma d'aménagement et de gestion de l'eau |
| SAU | Surface agricole utile |
| SCoT | Schéma de cohérence territoriale |
| SDAGE | Schéma directeur d'aménagement et de gestion de l'eau |
| SDG / ODD | <i>Sustainable development goals</i> / Objectifs de développement durable |
| SE | Services écosystémiques |
| SFN | Solution fondée sur la nature |
| SHS | Sciences humaines et sociales |
| SMAF | <i>Soil Management Assessment Framework</i> |
| SML ou SMLR | <i>Soil Monitoring Law</i> ou <i>Soil Monitoring and Resilience Law</i> (Proposition de directive européenne sur la surveillance et la résilience des sols) |
| SNB | Stratégie nationale pour la biodiversité |
| SOC / COS | <i>Soil organic carbon</i> / Carbone organique du sol |
| SOM / MOS | <i>Soil Organic Mater</i> / Matière organique du sol |
| SQI / IQS | <i>Soil Quality Index</i> / Index de qualité du sol |
| SRADDET | Schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires |
| SRU | Loi relative à la Solidarité et au renouvellement urbains |
| STS | <i>Science and technology studies</i> |
| TDS | <i>Total data set</i> (Jeu de données complet) |
| TRL | <i>Technology readiness level</i> (Niveau de maturité technologique) |
| UCS | Unité cartographique de sol |
| UE | Union européenne |
| UICN | Union internationale pour la conservation de la nature |
| USA | <i>United States of America</i> (États-Unis d'Amérique) |
| USD | <i>United States Dollar</i> |
| USDA | <i>United States Department of Agriculture</i> (Ministère de l'agriculture des États-Unis) |
| USLE | <i>Universal Soil Loss Equation</i> |
| UTCATF | Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie |
| UTO / OTU | Unité taxonomique opérationnelle / <i>Operational taxonomic unit</i> |
| UTS | Unité typologique de sol |
| WHC | <i>Water holding capacity</i> (Capacité des sols à stocker l'eau) |
| WHO / OMS | <i>World Health Organization</i> / Organisation mondiale de la santé |
| WoS | <i>Web of science</i> |
| WRB | <i>World Reference Base for Soil Resources</i> (Base de référence mondiale pour les ressources en sols) |
| ZAN | Zéro artificialisation nette |
| ZAP | Zone agricole protégée |

Partie I.

Fondements de l'étude

Chapitre 1. Contexte et cadre d'analyse

Chapitre 2. Experts scientifiques mobilisés et sources analysées

Introduction

Cette partie présente les éléments de contexte qui ont conduit à la réalisation de cette étude. Le Chapitre 1 montre notamment la montée en puissance des préoccupations concernant la qualité des sols et sa dégradation aux différents niveaux de décision : international, européen, national ou plus local. Il présente également les choix qui en découlent concernant le périmètre et les axes de travail convenus au sein du collectif de travail. Le Chapitre 2 décrit les ressources sur lesquelles se fonde l'étude, c'est-à-dire la composition du comité d'experts scientifiques, et celle du corpus bibliographique analysé.

Chapitre 1.

Contexte et cadre d'analyse

Autrices : **Isabelle Cousin, Maylis Desrousseaux, Julie Itey, Sophie Leenhardt**

Sommaire

| | |
|--|-----------|
| 1. Évolution historique des préoccupations sur la qualité des sols | 19 |
| 1.1. De 1972 aux années 2000 : des voix s'élèvent..... | 19 |
| 1.2. Du début des années 2000 au milieu des années 2010 : avancées significatives et revers politique..... | 21 |
| 1.3. Depuis 2013 : le retour du sol sur la scène politique | 23 |
| 2. État des lieux initial des démarches d'évaluation les plus récentes | 27 |
| 2.1. Appels à projets, rapports officiels et observatoires..... | 27 |
| 2.2. Initiatives associatives..... | 31 |
| 2.3. Offre de services | 31 |
| 2.4. Référentiels et normes..... | 31 |
| 2.5. Enseignements tirés pour le positionnement de l'étude..... | 32 |
| 3. Cadre d'analyse | 32 |
| 3.1. Les trois piliers de l'étude IndiQuaSols..... | 33 |
| 3.2. Notre objet d'étude : le sol ? ou un système plus large ? | 36 |
| 3.3. Constitution des groupes de travail..... | 37 |
| 4. Structure du rapport | 37 |
| Références bibliographiques | 38 |
| Sources institutionnelles et juridiques | 39 |

Le contexte de réalisation de la présente étude est marqué par la multiplication des alertes sur la dégradation de la qualité des sols, et la prise de conscience du caractère indispensable et non renouvelable de cette ressource. Face à l'impératif d'une amélioration de la préservation de la qualité des sols, les acteurs concernés font part d'un manque de repères permettant de caractériser cette qualité. Le présent chapitre retrace tout d'abord succinctement l'évolution historique des préoccupations sur la qualité des sols, et les variations qu'elle révèle dans la perception et la définition même de cette qualité. Cette variation se retrouve également dans le domaine scientifique, avec une évolution historique des concepts associés à la qualité des sols qui est retracée sur la base de la bibliographie scientifique dans le Chapitre 3. La difficulté à identifier les indicateurs-clés de la qualité des sols provient également du foisonnement des propositions visant à outiller les politiques publiques. Un état des lieux initial des principales propositions est retracé en deuxième section de ce chapitre. La troisième section tire les enseignements des deux précédentes pour positionner les objectifs et le cadre d'analyse de la présente étude.

1. Évolution historique des préoccupations sur la qualité des sols

La qualité du sol est une préoccupation ancestrale en contexte agricole, qui a longtemps été quotidiennement perçue par les populations, alors majoritairement rurales. Le XX^e siècle a conduit à la négliger largement, avec l'affranchissement des activités humaines vis-à-vis des caractéristiques et contraintes du sol. L'industrialisation et l'urbanisation se sont développées sur un sol neutralisé par des revêtements inertes d'asphalte et de béton. Dans le domaine agricole, la mécanisation, les aménagements et les intrants, sont venus gommer les spécificités des sols cultivés (drainage des sols humides, irrigation des sols séchants, marnage et chaulage des sols acides, équilibrage de la fertilisation des sols pauvres, etc.). Le sol a alors été considéré essentiellement comme une surface à exploiter, et pour la population devenue majoritairement urbaine comme un élément sale source de germes, de boue et de poussière. La surexploitation et la pollution des sols se traduit aujourd'hui par une dégradation de grande ampleur qui a été documentée aux différentes échelles. A l'échelle mondiale, entre 20 et 40% des terres sont concernées par la dégradation (United Nations Convention to Combat Desertification, 2022). Dans l'Union européenne, ce sont 60 à 70% des surfaces qui sont affectées par la dégradation des sols¹. En France, l'artificialisation, l'érosion, la contamination, la salinisation, le tassement, menacent le fonctionnement écologique et le potentiel agronomique des sols².

La prise de conscience progressive du rôle des sols pour la préservation des écosystèmes et de certaines activités humaines a induit des initiatives politiques menant à l'adoption d'instruments institutionnels aux niveaux internationaux et nationaux. Le début des années 1970 marque une étape importante dans la reconnaissance des préoccupations relatives aux sols au sein de la communauté internationale. Cette préoccupation ne s'est pour autant pas confirmée de manière constante ces cinquante dernières années, mais montre pour autant une montée en puissance significative des enjeux associés à la protection des sols de 1972 à aujourd'hui. Cette évolution peut être décomposée en trois grandes phases, plus ou moins marquées par l'action conjuguée des organisations internationales d'une part, et du droit et des politiques européennes et françaises, d'autre part.

1.1. De 1972 aux années 2000 : des voix s'élèvent

La première phase de ce développement s'est amorcée au début des années 1970, simultanément à l'échelle internationale et européenne (Figure 1-1). La Conférence de Stockholm en 1972 a marqué un tournant majeur dans la prise de conscience internationale de l'importance de la « terre » en tant que « ressource naturelle », indispensable à préserver, au même titre que « l'air, l'eau [...] la faune et la flore »³. La même année, la Charte européenne des sols⁴ souligne pour la première fois la nécessité de protéger les sols face aux diverses formes de

¹ EUSO (European union soil observatory) - <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/> (Consulté le 28/08/2024).

² <https://www.gissol.fr/thematiques/degradations-perdes-en-sols> (Consulté le 28/08/2024).

³ Nations Unies, 1972. Déclaration de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement (Déclaration de Stockholm). Principe 2.

⁴ Conseil de l'Europe, 1972. Charte européenne des sols. Résolution (72) 19.

dégradation qu'ils subissent, tout en incitant à l'adoption d'une « législation appropriée » pour leur protection et leur « restauration »⁵. Ces mobilisations ne conduisent pourtant qu'à l'adoption de règles non contraignantes, à l'instar de la Charte mondiale des sols de 1982. En revanche, certains types d'espaces comme les zones humides⁶, certaines menaces comme la désertification⁷, ou le partage d'enjeux autour d'un territoire⁸ donnent lieu à l'adoption de véritables conventions. Parallèlement, la création du Forum européen des sols en 1998 participe de cette dynamique (Bertrand, 2015).

Les tentatives de formalisation de ces préoccupations se sont multipliées, avec des initiatives significatives de la part de la Commission européenne, qui a joué un rôle clé dans l'évolution des politiques liées aux sols. Plusieurs directives ont permis des avancées dans ce sens. D'une part, la Directive Habitats de 1992 reconnaît l'importance de conserver les « zones terrestres » (art. 1(b))⁹, leur « structure » et les « fonctions nécessaires à [leur] maintien sur le long terme »¹⁰. D'autre part, la Directive-Cadre sur l'eau, adoptée le 23 octobre 2000, vise la préservation des « écosystèmes terrestres et des zones humides »¹¹. Le droit de l'Union européenne reste toutefois limité par une approche sectorielle du droit de l'environnement et des textes concentrés sur la régulation des activités (Sénat, 2021). On observe alors une prise en compte des sols bornée à des dispositions éparpillées, disséminées au sein de plusieurs mécanismes juridiques et initiatives institutionnelles répertoriées dans une étude commandée par la Commission européenne au nombre de 7, entre 1986 et 2006 (Frelih-Larsen *et al.*, 2016).

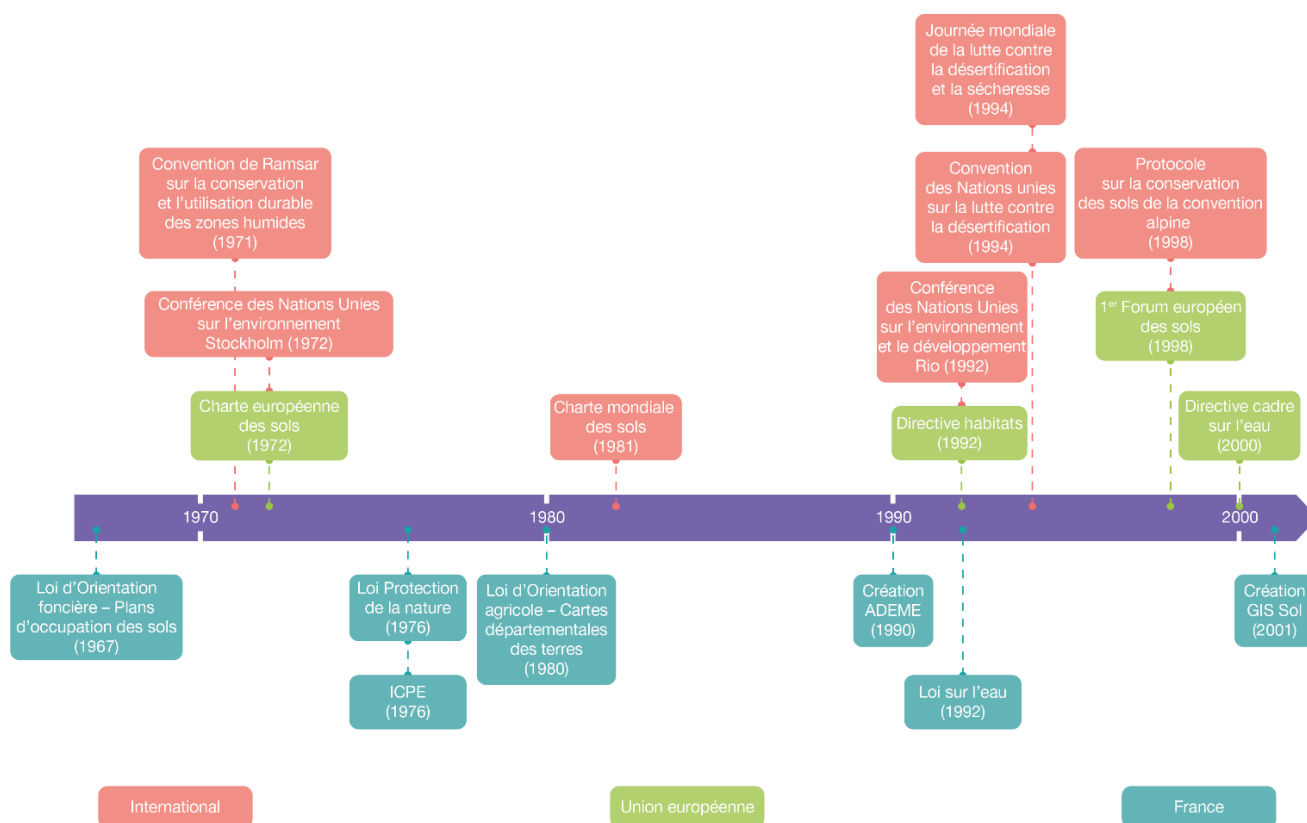


Figure 1-1. Frise chronologique des principaux instruments relatifs à la protection des sols entre 1970 et 2000 à l'échelle internationale (orange), européenne (vert) et française (bleu).

⁵ Conseil de l'Europe, 1972. Charte européenne des sols. Résolution (72) 19.

⁶ Nations Unies, 1971. Convention de Ramsar sur la Conservation et l'Utilisation Durable des Zones Humides. Entrée en vigueur en 1975.

⁷ Nations Unies, 1994. Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification (CNULCD).

⁸ Nations Unies, 1998. Protocole d'application sur la conservation des sols de la Convention alpine.

⁹ Union européenne, 1992. Directive n° 92/43 du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Art.1(b).

¹⁰ Union européenne, 1992. Directive n° 92/43 du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Art.1(e).

¹¹ Union européenne, 2000. Directive n° 2000/60 du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Il en est de même au niveau national, où les préoccupations concernant les sols qui dominent cette période sont en lien avec l'aménagement du territoire à la suite de la loi d'orientation foncière de 1967 qui crée les plans d'occupation des sols. Les années 1970 voient aussi s'instituer les premiers grands instruments de protection de l'environnement avec notamment les études d'impact en 1976 par la loi relative à la protection de la nature, et la création du régime des Installations Classées Protection l'Environnement (ICPE), marquant un pas vers les obligations de remise en état des sols pollués. Dans ce domaine, le repérage des sites est instauré dans les années 1990 et l'ADEME se voit attribuer une mission de protection et de dépollution des sols. En milieu rural, après le pic atteint à la fin des années 1960 et le ralentissement observé dans les années 1970, le rythme des remembrements se maintient avec les dispositions prises dans les années 1980 (Philippe et Polombo, 2013), qui intègrent à la marge des éléments relatifs à l'état des sols. Enfin la loi sur l'eau de 1992 intègre certains enjeux relatifs aux sols, notamment sur l'imperméabilisation. Le développement institutionnel de la surveillance des sols s'étoffe dans les années 1990 avec la mise en place de plusieurs bases de données, mais la France se trouve encore dépourvue d'un cadre de surveillance national exhaustif permettant le suivi de l'évolution de la qualité des sols. Ce constat est à l'origine de la création du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) en 2000 et du Groupement d'intérêt scientifique sur les sols (GIS Sol) en 2001, et dont l'unité de service *InfoSol* de l'INRA constitue l'outil opérationnel.

Aux échelles mondiale, européenne comme française, les années 1990-2000 ont donc représenté un tournant dans la prise en compte des sols dans la sphère politique et juridique. Or, à l'aube de l'an 2000, les instruments de protection ainsi mis en place portent sur des types d'espaces qui englobent nécessairement le sol, mais sans toujours le nommer (Figure 1-1).

1.2. Du début des années 2000 au milieu des années 2010 : avancées significatives et revers politique

Cette période est caractérisée par un regain d'appels à la construction d'un cadre légal pour la protection des sols mais aussi par de forts blocages politiques (Figure 1-2).

A l'échelle internationale, la multiplication d'initiatives politiques provient d'un nouveau Partenariat mondial pour les sols (GSP), créé par l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et la Commission européenne en 2011¹². Il vise à encourager le développement des cadres réglementaires pour la gestion durable des sols (Montanarella et Vargas, 2012) en favorisant les approches ascendantes pour la mise en œuvre de mesures adéquates aux échelles nationales (Weigelt *et al.*, 2015).

En 2002, la Commission européenne publie la communication « Vers une stratégie thématique pour la protection des sols »¹³. Elle y distingue le sol (*soil*) des terres dans sa dimension foncière et paysagère (*land*) en considérant que le sol est un élément constitutif des terres et qu'il est légitime d'y dédier une politique spécifique. Le sol y est défini comme « une ressource essentiellement non renouvelable avec des taux de dégradation potentiellement rapides et des processus de formation et de régénération extrêmement lents » associée à des fonctions « environnementales, sociales et économiques ». Il découlera de ce texte une proposition de directive cadre sur la protection du sol¹⁴, qui ambitionne de préserver les fonctions sols de huit menaces de dégradation : tassement, érosion, glissement de terrain et inondations, artificialisation, contamination, salinisation, perte de la biodiversité et baisse des teneurs en matière organique¹⁵. Cette proposition représente une avancée significative en ce qu'elle identifie clairement l'objet de la protection, en incluant les fonctions du sol et les bénéfices qu'elles apportent aux écosystèmes et aux hommes (Hermon, 2018).

¹² <https://www.fao.org/global-soil-partnership/en/> (Consulté le 28/08/2024).

¹³ Union européenne, 2002. Communication de la Commission, Vers une stratégie thématique pour la protection des sols. COM(2002) 179 final.

¹⁴ Union européenne, 2006. Proposition de directive définissant un cadre pour la protection des sols et modifiant la directive 2004/35. COM(2006) 232 final.

¹⁵ Union européenne, 2006. Communication de la Commission - Stratégie thématique en faveur de la protection des sols. COM(2006) 231 final [Non publié au Journal officiel]. p. 1.

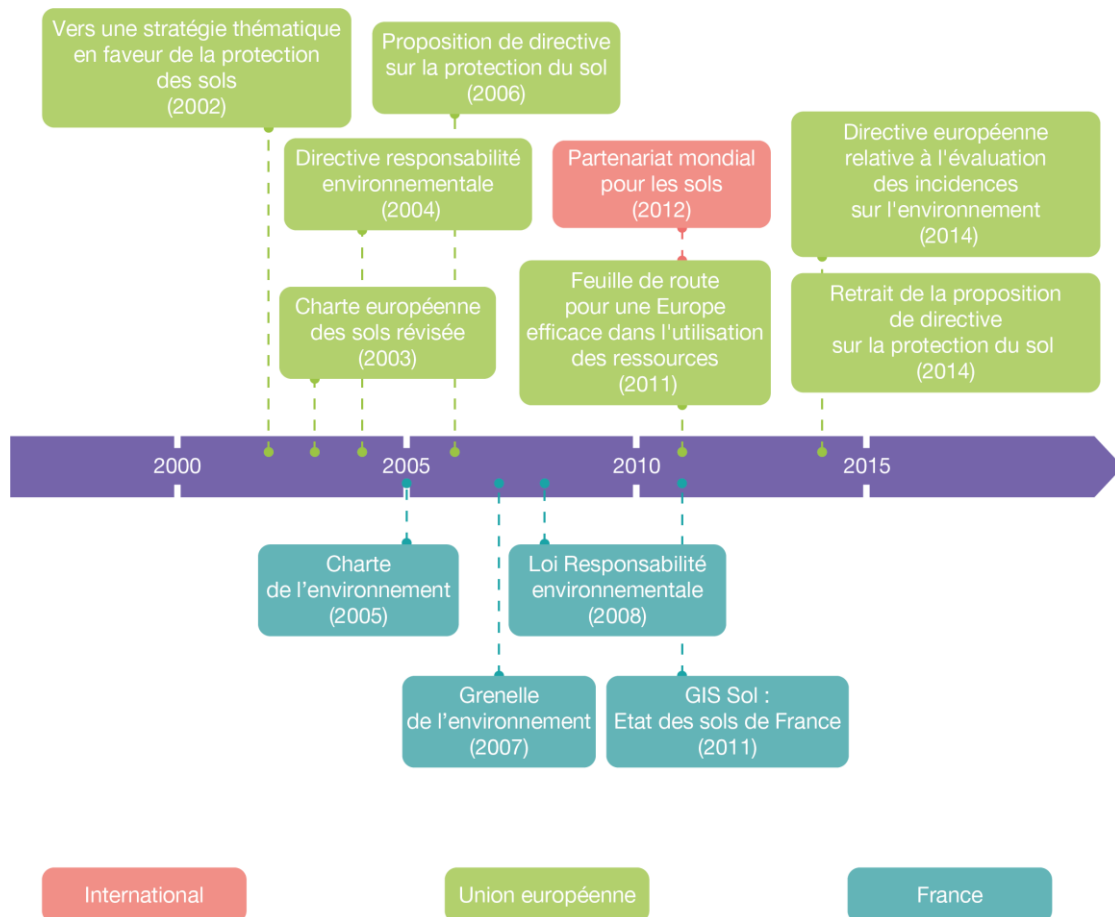


Figure 1-2. Frise chronologique des principaux instruments relatifs à la protection des sols entre 2000 et 2015 à l'échelle internationale (orange), européenne (vert), française (bleu).

Face aux divergences politiques, ce projet sera abandonné, au motif notamment qu'il contreviendrait au principe de subsidiarité et qu'il empiéterait sur les politiques nationales déjà en place. Certains Etats membres sont également préoccupés par les coûts que la transposition de la directive impliquerait, par rapport aux bénéfices environnementaux escomptés. La France s'est particulièrement opposée à l'obligation de recenser systématiquement les sites potentiellement pollués. En outre, des inquiétudes ont été exprimées quant aux contraintes supplémentaires que cela induirait, notamment pour le développement immobilier. De plus, il a été argumenté qu'elle plaçait injustement le régime de responsabilité sur les utilisateurs des terres plutôt que sur ceux responsables des dommages causés aux sols. Enfin, la logique de requalification du sol en termes de biodiversité menacée a achoppé contre la difficulté d'appliquer à des formes de vie souterraines et méconnues les catégories de la conservation de la nature, tandis que la mise en accusation des pratiques agricoles conventionnelles a largement mobilisé les intérêts agricoles contre le projet (Fournil *et al.*, 2018). Ces difficultés mettent en lumière l'écart persistant entre les conclusions convergentes de la communauté scientifique quant à la nécessité de préserver les sols d'une part, et la faiblesse des mesures politiques mises en place, d'autre part. Après l'adoption en 2003 de la version actualisée de la Charte européenne des sols affirmant que « le sol est un patrimoine commun et sa protection est d'intérêt général, une politique de protection des sols devrait être mise en place par les États, la protection des sols devrait être prise systématiquement en compte dans toutes les autres politiques », le projet de directive-cadre est rejeté par le Conseil en 2007 avec l'opposition de quatre États membres (Allemagne, Autriche, Grande-Bretagne et Pays-Bas), la France s'étant abstenue. La proposition est officiellement retirée en 2014.

Face à ces difficultés, la Commission européenne poursuit parallèlement le deuxième pilier énoncé dans la stratégie thématique¹⁶ qui accompagnait sa proposition de directive : l'intégration de l'enjeu « sol » dans d'autres

¹⁶ Union européenne, 2006. Communication de la Commission - Stratégie thématique en faveur de la protection des sols. COM(2006) 231 final

politiques européennes, perpétuant l'approche indirecte qu'elle avait jusqu'alors mise en œuvre, qui ne permet qu'une prise en compte partielle et sectorielle de la qualité des sols (Sénat, 2021).

Ainsi, plusieurs initiatives traitant de certaines dimensions relatives à la protection des sols ont été adoptées au cours de cette période, qui seront déclinées au niveau national. Parmi elles, la Directive de 2004 sur la responsabilité environnementale sera transposée en France par une loi de 2008¹⁷ qui instaure une série d'obligations en cas de dommages causés à l'environnement, parmi lesquels sont considérées non seulement la contamination des sols, mais plus largement les détériorations qui « affectent les services écologiques, c'est-à-dire les fonctions assurées par les sols ». En 2011, la Feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources fixe des jalons à l'horizon 2020 : « les politiques de l'UE tiendront compte de leur incidence directe et indirecte sur l'utilisation des sols dans l'UE et ailleurs dans le monde, et nous serons en bonne voie pour atteindre notre objectif consistant à supprimer d'ici à 2050 toute augmentation nette de la surface de terres occupée; l'érosion des sols aura été réduite et leur teneur en matières organiques aura augmenté, alors que les travaux d'assainissement des sites contaminés auront bien progressé »¹⁸. Elle préfigure ainsi l'objectif de « zéro artificialisation nette » relayé au niveau national par le Plan biodiversité de 2018 et la loi dite Climat et résilience de 2021. En 2014, le sol figure désormais en effet parmi les enjeux à prendre en compte lors de la réalisation des évaluations environnementales des projets, plans et programmes¹⁹.

A l'échelle nationale, outre les éléments découlant des cadres européens, cette période reste marquée par une évolution forte du droit de l'environnement. En particulier, la Charte de l'environnement de 2005²⁰ donne une valeur constitutionnelle aux droits et devoirs fondamentaux relatifs à la protection de l'environnement, suivant le principe « que la préservation de l'environnement doit être recherchée au même titre que les autres intérêts fondamentaux de la Nation ». Elle vise l'ensemble de l'environnement, dont les sols, comme le rappelle son préambule. Le Grenelle de l'environnement de 2007 donne lieu à deux lois en 2009 et 2010²¹ qui abordent la préservation des sols dans les domaines de la santé-environnement, de l'urbanisation et des aires protégées, et de l'agriculture.

Cette reconnaissance progressive, mais surtout indirecte, des enjeux liés à la préservation de la qualité des sols est également perceptible au travers des travaux des corps d'inspection ministériels, avec en particulier le Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux (CGAAER) et le Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD, actuel IGEDD), qui conseillent le gouvernement et contribuent ainsi à la conception, à la mise en œuvre, à l'évaluation et à l'inspection des politiques publiques. Entre 2003 et 2015, 13 rapports de ces corps d'inspection abordent directement la qualité des sols, dont 8 entre 2010 et 2014, pour traiter de sujets relatifs à l'aménagement du territoire (5 rapports) et à la pollution des sols (4 rapports). Ces rapports s'appuient sur les instruments développés depuis le début des années 2000 pour améliorer les connaissances sur la qualité des sols et son évolution, notamment le bilan de *L'état des sols de France*, dressé par le GIS Sol en 2011 (Antoni *et al.*, 2011).

1.3. Depuis 2013 : le retour du sol sur la scène politique

En décembre 2013, l'Assemblée générale des Nations Unies adopte une résolution²² proclamant le 5 décembre Journée mondiale des sols à compter de 2014, et 2015 comme l'année internationale des sols. Cette reconnaissance symbolique fait écho à la proclamation, en 1994, du 17 juin comme journée mondiale de lutte

¹⁷ Loi n° 2008-757 du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale.

¹⁸ Union européenne, 2011. Communication de la Commission - Feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources. COM(2011) 0571 final.

¹⁹ Union européenne, 2014. Directive n° 2014/52 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement.

²⁰ Loi constitutionnelle n° 2005-205 du 1 mars 2005 relative à la Charte de l'environnement.

²¹ Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement.

Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement.

²² Nations Unies, 2014. Résolution A/RES/68/232. Journée mondiale des sols et Année internationale des sols - <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N13/453/38/PDF/N1345338.pdf?OpenElement> (Consulté le 28/08/2024).

contre la désertification et la sécheresse²³, dans la perspective de mettre en avant l'importance de la mise en œuvre des dispositions de la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification (CNULCD). En outre, la résolution de 2013 témoigne de la place accordée aux sols dans l'agenda politique à partir de 2015 (Figure 1-3).



Figure 1-3. Frise chronologique des principaux instruments relatifs à la protection des sols depuis 2015 à l'échelle internationale (orange), européenne (vert), française (bleu).

En effet, cette année-là, les Nations Unies ont adopté 17 Objectifs de Développement Durable (ODD) dans le cadre de l'Agenda 2030. Deux de ces objectifs visent directement les sols : l'objectif 2.4 encourage la mise en œuvre de « pratiques agricoles résilientes » permettant d'améliorer « progressivement la qualité des terres et des sols », et l'objectif 15.3, incite la communauté internationale à « lutter contre la désertification, restaurer les terres et les sols dégradés, notamment les terres touchées par la désertification, la sécheresse et les inondations, et s'efforcer de parvenir à un monde sans dégradation des terres ».

La révision de la Charte mondiale des sols en 2015 assied le rôle de la FAO en ce domaine. Cette version reconnaît elle aussi le sol comme une entité distincte du foncier, et souligne les nombreux services écosystémiques qu'il rend pour répondre aux objectifs de développement durable (Bellec *et al.*, 2015). La FAO publie également l'*État des ressources en sols du monde* la même année (FAO, 2015).

Participant de cette dynamique, la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) a publié en 2018 le rapport portant sur la dégradation et la restauration des terres, lequel établit un lien entre dégradation des terres et dégradation de l'environnement (IPBES, 2018). La Conférence des Parties de la CNULD a également contribué à une meilleure prise en compte de la problématique

²³ Nations Unies, 1995. Résolution A/RES/49/115. Célébration d'une Journée mondiale de la lutte contre la désertification et la sécheresse - <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N95/762/74/PDF/N9576274.pdf?OpenElement> (Consulté le 28/08/2024).

de la dégradation des terres à l'échelle internationale (Ginzky *et al.*, 2018), au travers par exemple de la publication de la première édition du rapport *Perspectives mondiales des terres* en 2017 (United Nations Convention to Combat Desertification, 2017) et de son Cadre Stratégique 2018-2030²⁴. Le GIEC a aussi lié la question des sols à celle du changement climatique dans un de ses rapports spéciaux de 2019 (IPCC, 2019), en mettant notamment en avant la question du stockage du carbone par les sols : ce mouvement de "climatisation" (Aykut, 2020) des sols, largement institutionnalisé lors de la COP 21 de 2015 à Paris, s'inscrit dans le tournant général d'appréhension des sols non plus depuis leurs caractéristiques, mais à travers leurs fonctions et services.

Enfin, depuis sa création, le Partenariat mondial pour les sols a développé de nombreux outils thématiques et publié un nombre important d'ouvrages qui contribuent de manière significative à une compréhension des sols à l'échelle mondiale (Figure 1-4).



Figure 1-4. Principaux travaux du Partenariat mondial pour les sols de la FAO (d'après GSP timeline 2012-2022²⁵).

²⁴ Nations Unies, 2017. Convention sur la lutte contre la désertification. Futur cadre stratégique de la Convention. ICCD/COP(13)/21/Add.1.

²⁵ <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/c7c0ad06-bd17-4ab7-a54c-529db98c3e17/content> (Consulté le 28/08/2024).

Au niveau européen, la réinscription des sols à l'agenda politique, notamment autour du plaidoyer et de l'initiative citoyenne portés par le réseau People4Soil en 2016, s'est largement positionnée dans la même dynamique qu'au niveau international de requalification des sols par les services écosystémiques, jugée plus positive et permettant stratégiquement d'intégrer la profession agricole à une politique des sols (Fournil *et al.*, 2018).

La période est marquée par la dynamique des appels à projets dits « Horizon 2020 » du Programme-cadre pour la recherche et le développement technologique (PCRD) 2014-2020. Plus récemment, la publication en 2021 par la Commission du Pacte vert²⁶ a posé le cadre de plusieurs stratégies et propositions législatives concernant l'environnement et les sols, parmi lesquelles notamment une nouvelle stratégie pour les sols à l'horizon 2030²⁷. Cette communication publiée en 2021 définit un cadre et des mesures concrètes pour protéger et restaurer les sols au travers notamment de la mission « *A Soil Deal for Europe* », associée au cadre européen pour la surveillance des sols : l'Observatoire européen des sols (EUSO)²⁸. Ainsi, le premier appel à projet de cette mission dans le cadre du programme Horizon Europe en 2023²⁹, se révèle exclusivement centré sur les enjeux liés sols, et le programme LIFE (2021-2024) identifie les sols comme priorité thématique, au sein du sous-programme « Economie circulaire et qualité de vie »³⁰. Pour autant, la nouvelle proposition de directive sur la surveillance des sols et la résilience publiée en 2023³¹ ajourne la mise en œuvre de dispositifs contraignants pour la préservation des sols, et se limite à établir un cadre européen pour le suivi de la santé des sols.

En France, le sol reste surtout appréhendé à travers les enjeux de lutte contre l'artificialisation, et en 2014 deux lois renforcent les mécanismes destinés à limiter l'étalement urbain, prolongeant l'esprit de la loi relative à la solidarité et au renouvellement urbain (SRU) de 2000. La loi pour l'accès au logement et un urbanisme rénové (ALUR) durcit notamment les conditions d'ouverture des zones à l'urbanisation, tandis que la Loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (LAAF) instaure de nouvelles instances de contrôle des projets « artificialisants ». Dans la perspective du Projet agroécologique initié en 2012 par le ministère chargé de l'Agriculture, et en lien avec la 21^e conférence des parties (COP 21) de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) réunie à Paris, s'ajoute l'initiative multi-partenariale « 4 pour 1000 : des sols pour la sécurité alimentaire et le climat » lancée au printemps 2015. Cette initiative place la gestion durable des sols agricoles au cœur des enjeux pour l'atténuation du changement climatique et la sécurité alimentaire. L'étude « Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? » (Pellerin *et al.*, 2020) permet de disposer de l'estimation du potentiel de séquestration de carbone dans les sols. La même année, le CGAER et le CGEDD publient un rapport intitulé « Propositions pour un cadre national de la gestion durable des sols » (Bellec *et al.*, 2015). Le rapport déplore l'approche nationale disparate et peu coordonnée de la question des sols et préfigure la mise en place d'une stratégie nationale des sols sous l'égide du Conseil national de la transition écologique (CNTE), qui n'a pas abouti. En 2018, le cadre non contraignant du Plan Biodiversité qui a vocation à accélérer la mise en œuvre des dispositions de la loi Biodiversité de 2016 et de la Stratégie nationale pour la biodiversité (SNB), met un accent important sur le caractère crucial de la biodiversité des sols et intègre l'objectif de « zéro artificialisation nette ». Celui-ci sera ensuite inscrit en 2021 dans le cadre de la loi Climat et résilience.

Sur cette période, les enjeux associés à la qualité des sols font ainsi l'objet de nombreux travaux des corps d'inspection ministériels, notamment le CGEDD (devenu IGEDD). En moyenne, ce sont chaque année trois rapports (sur une vingtaine) qui ont traité directement de la question. Les thématiques abordées portent principalement sur l'artificialisation et l'aménagement du territoire (7 rapports), l'agriculture (6 rapports) et la pollution des sols (5 rapports). En outre, la qualité des sols a été trois fois plus traitée de manière transversale

²⁶ Union européenne, 2019. Communication de la Commission. Le Pacte vert pour l'Europe. COM(2019) 640 final.

²⁷ Union européenne, 2021. Communication de la Commission. Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030. COM(2021) 699 final. p. 1.

²⁸ <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/euso> (Consulté le 28/08/2024).

²⁹ <https://www.horizon-europe.gouv.fr/research-and-innovation-and-other-actions-support-implementation-mission-soil-deal-europe-32068> (Consulté le 28/08/2024).

³⁰ https://ec.europa.eu/info/funding-tenders/opportunities/docs/2021-2027/life/wp-call/2021-2024/priority-topics_life-2021-2024_en.pdf (Consulté le 28/08/2024).

³¹ Union européenne, 2023. Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience. COM_2023_416_final.

qu'auparavant, avec trois rapports entre 2018 et 2022, contre un seul en 2013. Plusieurs études ont également été publiées entre 2017 et 2023 sur la qualité des sols et les dispositifs de surveillance mis en place (de Menthière *et al.*, 2018; Guitton *et al.*, 2017).

En l'espace de six mois, trois initiatives législatives portant sur la qualité des sols ont poursuivi des objectifs proches :

- La proposition de loi déposée le 12 octobre 2023 par le député Richard Ramos, visant à instaurer un diagnostic de la santé des sols des terrains agricoles, naturels et forestiers, obligatoire pour toutes les cessions ou mises à bail de ces terrains. Cette proposition décrit le « diagnostic de la santé et de la qualité des sols d'un immeuble non bâti » comme un « document qui permet d'évaluer l'état du sol à partir d'indicateurs renseignant sur les fonctions du sol et leur rôle dans les services rendus par les écosystèmes. Il est accompagné de recommandations destinées à restaurer les fonctions des sols dégradés ».
- La proposition de loi déposée le 25 octobre 2023 par la sénatrice Nicole Bonnefoy, visant à préserver des sols vivants. Elle propose notamment d'intégrer les sols au patrimoine commun de la Nation, et d'instaurer un « diagnostic de performance écologique des sols » pour « les immeubles à usage agricole et les bois et forêts ».
- Le projet de loi d'orientation présenté le 3 avril 2024 par le ministre chargé de l'Agriculture, pour la souveraineté en matière agricole et le renouvellement des générations en agriculture, notamment son article 9 concernant la réalisation d'un diagnostic pour « faciliter la transmission des exploitations et d'accélérer leur transition agroécologique ». Il comporte un « module d'évaluation des principaux déterminants de la qualité et de la santé des sols des parcelles de l'exploitation, qui aura pour objet de fournir une information claire et transparente sur l'état des sols ».

Ces trois propositions, dont aucune n'a pu encore aboutir fin 2024, illustrent la montée en puissance des préoccupations concernant la prise en compte de la qualité des sols, confrontée à la diversité des objets considérés (qualité, santé, état, fonctions, performance écologique), et des approches envisagées.

Aujourd'hui, les sols sont reconnus comme des éléments concourant à la constitution du patrimoine commun (Art. L. 110-1 c. env.) et l'artificialisation est définie par référence à l'altération durable de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol (Art. L. 101-2-1 c. urb). De nouvelles bases conceptuelles sont ainsi posées pour qu'un régime juridique de la qualité des sols se dessine.

2. État des lieux initial des démarches d'évaluation les plus récentes

Face à la montée en puissance des préoccupations sur la qualité des sols et au besoin d'indicateurs pour la mise en œuvre et le suivi des politiques publiques, des initiatives ont déjà été prises pour rassembler des jeux d'indicateurs de la qualité des sols pertinents. De manière à positionner le cadre de la présente étude en tenant compte de cet existant, un état des lieux est ici établi. Au niveau français, l'ADEME a en outre restitué en 2023 un bilan portant sur les projets de recherche relatifs à la multifonctionnalité des sols qui ont bénéficié de son appui, au cours des 20 dernières années (ADEME, 2023).

2.1. Appels à projets, rapports officiels et observatoires

Des référentiels institutionnels pour l'évaluation et le suivi de la qualité des sols ont été déclinés à toutes les échelles de gouvernance, du plan mondial jusqu'à la parcelle cadastrale, voire à des résolutions encore plus fines suivant la variabilité des types de sols. Une vingtaine d'initiatives majeures prises au cours des dix dernières années ont été identifiées, conduites dans le cadre de projets de recherche ou de rapports publiés par les institutions. Suivant leurs objectifs, ces outils déclinent des approches de la qualité des sols qui peuvent être très différentes et qui sont récapitulées et caractérisées dans le Tableau 1-1 par les informations suivantes :

Tableau 1-1. Principales caractéristiques des initiatives institutionnelles récentes visant à établir un référentiel d'indicateurs de la qualité des sols, aux différentes échelles de décision.

| Aire géographique couverte | Période | Projet | Résolution la plus fine | Principaux utilisateurs ciblés | Types d'approches de la qualité | Types d'usages | Types de paramètres | Outil d'aide à la décision | Documents ou sites de référence |
|----------------------------|---|--|-------------------------|---|--|-----------------------------------|-----------------------------------|---|--|
| Monde | 2006-présent | FAO <i>Soils Portal</i> | 1 km | politiques publiques | Santé | tous | physiques, chimiques | non | https://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/global-soil-health-indicators-and-assessment/global-soil-health/en/ |
| | 2015-actualisation en cours | FAO - <i>Status of the World's Soil Resources - GLADIS (Global land degradation information system)</i> | < 10 m | politiques publiques | qualité, santé, menaces, sécurité, fonctions, services écosystémiques, fertilité | tous | physiques, chimiques, biologiques | non | https://www.fao.org/documents/card/en/c/c6814873-efc3-41db-b7d3-2081a10ede50/ |
| Union européenne | 2023-2026 | AI4SoilHealth | < 10 m | politiques publiques | santé, menaces | tous | physiques, chimiques, biologiques | OAD | https://cordis.europa.eu/project/id/101086179 |
| | 2023 - présent | JRC - EUSO (<i>EU soil observatory</i>) dashboard | 10 m | politiques publiques | menaces | tous | physiques, chimiques, biologiques | non | https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/ |
| | 2022 | EEA - <i>Soil monitoring in Europe</i> | 10 m | politiques publiques | qualité, santé, menaces, fonctions, services écosystémiques, fertilité | tous | physiques, chimiques, biologiques | non | https://www.eea.europa.eu/publications/soil-monitoring-in-europe |
| | 2023-2028 | BENCHMARKS - <i>European network for the characterisation and harmonisation of monitoring approaches</i> | suivant cas d'études | politiques publiques, agriculteurs | santé | tous | physiques, chimiques, biologiques | non | https://soilhealthbenchmarks.eu/ |
| | 2021-2024 | EJP Soil - MINOTAUR - <i>Modelling and mapping soil biodiversity patterns and functions across Europe</i> | 10 m | politiques publiques | fonctions, services écosystémiques | agricole | biologiques | non | https://ejpsoil.eu/soil-research/minotaur |
| | 2021-2024 | EJP Soil - SERENA - <i>Soil ecosystem services and soil threats modelling and mapping</i> | 10 m | politiques publiques | menaces, services écosystémiques | agricole | | non | https://ejpsoil.eu/soil-research/serena |
| | 2021-2022 | EJP Soil - SIREN - <i>Stocktaking for agricultural soil quality and ecosystem services indicators and their reference values</i> | 10 m | politiques publiques | qualité, santé, menaces, sécurité, fonctions, services écosystémiques, fertilité | agricole | physiques, chimiques, biologiques | non | Faber <i>et al.</i> , 2022 |
| | 2020 | INSENSE (Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse) FOR-EVAL - Evaluation des sols forestiers | parcelle | forestiers | menaces, fertilité | forestier | physiques, chimiques | OAD | Augusto <i>et al.</i> , 2018 https://bibliothèque.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/1262-insense-indicateurs-de-sensibilite-des-ecosystemes-forestiers-soumis-a-une-recolte-accrue-de-biomasse.html https://www6.bordeaux-aquitaine.inrae.fr/ispa/Outils/Outils-d-aide-a-la-decision/For-Eval-une-application-mobile-pour-evaluer-les-sols-forestiers |
| | 2015-2020 | iSQAPER (<i>interactive soil quality assessment</i>) | parcelle | agriculteurs, politiques publiques | menaces, fonctions, | agricole | physiques, chimiques, biologiques | OAD | https://www.isqaper-is.eu/ |
| | 2015-2019 | LANDMARK consortium | parcelle | politiques publiques, agriculteurs | fonctions, services écosystémiques | agricole | physiques, chimiques, biologiques | OAD | https://landmark2020.eu/list-of-deliverables/ |
| 2011-2014 | ECOFINDERS (<i>Ecological function and biodiversity indicators in european soils</i>) | parcelle | politiques publiques | menaces, fonctions, services écosystémiques | tous | biologiques, économiques | noni | https://projects.au.dk/ecofinders | |
| 2006-2008 | ENVASSO (<i>Environmental Assessment of Soil for Monitoring</i>) | 5 m | politiques publiques | menaces | tous | physiques, chimiques, biologiques | noni | https://esdac.jrc.ec.europa.eu/Projects/Envasso/documents/ENV_Vol-I_Final2_web.pdf | |

| Aire géographique couverte | Période | Projet | Résolution la plus fine | Principaux utilisateurs ciblés | Types d'approches de la qualité | Types d'usages | Types de paramètres mesurés | Outil d'aide à la décision | Documents ou sites de référence |
|----------------------------|--|---|---|--|---|---------------------|--|---|---|
| France | 2019-présent | Observatoire national de l'artificialisation des sols | parcelle | politiques publiques, collectivités territoriales | artificialisation | urbain | occupation des sols | non | https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/ |
| | 2017-présent | MUSE - Intégrer la multifonctionnalité de sols dans les documents d'urbanisme | parcelle | collectivités locales | fonctions | urbain | physiques, chimiques, biologiques | non | Branchu <i>et al.</i> , 2022 https://www.cerema.fr/fr/actualites/prendre-compte-multifonctionnalite-sols-amenagement?folder=4232 |
| | 2017-2022 | SUPRA (Sols urbains et projets d'aménagement) | parcelle | aménageurs | fonctions | urbain | physiques, chimiques, biologiques | OAD | Consalès <i>et al.</i> , 2022 |
| | 2016-2021 | SOILSERV - Evaluation multi-échelle des services écosystémiques des sols au sein d'agroécosystèmes | parcelle | agriculteurs, collectivités territoriales | services écosystémiques | agricole | physiques, chimiques, biologiques, économiques | non | https://anr.hal.science/search/index/?q=%2A&rows=30&nrProjectReference_s=ANR-16-CE32-0005&nrProjectAcronym_s=Soilserv |
| | 2019 | ADEME - Méthodologies d'évaluation des fonctions et des services écosystémiques rendus par les sols | parcelle | politiques publiques | fonctions, services écosystémiques | tous | physiques, chimiques, biologiques | non | https://bibliothèque.ademe.fr/sols-pollues/491-methodologies-d-evaluation-des-fonctions-et-des-services-ecosystemiques-rendus-par-les-sols.html |
| | 2019 | ADEME - Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers | parcelle | politiques publiques, collectivités territoriales, acteurs économiques | qualité, fonctions, services écosystémiques | agricole, forestier | physiques, chimiques, biologiques | non | https://bibliothèque.ademe.fr/produire-autrement/290-diagnostic-de-la-qualite-des-sols-agricoles-et-forestiers.html |
| | 2019 | ONB - Observatoire national de la biodiversité | | | | agricole | biologiques | non | https://naturefrance.fr/indicateurs |
| 2018 | MNHN - Atlas français des bactéries du sol | 16 km | politiques publiques, collectivités territoriales, agriculteurs | qualité | tous | biologiques | non | https://sciencepress.mnhn.fr/sites/default/files/documents/fr/fiche-pub-hc41.pdf | |
| infra national | 2022 | Mieux aménager avec des sols vivants Tours métropole | parcelle | collectivités territoriales | fonctions, services écosystémiques | agricole, urbain | physiques, chimiques, biologiques | non | http://sols-vivants.atu37.org/le-referentiel/ |
| | 2019-2020 | ARTISOLS Occitanie | 1/125 000 ^e | collectivités territoriales | fonctions, services écosystémiques | tous | physiques, chimiques | non | https://www.agro-bordeaux.fr/wp-content/uploads/2021/05/6_IGCS_2021_CNRS_E_Robot_et_al_projet_ARTISOLS_indice_multifonctionnalite_sols.pdf |
| | 2004-2017 | Bioindicateurs de qualité des sols | parcelle | politiques publiques | qualité, fonctions | agricole, forestier | biologiques | non | (Bispo <i>et al.</i> , 2017a; Bispo <i>et al.</i> , 2017b) |
| | 2014-2017 | DESTISOL | site projet | collectivités territoriales | fonctions, services écosystémiques | urbain | physiques, chimiques, occupation des sols | OAD | https://bibliothèque.ademe.fr/sols-pollues/3923-destisol-les-sols-une-opportunitè-pour-un-amenagement-urbain-durable.html |
| | 2008-2012 | UQUALISOL ZU - Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine Bassin minier de Provence | jusqu'à 10 m | collectivités territoriales | qualité, fonctions | urbain | physiques, chimiques, biologiques | non | https://bibliothèque.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/563-uqualisol-zu-preconisation-d-utilisation-des-sols-et-qualite-des-sols-en-zone-urbaine-et-peri-urbaine.html |

- Aire géographique de restitution des résultats (ou emprise),
- Résolution de la mesure ou de l'observation,
- Principaux utilisateurs bénéficiaires du projet,
- Types d'approches retenues de la qualité des sols : qualité, santé, menaces, sécurité, fonctions, services écosystémiques, fertilité,
- Types d'usages des sols : agricole, forestier, urbain, zones naturelles,
- Types de paramètres mesurés : physiques, chimiques, biologiques, économiques,
- Projet comportant des travaux sur le caractère opérationnel des indicateurs proposés, ou incluant l'élaboration d'un Outil d'aide à la décision (OAD) : oui/non.

Ce tableau se concentre sur la dernière décennie, en ne retenant des périodes antérieures que le projet ENVASSO (2008) dont l'objet était de préparer le dispositif de surveillance associé au projet de directive européenne sur les sols qui a été abandonné en 2014. L'ampleur des projets mis en œuvre, et la richesse des propositions qui en sont issues, témoignent du caractère crucial que constitue l'élaboration d'un référentiel commun à l'ensemble des acteurs et décideurs, qui corresponde aux objectifs poursuivis sur le plan sociétal, qui soit à la fois fondé sur le plan scientifique et opérationnel sur le plan pratique. Ce besoin de disposer d'un instrument d'évaluation harmonisé et calibré est en effet énoncé en présentation de la plupart de ces projets. Ceux-ci se distinguent principalement par les éléments suivants :

- L'aire géographique pour laquelle la qualité des sols est documentée peut couvrir l'ensemble des terres au niveau mondial, de l'UE, de la France, ou des territoires infranationaux, avec des résolutions allant jusqu'à la dizaine de mètres.
- Les types d'approches privilégiés sont plutôt la santé des sols au niveau mondial et UE, tandis que la notion de fonction ou multifonctionnalité domine par ailleurs. Elle est parfois reliée aux enjeux politiques par l'intermédiaire du concept de services écosystémiques. Les approches par les services écosystémiques et les menaces (ou dégradations) sont en effet adoptées par de nombreux projets, notamment les plus liés à la sphère décisionnaire (ex. : FAO, JRC, EEA), ou spécifiquement dédiés à l'évaluation des services écosystémiques (ex. : EJP Soil, ADEME, Soilserv).
- Les trois grands types d'utilisation des référentiels proposés sont la surveillance pour le pilotage des politiques publiques, la planification territoriale, et la gestion de site ou de parcelle. Ils sont ainsi, de fait, liés au niveau géographique considéré. Les projets initiés aux niveaux les plus globaux, France, UE et monde, portent sur des indicateurs destinés à la surveillance à cette même échelle (ex. : cartes FAO, *dashboard* européen, observatoire français de l'artificialisation des sols). Les travaux développés sur des aires plus restreintes débouchent parfois sur la proposition d'outils d'aide à la décision, et sont destinés de manière plus spécifique aux gestionnaires de la planification territoriale, aux agriculteurs ou aux forestiers (ex. : FOR-EVAL, MUSE, SUPRA, Destisol). Pour autant, l'objectif est parfois poursuivi de standardiser à des échelles européenne ou mondiale des outils de diagnostic très opérationnels pour l'agriculteur (ex. : LANDMARK et son *soil navigator*).
- Les initiatives rassemblées dans ce tableau étant sélectionnées pour leur caractère intégrateur, les paramètres mesurés couvrent presque toujours l'ensemble des domaines de la physique, de la chimie et de la biologie. Des données économiques sont intégrées dans deux projets portant sur les services écosystémiques et leur évaluation. Face à la prise de conscience de l'importance de la biodiversité et de la difficulté à l'évaluer, des projets ont été plus particulièrement ciblés sur les indicateurs de qualité biologique ou de biodiversité (ex. : EJP Soil MINOTAUR, ECOFINDERS, Bioindicateurs de qualité des sols). A l'inverse, certains projets liés aux enjeux de l'artificialisation des sols ou de la gestion des sols forestiers, assument de considérer des données physico-chimiques et des données relatives à l'occupation des sols comme des *proxies* permettant d'approcher la fonctionnalité des sols, y compris sur le plan biologique (ex. : FOR-EVAL, Observatoire national de l'artificialisation, ARTISOL, DESTISOL).
- S'agissant d'initiatives prises en appui aux politiques publiques, le caractère opérationnel des indicateurs ou outils proposés est le plus souvent considéré comme un paramètre important. Il est très majoritairement explicitement mentionné, sauf lorsqu'il s'agit de rendre compte à un niveau très global de l'état et de l'évolution de la qualité des sols.

Ces initiatives ont été mises en œuvre par une diversité d'acteurs institutionnels comme les organisations internationales (FAO, JRC), les agences (EEA, ADEME), les observatoires (EUSO, Observatoire de l'artificialisation des sols), les acteurs de la recherche ainsi que des consortiums recherche-décideurs-acteurs dans le cadre d'appels à projets.

En outre, des initiatives de plus en plus nombreuses se sont développées dans le domaine de la recherche participative, en particulier sur la composante biologique pour laquelle deux dispositifs phares sont identifiés : l'Observatoire de la qualité biologique des sols (QUBS)³² et l'Observatoire participatif des vers de terre (OPVT)³³. Un état des lieux de cette dynamique de recherche participative sur les sols est coordonné par l'Association française d'étude des sols (AFES) et a fait l'objet d'un fascicule publié en 2021³⁴, d'un colloque et d'un article en tirant des enseignements (Gascuel *et al.*, 2023), tandis qu'un article publié dans la revue *Etude et gestion des sols* la met en perspective (Ranjard *et al.*, 2022).

2.2. Initiatives associatives

Dans le domaine associatif, le sol est le plus souvent abordé dans le cadre de démarches portant plus globalement sur la biodiversité, avec le plus souvent un suivi d'éléments de la macrofaune du sol. Mais quelques outils de diagnostic de la qualité des sols ont été élaborés, comme le diagnostic Humus proposé par Terre de Liens³⁵. Ce type de diagnostic semble cependant encore peu utilisé sur le terrain, l'évaluation globale de la biodiversité étant davantage abordée.

2.3. Offre de services

La mise en exergue de la qualité des sols comme élément à prendre en compte dans un cadre commercial, qu'il s'agisse de la valeur du foncier ou de la promotion de la qualité environnementale des produits alimentaires, a conduit au foisonnement d'initiatives privées proposant des outils d'évaluation de la qualité des sols. Malgré le peu d'informations publiquement disponibles sur ces « offres de service », un aperçu a été esquissé en ce qui concerne la dynamique particulièrement forte du développement de ces offres dans le domaine de la biologie des sols, en partenariat avec le bureau d'études Ixxo, dont les résultats ont été présentés en octobre 2021 lors d'un colloque organisé par la revue *Techniques de l'ingénieur*³⁶.

2.4. Référentiels et normes

Le besoin de sécurisation et d'harmonisation des méthodes de caractérisation de la qualité des sols a conduit au développement d'un corpus de référentiels de normes standardisées dans les cadres scientifiques internationaux de la pédologie, ainsi que dans le domaine de la normalisation, qu'il s'agisse de l'Organisation internationale de normalisation (ISO) ou de l'Association française de normalisation (AFNOR).

2.4.1. Classification des sols

Il existe de nombreux systèmes de classification des types de sols, variables suivant les pays et les échelles considérés, et évolutifs dans le temps.

Actuellement, au niveau international, l'outil d'harmonisation de l'identification et de la dénomination des types de sols est le *World reference base* (WRB)³⁷, auquel se réfèrent également les institutions de l'UE.

³² <https://www.qubs.fr/> (consulté le 28/08/2024).

³³ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php (consulté le 28/08/2024).

³⁴ <https://www.afes.fr/actions/recherches-participatives/porteurs-de-projets-recherche-participative/> (consulté le 28/08/2024).

³⁵ <https://ressources.terredeliens.org/les-ressources/notice-d-utilisation-du-diagnostic-humus-2> (consulté le 28/08/2024)

³⁶ <https://www.techniques-ingenieur.fr/actualite/conferences-en-ligne/quelle-offre-de-service-en-biologie-des-sols-benchmark-en-partenariat-avec-ixxo/> (consulté le 28/08/2024)

³⁷ <https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-classification/world-reference-base/en/> (Consulté le 28/08/2024).

Au niveau national, le Référentiel pédologique (Baize et Girard, 2009) a été maintenu par l'Association française d'étude des sols, tout en poursuivant l'objectif de faire progresser la convergence avec le WRB.

2.4.2. Normes ISO

Les méthodes d'échantillonnage, d'analyse et de mesure des paramètres qui permettent d'établir les caractéristiques d'un sol font l'objet de nombreux travaux de normalisation à l'échelle internationale dans le cadre de l'Organisation internationale de normalisation, et qui sont prises en compte au Chapitre 10 traitant des méthodes de mesure. En ce qui concerne plus particulièrement les thématiques de la présente étude, la norme ISO 11074 (1997, mise à jour en 2015) sur la Qualité du sol définit une liste de termes utilisés lors de l'élaboration des normes dans le domaine de la qualité du sol. Elle aborde en particulier l'énumération des différentes fonctions du sol.

2.4.3. Normes AFNOR

Au niveau national, les normes établies par l'Association française de normalisation portent essentiellement sur les prestations de service relatives aux sols pollués avec la série de normes NF X31-620, qui fixent les exigences à respecter pour les mesures de gestion de la pollution des sols et les travaux de réhabilitation.

2.5. Enseignements tirés pour le positionnement de l'étude

Cet état des lieux a été réalisé sur la sélection des indicateurs de la qualité des sols les plus récents, les plus intégrateurs, et les plus en lien avec les politiques publiques. Il donne un aperçu du foisonnement des propositions existantes pour évaluer la qualité des sols et son évolution, ainsi que des nombreuses initiatives qui ont été prises pour rassembler les informations disponibles et en clarifier l'interprétation dans un objectif d'aide à la décision. Pour autant, le problème du manque de référentiel pour l'évaluation de la qualité des sols ne semble pas résolu.

Le caractère réitéré de ces tentatives de détermination d'un référentiel commun témoigne de différentes dynamiques. D'une part, l'évolution des connaissances scientifiques conduit à renouveler la perception, les approches et les outils d'évaluation de la qualité des sols. Au cours de la dernière décennie, par exemple, la prise de conscience de l'importance du rôle de la biodiversité et le développement des approches et outils pour la caractériser, appellent à un renouvellement de l'évaluation de la qualité des sols et ouvrent de nombreux fronts de connaissance. D'autre part, dans le domaine politique, l'évolution des priorités et des instruments conduit à réadapter continuellement les référentiels aux cadres de décision adoptés par les pouvoirs publics. Enfin, la qualité des sols étant fortement dépendante du contexte considéré, la tension est forte entre les besoins antagonistes d'harmonisation vs. déclinaison adaptée aux localités, aux usages et aux acteurs, ce qui contribue au foisonnement de la production de référentiels.

Dans un tel contexte, la présente étude n'a pas pour objet d'ajouter un nouveau référentiel à ceux qui ont déjà été proposés. Le cadre d'analyse choisi s'attache au contraire à mettre en évidence les éléments clés à considérer pour l'élaboration d'un référentiel pertinent, ainsi que les lacunes encore à combler dans le corpus des connaissances scientifiques existantes pour disposer de ces éléments de manière opérationnelle.

3. Cadre d'analyse

Les trois éléments suivants ont structuré l'orientation des travaux :

- Les politiques publiques en lien avec les sols.
- La qualité des sols et les indicateurs associés.
- La notion de référentiel de qualité des sols et les éléments qui le constituent.

L'appréhension de ces thèmes a permis de préciser l'objet de l'étude et de structurer la réflexion initiale pour constituer les groupes de travail d'experts.

3.1. Les trois piliers de l'étude

3.1.1. De quelles politiques publiques est-il question dans cette étude ?

Les sols sont peu traités, ou traités de façon disparate, dans le cadre juridique français. Pour autant, la **loi Climat et résilience de 2021**³⁸, qui précise le concept de **Zéro artificialisation nette (ZAN)**, mentionne explicitement les sols dans sa définition du ZAN : « *L'artificialisation est définie comme l'altération de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage* ». En raison de l'impact majeur de la mise en œuvre du ZAN sur la protection des écosystèmes, nous avons choisi d'en faire l'un des cadres d'application de cette étude. Il convient donc, pour que les acteurs des territoires puissent mettre en œuvre les éléments de cette loi, de proposer des indicateurs de fonctions des sols, ce qui justifie le choix du grain « fonction » dans notre étude.

La loi Climat et résilience de 2021 (Figure 1-5) considère comme mesure de l'artificialisation nette, le solde résultant d'une compensation entre les surfaces artificialisées et les surfaces renaturées ou restaurées. La question de la restauration écologique des sols, de sa validation effective et de son suivi reste toutefois pleinement ouverte et à instruire dans le cadre de cette étude. Cette notion de restauration est ainsi abordée en lien avec le changement de statut des surfaces concernées. En revanche, la restauration des fonctions écologiques qui peut résulter de changements de pratiques de gestion, par exemple sur des sols agricoles ou forestiers dégradés, relève de corpus bibliographiques spécifiques aux secteurs considérés (dans cet exemple l'agronomie ou la sylviculture), qui ne sont pas systématiquement analysés dans cette étude transversale à l'ensemble des usages.

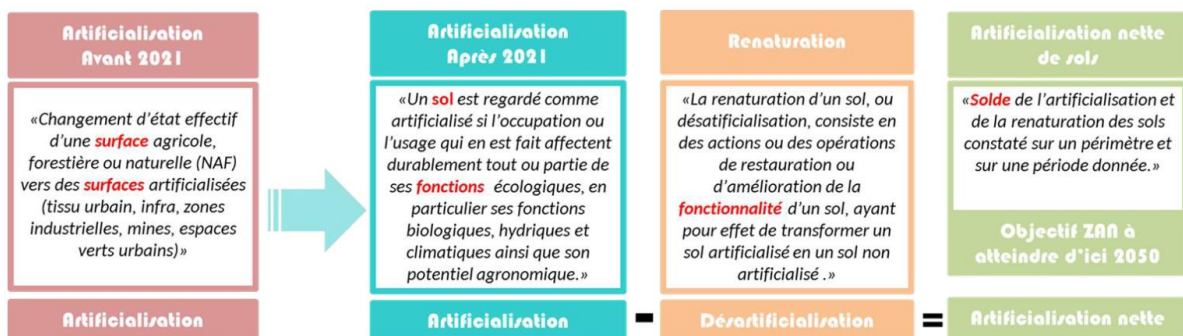


Figure 1-5. Artificialisation et renaturation dans la loi Climat et résilience de 2021.

(Source RMT Sols & Territoires, novembre 2022, https://sols-et-territoires.org/fileadmin/user_upload/archive/Reseau_Sols_et_Territoires/fonctionnement_gouvernance/fichiers_PDF/4_ZAN_COR_RMT_08_11_2022.pdf)

Par ailleurs, la saisine de l'étude mentionne explicitement que soient réalisés des calculs des indicateurs de la directive cadre sur les sols en cours de discussion à l'Union européenne. Initialement intitulée « *Soil Health Law* » (*loi pour la santé des sols*), elle a guidé notre choix de réfléchir à des indicateurs de fonctions, de qualité, mais également de santé des sols. La première version de cette proposition de directive, rendue publique en juillet 2023, s'intitule désormais « **Soil Monitoring Law** », et focalise son propos sur des indicateurs de niveaux de dégradation, et non sur des indicateurs de santé ou de qualité. L'attention est portée ici sur les menaces qui pèsent sur les sols, et non sur les fonctions qu'ils remplissent. Pour autant, certains des indicateurs de la *Soil Monitoring Law* sont utilisés dans le calcul d'indicateurs de fonctions, et, dans les situations où nous pourrions en faire une évaluation, nous analyserons leurs valeurs à la fois sous l'angle des fonctions et sous l'angle des menaces. Cependant, une revue systématique de la littérature sur les menaces qui pèsent sur les sols, non identifiée au début de l'étude comme un axe nécessaire de travail, n'a pas été conduite.

La question des sites et sols pollués tels que définis dans le cadre juridique des Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE, livre V du code de l'environnement) par ou dans celui des secteurs

³⁸ LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets.

d'information sur les sols (art. L. 125.6 du code de l'environnement), n'a pas été investiguée en tant que telle. En effet, ces sites font l'objet de dispositions très spécifiques, orientées par la gestion des risques pour la santé humaine, et qui portent sur des enclaves territoriales restreintes.

De même dans le domaine scientifique, une nette séparation a été constatée entre les articles traitant de pollution aiguë, et ceux traitant des contaminants comme oligoéléments. La pollution des sols fait l'objet d'un corpus séparé de celui traitant de démarches plus intégrées d'évaluation de leur qualité. Les indicateurs de pollutions sont ainsi considérés lorsqu'ils interviennent dans une démarche d'évaluation intégrée de la qualité du sol, mais l'abondante littérature spécifique aux sites et sols pollués n'a pas été spécifiquement passée en revue.

3.1.2. Comment traiter la question de la qualité des sols ?

Sur le plan conceptuel, la réflexion s'est construite initialement sur le terme de qualité des sols dans son acception simple proposée initialement par Karlen *et al.* (1997), et citée dans le résumé de l'article par la phrase suivante : « *Soil quality is 'the capacity (of soil) to function'* ». La question du fonctionnement des sols et/ou de leur fonctionnalité et/ou de leurs fonctions est donc au cœur du concept de qualité des sols. Pour caractériser les sols et leurs fonctionnements, une proposition de cascade, inspirée des cascades développées pour l'évaluation des services écosystémiques et notamment la proposition de Haines-Young et Potschin (2010), a été élaborée (Figure 1-6).

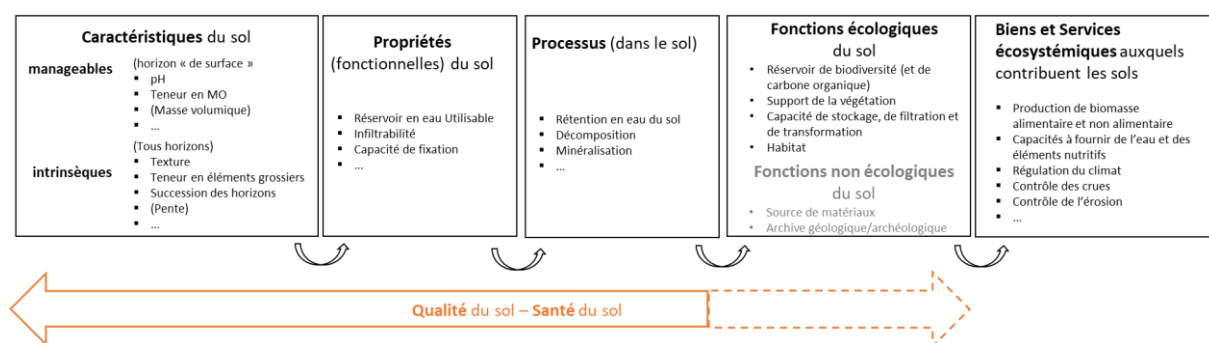
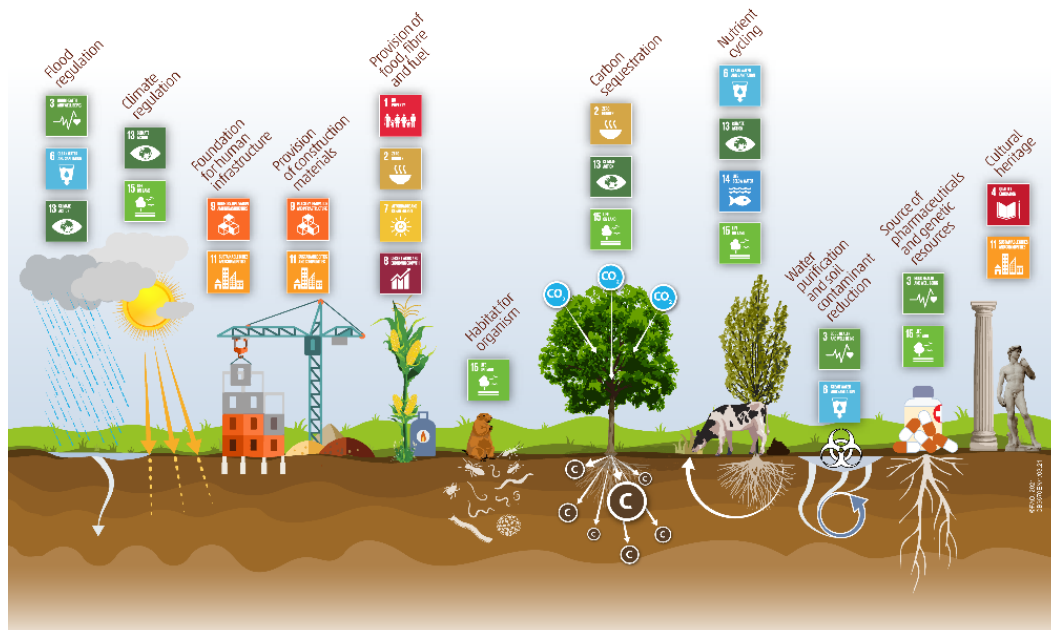


Figure 1-6. Des caractéristiques des sols aux services écosystémiques en lien avec le fonctionnement des sols. Une vision en cascade

Pour caractériser les sols, on mesure fondamentalement certaines de leurs **caractéristiques**, qu'elles soient « **intrinsèques** » et se trouvent toujours dans un sol, « pérennes », c'est-à-dire qui varient à l'horizon temporel de plus de quelques décennies, en l'absence de toute intervention humaine, « dynamiques » lorsqu'elles varient à l'horizon temporel de moins de quelques décennies, ou « **manageables** », c'est-à-dire modifiables par les activités humaines, à l'horizon temporel qui intéresse l'utilisateur, en fonction de son activité et de ses objectifs. Parmi les variables intrinsèques, on peut citer notamment la texture des horizons de sol, leur succession verticale, leur teneur en éléments grossiers ; parmi les caractéristiques manageables, on peut citer, par exemple, le pH (modifiable par des amendements) ou la masse volumique (qui varie possiblement sous l'effet du travail du sol). De ces caractéristiques découlent des **propriétés fonctionnelles**, qui permettent de qualifier la capacité du sol à réaliser des **processus biogéochimiques et biophysiques** élémentaires, tels que, par exemple, la capacité de rétention en eau et l'infiltrabilité, qui contribuent à qualifier les processus de transferts hydriques dans les sols. Ces processus s'agrègent en **fonctions écologiques** du sol³⁹ (ex. : capacité de stockage, de transformation et d'habitation ; support de la végétation ; Figure 1-7) qui, associées entre elles, contribuent à produire des biens et des services écosystémiques, telles que la production de biomasse alimentaire/non alimentaire, ou la régulation du climat.

³⁹ On notera que les sols remplissent également des fonctions non écologiques (source de matériaux, archive géologique et archéologique) ; celles-ci n'ont pas été analysées dans le cadre de cette étude.



Food and Agriculture Organization of the United Nations



GLOBAL SOIL PARTNERSHIP



Figure 1-7. Les fonctions écologiques et non écologiques des sols (d'après FAO, 2021 : Healthy Soils, a prerequisite to achieve the SDGs)⁴⁰

D-s lors, quelles relations peuvent être établies entre ces différents concepts et la qualité des sols, et à quel(s) grain(s) de la cascade convient-il de placer l'étude ?

Le niveau des biens et des services écosystémiques suppose qu'un bénéficiaire soit identifié pour chacun d'entre eux et, partant, que les indicateurs desdits biens et services soient multiples et bénéficiaires-dépendants ; on conçoit qu'une approche à ce niveau ne puisse produire des propositions génériques d'indicateurs, et elle a été écartée d'emblée. C'est donc au niveau des fonctions écologiques que nous avons placé la recherche d'indicateurs de qualité des sols. On notera cependant que, selon les auteurs, la qualité des sols recouvre l'ensemble des cases « caractéristiques », « propriétés », c'est-à-dire des entités mesurables sur des sols mais que, pour d'autres, elle s'étend jusqu'aux fonctions (Figure 1-7). Mais que la qualité des sols produise des fonctions écologiques, ou qu'elle soit un élément constitutif du niveau « fonctions écologiques » de la cascade, il est légitime de positionner la recherche d'indicateurs de qualité des sols au niveau des caractéristiques/propriétés et/ou au niveau des fonctions écologiques. L'étude se positionne donc sur l'ensemble de ces niveaux. Le choix de traiter la question des indicateurs au grain des fonctions se justifie également par la mention du terme « fonctions écologiques des sols » dans la loi Climat et résilience de 2021, l'un des cadres d'application choisis pour cette étude (cf. section 3).

On notera que depuis quelques années le terme « santé des sols » tend à supplanter, dans certaines arènes, le terme « qualité des sols ». L'étude apporte un éclairage sur les tenants et aboutissants de cette dynamique. La distinction entre qualité et santé reste toutefois peu structurante au niveau des indicateurs « de qualité » ou des indicateurs « de santé » des sols.

3.1.3. Comment aborder la question d'un référentiel de qualité des sols ?

Tout sol peut, potentiellement, remplir tous types de fonctions mais, selon l'histoire d'un sol et de son usage, certaines fonctions prédominent sur d'autres (Schulte *et al.*, 2015). Cet état de fait a conduit à la stratégie suivante :

⁴⁰ <https://www.fao.org/global-soil-partnership/resources/communication-material/en/> ; https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/GSP/GSOIL4N/GSOIL4N-Cards/sdq.png (Consulté le 29/08/2024).

- Centrer l'étude sur des indicateurs génériques quels que soient les usages/occupations du sol, et non spécifiques par exemple d'une occupation forestière, agricole ou urbaine. Ce choix permet d'analyser les effets d'un changement d'usage ou d'occupation par l'analyse de la dynamique des indicateurs sur l'espace d'intérêt.
- Considérer en revanche les valeurs de référence de manière spécifique, dépendante du type de sol et/ou de l'occupation/usage. Ainsi, c'est l'analyse de la trajectoire de la valeur des indicateurs qui informe sur la dégradation, la préservation, ou le niveau de restauration, sur l'espace d'intérêt.

Trois types de valeurs de référence sont ainsi proposés :

- Les **valeurs d'état** ou d'**existence** d'un indicateur, c'est-à-dire la/les valeur(s) « normale(s) » ou « classique(s) » qu'un indicateur peut prendre dans des conditions écologiques données. Pour les définir, nous nous appuyons à la fois sur les données de la littérature mais également, autant que possible, sur le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) (Jolivet *et al.*, 2006), à partir duquel on peut définir des gammes de valeur pour un sol et/ou pour un usage donnés. On entend donc ici le terme « qualité » dans son acception historique (Desrousseaux, 2021), où elle qualifie « *ce qui est* », ou « *ce qui fait d'une chose est telle* » selon Littré (1871)⁴¹.
- Les **valeurs-seuils**, c'est-à-dire des valeurs au-dessus ou en dessous desquelles on considère que la qualité du sol est dégradée. On entend donc ici le terme qualité dans son acception de « *manière d'être (d'une chose) qui lui donne une valeur plus ou moins grande* » selon le dictionnaire Le Robert 2021. Dans de nombreuses situations, l'occupation ou l'usage influencent significativement les valeurs-seuils et, si elles existent, celles-ci seront, autant que possible, proposées pour un usage ou une occupation spécifique.
- Les **valeurs-cibles** sont un point plus délicat à traiter de façon générique. Elles représentent l'état souhaité d'un indicateur, et peuvent être dépendantes des conditions écologiques. Comme les valeurs-seuils, elles sont dépendantes de l'objectif d'usage.

Les modalités d'établissement de ces valeurs de référence dépendent ainsi pour partie de la finalité de l'évaluation. Suivant s'il s'agit de décrire les caractéristiques du sol en termes d'état des lieux, d'en juger les potentialités au regard d'un objectif préétabli, ou d'élaborer un outil de diagnostic et d'aide à l'adaptation des pratiques de gestion, les choix ne seront pas les mêmes. En outre, suivant l'échelle considérée, entre par exemple un état des lieux à l'échelle européenne et un diagnostic au niveau d'une parcelle voire infra-parcellaire, les valeurs de référence devront être adaptées.

3.2. Notre objet d'étude : le sol ? ou un système plus large ?

Les sols constituant une interface entre différentes sphères qui se recouvrent en partie (lithosphère, atmosphère, biosphère, hydrosphère), il est particulièrement difficile d'en délimiter les contours de manière stricte. Par exemple, la qualité d'un sol peut en effet être considérée comme en partie reflétée par celle de la végétation qui y prend place ; elle est aussi fortement liée à la morphologie du paysage au sein duquel différentes entités de sol peuvent présenter des configurations topographiques variées, des continuités et des fragmentations. Dès lors que l'on s'intéresse exclusivement aux caractéristiques intrinsèques du sol, c'est-à-dire à des caractéristiques qui vont dépendre à la fois et principalement i) de la localisation du sol dans son environnement géologique et géomorphologique, et ii) de processus de pédogenèse qui se développent sur le long terme, le sol constitue en soi un objet d'étude légitime. Cependant, dès lors que l'on s'intéresse à des caractéristiques managables du sol, comme par exemple le pH, la porosité ou la teneur en matières organiques, force est de reconnaître que celles-ci ne sont pas liées exclusivement à des composantes génétiques du sol, mais évoluent sous l'influence du biote, et des pratiques – agricoles, forestières, urbaines – que l'humain y apporte. Pour autant, ces caractéristiques managables sont bien des caractéristiques « du sol ».

Dans cette étude, **on se focalise donc sur l'objet « sol » exclusivement**, mais on prend soin, autant que nécessaire, de préciser l'occupation et l'usage du sol en question. Ce choix de cadrage de l'objet d'étude comme étant l'objet « sol » a des implications en termes de définition d'indicateurs. En effet, considérer que des éléments

⁴¹ <https://www.littre.org/definition/qualite> (Consulté le 29/08/2024)

tels que la présence de plantes indicatrices ou le degré de fragmentation ou de continuité des entités de sol dans le paysage, font partie ou pas de la qualité d'un sol, peut être discuté. Le choix a été fait de tenir compte de ce type d'information en tant qu'éléments de contexte et non comme composantes mêmes de la qualité d'un sol.

3.3. Constitution des groupes de travail

Pour répondre aux différentes composantes de l'étude présentées en section 3.1, cinq groupes de travail ont été constitués.

1. Le groupe « Concepts » a eu pour mission de préciser certains concepts transversaux de l'étude : quelle est (quelles sont) la(les) définition(s) de la **qualité des sols**, de la **santé des sols**, et de concepts connexes comme la sécurité des sols ? Qu'est-ce qu'un **indicateur** ? Quel sens prend le terme « **fonction** » dans l'expression « fonction du(des) sol(s) ? Qu'est-ce que la **multifonctionnalité** des sols ?

2. Le groupe « Fonctions » a identifié les différentes **fonctions** (écologiques) que remplissent les sols et a proposé pour chacune : i) une définition harmonisée et ii) les indicateurs qui permettent de l'évaluer, que ceux-ci représentent directement la fonction ou qu'ils en soient des déterminants.

3. Le groupe « Méthodes » s'est emparé de la question de la mesure et de l'évaluation, à la fois de façon générique pour qualifier la santé ou la qualité des sols, et de façon spécifique pour chacune des fonctions identifiées précédemment. Il a précisé les **méthodes expérimentales** permettant de mesurer des caractéristiques intrinsèques ou maniables des sols ainsi que, lorsque cela est possible expérimentalement, les indicateurs de fonctions. Il a également recensé les **méthodes d'agrégation**, permettant de calculer un indicateur complexe à partir de caractéristiques plus simples, et les **méthodes de spatialisation**, pour proposer des évaluations spatialisées et des représentations cartographiques des indicateurs. Un focus particulier a été réalisé sur l'utilisation dans le domaine de l'**économie** d'indicateurs en lien avec la qualité des sols.

4. Le groupe « Utilisateurs » s'est emparé de la question de la **perception sociale** des sols, des **utilisations possibles et effectives** des indicateurs de qualité des sols par les acteurs, de la **trajectoire sociale** que constitue l'élaboration, l'appropriation, l'adaptation, et l'utilisation des indicateurs.

5. Le groupe « Cadre juridique » a analysé les **textes juridiques** français et européens sous le prisme des sols, s'agissant du droit positif et d'éléments de jurisprudence mentionnant la qualité des sols. Il a recensé également les initiatives locales et, dans une visée prospective, envisagé les modalités de gouvernance territoriale de la qualité des sols.

A ces 5 groupes d'experts s'est ajouté un groupe qui a réalisé des **évaluations quantifiées d'indicateurs de qualité des sols et/ou de fonctions des sols**. Ces évaluations ont été calculées soit à l'échelle de la France entière, sur la base du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, soit à l'échelle du département de la Côte d'Or, choisi dans cette étude comme un espace laboratoire de test des outils d'évaluation de la qualité et des fonctions écologiques des sols.

4. Structure du rapport

Le présent rapport est structuré en cinq parties.

La première partie présente les éléments de contexte qui ont conduit à la réalisation de cette étude. Elle montre notamment la montée en puissance des préoccupations concernant la qualité des sols et sa dégradation aux différents niveaux de décision : international, européen, national ou plus local. Elle présente également les choix qui en découlent concernant le périmètre et les axes de travail convenus au sein du collectif de travail. Elle décrit les ressources sur lesquelles se fonde l'étude, c'est-à-dire la composition du comité d'experts scientifiques, et celle du corpus bibliographique analysé.

La deuxième partie traite des questions de définition concernant les notions de qualité et de santé des sols, d'indicateur, de fonctions et de multifonctionnalité. Ces questions conceptuelles sont cruciales car elles renvoient à des choix fortement déterminants de l'évaluation de la qualité des sols sur le plan opérationnel.

La troisième partie rassemble les enseignements portant sur la mesure de la qualité des sols, organisés en trois sous-parties. Dans un premier temps sont identifiés les indicateurs les plus communément rencontrés dans la littérature scientifique. Les différentes questions méthodologiques que soulève l'évaluation de la qualité des sols sont ensuite passées en revue. Pour terminer cette partie sur la mesure de la qualité des sols, une évaluation des différents critères d'opérationnalité des indicateurs est proposée, ainsi que la réalisation de tests à partir des données mobilisables issues du système national d'information sur les sols.

La quatrième partie analyse la possibilité de prendre en compte ces évaluations de la qualité des sols, dans les décisions prises par les acteurs comme dans le cadre juridique, qu'il s'agisse de préserver et/ou de restaurer cette qualité.

La dernière partie comporte les conclusions générales tirées de l'assemblage transversal de ces résultats.

Références bibliographiques

- ADEME, 2023. *Le bilan de la recherche sur la multifonctionnalité des sols*. <https://bibliothèque.ademe.fr/recherche-et-innovation/6788-le-bilan-de-la-recherche-sur-la-multifonctionnalite-des-sols.html>
- Antoni, V.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Brossard, M.; Le Bas, C.; Stengel, P.; Villanneau, E.; Baize, D.; Barriuso Benito, E.; Bispo, A.; Blanca, Y.; Boulonne, L.; Briand, O.; Cabidoche, Y.-M.; Caria, G.; Brossard, M.; Chéry, P.; Cluzeau, D.; Cousin, I.; Couturier, A.; Decaëns, T.; Denoroy, P.; Dequiedt, S.; Derrière, N.; Desbourdes, S.; Dupuits, E.; Fardeau, J.-C.; Feix, I.; Gabrielle, B.; Gibaud, C.; Guernion, M.; Hartmann, A.; Hénault, C.; Jamagne, M.; Jolivet, C.; Laroche, B.; Le Bas, C.; Le Martret, H.; Lehmann, S.; Lemerrier, B.; Lucas, S.; Malet, J.-P.; Martin, M.; Massad, R.S.; Miskovsky, J.-C.; Moulin, J.; Morard, V.; Nazaret, S.; Pasquier, C.; Péres, G.; Perrin, J.-L.; Perrin, P.; Ranjard, L.; Richard, G.; Richer de Forges, A.; Roger-Estrade, J.; Saby, N.; Sauter, J.; Schnebelen, N.; Stengel, P.; Vibert, M.-A.; Villanneau, E.; Walter, C., 2011. *L'état des sols de France*. Paris: Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols. <https://www.gissol.fr/publications/rapport-sur-letat-des-sols-de-france-2-849>
- Augusto, L.; Pousse, N.; Achat, D.; Brédoire, F.; Bronner, T.; Durantes, S.; Jabiol, B.; Legout, A.; Levillain, J.; Remy, A.; Seynave, I., 2018. *Projet INSENSÉ : « Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse »*. Comment préserver les sols forestiers dans un contexte de récolte accrue de bois ? Paris, France: 2018-06-25. <https://hal.inrae.fr/hal-03193840>
- Aykut, S.C., 2020. *Climatiser le Monde*. Editions QUAE (Sciences en questions), 82 p. <https://www.quae.com/produit/1622/9782759230945/climatiser-le-monde>
- Baize, D.; Girard, M.C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*. Éditions Quae (Savoir-faire), 405 p. <https://edepot.wur.nl/481543>
- Bellec, P.; Lavarde, P.; Lefebvre, L.; Madignier, M.-L., 2015. *Propositions pour un cadre national de gestion durable des sols*: CGEDD et CGAAER. https://agriculture.gouv.fr/sites/default/files/cgaaer_14135_cgedd_010068-01_2015_rapport.pdf
- Bertrand, M., 2015. *L'état de la protection juridique des sols dans l'Union européenne*: Université Lyon III. <https://hal.science/hal-02862772>
- Bispo, A.; Jolivet, C.; Ranjard, L.; Cluzeau, D.; Hedde, M.; Peres, G., 2017a. Mise en place d'outils et bio-indicateurs pertinents de qualité des sols. *Les sols et la vie souterraine : des enjeux majeurs en agroécologie*. QUAE, 328 p. <https://hal.science/hal-01606253>
- Bispo, A.; Jolivet, C.; Ranjard, L.; Cluzeau, D.; Hedde, M.; Pérès, G., 2017b. Chapitre 9. Mise en place d'outils et bio-indicateurs pertinents de qualité des sols. *Les sols et la vie souterraine : des enjeux majeurs en agroécologie*. Éditions QUAE, 328 p. <https://www.quae.com/produit/1437/9782759226535/les-sols-et-la-vie-souterraine>
- Branchu, P.; Marseille, F.; Béchet, B.; Bessière, J.P.; Boithias, L.; Duvigneau, C.; Genesco, P.; Keller, C.; Lambert, M.L.; Laroche, B.; Le Guern, C.; Lemot, A.; Métois, R.; Néel, C.; Sheriff, R., 2022. *MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme. Rapport et annexes*, 219 p. <https://bibliothèque.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/5415-muse-integrer-la-multifonctionnalite-des-sols-dans-les-documents-d-urbanisme.html>
- Consalès, J.-N.; Blanchart, A.; Séré, G.; Vidal-Beaudet, L.; Schwartz, C., 2022. Le sol, une ressource à considérer dans les stratégies d'aménagement des villes : mise en place d'une démarche collaborative pour construire un outil d'aide à la décision d'affectation des sols. *Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, 27. <https://doi.org/10.4000/paysage.31354>
- de Menthieri, C.; de Comarmond, H.; Granger, Y., 2018. *Évaluation et propositions d'optimisation des outils concourant à la préservation des espaces naturels, agricoles et forestiers*. Rapport N°17076: CGAAER. https://medias.vie-publique.fr/data_storage_s3/rapport/pdf/184000494.pdf
- Desrousseaux, M., 2021. Contribution juridique aux différentes notions de la qualité du sol *Etude et Gestion des Sols*, 28: 147-151. <https://www.afes.fr/ressources/contribution-juridique-aux-differentes-notions-de-la-qualite-du-sol/>
- Faber, J.H.; Cousin, I.; Meurer, K.H.E.; Hendriks, C.M.J.; Bispo, A.; Viketoft, M.; ten Damme, L.; Montagne, D.; Hanegraaf, M.C.; Gillikin, A.; Kuikman, P.; Obiang-Ndong, G.; Bengtsson, J.; Taylor, A., 2022. *Stocktaking for Agricultural Soil Quality and Ecosystem Services Indicators and their Reference Values*: EJP SOIL Internal Project SIREN Deliverable 2. Report, 153.

- FAO, 2015. *Status of the World's Soil Resources*. <https://www.fao.org/3/i5199e/i5199e.pdf>
- Fournil, J.; Kon Kam King, J.; Granjou, C.; Cécillon, L., 2018. Le sol : enquête sur les mécanismes de (non) émergence d'un problème public environnemental. *Vertigo*, (Volume 18 numéro 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.20433>
- Freligh-Larsen, A.; Bowyer, C.; Albrecht, S.; Keenleyside, C.; Kemper, M.; Nanni, S.; Naumann, S.; Mottershead, R.D.; Landgrebe, R.; Andersen, E.; Banfi, P.; Bell, S.; Brémere, I.; Cools, J.; Herbert, S.; Iles, A.; Kampa, E.; Kettunen, M.; Lukacova, Z.; Moreira, G.; Kiresiewa, Z.; Rouillard, J.; Okx, J.; Pantzar, M.; Paquel, K.; Pederson, R.; Peepson, A.; Pelsy, F.; Petrovic, D.; Psaila, E.; Šarapatka, B.; Sobocka, J.; Stan, A.C.; Tarpey, J.; Vidaurre, R., 2016. *Updated Inventory and Assessment of Soil Protection Policy Instruments in EU Member States*: Ecologic Institute, Berlin. Final Report to DG Environment. <https://www.ecologic.eu/13090>
- Gascuel, C.; Loiseau-Dubosc, P.; Auclerc, A.; Bougon, N.; Caquet, T.; Lerouyer, V.; Pierart, A.; Ranjard, L.; Resche-Rigon, F.; Roturier, C.; Sauter, J.; Serin, L., 2023. Sols, sciences et recherches participatives : comment consolider et fédérer le foisonnement d'initiatives en France ? *Natures Sciences Société*, 31 (1): 81-89. <https://doi.org/10.1051/nss/2023014>
- Ginzky, H.; Dooley, E.; Heuser, I.L.; Kasimbazi, E.; Markus, T.; Qin, T., 2018. *International Yearbook of Soil Law and Policy 2018*. 395 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-00758-4>
- Guillon, J.-L.; Lavarde, P.; Lesaffre, B., 2017. *Évaluation du Groupement d'Intérêt Scientifique GIS Sol. Rapport CGEDD n° 010691-01, CGAAER n° 16080*. https://agriculture.gouv.fr/sites/default/files/cgaaer_16080_2017_rapport.pdf
- Haines-Young, R.; Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G.; Frid, C.L.J., eds. *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge: Cambridge University Press (Ecological Reviews), 110-139. <https://www.cambridge.org/core/product/8F8375D46446640DB8216348A4BA296D>
- Hermon, C., 2018. La protection du sol en droit. In: Hermon, C., ed. *Services écosystémiques et protection des sols : Analyses juridiques et éclairages agronomiques*. Versailles: Éditions Quæ. <http://books.openedition.org/quae/30685>
- IPBES, 2018. *The IPBES assessment report on land degradation and restoration*. Bonn, Germany: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 744 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3237392>
- IPCC, 2019. *Changement climatique et terres émergées*, Rapport spécial du GIEC sur le changement climatique, la désertification, la dégradation des sols, la gestion durable des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre dans les écosystèmes terrestres. <https://www.ipcc.ch/srcl/>
- Jolivet, C., C.; Arrouays, D., D.; Boulonne, L.; Ratié, C.; Saby, N., N., 2006. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS). Etat d'avancement et premiers résultats. *Etude et Gestion des Sols*, 13 (3): 149-164. <https://hal.inrae.fr/hal-02664087>
- Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61 (1): 4-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Montanarella, L.; Vargas, R., 2012. Global governance of soil resources as a necessary condition for sustainable development. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4 (5): 559-564. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.007>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Launay, C.; Martin, R.; Schiavo, M.; Angers, D.; Augusto, L.; Balesdent, J.; Basile-Doelsch, I.; Bellassen, V.; Cardinael, R.; Cécillon, L.; Ceschia, E.; Chenu, C.; Constantin, J.; Daroussin, J.; Delacote, P.; Delame, N.; Gastal, F.; Gilbert, D.; Graux, A.-I.; Guenet, B.; Houot, S.; Klumpp, K.; Letort, E.; Litrico, I.; Martin, M.; Menasseri-Aubry, S.; Meziere, D.; Morvan, T.; Mosnier, C.; Roger-Estrade, J.; Saint-André, L.; Sierra, J.; Therond, O.; Viaud, V.; Grateau, R.; Le Perchec, S.; Savini, I.; Rechauchère, O., 2020. *Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? : Rapport scientifique de l'étude. Étude réalisée pour l'ADEME et le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation*. <https://doi.org/10.15454/NHXT-GN38>
- Philippe, M.-A.; Polombo, N., 2013. Soixante années de remembrement : essai de bilan critique de l'aménagement foncier en France. *70 ans d'aménagement foncier en France : Principes, méthodes et évolution, comparaison avec d'autres expériences en Europe et dans le monde*. Lyon, France. 2013-09-26, 33-41. <https://shs.hal.science/halshs-00948894>
- Ranjard, L.; Sauter, J.; Auclerc, A.; Chauvin, C.; Cluzeau, D.; Mereau, D.; Loiseau-Dubosc, P.; Lemerrier, B.; d'Oiron, E.; Raous, S.; Roturier, C.; Rovillé, M.; Serin, L.; Gascuel-Oudoux, C., 2022. Sciences et recherches participatives sur les sols en France Bilan et perspectives. *Etude et Gestion des Sols*, 29: 381-393. <https://hal.science/hal-04261029>
- Schulte, R.P.O.; Bampa, F.; Bardy, M.; Coyle, C.; Creamer, R.E.; Fealy, R.; Gardi, C.; Ghaley, B.B.; Jordan, P.; Laudon, H.; O'Donoghue, C.; Ó'hUallacháin, D.; O'Sullivan, L.; Rutgers, M.; Six, J.; Toth, G.L.; Vrebos, D., 2015. Making the Most of Our Land: Managing Soil Functions from Local to Continental Scale. *Frontiers in Environmental Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00081>
- Sénat, 2021. *Protection et prévention de la dégradation des sols - Rapport n° 698*. <https://www.senat.fr/rap/l20-698/l20-6981.pdf>
- United Nations Convention to Combat Desertification, 2017. *Regards et perspectives sur les terres du Monde, Version révisée de la première édition*. Bonn: UNCCD. https://www.unccd.int/sites/default/files/2022-08/GLO%20French_Full_Report_rev1.pdf
- United Nations Convention to Combat Desertification, 2022. *The Global Land Outlook, Second edition*. Bonn: UNCCD. https://www.unccd.int/sites/default/files/2022-04/UNCCD_GLO2_low-res_2.pdf
- Weigelt, J.; Müller, A.; Janetschek, H.; Töpfer, K., 2015. Land and soil governance towards a transformational post-2015 Development Agenda: an overview. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15: 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.08.005>

Sources institutionnelles et juridiques

Monde

- Nations Unies, 2017. Convention sur la lutte contre la désertification. Futur cadre stratégique de la Convention. ICCD/COP(13)/21/Add.1.
- Nations Unies, 2014. Résolution A/RES/68/232. Journée mondiale des sols et Année internationale des sols.
- Nations Unies, 1998. Protocole d'application sur la conservation des sols de la Convention alpine.
- Nations Unies, 1995. Résolution A/RES/49/115. Célébration d'une Journée mondiale de la lutte contre la désertification et la sécheresse.

Nations Unies, 1994. Convention des sur la lutte contre la désertification (CNULCD).

Nations Unies, 1972. Déclaration de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement (Déclaration de Stockholm).

Nations Unies, 1971. Convention de Ramsar sur la Conservation et l'Utilisation Durable des Zones Humides.

Europe

Union européenne, 2023. Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience. COM_2023_416_final.

Union européenne, 2021. Communication de la Commission. Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030. COM(2021) 699 final.

Union européenne, 2019. Communication de la Commission. Le Pacte vert pour l'Europe. COM(2019) 640 final.

Union européenne, 2014. Directive n° 2014/52 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement.

Union européenne, 2011. Communication de la Commission - Feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources. COM(2011) 0571 final

Union européenne, 2006. Proposition de directive définissant un cadre pour la protection des sols et modifiant la directive 2004/35. COM(2006) 232 final.

Union européenne, 2006. Communication de la Commission - Stratégie thématique en faveur de la protection des sols. COM(2006) 231 final.

Union européenne, 2002. Communication de la Commission, Vers une stratégie thématique pour la protection des sols. COM(2002) 179 final.

Union européenne, 2000. Directive n° 2000/60 du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Union européenne, 1992. Directive n° 92/43 du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.

Conseil de l'Europe, 1972. Charte européenne des sols.

France

Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets.

Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement.

Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement.

Loi n° 2008-757 du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale.

Loi constitutionnelle n° 2005-205 du 1 mars 2005 relative à la Charte de l'environnement.

Chapitre 2.

Experts scientifiques mobilisés et sources analysées

Autrices : **Virginie Lelièvre, Sybille de Mareschal**

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| 1. Composition du Comité scientifique de l'étude | 43 |
| 2. Démarche de constitution du corpus | 44 |
| 3. Description du corpus cité | 44 |
| 3.1. Description globale..... | 45 |
| 3.2. Répartition entre disciplines et thématiques | 49 |
| 3.3. Répartition géographique..... | 51 |
| 3.4. Liens de co-publication | 53 |
| Annexe 2-1. | 54 |

Le processus de l'étude suit les Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études à INRAE (Donnars *et al.*, 2021), qui guident notamment le choix des experts mobilisés et des sources bibliographiques analysées.

L'analyse critique des connaissances scientifiques disponibles au niveau mondial sur les multiples dimensions de la qualité des sols est réalisée par un collège d'experts scientifiques appartenant à des organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur. Les points de vigilance et sujets de controverse sont mis en évidence, ainsi que la dynamique d'innovation dans ce domaine. En mettant à jour l'étendue des connaissances acquises, les domaines d'incertitudes, ainsi que les questions face auxquelles les connaissances restent insuffisantes, ces travaux ont vocation à nourrir les réflexions des différentes catégories d'acteurs sur la prise en compte de la qualité des sols dans les politiques publiques. Ils contribuent ainsi à la mission d'appui aux politiques publiques remplie par les instituts de recherche.

L'étude est conduite en interaction avec les financeurs dans le cadre d'un Comité de suivi, et avec un Comité consultatif d'acteurs réunissant les principales parties prenantes concernées par le sujet.

1. Composition du Comité scientifique de l'étude

Les experts sont sélectionnés sur la base de leurs publications dans des revues scientifiques à comité de lecture, en veillant à ce que les liens d'intérêt (par ex. : financements, affinités intellectuelles, liens de collaboration), inévitables dans la recherche finalisée, soient les plus diversifiés possible, en excluant les cas de conflit d'intérêt (Annexe 2-1). La transparence est assurée par la description des sources mobilisées et de la méthode employée.

La coordination scientifique de l'étude a été assurée par Isabelle Cousin - INRAE, et Maylis Desrousseaux – Ecole d'Urbanisme de Paris. Au total, 19 scientifiques (chercheurs et enseignants chercheurs du secteur public) ont été mobilisés (incluant les pilotes) pour composer le Comité d'experts scientifiques.

Ces participants ont été identifiés à partir de leurs compétences disciplinaires et de leurs publications sur les thématiques de l'étude. Le comité ainsi rassemblé présente une forte pluridisciplinarité illustrée par la Figure 2-1. Deux grands pôles sont constitués par les sciences du sol et les sciences humaines et sociales. Des compétences ont également été recherchées en écologie au-delà de la stricte écologie des sols, de manière à considérer les concepts et référentiels développés pour d'autres milieux et qui pourraient présenter un intérêt pour les sols. D'autres compétences ont enfin été mobilisées sur le traitement des données et la gestion des systèmes d'information.

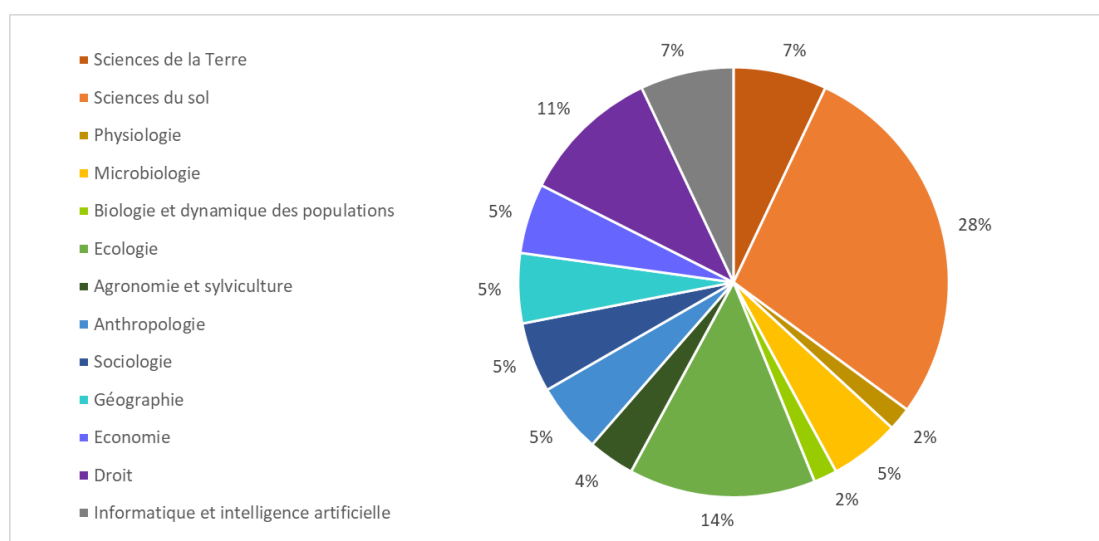


Figure 2-1. Domaines disciplinaires des experts de l'étude (n=19) suivant le référentiel INRAE (jusqu'à 3 macrodisciplines par expert).

Les membres du comité scientifique sont issus de 10 organismes de recherche/universités. Les affiliations montrent une grande ouverture avec seulement 26% d'experts INRAE, une mobilisation importante de l'enseignement supérieur (41% des experts), mais seulement un expert non français (Figure 2-2).

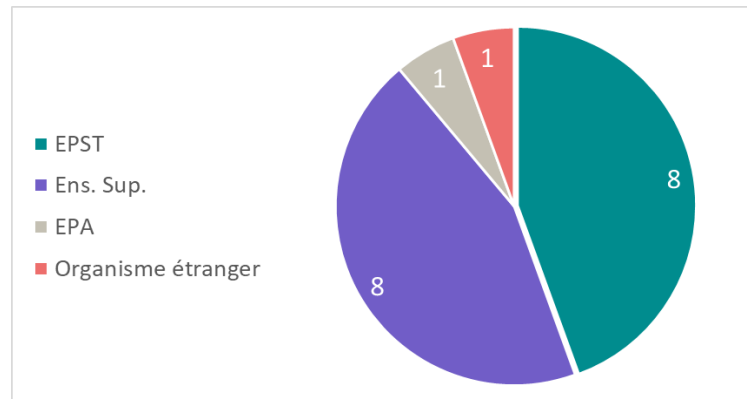


Figure 2-2. Affiliations des experts de l'étude par type d'organisme (n=19).
 EPST = Etablissement public à caractère scientifique et technique ;
 Ens. Sup. = Enseignement supérieur ; EPA = Etablissement public à caractère administratif.

Une contributrice ponctuelle a été sollicitée sur la question particulière de la télédétection. Elle est intervenue sous la responsabilité d'une experte du comité scientifique. Elle n'est donc pas membre en tant que telle de ce comité, mais fait partie du collectif de travail et des auteurs du rapport.

2. Démarche de constitution du corpus

Le corpus bibliographique de l'étude a été constitué à partir de l'interrogation du Web of Science (WoS) de Clarivate, une base de données bibliographiques multidisciplinaire. Scopus, la base de données bibliographiques de Elsevier a également été utilisée pour compléter quelques requêtes. Les experts ont sélectionné les références pertinentes sur la base du cadre d'analyse de l'étude. Au besoin, la littérature francophone ainsi que des rapports et ouvrages ont également été mobilisés, ainsi que d'autres articles non référencés dans les plateformes bibliographiques. La sélection des sources analysées a tenu compte d'une applicabilité aux contextes pédoclimatiques de la France hexagonale. La construction des requêtes bibliographiques a été réalisée par les documentalistes, en interaction avec les experts. La démarche est précisée en début de chaque chapitre.

Pour le Chapitre 18, le corpus a été réalisé par les experts en interrogeant par mots-clés les banques de données en droit (Cairn, Dalloz, Lexis et Ledoctrinal). Ce chapitre présente pour une partie de sa bibliographie finale des références de type juridique (codes, règlement européen, directives, lois, décrets et arrêtés) ainsi que différentes références de jurisprudence mentionnées en note de bas de page au fil du texte ; les références de ces deux types n'ont pas été prises en compte dans le bilan global des publications. Les références juridiques mentionnées en notes de bas de page dans les autres chapitres n'ont pas non plus été comptabilisées dans le bilan global des publications.

3. Description du corpus cité

Un corpus bibliographique de 1 795 références est ainsi cité dans le rapport.

Pour en réaliser la description, deux niveaux d'analyse ont été mis en œuvre :

- Des comptages simples à partir de la base bibliographique exhaustive du corpus, gérée sous Endnote. Les tableaux et graphiques ont été réalisés sous Excel.

- Une analyse plus fine utilisant les outils proposés par le WoS et Scopus, ne portant donc que sur la part du corpus référencée dans ces plateformes (respectivement 1 278 et 1 341 références, soit environ 70% du corpus). L'outil Wordle a permis de réaliser les nuages de mots-clés. Pour croiser certains éléments d'analyses, Sphinx Lexica a également été employé. La plateforme d'analyse textuelle CorText a été utilisée pour faire la cartographie de la cooccurrence des auteurs.

3.1. Description globale

Répartition temporelle

Pour la plus grande part (95%), le corpus cité est postérieur à 1990. Des références plus anciennes ont été mobilisées notamment pour retracer l'histoire des concepts et les évolutions des perceptions des acteurs, et recourir à certaines sources méthodologiques anciennes qui font encore référence aujourd'hui. Plus de la moitié du corpus a pour autant été publiée au cours des 10 dernières années (Figure 2-3).

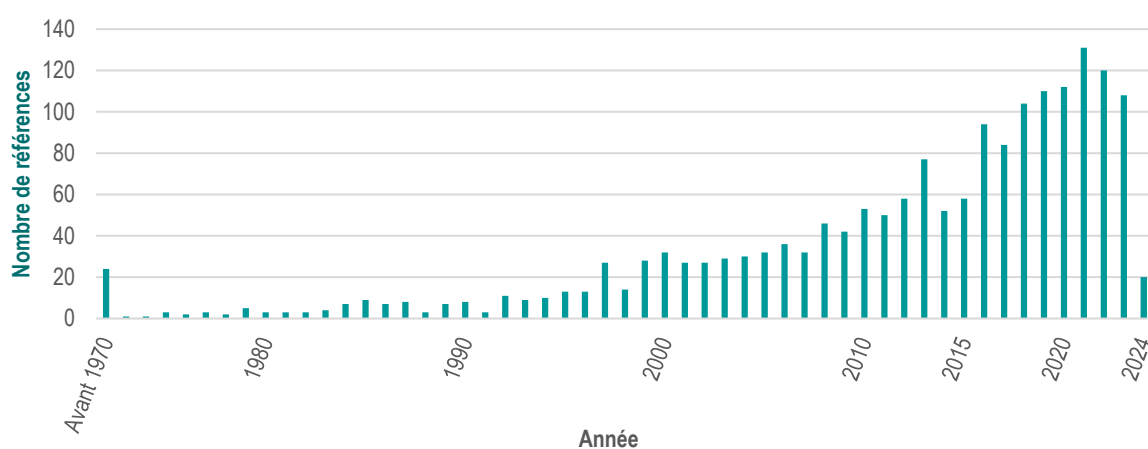


Figure 2-3. Répartition temporelle du corpus cité (n=1795).

Types de documents

Les articles sont sélectionnés en privilégiant les revues de littérature déjà existantes lorsqu'elles sont pertinentes au regard de la question étudiée (Tableau 2-1).

Tableau 2-1. Types de documents du corpus cité

| Type de document | Nb. de références | % du corpus cité |
|---|-------------------|------------------|
| Article | 1 500 | 84% |
| <i>dont revue de littérature</i> | 257 | 14% |
| Ouvrage ou chapitre d'ouvrage | 164 | 9% |
| Rapport | 81 | 5% |
| Acte de conférence ou communication | 28 | 2% |
| Thèse | 13 | 1% |
| Autre (par ex. : jeu de données, carte) | 9 | 1% |
| Total | 1 795 | 100% |

La volumétrie du corpus est très variable suivant les chapitres, plus réduite pour les chapitres traitant de questions conceptuelles, et plus abondante lorsque l'information est détaillée au niveau des indicateurs (Chapitres 8 et 10 notamment). En outre, certains chapitres sont adossés à une recherche bibliographique couplée, comme les Chapitres 6 (fonctions des sols) et 8 (indicateurs de fonctions), les Chapitres 7 (principaux indicateurs de qualité/santé) et 10 (mesure des indicateurs), et les Chapitres 9 (principaux indicateurs utilisés en économie) et 16 (valeur économique de la qualité des sols).

Tableau 2-2. Distribution du corpus cité entre chapitres et types de documents

| Type de document | Chap3 | Chap4 | Chap5 | Chap6 | Chap7 | Chap8 | Chap9 | Chap 10 | Chap 11 | Chap 12 | Chap 13 | Chap 14 | Chap 15 | Chap 16 | Chap 17 | Chap 18 | Chap 6et8 | Chap 7et10 | Chap 9et16 |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Article | 29 | 35 | 72 | 58 | 11 | 259 | 16 | 447 | 29 | 53 | 202 | 38 | 27 | 172 | 113 | 92 | 297 | 451 | 188 |
| dont Review | 2 | 15 | 23 | 17 | 5 | 51 | 0 | 79 | 3 | 5 | 60 | 6 | 0 | 8 | 18 | 4 | 60 | 67 | 15 |
| Ouvrage ou chapitre d'ouvrage | 7 | 0 | 6 | 14 | 4 | 11 | 2 | 48 | 5 | 3 | 8 | 5 | 5 | 26 | 16 | 19 | 21 | 49 | 28 |
| Rapport | 0 | 2 | 1 | 3 | 3 | 7 | 0 | 27 | 0 | 0 | 1 | 13 | 2 | 10 | 5 | 16 | 8 | 28 | 10 |
| Acte de conférence ou communication | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0 | 8 | 1 | 0 | 8 | 1 | 0 | 5 | 2 | 0 | 3 | 8 | 5 |
| Thèse | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 7 | 0 | 3 | 1 |
| Autre (database, dataset, carte) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 |
| TOTAL | 37 | 38 | 80 | 78 | 18 | 280 | 18 | 536 | 35 | 56 | 219 | 57 | 39 | 214 | 137 | 134 | 331 | 542 | 232 |
| Réfs en % du corpus cité | 2% | 2% | 4% | 4% | 1% | 16% | 1% | 30% | 2% | 3% | 12% | 3% | 2% | 12% | 8% | 7% | 18% | 30% | 13% |
| Nb. de réfs dans au moins une base (WOS ou Scopus) | 23 | 34 | 73 | 61 | 11 | 246 | 15 | 418 | 32 | 50 | 208 | 28 | 17 | 128 | 114 | 49 | 286 | 422 | 143 |
| Réfs dans au moins une base en % du chapitre | 62% | 89% | 91% | 78% | 61% | 88% | 83% | 78% | 91% | 89% | 95% | 49% | 44% | 60% | 83% | 37% | 86% | 78% | 62% |
| Nb. de réfs dans le WOS | 19 | 32 | 69 | 56 | 11 | 237 | 15 | 401 | 29 | 48 | 200 | 28 | 17 | 102 | 107 | 38 | 273 | 405 | 117 |
| Réfs dans le WOS en % du chapitre | 51% | 84% | 86% | 72% | 61% | 85% | 83% | 75% | 83% | 86% | 91% | 49% | 44% | 48% | 78% | 28% | 82% | 75% | 50% |
| Nb. de réfs dans Scopus | 22 | 34 | 70 | 56 | 11 | 236 | 14 | 397 | 30 | 49 | 203 | 28 | 16 | 124 | 113 | 47 | 272 | 401 | 138 |
| Réfs dans Scopus en % du chapitre | 59% | 89% | 88% | 72% | 61% | 84% | 78% | 74% | 86% | 88% | 93% | 49% | 41% | 58% | 82% | 35% | 82% | 74% | 59% |

La répartition entre types de documents varie également suivant les thématiques des chapitres, comme le montre le Tableau 2-2 ci-contre. En effet, les chapitres traitant des questions d'opérationnalisation des indicateurs (Chapitres 14 sur l'opérationnalité des indicateurs et 15 sur les tests effectués à partir des données existantes), mobilisent davantage de littérature grise. Les chapitres traitant de l'histoire des concepts (Chapitre 3 sur la polysémie des notions de qualité et santé des sols), des perceptions des acteurs (Chapitre 16) ou des enjeux juridiques (Chapitre 18), mobilisent des corpus en partie issus des Sciences humaines et sociales (SHS), plus souvent francophones et moins largement référencés dans le WoS. En ce qui concerne les Chapitres 16 et 18, la plateforme Scopus présente une couverture du corpus significativement meilleure. Dans les domaines qui traitent plus spécifiquement de la mesure des indicateurs (Chapitre 8 sur les indicateurs de fonctions et 10 sur la mesure des paramètres de qualité/santé), les deux plateformes renvoient pour partie à des références complémentaires.

Références les plus transversales

Neuf références sont mobilisées sur un large spectre de thématiques de l'étude. Il s'agit des principales revues de littérature et rapports qui ont fait date pour une approche intégrée de la qualité des sols (Tableau 2-3).

Tableau 2-3. Références citées dans au moins 4 chapitres du rapport

| Auteurs | Année | Titre | Type de doc | Chapitres |
|---|-------|---|-------------|--------------------|
| Bünemann, EK; Bongiorno, G; Bai, ZG; Creamer, RE <i>et al.</i> | 2018 | <i>Soil quality - A critical review</i> | Review | 3, 4, 6, 7, 10, 11 |
| Rabot, E; Wiesmeier, M; Schlüter, S; Vogel, HJ | 2018 | <i>Soil structure as an indicator of soil functions: A review</i> | Review | 5, 6, 7, 8, 10 |
| Kibblewhite, MG; Ritz, K; Swift, MJ | 2008 | <i>Soil health in agricultural systems</i> | Article | 3, 5, 8, 10, 11 |
| Andrews, SS; Karlen, DL; Cambardella, CA | 2004 | <i>The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method</i> | Review | 4, 8, 10, 11 |
| Branchu, P; Marseille, F; Béchet, B; Bessière, JP <i>et al.</i> | 2022 | MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme. Rapport et annexes | Report | 8, 10, 14, 15 |
| European Environment Agency | 2023 | <i>Soil monitoring in Europe - Indicators and thresholds for soil quality assessments</i> | Book | 7, 10, 14, 16 |
| Karlen, DL; Mausbach, MJ; Doran, JW; Cline, RG <i>et al.</i> | 1997 | <i>Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation</i> | Article | 3, 5, 6, 10 |
| Griffiths, BS; Römbke, J; Schmelz, RM; Scheffczyk, A <i>et al.</i> | 2016 | <i>Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function</i> | Article | 7, 10, 11, 14 |
| Bonilla-Bedoya, S; Valencia, K; Herrera, MA; López-Ulloa, M <i>et al.</i> | 2023 | <i>Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators</i> | Review | 4, 7, 8, 10 |

Principaux journaux de publication

Les 1 500 articles issus de revues à comité de lecture proviennent de 462 titres de journaux différents. Le Tableau 2-4 répertorie les principaux journaux mobilisés par chapitre, montrant les variations suivant les thématiques et domaines disciplinaires couverts.

Tableau 2-4. Principaux journaux de publication des articles cités (n= 1 500)

| Chapitre | Nb. d'articles cités dans le chapitre | 5 principaux journaux | Nb. d'articles pour chaque journal |
|--|---------------------------------------|--|------------------------------------|
| 3. Polysémie de la qualité des sols | 29 | Étude et Gestion des Sols <i>Soil Science Society of America Journal</i> <i>Soil Biology & Biochemistry</i> <i>Geoderma</i> <i>Soil Use and Management</i> | 4 3 2 2 2 |
| 4. Le concept d'indicateur | 35 | <i>Ecological Indicators</i> <i>Ecosystem Services</i> <i>Soil Biology & Biochemistry</i> <i>Soil Science Society of America Journal</i> <i>Applied Soil Ecology</i> | 11 4 2 1 1 |

| | | | |
|--|-----|--|----------------------------|
| 5. De la fonction à la multifonctionnalité | 72 | Ecological Indicators Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences Nature Biological Conservation Soil Biology & Biochemistry | 3 3 3 3 2 |
| 6. Les fonctions écologiques des sols | 58 | Forest Ecology and Management Journal of Ecology Geoderma Journal of Environmental Quality Soil Biology & Biochemistry | 5 4 3 3 2 |
| 7. Paramètres pour l'évaluation de la qualité/santé des sols | 11 | Ecological Indicators Geoderma Soil Biology & Biochemistry Soil & Tillage Research Environmental Research Letters | 3 2 1 1 1 |
| 8. Les indicateurs des fonctions des sols | 259 | Science of the Total Environment Soil & Tillage Research Geoderma Applied Soil Ecology European Journal of Soil Science | 14 12 11 9 8 |
| 9. Les mesures de qualité des sols en économie | 16 | Ecological Economics Ecological Indicators American Journal of Agricultural Economics Journal of Productivity Analysis Soil & Tillage Research | 3 2 2 2 1 |
| 10. Caractérisation et mesure des indicateurs monoparamétriques les plus communs | 447 | Soil Biology & Biochemistry Soil Science Society of America Journal Geoderma Soil & Tillage Research Science of the Total Environment | 44 21 21 17 14 |
| 11. Construction d'indices agrégés | 29 | Soil Science Society of America Journal Ecological Indicators Agriculture Ecosystems & Environment Soil Biology & Biochemistry Geoderma | 5 3 3 2 2 |
| 12. Démarches pour la surveillance et la cartographie de la qualité des sols | 53 | Geoderma European Journal of Soil Science Soil Science Society of America Journal Geoderma Regional Computers & Geosciences | 17 6 3 3 3 |
| 13. Evaluation de la qualité des sols par proxidtection et télédtection | 202 | Remote Sensing Catena Geoderma Remote Sensing of Environment Computers and Electronics in Agriculture | 21 18 14 8 6 |
| 14. Opérationnalité | 38 | Étude et Gestion des Sols Ecological Indicators Science of the Total Environment European Journal of Soil Science Ecology and Society | 4 3 2 2 2 |
| 15. Evaluation de quelques indicateurs de qualité des sols sur une zone test | 27 | Étude et Gestion des Sols Geoderma European Journal of Soil Science Soil Use and Management Soil | 8 6 3 3 1 |
| 16. Production et mobilisation des indicateurs aux niveaux individuel et collectif | 172 | Land Use Policy Étude et Gestion des Sols American Journal of Agricultural Economics VertigO Soil Science Society of America Journal | 9 7 7 6 4 |
| 17. Restauration de la qualité des sols, désartificialisation des sols | 113 | Restoration Ecology Journal of Soils and Sediments Applied Soil Ecology Science of the Total Environment Ecological Engineering | 16 7 6 5 5 |
| 18. La gouvernance de la qualité des sols par le droit | 92 | Land Use Policy Revue de droit rural Revue de droit immobilier Land Degradation & Development Revue Juridique de l'Environnement | 14 7 5 4 3 |

3.2. Répartition entre disciplines et thématiques

Thématiques des revues de publication

Une large pluridisciplinarité du corpus est représentée par la Figure 2-4 réalisée à partir des 1 278 sources référencées dans le WoS. Elle montre les 15 premières catégories WoS auxquelles sont rattachées les revues de publication des articles cités, sachant que les 500 références qui ne sont pas intégrées dans ce classement des catégories WoS relèvent essentiellement de la littérature grise et des articles de sciences humaines et sociales. Cette figure montre le cœur disciplinaire des sources analysées autour des sciences du sol, de la terre, et de l'environnement, l'éclairage apporté plus largement par la mobilisation de travaux en écologie en lien avec les fonctions du sol, le lien avec la gestion durable des ressources (eau, biodiversité, agriculture ; la forêt non visible ici apparaît à un niveau plus fin), et certaines méthodes de mesure basées sur des technologies qui sont plus spécifiquement repérées par le WoS comme la télédétection ou l'imagerie.

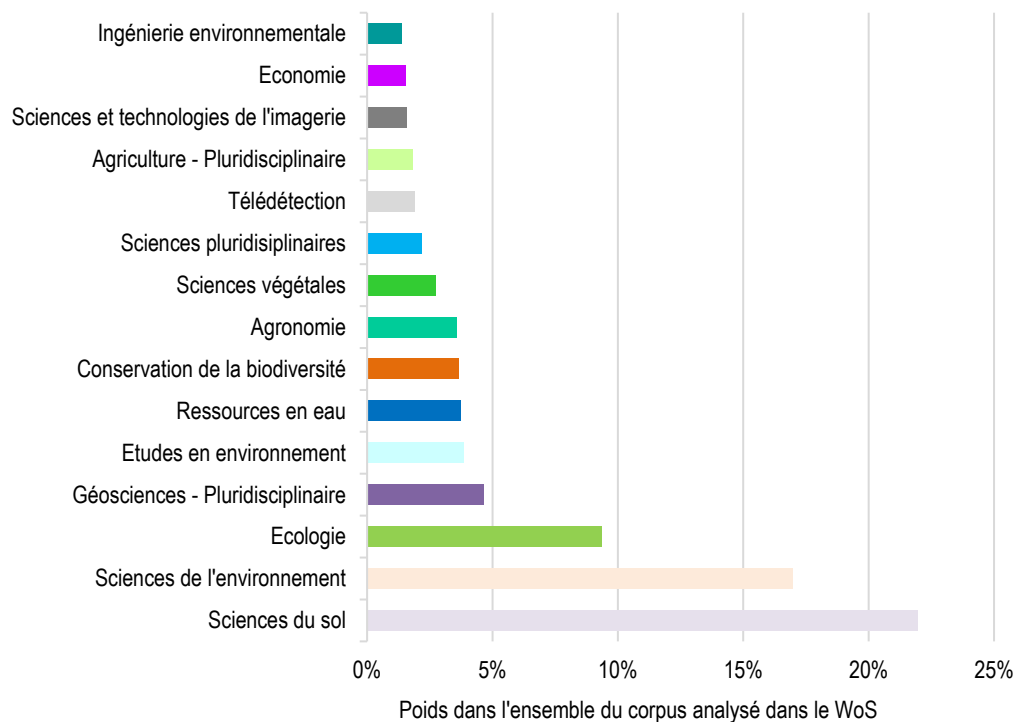


Figure 2-4. Domaines de recherche des 1 278 références classées dans les catégories WoS (15 premières catégories).

Cette analyse fournie par le WoS peut être à la fois confirmée et complétée par celle mise en œuvre par la plateforme Scopus. En effet, ce type de classification disciplinaire ou thématique des sources dépend des modalités mises en œuvre par ces outils, telles qu'explicitées dans l'Encadré 2-1. Dans les deux cas, il est important d'avoir en tête que c'est le journal dans lequel l'article est publié, et non l'article lui-même, qui fait l'objet d'une classification.

Le Tableau 2-5 montre la complémentarité entre les deux classifications. Du côté de Scopus, les sciences biotechniques sont pour certaines plus fortement agglomérées (« *Agricultural and Biological Sciences* », « *Environmental Science* »), tandis que les SHS sont mieux mises en évidence (seule l'économie apparaît côté WoS parmi les 10 premières catégories représentées). Les SHS présentent en effet un taux de référencement globalement meilleur dans Scopus.

Encadré 2-1. Modalités de classification thématique mises en œuvre par WoS et Scopus

Modalités WOS : Chaque revue couverte par Web of Science Core Collection se voit attribuer une ou plusieurs catégories thématiques (jusqu'à 6 catégories). De nombreux critères sont pris en compte lors de la classification : le sujet et le champ d'application de la revue ; les affiliations des auteurs et du comité de rédaction ; les organismes de financement ; les références citées ainsi que les relations de citation. D'autres considérations incluent le sponsor d'une revue (« *Official Journal of the European Association of...* ») et la catégorisation d'une revue dans d'autres bases de données bibliographiques.

La couverture thématique de chacune de ces catégories est consultable à l'adresse suivante :

<https://mjl.clarivate.com/home> (Web of Science Master Journal List).

Modalités Scopus : Les titres de publications en série sont classés selon le système ASJC (All Science Journal Classification). Cette classification est effectuée par des experts internes au moment où le titre de périodique est mis en place pour la couverture Scopus. La classification est basée sur les objectifs et la portée du titre, ainsi que sur le contenu qu'il publie. Une revue peut se voir attribuer plusieurs thématiques.

La liste complète des ASJC est consultable à l'adresse suivante :

https://service.elsevier.com/app/answers/detail/a_id/15181/supporthub/scopus/.

Tableau 2-5. Comparaison de la répartition thématique des références suivant les modalités de classement mises en œuvre dans le WoS et dans Scopus (10 premières catégories)

| WOS Categories | Nb. de réfs | % des 1278 | Scopus Subjects Areas | Nb. de réfs | % des 1341 |
|---|-------------|------------|--------------------------------------|-------------|------------|
| Soil Science | 474 | 37% | Agricultural and Biological Sciences | 807 | 60% |
| Environmental Sciences | 367 | 29% | Environmental Science | 592 | 44% |
| Ecology | 202 | 16% | Earth and Planetary Sciences | 212 | 16% |
| Geosciences Multidisciplinary | 100 | 8% | Social Sciences | 133 | 10% |
| Environmental Studies | 83 | 6% | Immunology and Microbiology | 111 | 8% |
| Water Resources | 81 | 6% | Biochemistry, Genetics and Molecular | 54 | 4% |
| Biodiversity Conservation | 79 | 6% | Decision Sciences | 42 | 3% |
| Agronomy | 77 | 6% | Economics, Econometrics and Finance | 41 | 3% |
| Plant Sciences | 59 | 5% | Multidisciplinary | 40 | 3% |
| Multidisciplinary Sciences | 47 | 4% | Chemistry | 37 | 3% |
| Remote Sensing | 41 | 3% | Engineering | 36 | 3% |
| Agriculture Multidisciplinary | 39 | 3% | Medicine | 31 | 2% |
| Imaging Science Photographic Technology | 34 | 3% | Computer Science | 29 | 2% |
| Economics | 33 | 3% | Energy | 25 | 2% |
| Engineering Environmental | 30 | 2% | Physics and Astronomy | 15 | 1% |

Termes les plus courants dans les titres des articles

La répartition thématique du corpus peut également être approchée à partir des mots des titres des articles sélectionnés. Des nuages de mots ont ainsi été réalisés sous Sphinx Lexica. L'analyse a été faite à partir de la base bibliographique complète (n=1 278) en séparant les titres en anglais (Figure 2-5, n=1 540) et ceux en français (Figure 2-6, n=250).

Un repérage des expressions de 2 à 3 mots a d'abord été effectué, pour les considérer comme un terme. De même, les formes singulier et pluriel d'un mot, ainsi que parfois ceux comportant la même racine, sont considérés comme un même terme, (par ex. *assess*, *assessing*, *assessments* sont regroupés sous '*assessment*').

Les représentations en nuages ont été réalisées avec Wordle.

Les dimensions de méthodologie (*method*, *model*) et d'évaluation (*assessment*, *analysis*, *evaluation*) ressortent fortement du nuage de mots-clés en anglais, de même que le recours aux indicateurs (*indicators*). On note que qualité des sols (*soil quality*), santé des sols (*soil health*) ont une occurrence du même ordre de grandeur que services écosystémiques (*ecosystem services*), mais également que *land*, que l'on traduit généralement par

« terre », et dont l'acception est plus large que *soil* (le sol). Le corpus recouvre donc correctement les différentes dimensions de l'étude, avec un focus cependant sur le milieu agricole. Le nuage de mots en français corrobore le précédent, avec cependant des occurrences importantes du droit (dont la littérature utilisée dans l'étude est principalement en français) et, bien sûr, une fréquence élevée du terme « France », en lien avec des études spécifiques au territoire français.

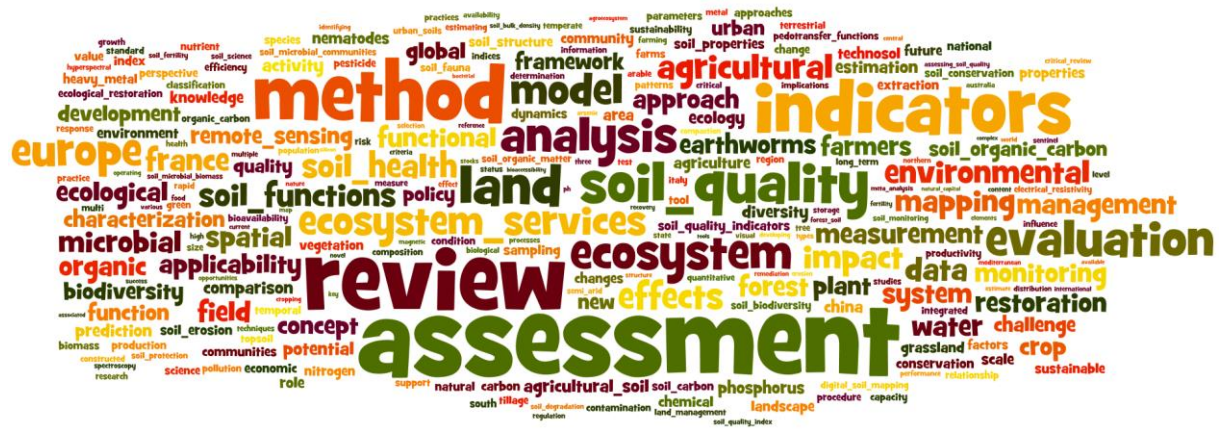


Figure 2-5. Nuage de mots les plus fréquents dans les titres des références en anglais (1 540 soit environ 86% du corpus) en retirant le mot isolé « soil »



Figure 2-6. Nuage de mots les plus fréquents dans les titres des références en français (250 soit environ 14% du corpus) en retirant le mot isolé « sol »

3.3. Répartition géographique

Le poids relatif des pays d'implantation des organismes d'affiliation des auteurs du corpus cité dans le rapport est représenté par la Figure 2-7. La méthode de comptage utilisée est celle du compte de présence, c'est-à-dire qu'une entité (i.e. organisme, pays d'implantation des organismes) est comptée une fois par article, même si plusieurs co-auteurs y sont affiliés. Cette figure montre la prédominance observée de manière générale des zones géographiques les plus dynamiques en termes de production scientifique (Etats-Unis, UE, Chine). Elle permet toutefois d'observer la place relativement importante de la France, en lien non seulement avec les critères de sélection des sources recherchées pour leur applicabilité dans un contexte français, mais aussi avec l'investissement historiquement développé de la recherche française sur la question des sols. On peut également souligner la présence dans cette figure d'autres pays connus pour l'importance de leur investissement dans ce domaine tels que l'Australie, le Canada, la Suisse et le Brésil.

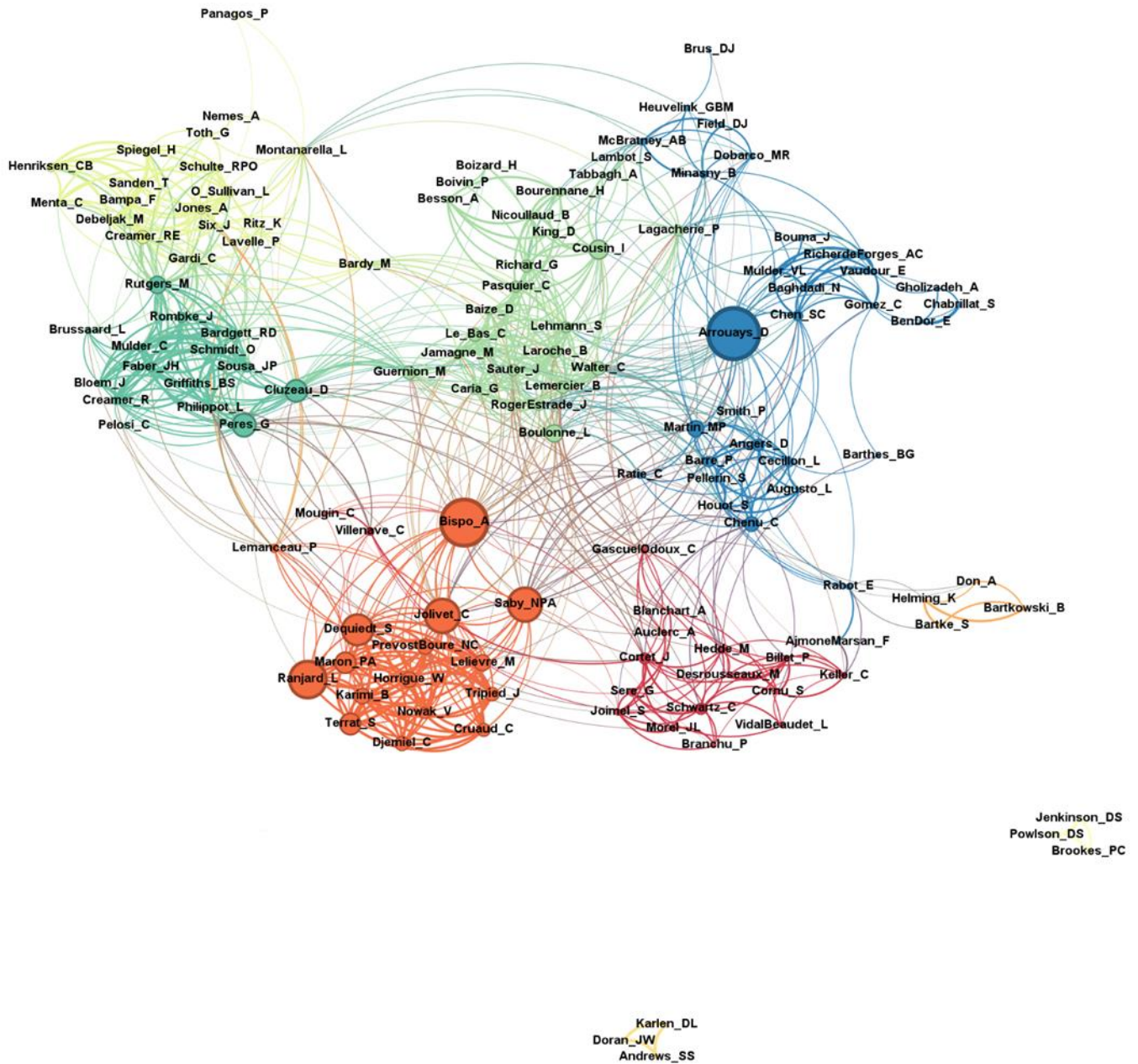


Figure 2-8. Liens de co-publication des 150 auteurs ayant le plus grand nombre d'articles cités dans le corpus de l'étude (n=1 795).

La taille des nœuds est fonction du nombre de liens de co-publication.
Graphique réalisée avec CorText et retravaillé sous Gephi.

Interprétation des clusters : Rouge = aménagement dont urbain ; Orange = microbiologie + RMQS (partie nord-est du cluster) ; Bleu = cartographie (partie nord-est du cluster) ; Turquoise clair = pédologie (sud du cluster, en proximité de RMQS) + physique du sol (nord-ouest du cluster) ; Turquoise foncé = biologie du sol ; Vert clair = évaluation à l'échelle européenne.

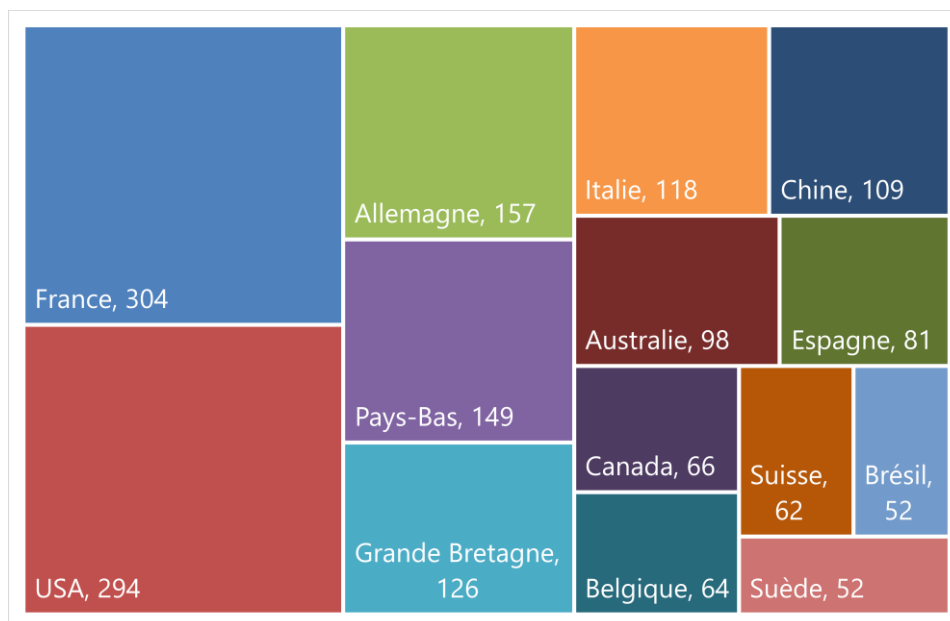


Figure 2-7. Poids relatif des pays d'implantation des organismes d'affiliation des auteurs cités dans le rapport à partir des 1 280 références analysées dans le WoS (nombre de références/pays > 50).

3.4. Liens de co-publication

L'analyse statistique des liens de co-publication entre auteurs du corpus sélectionné permet de faire apparaître des communautés de recherche. Ces communautés peuvent être plus ou moins interdisciplinaires, même si la pratique du co-autorat est généralement plus répandue dans les domaines de recherche biotechniques que dans les SHS. La Figure 2-8 ci-contre montre les clusters statistiquement constitués par les auteurs suivant le nombre de leurs co-publications. Ces liens de co-publications sont analysés sur la base entière du corpus (pas seulement les publications référencées dans le WOS ou Scopus).

Les objets de recherche qui peuvent être identifiés derrière ces liens de co-publication sont essentiellement l'aménagement du territoire, dont notamment l'espace urbain, apparaissant en rouge dans la Figure 2-8 ; la microbiologie, notamment en lien avec les évolutions du Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS), en orange ; le carbone du sol et notamment les travaux abordant sa cartographie, en bleu ; la pédologie en turquoise clair ; la biologie du sol en turquoise foncé ; et en vert clair les évaluations de la qualité des sols conduites à l'échelle européenne.

Annexe 2-1.

Rapport du comité d'examen des déclarations des liens d'intérêts (DLI) des scientifiques membres du comité d'experts de l'étude sur les indicateurs de la qualité des sols - IndiQuaSols

| |
|--|
| <p style="text-align: center;">Réunion du comité d'examen des déclarations des liens d'intérêts (DLI) des scientifiques membres du comité d'experts de l'étude sur les indicateurs de la qualité des sols IndiQuaSols</p> |
|--|

3 Mai 2023

Françoise Simon-Plas, INRAE, Déléguée à la déontologie, à l'intégrité scientifique et à l'éthique, présidente du comité

Anne-Sophie Maignan, INRAE, Direction des affaires juridiques, juriste en charge des affaires statutaires RH et de la déontologie, Membre du comité de veille pour la déontologie, l'intégrité scientifique et l'éthique

Pierre Renault, INRAE, Directeur scientifique adjoint Environnement, référent du collège de direction d'INRAE pour l'étude IndiQuaSols

Guy Richard, INRAE, Directeur de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études

Le comité d'examen des déclarations des liens d'intérêts a pris connaissance des dossiers (CV et formulaire de déclaration des liens d'intérêts) fournis par les experts sollicités pour réaliser l'étude IndiQuaSols et ainsi que de l'analyse collective de ces dossiers fournie par la cheffe de projet. Le comité tient à souligner la qualité des dossiers fournis, qui sont apparus très bien renseignés.

A l'échelle individuelle, les éléments dont dispose le comité d'examen des déclarations des liens d'intérêts ne font pas apparaître de signe évident de conflit d'intérêts.

A l'échelle collective, le comité d'examen des déclarations des liens d'intérêts constate :

- une grande diversité de l'origine institutionnelle des experts,
- une prédominance d'experts masculins,
- une bonne adéquation entre les compétences des experts et le cahier des charges de l'étude,
- une absence de communautés pré-existantes avec publications communes au sein du comité d'experts
- une diversité de liens d'intérêts au sein du comité d'experts : aménagement du territoire, professionnels agricoles, recyclage de matériaux de remblais, bureaux études, collectivités territoriales, associations agricoles ou environnementales.
- un financement des projets principalement d'origine publique
- des partenariats public-privé très diversifiés et très distribués entre les experts et sans lien direct avec la production d'indicateurs de la qualité des sols
- un ensemble d'activités secondaires rarement rémunérées

Le comité d'examen des déclarations des liens d'intérêts n'a pas de réserve à exprimer quant à la composition du comité d'experts qui est en charge de la conduite de l'étude IndiQuaSols.

Partie II.

Définir la qualité des sols

Chapitre 3. Polysémie de la qualité des sols

Chapitre 4. Le concept d'indicateur

Chapitre 5. De la fonction à la multifonctionnalité

Chapitre 6. Les fonctions écologiques des sols

Introduction

Cette partie porte sur l'analyse des principaux concepts transversaux de l'étude et tout particulièrement le triptyque qualité – indicateur – (multi)fonctionnalité. Pour chacun de ces termes très polysémiques, il s'agira de retracer l'émergence et l'évolution de leurs différentes significations, puis de les circonscrire par rapport à des concepts connexes pour dégager les modalités d'utilisations de ces termes dans le cadre de la construction d'un système d'indication de la qualité multifonctionnelle des sols. Cette partie est structurée en quatre chapitres, successivement consacrés aux concepts de qualité (Chapitre 3. Polysémie de la qualité des sols), d'indicateur (Chapitre 4. Le concept d'indicateur), de fonction et multifonctionnalité (Chapitre 5. De la fonction à la multifonctionnalité ; Chapitre 6. Les fonctions écologiques des sols).

Chapitre 3

Polysémie de la qualité des sols

Auteur : **Alain Brauman**

Documentaliste : Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|--|-----------|
| 1. Construction et description du corpus | 59 |
| 2. Historique des notions de qualité, santé et sécurité des sols | 59 |
| 2.1. Historique de la notion de qualité des sols..... | 59 |
| 2.2. Historique de la notion de santé..... | 60 |
| 2.3. Historique du terme sécurité des sols | 62 |
| 2.4. Conclusion sur l'évolution historique des concepts..... | 63 |
| 3. Analogies et différences entre notions relatives à la qualité et préservation des sols | 63 |
| 3.1. De la fertilité à la santé, évolution de notre perception du sol..... | 63 |
| 3.2. Qualité <i>versus</i> santé : quelles différences principales ? | 65 |
| 3.3. Santé et qualité : une différence de portée sociétale | 66 |
| 3.4. Pour explorer les différences entre qualité et santé : une analyse du corpus lexical..... | 67 |
| 4. Limites des notions de qualité et santé | 70 |
| 4.1. Des notions pas ou peu quantifiables | 70 |
| 4.2. Une dépendance au contexte ne permettant pas une vision générique..... | 71 |
| 4.3. La qualité des sols au regard de celle de l'air et de l'eau | 71 |
| 4.4. Des notions pouvant mettre à mal la neutralité scientifique..... | 72 |
| 4.5. Des mesures de la qualité/santé inutiles car trop tardives..... | 72 |
| 4.6. Le sol n'est pas un organisme ! | 72 |
| 4.7. Evaluer la qualité/santé : le problème de la référence | 73 |
| 5. Conclusion | 73 |
| Références bibliographiques | 74 |
| Annexes | 76 |

Ce chapitre traite des homologies, des différences et des ambiguïtés observées dans la littérature scientifique, en ce qui concerne les notions de qualité, santé et sécurité des sols. Ces termes reflètent une évolution de l'appréhension du sol par le domaine académique, en interaction avec les évolutions constatées plus largement dans le domaine des politiques publiques (cf. Chapitre 1) et celles qui relèvent des modalités de désignation de la qualité des sols par les acteurs (cf. Chapitre 17 utilisateurs). En effet, la vision du sol est passée en quelques décennies (des années 1970 à la décennie 2010-2020) d'une dimension simple de support physique de la production végétale, à une vision plus complexe d'un écosystème multifonctionnel, voire d'un socio-écosystème. C'est cette évolution d'une appréhension du sol réductionniste où le sol est réduit à une somme de propriétés élémentaires chimiques, physiques et biologiques (Kibblewhite *et al.*, 2008), vers une vision plus intégrative du sol prenant en compte les interactions des compartiments biotique et abiotique, que retrace ce chapitre. Nous verrons que malgré la proximité de leurs définitions, reflétant le cadre conceptuel des services écosystémiques, chacun des termes désignant la qualité-santé-sécurité des sols a une histoire propre, des champs lexicaux et une portée sociétale distincts. Et s'ils font globalement l'objet des mêmes critiques de la communauté scientifique, le choix pour ce rapport des termes de qualité ou santé des sols n'est ni neutre scientifiquement ni socialement.

1. Construction et description du corpus

La littérature scientifique traitant de notions relatives à la qualité des sols est très riche (~15 000 articles pour qualité des sols et ~6 000 pour la santé des sols dans le WoS depuis 1955 ; cf. Figure 3-1).

Pour ce chapitre traitant de la polysémie des termes utilisés et des concepts qu'ils véhiculent, nous avons interrogé le WoS et croisé les termes « TS=(definition\$ OR concept\$ OR history OR framework OR critic*) » avec :

- les termes « TI=("soil health" OR "ecosystem health") » dans le titre : 438 références, dont 54 *reviews* ;
- les termes « TI=("soil quality" OR "land quality") » dans le titre : 525 références, dont 32 *reviews* ;
- les termes TI=("soil security" OR "soil capability") » dans le titre : 24 références, dont 4 *reviews*.

Après un premier tri des *reviews*, nous avons choisi de travailler essentiellement avec 11 *reviews*, triées en fonction de leurs degrés de citations et de leurs intérêts pour ce chapitre. Nous avons également inclus 13 articles qui font référence et 4 rapports ou thèses pour la partie historique, définitions et analyse de leurs analogies et différences. Sur cette base, 10 articles ont été ajoutés à dire d'expert pour aboutir aux 38 références citées dans ce chapitre. L'analyse lexicale du corpus et des réseaux d'occurrences qui fait l'objet de la section 3.4 est issue de deux requêtes spécifiques dont les résultats sont reportés en Annexe 3-1 :

- publications utilisant le mot « *soil quality* » dans le titre, le résumé et les mots-clés ;
- publications utilisant le mot « *soil health* » dans le titre, le résumé et les mots-clés.

2. Historique des notions de qualité, santé et sécurité des sols

2.1. Historique de la notion de qualité des sols

Ce terme apparaît selon Powlson (2021) en 1977 dans un article de Warkentin et Fletcher. Cependant d'après Bünemann *et al.* (2018) il est déjà mentionné dès 1971 dans un article de Mausel qui décrit l'aptitude de différents sols de l'Illinois, aux États-Unis, à la culture de diverses plantes. Ce terme (avec celui de fertilité) domine largement la littérature à partir des années 1970 jusqu'à nos jours (Figure 3-1), avec une vision centrée sur les bénéfices retirés de l'utilisation des sols, notamment l'angle de la performance agronomique. Cet accent mis sur son unique potentiel de fertilité ne prenait pas en compte sa valeur intrinsèque en tant qu'écosystème. A la fin des années 1990, on assiste à une évolution du concept de qualité qui se détache de la seule approche agronomique pour embrasser une vision plus intégrative mettant l'accent sur la multifonctionnalité des sols. Cette vision plus inclusive

de la qualité des sols (Larson et Pierce, 1994) se reflète dans les premières définitions de la qualité des sols (Karlen *et al.*, 1997) (voir Encadré 3-1), basées sur une approche fonctionnaliste et liées au cadre conceptuel des services écosystémiques. Cette deuxième phase se distingue néanmoins par une évolution de la perception du sol comme « ressource » exploitable vers celle d'un « sol-capital » à entretenir, en lien avec la capacité des sols à fournir de nombreux services (Rabot et Keller, 2017). On perçoit également que le concept de qualité des sols est relié à celui de durabilité, puisqu'il s'agit également d'assurer un fonctionnement satisfaisant du sol pour les générations futures, le sol étant une ressource très faiblement renouvelable à l'échelle humaine (Larson et Pierce, 1994). Enfin, cette notion porte également en elle celle de multifonctionnalité, apparue par ailleurs dès le début des années 2000, mais présente seulement à partir de 2017 en association avec la qualité ou la santé des sols dans les publications scientifiques du corpus analysé (Figure 3-1) comme composante des concepts de qualité, santé ou sécurité des sols.

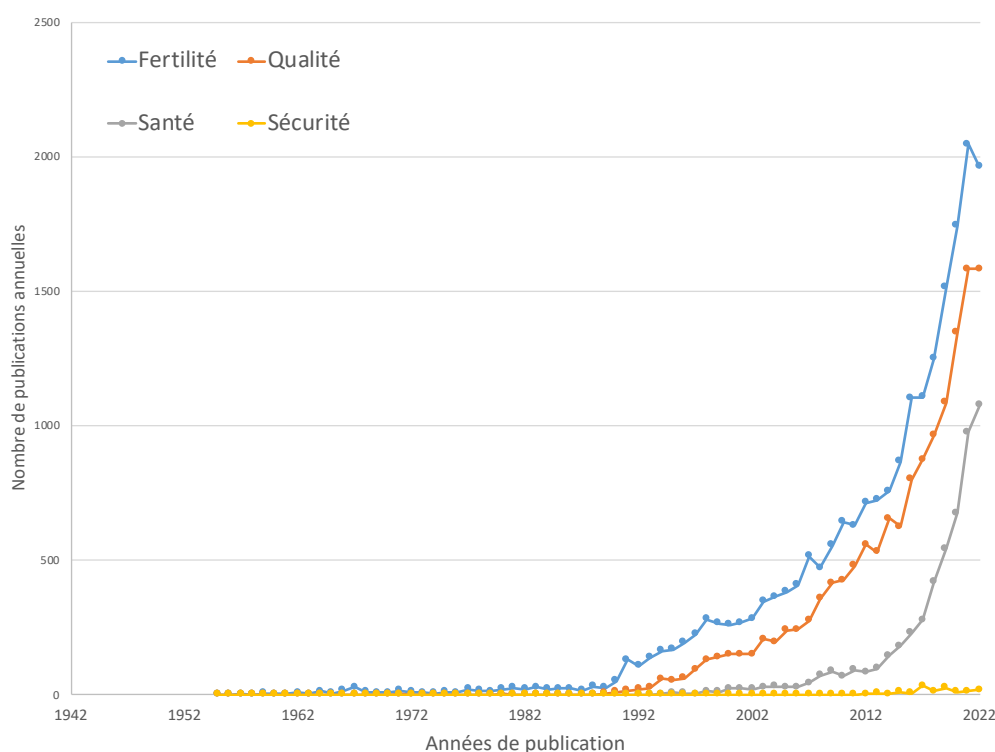


Figure 3-1. Nombre de publications du Web of Science mentionnant les termes « Soil fertility », « Soil quality », « Soil health » et « Soil security » dans les titres, résumés et mots-clés auteurs, entre 1955 et 2022 (interrogation du 17 octobre 2022)

2.2. Historique de la notion de santé

2.2.1. Au sein de la littérature anglo-saxonne

La notion de santé des sols prend place dans la littérature scientifique depuis une trentaine d'années (Figure 3-1). Elle peut donc apparaître comme une notion récente, pourtant elle est très ancienne (Brevik, 2018), même si sa définition a évolué ; la métaphore de la santé des sols est présente dès l'Antiquité. Bünemann *et al.* (2018) citent d'anciens textes chinois, datant de 2070 avant notre ère, qui font référence à l'évaluation de l'aptitude des sols à la croissance des cultures. On trouve également cette référence à la santé chez Hippocrate « *La terre est l'estomac des plantes, qui en reçoivent la nourriture sous forme prête à la digestion. Elle possède une quantité immense de forces qui nourrissent les plantes. La fertilité, l'infertilité d'un sol, dépendent (...) de l'humidité nécessaire aux plantes dans un sol donné. Les caractéristiques du sol varient facilement d'un endroit à l'autre ...* » (Hippocrate, environ 400 avant J-C, cité par Lehmann *et al.* (2020). Il en est encore fait mention dans une thèse rédigée en 1910 par Henry A. Wallace, un étudiant de l'université de l'État de l'Iowa qui deviendra le ministre de l'agriculture

de Roosevelt en 1933 (Powlson, 2021). L'évolution du concept au cours des XX^e et XXI^e siècles dans la littérature anglo-saxonne notamment, est résumée dans le Tableau 3-1.

Tableau 3-1. Historique du concept de santé des sols dans la littérature scientifique.
Les références citées sont issues de Brevik (2018).

| Années | Notions mises en avant | Références |
|-----------|---|---|
| 1910 | Première mention du terme, très liée à la fertilité | Thèse de Henry A. Wallace |
| 1930 | Intégration de la biologie du sol à ce concept, premiers liens entre santé des sols -santé humaine | Stafford, 1931 ; Soil health and National wealth, USDA 1936 |
| 1940-50 | Forte augmentation de la littérature liant santé des sols-santé humaine. Apparition du concept santé des terres par Aldo Léopold | Wrench, 1943 , Picton, 1946 ; Aldo Leopold, 1949 |
| 1950-60 | Première reconnaissance de l'importance des organismes du sol mais le concept reste très « fertilité » centré | Tarrant, 1956 ; Keets, 1967 |
| 1970-80 | Lien santé-fertilité reste majoritaire mais le concept commence à s'élargir et intègre la notion de santé sociétale (des pratiques comme l'agroforesterie sont reconnues comme bénéfiques) | Georges, 1977 ; Jain, 1988 ; Swaminathan, 1987 |
| 1990-2000 | Le concept devient plus défini (Doran, Karlen), se détache de la notion de fertilité. Première distinction qualité-santé et apparition des notions de durabilité et de performance | Acton and Gregorich 1995 ; Doran et al., 1996, 2000 ; Karlen et al., 1997 ; Mausbach et Tugel, 1995 |
| 2000-10 | Explosion du concept dans la littérature (x 6 des articles). Recherche d'indicateurs. Apparition de la notion de résilience, intégration de nouvelles disciplines (microbiologie et chimie). Dépassement du cadre agricole et intégration de l'espace urbain et des milieux naturels | Van Bruggen & Semenov, 2000 ; Neher, 2001 ; Kibblewhite et al., 2008 ; Gregorich et al., 2006 ; Enriqueta Arias et al., 2005 ; Brevik, 2009 |
| 2010-23 | Investissement du champ institutionnel (création du « <i>Soil Health Division</i> » à l'USDA) et privé (<i>Soil health Institute</i> , Genesis...). Définition institutionnelle du concept par USDA. Apparition de la notion de « <i>Soil Security</i> » et de « <i>One Health</i> » | Soil health Institute, 2016 ; Stott et Moebius-Clune, 2017 ; McBratney et al., 2014 ; Brevik et al., 2017 |

2.2.2. Au sein de la littérature française

Ce tableau montre que la santé des sols possède une histoire singulière beaucoup plus longue et sinueuse que celle liée à la qualité du sol qui émerge dans les années 1990. Cependant ce tableau se réfère uniquement à la littérature anglo-saxonne, or il existe une histoire nationale de ce concept, très liée à la notion de sols vivants qui a été étudiée par Céline Pessis (les références ci-dessous¹ sont issues de Pessis, 2020). Cette histoire, selon cette autrice, peut être découpée, en 3 grandes périodes :

1929-1946 : « De la pédologie à l'agronomie : étudier le sol comme un « organisme vivant »

Dès cette époque, le sol est considéré comme vivant « depuis quelques années la science contemporaine (...) étudie le sol dans son ensemble comme un véritable corps vivant naturel » [Oudin, 1937, p. 279]. Cette vision du sol, comme organisme vivant, est principalement due à l'essor de la microbiologie du sol [Winogradski, 1939]. Elle est aussi au cœur de la pédologie russe qui a révolutionné la science du sol de XX^e siècle [Dokoutchaiev, 1873]. Pour Albert Demolon, microbiologiste de formation, qui a introduit la pédologie en France², le caractère vivant du sol implique que le sol doit être considéré comme un objet autonome de recherche. En rattachant la pédologie et sa conception holistique du sol à l'agronomie, il veut s'émanciper de l'hégémonie de la chimie.

1946-1964 : « Une politique d'oubli et de détachement de la vie du sol »

La création de l'INRA, après la guerre, marginalise la science du sol au profit des généticiens [Bonneuil & Thomas, 2009 ; Valceschini *et al.*, 2018]. La Science du sol, si présente avant-guerre, ne se voit pas accorder le statut de

¹ Les références entre crochets et en caractères gris ne font pas partie du corpus bibliographique du chapitre.

² Fondateur de l'AFES (Association Française d'Etude des Sols)

département au sein de l'INRA avant 1974. La pédologie ne reste réellement présente qu'au sein de l'enseignement forestier, sous l'impulsion notamment de Philippe Duchaufour qui crée le Centre de Pédologie Biologique du CNRS à Nancy. La modernisation de l'agriculture, liée à l'essor de la fertilisation [Page, 2021] et de la mécanisation, est conditionnée à une vision d'un sol standard, inerte, simple support de culture. La notion de « sol vivant » est marginalisée mais reste présente dans la sphère associative autour de la notion d'humus et de microbes (l'homme et le sol³ ; comité pour l'humus...), dans des mouvements comme la biodynamie et des collectifs de scientifiques dissidents (AFRAN⁴). Cette association est importante car elle préfigure le concept d'une seule santé « *one health* », s'inscrivant dans une tradition médicale qui accorde une place primordiale à l'alimentation et à l'équilibre du sol dans la santé animale et humaine.

1964-1980 : premières alertes sur l'appauvrissement de la vie du sol, apparition du terme « sol vivant »

Cette période se distingue par un renouveau des recherches sur la vie du sol en lien avec le développement de l'écologie. On assiste aux premières alertes quant aux conséquences environnementales de l'intensification agricole. Ces recherches trouvent un écho auprès des tenants de l'agriculture biologique. L'importance de la faune du sol dans l'évolution des sols, en lien avec la pédologie, est très présente dans les recherches d'outre-mer au sein de l'ORSTOM⁵ [Bachelier, 1963] et dans les sciences forestières (Boullard et Moreau, 1962). L'INRA crée en 1967 le laboratoire de Microbiologie des sols à Dijon. Ce fragile renouveau des études sur le sol vivant dans les institutions agronomiques correspond également à la percée d'une série d'alertes sur l'appauvrissement de la vie des sols et ses conséquences [Trocmé, 1970], sur l'impact des labours sur les rendements [Reboul, 1977]. Mais de manière générale, ces études sont encore limitées et ont peu d'écho dans la sphère agronomique plus globale.

2.3. Historique du terme sécurité des sols

Le terme de « sécurité du sol » est apparu pour la première fois en 1985 dans une publication pour évaluer la sécurité d'un remblai en terre pour la rétention d'eau (Tadanier et Ingles, 1985). En 2009, le concept de sécurité des sols est proposé dans une publication de la Convention des Nations unies sur la lutte contre la désertification (CNUCLD) (Brauch et Spring, 2009) comme un paradigme constitutif de la sécurité humaine, nationale et internationale, essentiellement associé aux enjeux liés à la « désertification⁶, la dégradation des terres et la sécheresse ». Les questions relatives à la dégradation des terres sont alors appréhendées comme un processus politique de « sécurisation des sols », englobant de manière vaste, toutes les stratégies et processus politiques. En 2012, le terme est mobilisé dans la sphère politique, dans la perspective d'aligner la sécurité des sols sur la sécurité alimentaire, la sécurité de l'eau et la sécurité humaine (Mizuta et Grunwald, 2022). Ce n'est qu'à partir de 2017 que le terme, apparu récemment dans la littérature scientifique, prend de l'importance (Figure 3-1), notamment grâce à la création du journal *Global Soil Security* en 2016, qui redéfinit le sol dans une dimension plus complète, englobant à la fois le concept de qualité et de santé des sols (McBratney *et al.*, 2014).

Ce concept est bâti sur 5 piliers (Evangelista *et al.*, 2024) :

i) Les propriétés (*capacity*) - « ce que le sol est »

Elles sont liées aux propriétés inhérentes du système (CEC, texture, profondeur) à la base des processus et du fonctionnement des sols.

ii) L'état fonctionnel (*condition*) - « qu'est-ce que le sol peut continuer à faire ? »

Le sol est principalement caractérisé par ses propriétés dynamiques impactées par les pratiques et les usages. La « condition », comme la santé des sols, est directement liée à la capacité des sols à fonctionner de manière continue, cependant la notion de résilience y est encore plus prégnante.

³ Créée en 1946, l'association « L'Homme et le Sol » se revendique de la pédologie et entame un combat pour la défense de l'humus agricole. L'association relaie également les alertes internationales sur la finitude de la planète.

⁴ Association Française pour la Recherche d'une Alimentation Normale

⁵ Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-mer (Orstom devenu l'IRD)

⁶ La désertification est ici associée à la dégradation des terres et de la qualité des sols. VI, https://catalogue.unccd.int/843_dldd_eng.pdf

iii) Le capital (*capital*) - « quelle est la valeur du sol ? »

Ce terme est donc lié à la valeur économique du sol qui est un élément de protection contre sa dégradation. Cette notion rejoint celles de capital naturel et de services écosystémiques.

iv) Le degré de connectivité (*connectivity*) - « qui se soucie du sol ? »

Notion que l'on peut traduire par notre degré d'attachement à la dimension non économique du sol. Elle est plus liée aux dimensions patrimoniale, éducative, sociale, spirituelle, et artistique du sol. Elle intègre aussi les dimensions socio-économiques foncières du sol. Elle répond à la question de « comment les connaissances sociétales des sols vont affecter leurs usages ? ». Elle demande un croisement des savoirs, symbolisé par les approches de sciences participatives, entre société civile et communauté scientifique (chercheurs, agronomes).

v) Le niveau de codification (*codification*)

Il constitue le pilier politique et juridique du concept de sécurité, et intègre tout ce qui concerne les politiques publiques, lois, directives, les régulations publiques et privées, qui permettent d'encadrer les usages des sols afin de les préserver. La codification implique que ces lois et règlements soient accessibles à tous et compréhensibles.

On trouve dans certains articles la notion d'aptitude (*capability*) qui représente un concept plus global incluant la somme des propriétés et de l'état fonctionnel (*condition + capacity*), et qui peut être résumé par la question « qu'est-ce que le sol peut faire ? ». La capacité biophysique d'un sol à remplir une fonction ou à fournir un service écosystémique est donc déterminée par son aptitude, qui est définie par ses propriétés et modifiée par son état fonctionnel du moment (Field, 2020).

2.4. Conclusion sur l'évolution historique des concepts

Ce rappel historique montre que l'évolution des notions de qualité, santé et sécurité des sols (Figure 3-1) est étroitement liée à une évolution de notre rapport au sol. Ce chapitre montre également que ces notions sont totalement intriquées et sans cesse en évolution, en fonction des différentes conceptions et usages qui y sont associés. En dépit de l'apparition récente du terme sécurité et de l'emploi toujours important du terme de fertilité, la santé des sols reste la notion la plus concurrentielle vis-à-vis de la qualité. L'historique de cette notion de santé des sols, très lié à celle de « sols vivants » a montré qu'elle suit une trajectoire plutôt fluctuante, en fonction notamment de l'importance accordée à la partie biologique du sol. La santé des sols, portée d'abord par des biologistes, est née du concept de fertilité mais n'a eu de cesse d'essayer, avec plus ou moins de succès, de le dépasser. Comme Pessis (2020) le mentionne, cette histoire de la santé des sols est faite d'oublis et d'absences, de science non produite et de mobilisations sociales. Cependant, si la notion de santé a une portée plus sociétale que celle de qualité, elle souffre encore d'un manque de consensus dans la communauté scientifique, et il persiste une confusion dommageable à une clarification maintenant nécessaire de leurs définitions. Cependant, cette confrontation entre une vision de la qualité réduite au lien entre sol et productivité et une vision de la santé ou du « sol vivant » plus holistique et écologique, correspond à des clivages que l'on peut retrouver hors de la sphère académique dans les débats actuels relatifs à la transition agroécologique.

3. Analogies et différences entre notions relatives à la qualité et préservation des sols

3.1. De la fertilité à la santé, évolution de notre perception du sol

L'ensemble des concepts liés à la préservation du sol ne se réduit pas aux seuls termes de qualité et santé des sols. Depuis le concept initial de fertilité, un grand nombre de notions a émergé concernant à la fois la protection des sols, leurs fonctionnalités, leurs potentiels de résilience, leur capital économique... (Karlen *et al.*, 1997 ; Evangelista *et al.*, 2024). Ces notions reflètent l'évolution du cadre conceptuel du sol, passé d'une ressource à celui d'un socio-écosystème (Figure 3-2).

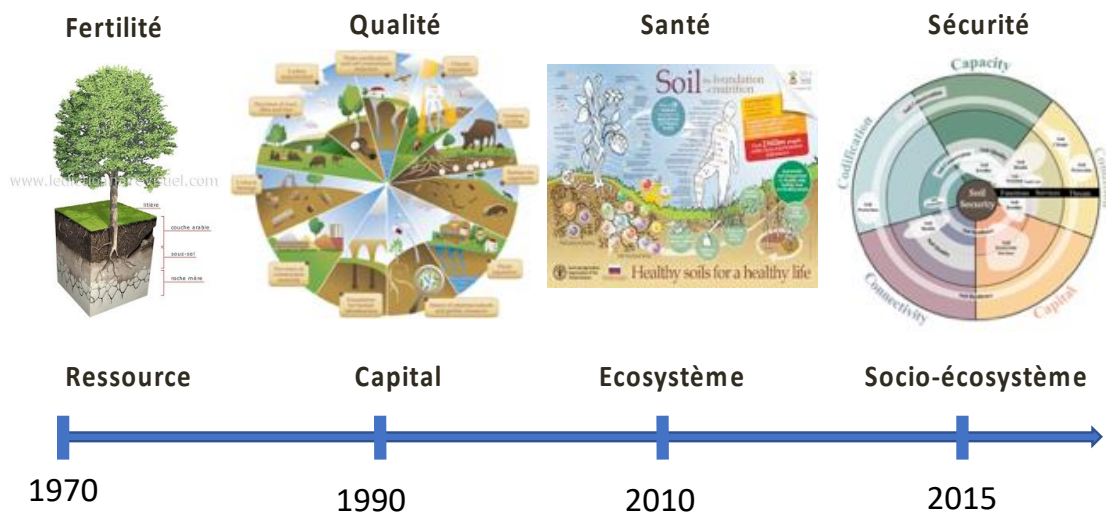


Figure 3-2. Évolution de la vision du sol depuis les années 1970 (adapté de la FAO et de Evangelista et al.¹³)

Elles reflètent également les progrès de la compréhension scientifique du sol et de ses interactions avec d'autres parties de la biosphère et avec la société humaine. L'ensemble des définitions de ces notions fait l'objet de l'Encadré 3-1.

Encadré 3-1. De la fertilité à la santé : évolution des notions liées à la valeur et à la préservation du sol

Les sources citées sont issues de Evangelista et al. (2023) ; les références en gris entre crochets ne font pas partie du corpus bibliographique de ce chapitre (cf. section 2.2.2).

Fertilité des sols (*soil fertility*) : pour un climat donné, aptitude d'un sol à assurer, de façon régulière et dans des conditions normales de production, de bonnes conditions de croissance des cultures. Elle résulte d'une combinaison de composantes physiques, chimiques et biologiques du sol, qui déterminent la fourniture d'éléments nutritifs aux plantes et les conditions de croissance et de fonctionnement des racines [Larousse Agricole, 2002].

Préservation des sols (*soil conservation*) : Ce concept est apparu dans la première moitié du vingtième siècle et s'est concentré sur le problème de l'érosion des sols agricoles. Il s'intéresse à la physique et au mécanisme de l'érosion des sols, aux effets sur les sols des différentes formes d'utilisation des terres, aux méthodes de contrôle de l'érosion et au maintien de la productivité, ainsi qu'aux questions économiques liées à la conservation des sols [Bennett, 1939 ; Hudson, 1972 ; Kohnke et Bertrand, 1959 ; Morgan, 1986].

Évaluation des terres (*land evaluation and capability*) : La FAO [1985] a défini l'évaluation des terres comme « la sélection de terres appropriées, de cultures appropriées, d'irrigation et d'alternatives de gestion qui sont physiquement et financièrement praticables et économiquement viables ». La plupart des approches de l'évaluation des terres étaient basées sur la science du sol et ne tenaient pas compte des facteurs écosystémiques, économiques et sociétaux [Rossiter, 1996].

Protection des sols (*soil care*) : C'est une terminologie qui contient en germe la notion plus holistique de santé des sols. La protection des sols demande la mise en œuvre d'un système de gestion et d'utilisation des sols afin d'améliorer et de maintenir leurs fonctions pour l'agriculture mais aussi pour d'autres services environnementaux. Il a été reconnu très tôt que l'utilisation durable des sols et des terres nécessitait l'application simultanée de préoccupations socio-économiques et de principes environnementaux sains basés sur la protection des sols et de la composante biotique [Yaalon, 1996].

Qualité des sols (*soil quality*) : Une grande variété de définitions de la qualité des sols a été proposée, liée à la nature évolutive du concept ; elles sont toutes cependant liées à la fonctionnalité des sols, la qualité étant définie

par la capacité du sol à fonctionner (Larson et Pierce, 1994). Cette définition permet de mettre l'accent sur le caractère dynamique et vivant du sol. D'autres définitions mettent en lumière les 3 piliers de la qualité liés aux maintiens de (i) la productivité biologique, (ii) la qualité de l'environnement, (iii) la santé animale et végétale, c'est-à-dire « la capacité d'un sol à fonctionner dans les limites de l'écosystème et de l'utilisation des terres pour soutenir la productivité biologique, maintenir la qualité de l'environnement et promouvoir la santé des plantes et des animaux » (Larson et Pierce, 1994). D'autres privilégient les services écosystémiques : « La capacité d'un type spécifique de sol à fonctionner, dans les limites d'un écosystème naturel ou géré, pour soutenir la productivité des plantes et des animaux, maintenir ou améliorer la qualité de l'eau et de l'air, et protéger la santé humaine » (Karlen *et al.*, 1997).

Santé des sols (*soil health*) : La santé des sols a été définie par Doran et Zeiss (2000) comme « la capacité d'un sol vivant à fonctionner, dans les limites d'un écosystème naturel ou géré, pour soutenir la productivité des plantes et des animaux, maintenir ou améliorer la qualité de l'eau et de l'air, et promouvoir la santé des plantes et des animaux ». Cette définition est presque identique à celle de Karlen *et al.* (1997) sur la qualité des sols (cf. § précédent). En outre, Doran a expliqué que la santé des sols peut changer au fil du temps en raison d'événements naturels ou de pratiques de gestion des terres. La définition de la FAO (Fao, 2020), « la capacité du sol à maintenir la productivité, la diversité et les services environnementaux des écosystèmes terrestres », ainsi que celle de l'Europe⁷, « la capacité continue des sols à soutenir les services écosystémiques », ciblent directement les services écosystémiques.

Santé des écosystèmes (*ecosystem health*) : selon Costanza et Mageau (1999), « un écosystème est en bonne santé et exempt du « syndrome de détresse » s'il est stable et durable, c'est-à-dire s'il est actif et maintient son organisation et son autonomie dans le temps, et s'il résiste au stress ». À cet égard, les auteurs proposent de mesurer la santé d'un écosystème selon trois critères : sa vigueur (la mesure de l'activité de l'écosystème, de son métabolisme, de sa productivité primaire), son organisation (le nombre et la diversité des interactions entre les composantes) et sa résilience (sa capacité à maintenir sa structure temporelle et spatiale). Costanza (2012) ajoute plus tard, à la suite de la popularisation de la notion de service écosystémique [Costanza *et al.*, 1997], qu'un écosystème en bonne santé « doit fournir durablement une gamme de services écosystémiques ». Giraudoux (2022) en propose une définition plus écologique : « État de diversité et de fonctionnement d'un écosystème qui, en tant qu'unité écologique située dans un cadre spatio-temporel délimité, se caractérise par ses propriétés physico-chimiques et biologiques, dont sa robustesse et sa résilience, notamment au regard de stress extérieurs ». Un écosystème est donc en « bonne santé » s'il préserve le maximum de ses fonctions, de ses dynamiques et de ses capacités évolutives potentielles, ainsi que celles des systèmes qu'il inclut et dont il fait partie.

Sécurité des sols (*soil security*) : ce dernier concept, le plus intégratif, issu de l'équipe australienne de McBratney *et al.* (2014), a été défini comme « le maintien et l'amélioration des ressources pédologiques mondiales afin qu'elles puissent continuer à fournir de la nourriture, des fibres et de l'eau douce, apporter des contributions majeures à la durabilité énergétique et climatique, et aider à maintenir la biodiversité et la protection globale des biens et services des écosystèmes » [Koch *et al.*, 2013]. La sécurité des sols prend en compte les aspects biophysiques, socio-économiques, éducatifs et politiques de la gestion des sols et, en tant que concept multidisciplinaire, permet une évaluation holistique de l'état et de la conservation des ressources en sols (Brauch et Spring, 2009).

3.2. Qualité versus santé : quelles différences principales ?

Le débat entre approches se revendiquant de la qualité ou de la santé des sols est apparu rapidement après que le concept de qualité des sols ait été critiqué dans les années 1990. Comme on l'a vu, la santé des sols est porteuse d'une approche plus holistique, écologique et durable du système sol (Moebius-Clune *et al.*, 2016). Bien que ces deux concepts soient basés sur une vision fonctionnaliste du système sol, à l'origine de la confusion préalablement mentionnée dans la littérature scientifique, la qualité des sols se concentre davantage sur la capacité du sol à

⁷ Dans le plan d'implémentation européen du pacte pour des sols sains en Europe

répondre à des besoins humains définis (la croissance d'une culture particulière, par exemple), tandis que la santé des sols se concentre davantage sur la capacité continue du sol à soutenir la croissance des plantes et à maintenir ses fonctions (Brauman et Thouzazeau, 2020). Entre-temps, le débat s'est apaisé et a partiellement changé d'orientation. Certains auteurs comme Kibblewhite *et al.* (2008) proposent de réserver le terme « qualité » au potentiel de performance du système sol lié à ses propriétés inhérentes. Le terme « santé », quant à lui, reflèterait la performance réelle (par définition inférieure au potentiel et donc bornée par la qualité), liée aux propriétés dynamiques affectées par la gestion du sol (Giraudoux, 2022 ; Renault *et al.*, 2023 ; Richelle, 2019) (Figure 3-3). Ainsi la « santé » du sol pourrait être évaluée en mesurant la différence entre ce qu'il réalise en termes de fonctionnement effectif et ce qu'il pourrait réaliser compte tenu de ses propriétés inhérentes (Figure 3-3). A titre d'exemple, on pourrait estimer la respiration du sol en mesurant la différence entre une mesure faite au laboratoire dans des conditions standards (sol tamisé à température et humidité constantes), et celle réalisée sur le terrain qui respecterait l'intégrité physique du sol.

Qualité : niveau potentiel de performance

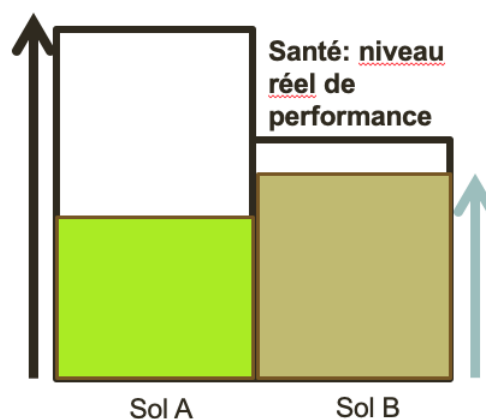


Figure 3-3. Différence entre un sol A et un sol B en termes de qualité (liée aux propriétés inhérentes du sol) et de santé (liée aux mesures de fonctionnement réels du sol). Figure adaptée de Giraudoux (2022)

3.3. Santé et qualité : une différence de portée sociétale

L'utilisation différentielle de ces deux termes peut également être liée à des différences sociétales. Ainsi la qualité des sols a été, jusque dans les années 2010-2015, un terme plutôt utilisé par le monde scientifique, alors que celui de santé a été plus utilisé par le monde agricole et parle plus au grand public (Richelle, 2019). Le terme de santé des sols a été aussi plus rapidement adopté par le monde anglo-saxon (création du *Soil Health Institute* aux Etats-Unis dès 2015). La notion de santé des sols a émergé dans la littérature scientifique à partir de préoccupations liées aux effets destructeurs de la révolution verte. L'émergence de cette notion ne peut donc être déliée du contexte sociétal au sein duquel elle s'inscrit (Janzen *et al.*, 2021). Cette notion s'inscrit dans une recherche de solutions face à la dégradation des sols cultivés. Elle rend visible la composante vivante des sols et insiste sur la dimension dynamique du fonctionnement écologique des sols et sur l'interdépendance entre les êtres vivants et leur milieu de vie. La notion de santé des sols a une portée holistique intégrant les liens entre la santé des sols, des végétaux, des animaux, des humains et de l'ensemble de l'écosystème, et fait écho en ce sens au concept de « *One Health* » (Lehmann *et al.*, 2020 ; Renault *et al.*, 2023). D'un point de vue agricole, cette notion inclut la nécessaire soutenabilité des pratiques agricoles et implique une évolution de certaines pratiques. Dès l'émergence de cette notion dans les années 1990, plusieurs scientifiques reconnaissent à la notion de santé des sols une portée transformative en l'associant à celle de « soutenabilité », « d'agricultures alternatives ou durables » et de santé de l'écosystème dans son ensemble (Giraudoux, 2022 ; Moebius-Clune *et al.*, 2016).

3.4.2. Analyse des réseaux d'occurrences dans les articles qualité et santé des sols

Une analyse complémentaire a été entreprise sur l'ensemble du lexique des titres, mots-clés des auteurs et résumés de ce même corpus. L'objectif était de déterminer si les champs thématiques mobilisés par les auteurs des deux concepts étaient proches ou différents.

On analyse l'environnement lexical de « *soil health* » et « *soil quality* » dans l'ensemble des titres, mots-clés des auteurs et résumés des deux corpus (cf. Annexe 3-2) avec le logiciel Cortext¹⁰. Puis les 100 termes principaux sont extraits et regroupés (ou clustérisés) en champs thématiques. Ce regroupement est vérifié par l'expert qui regroupe les thématiques proches ou équivalentes (cf. Annexe 3-2). Enfin, une représentation du corps lexical mobilisé dans ces thématiques sous forme de réseau d'occurrence est réalisée avec le logiciel Cortext couplé avec le logiciel Gephi¹¹.

On constate (cf. Annexe 3-2) moins de diversité thématique dans les termes utilisés dans les articles portant sur la qualité des sols que dans ceux portant sur la santé des sols. L'analyse en réseau (Figures 3-6 et 3-7) permet de mieux comprendre la vigueur des liens et leurs distances thématiques.

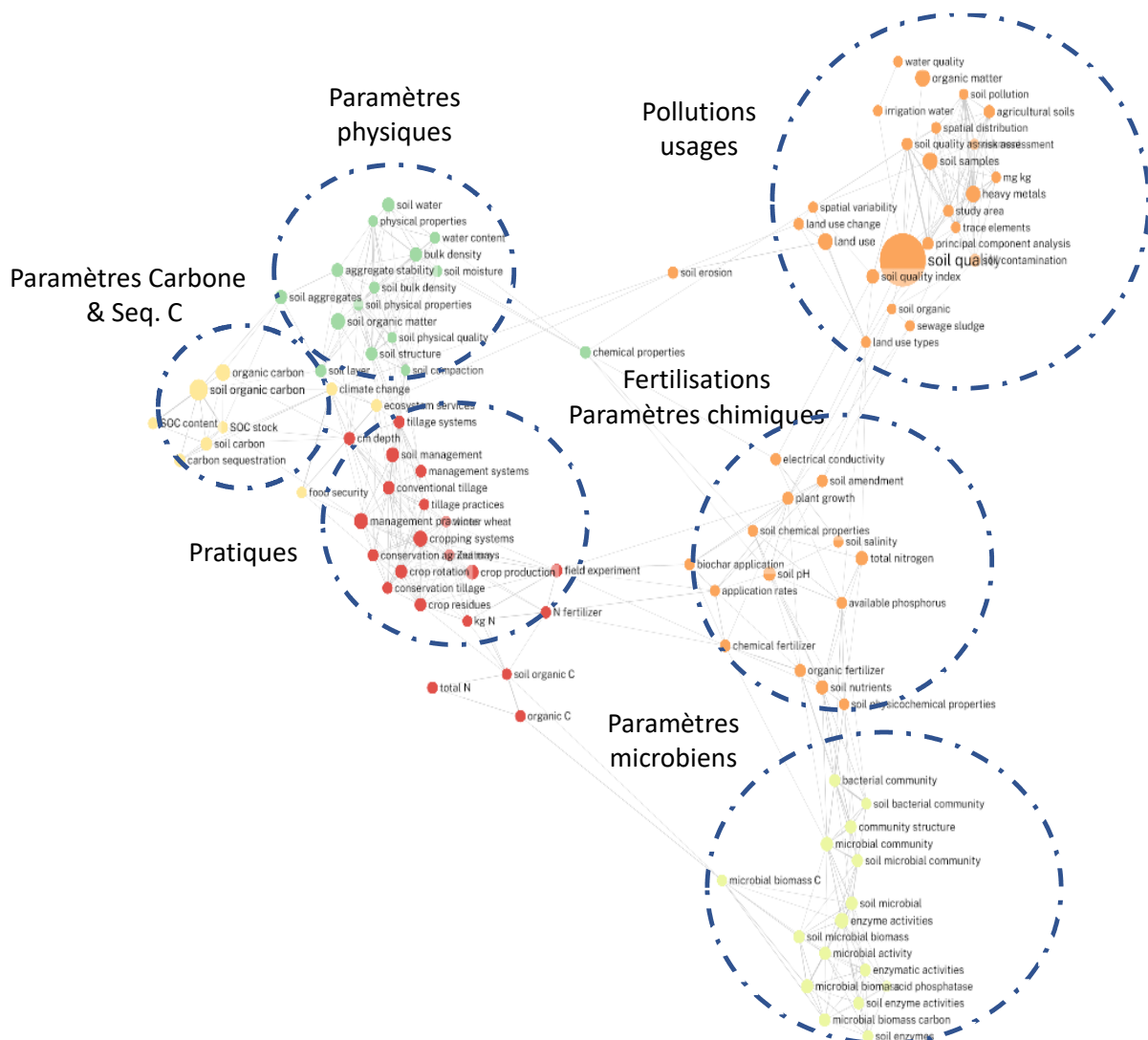


Figure 3-6. Analyse en réseau du corps lexical de « soil quality » sur la période 2010-2023

¹⁰ <https://www.cortext.net/projects/cortext-manager>

¹¹ <https://gephi.org>

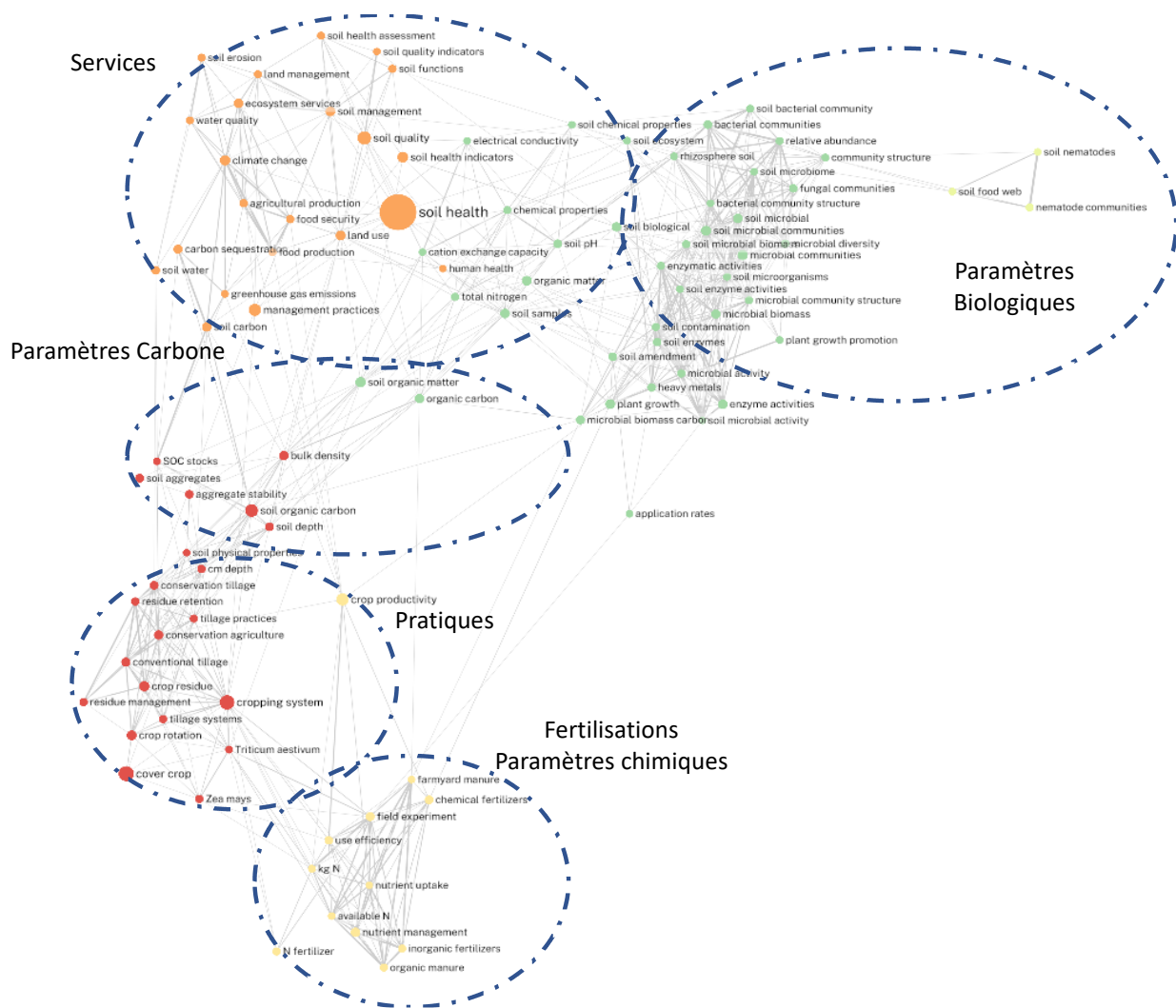


Figure 3-7. Analyse en réseau du corps lexical de « soil health » sur la période 2010-2023

Pour la qualité des sols on constate, par ordre d'importance, une prééminence des thématiques liées à la pollution des sols (*heavy metals, soil contamination, trace elements...*), une forte présence des paramètres physiques liés à l'érosion, chimiques liés à la séquestration du carbone et à la fertilité. La qualité des sols est également très liée aux thématiques agricoles, notamment au vocabulaire décrivant les pratiques agricoles. En revanche, on constate une assez forte distance avec les indicateurs biologiques qui sont majoritairement des paramètres microbiens.

Pour la santé des sols, on constate une proximité très forte avec le champ thématique des services écosystémiques (*climate change, carbon sequestration, soil functions, food security...*), une très forte présence des paramètres biologiques, dominés, comme pour la qualité des sols, par les paramètres microbiens mais aussi par d'autres taxons comme les nématodes. Le lexique lié au mode de fertilisation est nettement plus distant pour la santé des sols que pour la qualité.

Malgré l'apparente porosité sémantique entre ces deux notions, cette analyse démontre qu'elles ne recouvrent pas le même champ lexical. La qualité est plus liée à l'évaluation des menaces comme le degré de contamination et l'érosion, alors que la santé est plus liée au cadre des services écosystémiques et au concept de préservation des sols.

4. Limites des notions de qualité et santé

Cette section est dédiée aux critiques qu'ont suscitées ces deux notions dans la sphère scientifique. Si le terme qualité a été fortement questionné dès son apparition dans la communauté scientifique (Sojka et Upchurch, 1999), c'est le terme santé, plus métaphorique, qui a suscité les plus fortes réactions (Baveye, 2021 ; Dick, 2018 ; Powlson, 2021). Mais globalement, ces deux notions ont fait l'objet des mêmes critiques que nous avons regroupées en 5 points.

4.1. Des notions pas ou peu quantifiables

« Tout ce qui est défini à l'infini est, en fin de compte, indéfini et indéfinissable ». Cette citation extraite de l'article de Sojka et Upchurch (1999) met en exergue le caractère peu quantifiable de ces deux notions, argument que l'on retrouve de manière récurrente dans l'ensemble de la littérature critique. Lehmann *et al.* (2020) soulignent que les chercheurs n'ont pas encore résolu les « défis de définir la santé des sols de manière à permettre une évaluation quantitative ». Ces deux citations illustrent la communauté de critiques sur le problème de quantification de la santé et la qualité des sols. A l'heure actuelle, il n'y a toujours pas de consensus sur une méthodologie de mesure opérationnelle des qualité et santé des sols. La production d'indices synthétiques sous forme de valeur numérique peut, selon certains pédologues, être un moyen utile de résumer une grande quantité de données, mais d'autres soulignent que pour les décisions de gestion, ce sont les propriétés individuelles du sol qui importent (Powlson, 2021). Si un sol est classé comme ayant une faible qualité ou santé, l'utilisateur doit en connaître la cause pour y remédier. Par exemple, si c'est à cause de l'acidité, le sol a besoin d'être chaulé ; si c'est à cause de niveaux de nutriments faibles, il est nécessaire d'effectuer des applications d'engrais ou de fumier (Baveye, 2021). Certains (Lehmann *et al.*, 2020) suggèrent que les chercheurs devraient considérer la santé des sols comme un principe primordial auquel apporter des connaissances, plutôt que comme une propriété à mesurer. Janzen *et al.* (2021) soulignent que la santé des sols inclut des dimensions quantifiables et d'autres difficilement mesurables comme la fonction esthétique d'un sol. Ainsi, des sols considérés comme de mauvaise qualité ou santé (pH alcalin, sols peu profonds, faibles concentrations en matières organiques, charges élevées en éléments grossiers...) peuvent héberger une très belle diversité de fleurs sauvages (exemple de la lande irlandaise, Figure 3-8). Selon le service visé, agronomique ou beauté du paysage, la valeur attribuée à la santé des sols sera différente. « Nous pouvons tous admirer un vaste champ de maïs de l'Iowa (...), mais (...) nous ne nous y rendrions certainement pas pour nos loisirs ! » (Janzen *et al.*, 2021).



Figure 3-8. Illustration d'une dimension difficilement quantifiable comme la beauté esthétique associée au sol (lande irlandaise ; photo A. Brauman)

4.2. Une dépendance au contexte ne permettant pas une vision générique

Cette critique est celle de la difficulté à quantifier : il n'y a pas de valeur universelle de la qualité ou santé des sols comme le suggère par exemple la dépendance de la diversité faunistique des sols avec les conditions pédoclimatiques (Figure 3-9). Ce point est apparu dès l'invention du concept de qualité en 1971 par Musel (Bünemann *et al.*, 2018), qui stipulait qu'un indice de qualité des sols est élaboré compte tenu de l'usage considéré. Cette critique, comme celle de la difficulté de quantification, est récurrente dans la littérature (Larson et Pierce, 1994 ; Lehmann *et al.*, 2020). Certains (Sojka et Upchurch, 1999) réfutent même la notion normative de « bon et mauvais sol » et soulignent que la première question à se poser est « bon pourquoi ? ». Ainsi un sol de zone humide séquestrant le carbone ne sera pas approprié pour la production de pêches. Si tous s'accordent sur l'absence de généricité de cette notion, cette critique ne remet pas en cause le principe de ces notions ; elle insiste sur l'importance de les contextualiser, il n'y aurait donc pas une mais des santés des sols, c'est donc la vision normative de cette notion qui est mise en cause.

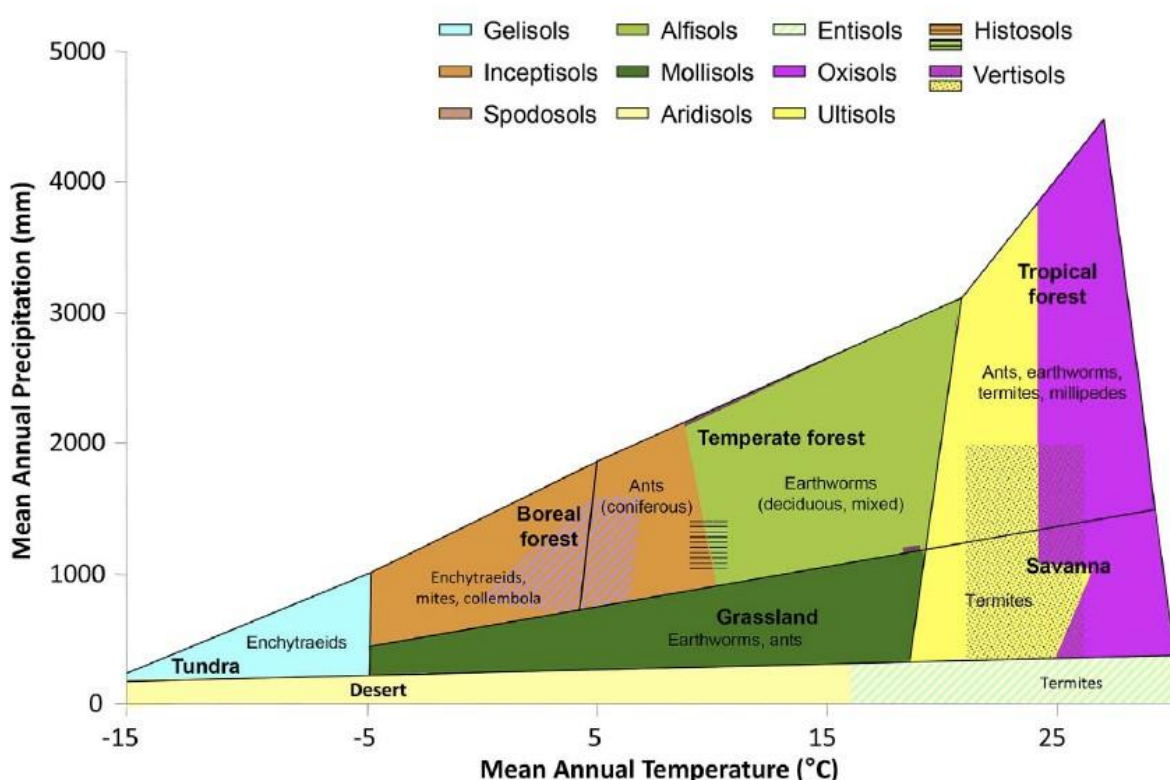


Figure 3-9. Evolution de la diversité de la faune du sol en fonction du contexte pédoclimatique (adapté de Bünemann *et al.*, 2018)

4.3. La qualité des sols au regard de celle de l'air et de l'eau

Le terme de qualité des sols est lié à celui de qualité de l'eau et de l'air, mais chacun de ces milieux se voit attribuer une conception de la qualité qui lui est propre (Bünemann *et al.*, 2018). Dans le cas de l'air, la « qualité » fait référence à la présence ou à l'absence de contaminants (gaz ammoniac, ozone, particules). Les concentrations de ces substances sont comparées à des valeurs seuils qui conditionnent le niveau de sa qualité. Cette approche est déclinée pour le sol dans le domaine des sites et sols pollués, mais n'est pas opérante de manière plus générale. Contrairement à l'air (Commission Européenne, 2013), il n'existe pas de « sol pur » : tous les sols ont un héritage d'éléments ou de composés naturellement dérivés de leurs matériaux d'origine et ce fond géochimique naturel varie d'un endroit à l'autre. Ainsi, les sols de serpentine contiennent naturellement de fortes concentrations de nickel, de chrome et de cobalt provenant des roches mères, et non d'activités anthropiques.

Si cette approche par les contaminants a également valu pour l'eau, ce n'est plus le cas aujourd'hui. En effet, le droit comme les politiques publiques ont intégré la dimension terrestre de l'eau en visant désormais la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (qui comprennent par exemple la ripisylve¹²). Comme le souligne Meynier (2020), « la démarche qui s'inscrit dans l'objectif d'un bon état des masses d'eau consiste à définir des indicateurs scientifiques de qualité auxquels sont associés des systèmes de classement se rapportant à une référence ; puis sont établis un système de surveillance adapté aux indicateurs et des mesures environnementales d'amélioration, ou pour le moins de non-dégradation, des milieux. Il résulte donc de l'exigence de bon état des masses d'eau des critères scientifiques de la qualité de l'eau et des classifications des masses d'eau selon leur état écologique et chimique, ou même quantitatif pour les eaux souterraines. ». Par ailleurs, les sols comme les milieux aquatiques (dont les zones humides font partie) présentent des caractéristiques positives, telles que, par exemple pour les sols, la teneur en matière organique, la stabilité des agrégats et la biodiversité ; ces caractéristiques contribuent de manière positive à leur « qualité », en plus de l'impact négatif des contaminants. Cependant, la transposabilité du concept de qualité de l'eau à celui de la qualité des sols, si elle exprime une certaine logique à voir l'ensemble des milieux protégés par le droit, serait limitée par les différences de statut juridique (les sols sont majoritairement appropriés, contrairement à l'eau), et les différences de fonctionnement. C'est donc une approche conceptuelle bien distincte qu'il faudra traduire en termes de gouvernance.

4.4. Des notions pouvant mettre à mal la neutralité scientifique

Le fait de porter un jugement sur les sols en termes de bonne ou mauvaise qualité ou santé semble contraire à la notion de neutralité scientifique (Bünemann *et al.*, 2018). Promouvoir un système d'évaluation de la valeur des sols en termes de qualité peut même conduire à l'établissement d'une forme de « sol politiquement correct ». Sokja *et al.* ont fait part de leur préoccupation sur le fait que le paradigme de la qualité des sols a été institué avant que les concepts de base n'aient été validés et stabilisés par la communauté des sciences du sol. Ils s'inquiètent de l'institutionnalisation d'un paradigme pour eux incomplètement formulé et largement non testé, qui résulterait des besoins identifiés pour la promotion d'une politique environnementale, au risque de s'éloigner de l'axiome d'une science du sol neutre. Ils avaient proposé de remplacer la notion de qualité des sols par la notion de qualité du management des sols mais cette proposition n'a jamais été développée.

4.5. Des mesures de la qualité/santé inutiles car trop tardives

Les propriétés inhérentes des sols évoluent très lentement sous l'effet des modes de gestion. Il y a donc un risque qu'au stade où la dégradation puisse être mesurée, elle ait déjà acquis un caractère irréversible ne permettant plus de prendre de dispositions préventives (Bünemann *et al.*, 2018). Le choix d'indicateurs plus liés aux propriétés dynamiques (ou manageables) des sols (ex : indicateurs biologiques, mesure des nutriments) qu'aux propriétés inhérentes (ex : texture) est mis en avant pour pallier ce problème. Cependant, on retrouve alors les critiques précédentes : cette distinction dynamique *versus* inhérente est très dépendante du contexte. De plus, même les propriétés inhérentes, comme par exemple le taux de graviers dans un sol, peuvent être modifiées par l'action de l'homme. L'action de l'homme peut même faire évoluer la classification d'un sol comme les « *terra preta* » en Amazonie (Glaser and Birk, 2012 ; cité par Bünemann *et al.*, 2018).

4.6. Le sol n'est pas un organisme !

Une des principales critiques de la notion de santé des sols est qu'elle suggère que le sol est un organisme vivant (Powlson, 2020). Une autre facette implicite de la métaphore de la santé est la « vitalité », que Gove *et al.* (1981) définissent comme « *la particularité qui distingue le vivant du non-vivant* ». Si l'assimilation du sol à un organisme est trompeuse comme le suggère l'imagerie de la santé, il peut être considéré comme un (éco)système vivant (Giraudoux, 2022). Cette acception vitaliste est renforcée par les récentes connaissances acquises sur les organismes du sol, grâce notamment, aux techniques métagénomiques (Christel et Ranjard, 2022). Pour illustrer

¹² La ripisylve est un espace d'échanges, appelé écotone, entre les milieux terrestres et le milieu aquatique.

l'intimité de la liaison du vivant et du non-vivant dans le sol, celui-ci est décrit comme un réseau entrelacé entre corps inertes et vivants dont de nombreux organismes, structurés en réseau, assurent le lien. Ce caractère vitaliste de la notion de santé est clairement revendiqué par des auteurs comme Janzen *et al.* (2021) qui proposent une définition de la santé des sols basée sur cette propriété : « La vitalité d'un sol dans le maintien des fonctions socio-écologiques de la terre qui l'entoure ».

4.7. Evaluer la qualité/santé : le problème de la référence

Les modalités d'identification d'un état ou d'une condition de référence sont largement établies pour évaluer l'état écologique de l'air et des écosystèmes d'eau douce (Evangelista *et al.*, 2024), mais ce n'est actuellement pas le cas pour les systèmes pédologiques. Le problème de la référence rejoint la problématique d'absence de généralité de la notion. Le caractère complexe et multifonctionnel entraîne que sa mesure se heurte à l'absence d'une norme ou d'une référence universelle permettant de comparer la santé de différents sols. Pour une fonction, telle que la productivité, on pourrait choisir comme référence les sols européens les plus productifs ou les plus résistants comme les mollisols ou le chernozem, cependant ce choix n'est pas en phase avec la multifonctionnalité recherchée (Evangelista *et al.*, 2024).

Certains suggèrent (Giraudoux, 2022) que l'évaluation de chaque site comporte un site « témoin » comme point de comparaison. Dans l'approche relative, nous pouvons prendre un sol dans son état « naturel » ou vierge, et mesurer sa capacité à fonctionner et/ou à fournir des services ou atténuer les menaces. Nous pouvons ensuite comparer de manière relative ce sol avec un sol d'intérêt présentant une pédogenèse similaire et dont l'histoire de l'utilisation des terres peut être différente. Cette notion d'approche relative a d'ailleurs suscité la réactualisation (Huang *et al.*, 2018) d'une notion assez ancienne (Droogers and Bouma, 1997) de « *genosol* »¹³ et de « *phenosol* ». Le phénosol provient du génosol, avec des propriétés physico-chimiques modifiées par les modalités de gestion mises en œuvre, ce qui a un effet substantiel sur les fonctions du sol. Cette approche relative a cependant ses limites. Si elle s'avère réalisable pour les sols pollués, car il est souvent possible de trouver un site adjacent non ou peu pollué sur un même type de sol, établir un site témoin en agriculture ou sylviculture est plus problématique. L'idéal serait d'avoir à proximité des sites vierges peu ou pas anthropisés sur le même type de sol. Cependant : (i) il est souvent difficile de trouver un tel site pour chaque situation ; (ii) l'absence d'anthropisation n'est pas synonyme de qualité, les forêts résiduelles sont souvent installées sur des sols à faible potentiel agronomique, dans les régions désertiques en Orégon (Dick, 2018), les sols irrigués présentent des propriétés biologiques et chimiques bien supérieures aux sols « vierges » adjacents.

Une autre voie possible est de proposer un état de référence temporel, c'est-à-dire de comparer sur le site d'intérêt la qualité du sol avant et après une intervention. C'est le cas des études synchroniques, comprenant des chronoséquences (Panklang *et al.*, 2022), ou des études diachroniques qui mesurent au cours du temps l'évolution de la santé/qualité des sols (Perron *et al.*, 2022).

5. Conclusion

Ce chapitre avait pour objectif de souligner les homologies et les différences entre les principaux termes relatifs à la qualité des sols tels qu'employés dans le domaine académique. Il a montré que les termes *qualité* et *santé*, malgré des définitions pareillement basées sur les fonctionnalités du sol, ont un historique, un champ lexical et une portée sociétale très différents. La qualité des sols bénéficie d'une définition plus consensuelle, liée à la fourniture de services écosystémiques, avec une portée plus normative. Cependant cette vision normative et additive ne lui permet pas d'inclure des nouveaux concepts comme le compromis fonctionnel et/ou la rareté fonctionnelle (cf. Chapitre 5). La santé des sols est un concept moins bien défini, plus intégratif (c'est-à-dire lié au compromis entre fonctions) et sociétal, utilisé par de nombreux acteurs suivant leurs définitions propres. Le concept de santé a une portée plus transformative, plus liée à l'agriculture durable et à la santé de l'écosystème dans son ensemble. Si

¹³ Classe de sol dominante dans une carte pédologique détaillée au niveau de la série de sols ou équivalent.

le caractère flou de cette notion a engendré, comme on l'a montré, de nombreuses critiques de la communauté scientifique, son ouverture permet une appropriation multiple qui en fait un objet de dialogue transdisciplinaire, voire transsectoriel, propice à la rencontre entre différentes formes de connaissances et de pratiques liées aux sols. Cette notion résonne dans différentes sphères de la société (scientifique, agricole, institutionnelle, politique, citoyenne) et fait écho pour chacune d'entre elles à des pratiques concrètes qui permettent de définir la santé des sols et la façon de l'évaluer selon un contexte donné. Il s'agit donc d'une notion multi-échelles et multi-acteurs qui est riche de cette complexité, ce qui lui permet d'amorcer le dialogue entre les différentes communautés de pratiques (agricole, scientifique, institutionnelle, citoyenne).

Ce chapitre a également montré que malgré une littérature plus qu'abondante, il existait encore de nombreuses lacunes tant conceptuelles qu'opérationnelles autour de ces notions. Il nous apparaît important de :

- **Différencier la qualité de la santé des sols.** La proximité des définitions de ces deux notions (voir Encadré 3-1) a entraîné une confusion dans le monde scientifique et même sociétal. La proposition de Kibblewhite *et al.* (2008) est de réserver le terme de qualité au potentiel de performance du sol. La santé du sol refléterait, quant à elle, la performance réelle du système sol.
- **Dépasser le cadre unique des sols agricoles.** Toutes les notions évoquées dans ce chapitre (fertilité, qualité, santé, sécurité) ont été pensées et opérationnalisées dans le cadre des sols agricoles. Or la protection des sols inclut d'autres types de sols comme les sols urbains, les sols peu anthropisés, les anthrosols... Ces notions restent-elles pertinentes pour ces sols ? Faudra-t-il en inventer d'autres, plus spécifiques à ces sols ?
- **Rendre plus opérationnelle la notion de sécurité des sols.** La sécurité des sols est une notion intéressante car elle est la seule à intégrer d'autres volets de l'évaluation comme la valeur (économie), le caractère patrimonial et les dimensions juridiques et politiques. Cependant, elle reste une notion conceptuelle qui demande le développement d'un volet opérationnel qui pourrait s'inscrire dans le cadre d'une évaluation multicritère ou environnementale (Analyse de cycle de vie - ACV).
- **Rendre plus fonctionnelle l'évaluation de santé des sols.** La santé des sols est basée sur une vision fonctionnaliste du sol. Or les indicateurs actuels présents dans les bases de données sont, dans leur grande majorité, des indicateurs d'états (stock), d'ailleurs plus liés aux propriétés pérennes qu'aux propriétés dynamiques. Il est donc important de développer des indicateurs plus directement liés aux fonctions et services rendus par les sols. Cela permettra également de mieux répondre à la demande politique (ex : loi Climat et résilience), basée sur la restauration des fonctions écologiques du sol.

Références bibliographiques

- Baveye, P.C., 2021. Soil health at a crossroad. *Soil Use and Management*, 37 (2): 215-219. <https://doi.org/10.1111/sum.12703>
- Boullard, B.; Moreau, R., 1962. *Sol, microflore et végétation : équilibres biochimiques et concurrence biologique*. Paris: Masson et cie, 174 p.
- Brauch, H.G.; Spring, Ú.O., 2009. Securizing the ground, grounding security, Desertification land degradation and drought. *UNCCD issue paper*, 2: 52. https://catalogue.unccd.int/843_dddd_eng.pdf
- Brauman, A.; Thoumazeau, A., 2020. Biofunctool® : un outil de terrain pour évaluer la santé des sols, basé sur la mesure de fonctions issues de l'activité des organismes du sol. *Etude et Gestion des Sols*, 27 (1): 289-304. <https://www.afes.fr/ressources/biofunctool-un-outil-de-terrain-pour-evaluer-la-sante-des-sols-base-sur-la-mesure-de-fonctions-issues-de-lactivite-des-organismes-du-sol/>
- Brevik, E., 2018. A Brief history of the soil health concept. *Soil Science Society of America Journal*, (1906): 9-9. <https://profile.soils.org/posts/field-and-historical-notes/a-brief-history-of-the-soil-health-concept>
- Bünemann, E.K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.G.; Creamer, R.E.; De Deyn, G.; de Goede, R.; Flesskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.W.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J.W.; Brussaard, L., 2018. Soil quality - A critical review. *Soil Biology & Biochemistry*, 120: 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Christel, A.; Ranjard, P.M.L., 2022. Méta-analyse sur l'impact des modes de production agricole sur la qualité écologique du sol. *Etude et Gestion des Sols*, 29: 117-144. <https://www.afes.fr/ressources/meta-analyse-sur-limpact-des-modes-de-production-agricole-sur-la-qualite-ecologique-du-sol/>
- Commission Européenne, 2013. Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions - Programme «Air pur pour l'Europe». *COM(2013) 918 final*. <https://eur->

- lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2013:0918:FIN:FR:PDF
- Costanza, R., 2012. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 45: 24-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.023>
- Costanza, R.; Mageau, M., 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology*, 33: 105-115. <https://doi.org/10.1023/A:1009930313242>
- Dick, R., 2018. Soil Health: The Theory of Everything (Terrestrial) or Just Another Buzzword? *CSA News*, 63 (11): 12-17. <https://doi.org/10.2134/csa2018.63.1114>
- Doran, J.W.; Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15 (1): 3-11. [https://doi.org/10.1016/s0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/s0929-1393(00)00067-6)
- Droogers, P.; Bouma, J., 1997. Soil Survey Input in Exploratory Modelling of Sustainable Management Practice. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 1704-1710. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100060023x>
- Evangelista, S.J.; Field, D.J.; McBratney, A.B.; Minasny, B.; Ng, W.; Padarian, J.; Dobarco, M.R.; Wadoux, A., 2024. Soil security-Strategizing a sustainable future for soil. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*, Vol. 183. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 1-70. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2023.10.001>
- Evangelista, S.J.; Field, D.J.; McBratney, A.B.; Minasny, B.; Ng, W.; Padarian, J.; Román Dobarco, M.; Wadoux, A.M.J.C., 2023. A proposal for the assessment of soil security: Soil functions, soil services and threats to soil. *Soil Security*, 10: 100086. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2023.100086>
- Fao, 2020. *Towards a definition of soil health: ITPS Soil Letters #1*. Rome, Italy: FAO. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/cb1110en>
- Giraudoux, P., 2022. La santé des écosystèmes : quelle définition ? / Version en anglais: Ecosystem health : what is the definition ? *Bulletin de l'Académie Vétérinaire de France*, 175: 120-139. <https://doi.org/10.3406/bavf.2022.70980>
- Gove, P.B.; G. Company, C.M., 1981. *Webster's third new international dictionary of the English language, unabridged*. Springfield, Mass. : G. & C. Merriam Co. <http://archive.org/details/webstersthirdne001gove>
- Huang, J.Y.; McBratney, A.B.; Malone, B.P.; Field, D.J., 2018. Mapping the transition from pre-European settlement to contemporary soil conditions in the Lower Hunter Valley, Australia. *Geoderma*, 329: 27-42. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.016>
- Janzen, H.H.; Janzen, D.W.; Gregorich, E.G., 2021. The 'soil health' metaphor: Illuminating or illusory? *Soil Biology & Biochemistry*, 159: 10. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108167>
- Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61 (1): 4-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Kibblewhite, M.G.; Ritz, K.; Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1492): 685-701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Larson, W.E.; Pierce, F.J., 1994. The Dynamics of Soil Quality as a Measure of Sustainable Management. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. John Wiley & Sons, Ltd, 37-51. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c3>
- Lehmann, J.; Bossio, D.A.; Kögel-Knabner, I.; Rillig, M.C., 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1 (10): 544-553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- McBratney, A.; Field, D.J.; Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213: 203-213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- Meynier, A., 2020. *Réflexions sur les concepts en droit de l'environnement*. LGDJ (Thèses), 624 p.
- Mizuta, K.; Grunwald, S., 2022. Reshaping How We Think about Soil Security. *Soil Systems*, 6 (4): 13. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040074>
- Moebius-Clune, B.N.; Moebius-Clune, D.J.; Gugino, B.K.; Idowu, O.J.; Schindelbeck, R.R.; Ristow, A.J.; van Es, H.M.; Thies, J.E.; Shayler, H.A., 2016. *Comprehensive Assessment of Soil Health. (The Cornell Frame-work Manual)*, 134 p. <https://www.css.cornell.edu/extension/soil-health/manual.pdf>
- Panklang, P.; Thoumazéau, A.; Chiarawipa, R.; Sdoodee, S.; Sebag, D.; Gay, F.; Thaler, P.; Brauman, A., 2022. Rubber, rubber and rubber: How 75 years of successive rubber plantation rotations affect topsoil quality? *Land Degradation & Development*, 33 (8): 1159-1169. <https://doi.org/10.1002/ldr.4171>
- Perron, T.; Kouakou, A.; Simon, C.; Mareschal, L.; Frédéric, G.; Soumahoro, M.; Kouassi, D.; Rakotondrazafy, N.; Rapidel, B.; Laclau, J.P.; Brauman, A., 2022. Logging residues promote rapid restoration of soil health after clear-cutting of rubber plantations at two sites with contrasting soils in Africa. *Science of the Total Environment*, 816: 12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151526>
- Pessis, C., 2020. A history of "living soils". Genesis, projects and disregards of a contemporary category. *Revue D Anthropologie Des Connaissances*, 14 (4): 22. <https://doi.org/10.4000/rac.12437>
- Powlson, D.S., 2020. Soil health-useful terminology for communication or meaningless concept? Or both? *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 7 (3): 246-250. <https://doi.org/10.15302/j-fase-2020326>
- Powlson, D.S., 2021. Is 'soil health' meaningful as a scientific concept or as terminology? *Soil Use and Management*, 37 (3): 403-405. <https://doi.org/10.1111/sum.12721>
- Rabot, E.; Keller, C., 2017. Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire. *Etude et Gestion des Sols*, 24: 59-72. <https://www.afes.fr/ressources/revue-des-methodes-multiparametriques-pour-lestimation-de-la-qualite-des-sols-dans-le-cadre-de-lamenagement-du-territoire/>
- Renault, P.; Gascuel, C.; Cousin, I.; Antoni, V.; Bispo, A.; Bougon, N.; Desrousseaux, M.; Feix, I.; Joassard, I.; Laville, P.; Pierart, A.; Caquet, T., 2023. Des propriétés des sols aux indicateurs de la qualité des sols, en appui aux politiques publiques et en réponse aux besoins de la société. *Etude et Gestion des Sols*. <https://www.afes.fr/ressources/des-proprietes-des-sols-aux-indicateurs-de-la-qualite-des-sols-en-appui-aux-politiques-publiques-et-en-reponse-aux-besoins-de-la-societe/>
- Richelle, L., 2019. *De la fertilité des sols à la santé de la terre. Retour sur un processus d'apprentissage collectif visant l'évaluation de la santé des sols cultivés en agriculture paysanne*. Université de Namur. https://pure.unamur.be/ws/portafiles/portafile/41280240/2019_RichelleL_these.pdf
- Sojka, R.E.; Upchurch, D.R., 1999. Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (5): 1039-1054. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351039x>
- Tadanier, R.; Ingles, O.G., 1985. Soil Security Test for Water Retaining Structures. *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 111 (3): 289-301. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9410\(1985\)111:3\(289\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9410(1985)111:3(289))

Annexes

Annexe 3-1. Nombre de publications, par décennie, utilisant les mots « soil quality » et « soil health »

Tableau 3-A1. Nombre de publications utilisant le mot « soil quality » dans le titre, le résumé et les mots-clés

| Période historique | Nombres d'articles |
|--------------------|--------------------|
| 1971-1973 | 3 |
| 1974-1983 | 6 |
| 1984-1993 | 81 |
| 1994-2003 | 1 212 |
| 2004-2013 | 3 769 |
| 2014-2023 | 10 464 |
| Total | 15 535 |

Tableau 3-A2. Nombre de publications utilisant le mot « soil health » dans le titre, le résumé et les mots-clés

| Période historique | Nombres d'articles |
|--------------------|--------------------|
| 1983-1993 | 3 |
| 1994-2003 | 132 |
| 2004-2013 | 628 |
| 2014-2023 | 5 179 |
| Total | 5 942 |

Annexe 3-2. Regroupements thématiques des articles selon leur environnement lexical

Tableau 3-A3. Regroupements thématiques pour le terme « soil quality »

| | |
|--|--------|
| <i>Conservation agriculture & ecosystem services</i> | 2 627 |
| <i>Microbial community & organic fertilizer</i> | 3 514 |
| <i>Soil erosion & soil quality</i> | 9 180 |
| Autres | 214 |
| Total général | 15 535 |

Tableau 3-A4. Regroupements thématiques pour le terme « soil health »

| | |
|---|-------|
| <i>Chemical fertilizers & nutrient uptake</i> | 286 |
| <i>Climate change & water quality</i> | 898 |
| <i>Conservation agriculture & cropping system</i> | 479 |
| <i>Microbial activity & microbial biomass</i> | 436 |
| <i>Relative abundance & bacterial community</i> | 478 |
| <i>Soil health & soil biological</i> | 3 333 |
| (vide) | 32 |
| Total général | 5 942 |

Chapitre 4

Le concept d'indicateur

Auteur : **David Montagne**

Documentaliste : Sybille de Mareschal

Sommaire

| | |
|--|------------|
| 1. Introduction | 79 |
| 2. Un corpus bibliographique spécifique | 79 |
| 3. Indication, <i>indicandum</i> et indicateurs | 81 |
| 3.1. Définitions | 81 |
| 3.2. De l'indicateur au système d'indication | 83 |
| 4. Quels critères pour quels indicateurs ? | 85 |
| 4.1. Classifications des indicateurs | 85 |
| 4.2. Performance des indicateurs : une question de critères ? | 88 |
| 5. Les indicateurs : confrontation entre théorie et pratique | 96 |
| 5.1. De rares travaux confrontant la théorie et les pratiques de sélection d'indicateurs | 96 |
| 5.2. Quelques enseignements de la confrontation entre théorie et pratique de la sélection d'indicateurs (de services écosystémiques) | 97 |
| 6. Conclusion et pistes de développement | 99 |
| Références bibliographiques | 100 |

1. Introduction

Objets à l'interface entre le champ scientifique visant à produire des connaissances, et le champ décisionnel susceptible de s'appuyer sur celles-ci dans les processus de prise de décision publique ou privée, les indicateurs et plus spécifiquement les indicateurs biologiques des sols ont fait l'objet d'un intérêt croissant. Cette dynamique identifiable à partir de la deuxième moitié des années 1990 est suivie d'une explosion au début des années 2000 et ne s'est jamais démentie depuis (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2023). Différents éléments ont contribué à cette extension relativement récente bien au-delà d'usages plus anciens et non directement abordés ici comme par exemple dans la notion de « plante indicatrice » (Ellenberg, 1951). Le premier est la lente reconnaissance de la dégradation croissante de l'environnement, de la responsabilité des activités humaines dans celle-ci, et finalement de la nécessité de mieux protéger l'environnement, voire le cas échéant de le restaurer (Cairns *et al.*, 1993). Le second est la volonté de rendre quantifiable la nature, associée à l'idée que les approches par indicateurs sont l'outil adéquat pour y parvenir (Turnhout, 2009). Cet engouement pour le concept d'indicateur a généré une extension continue du domaine d'application des approches par indicateurs, depuis des enjeux spécifiques liés notamment à la qualité de l'eau jusqu'à une prise en compte holistique de la santé, de l'intégrité ou de la résilience des écosystèmes (Cairns *et al.*, 1993).

Cette extension du recours aux approches par indicateurs pour évaluer la qualité des sols a été rendue possible par deux grands types de travaux, encore largement déconnectés à ce jour. Le premier type, de loin le plus fréquent, porte sur la proposition ou la construction d'indicateurs, le plus souvent adaptés à des milieux, des usages, des modes de conduite et des contextes sociaux, économiques et politiques particuliers (Czucz *et al.*, 2021 ; Grima *et al.*, 2023). Le second, plus rare, en particulier dans le champ des sciences environnementales, porte sur le cadrage conceptuel et les conditions d'efficacité des systèmes d'indication entendus comme un ensemble de relations liant les connaissances existantes sur un système (écologique) aux besoins d'information des décideurs publics et privés sous la forme de mesures quantitatives concrètes (Czucz *et al.*, 2021). Si le premier type de travaux est fréquemment critiqué en raison de manques concernant l'argumentation, la documentation, ou encore de la faible généralité des indicateurs ou listes d'indicateurs proposés (Silva *et al.*, 2020), le second type de travaux, essentiellement théorique, ne débouche qu'exceptionnellement (van Oudenhoven *et al.*, 2012) sur une sélection d'indicateurs particuliers.

En un peu plus de deux décennies, une multitude de définitions du terme d'indicateur (Heink et Kowarik, 2010), de très nombreux systèmes d'indication (Silva *et al.*, 2020) et un nombre plus grand encore d'indicateurs individuels ont ainsi émergé. À titre d'exemple, Czucz *et al.* (2020) identifient pas moins de 427 indicateurs utilisés pour la seule évaluation d'une trentaine de services écosystémiques distincts, soit en moyenne, plus de 10 indicateurs différents pour chaque service écosystémique. Or force est de constater que la profusion d'indicateurs couplée à l'absence de travaux visant à rationaliser leur sélection freine plus qu'elle ne favorise le développement opérationnel des systèmes d'indication de la qualité des sols (Silva *et al.*, 2020).

Dans ce contexte, ce chapitre propose d'identifier les éléments clés contribuant à l'efficacité des systèmes d'indication à partir d'une analyse du concept d'indicateur et de son intégration dans des systèmes d'indication. Suite à une courte description du corpus mobilisé, nous nous intéresserons successivement : i) à la définition du terme d'indicateur ; ii) aux propriétés souhaitables des systèmes d'indication et de leurs indicateurs, et finalement iii) à la confrontation de la théorie des approches par indicateurs avec leur mise en œuvre concrète.

2. Un corpus bibliographique spécifique

L'analyse du concept d'indicateur et de son implémentation dans le cadre d'un système d'indication s'est appuyée sur un corpus bibliographique construit à partir d'une requête visant à associer quatre champs sémantiques complémentaires. Le premier, recherché dans le titre, le résumé ou les mots-clés visait à caractériser l'objet étudié qui pouvait être l'écosystème dans son ensemble ou le sol (TS= Ecosystem* OR Soil), de façon à identifier dans un même mouvement les travaux ayant trait non seulement aux systèmes d'indication spécifiques aux sols, objets

de la présente étude, mais aussi à tout type d'écosystème comme par exemple les écosystèmes marins. Le deuxième portait sur la description de la cible du système d'indication, à savoir la qualité, la fonctionnalité, les services ou la santé des sols et des écosystèmes (TS = Quality OR Function* OR Service* OR Health). Le troisième, recherché strictement dans le titre, ciblait plus spécifiquement les travaux traitant d'indicateurs ou de systèmes d'indication (TI = Indicator OR Indication). Enfin, le dernier visait à restreindre l'éventail de cette recherche aux travaux conceptuels (TS = Definition OR Concept* OR Framework OR Method* OR Key).

Cette recherche, effectuée sur le WoS en février 2023, a abouti à l'identification de 1 387 publications dont 110 identifiées comme des revues de la littérature. Sur cette base, volontairement large, la lecture des titres ou des résumés a permis d'extraire une grande partie des publications initialement identifiées, pour la plupart consacrées à la construction ou à la proposition d'indicateurs particuliers, pour se concentrer sur un premier sous-ensemble de 97 publications, dont 17 revues de la littérature, abordant les indicateurs et les systèmes d'indication sous un angle conceptuel. C'est ce premier sous-ensemble qui est sommairement décrit ci-dessous.

Une stratégie d'échantillonnage théorique a été mise en œuvre pour analyser ce corpus (voir par exemple Heink *et al.*, 2016). Concrètement, il s'agit d'avancer parallèlement dans la lecture du corpus, le traitement et l'analyse des informations qu'il contient, et finalement la synthèse de ces informations. L'ordre de lecture est déterminé à dire d'expert de manière à maximiser la diversité des informations contenues dans les différentes publications. L'analyse du corpus s'arrête alors au point de saturation au-delà duquel l'analyse d'une publication supplémentaire ne modifie plus le contenu de la synthèse. Cette approche d'échantillonnage théorique a finalement conduit à l'analyse d'une trentaine d'articles. Cette sélection de publications a été complétée de 13 références connues de l'auteur, pour aboutir aux 40 références citées dans l'ensemble de ce chapitre.

La totalité des 97 publications sélectionnées a été publiée après 1993 conformément à l'explosion des travaux sur les indicateurs à partir du milieu des années 1990 (Figure 4-1.a). Les cinq années présentant le plus grand nombre de publications sont postérieures à 2016. Les préoccupations conceptuelles sur les indicateurs et les systèmes d'indication apparaissent ainsi récentes et d'une grande actualité. Toutefois, avec un maximum de 12 publications en 2020, le nombre d'articles sur le sujet reste limité. Près d'un quart de l'ensemble des publications retenues a été publié dans le seul journal « *Ecological Indicators* » (Figure 4-1.b), dont le premier numéro est paru en 2001 et dont la ligne éditoriale porte spécifiquement sur l'intégration d'approches par indicateurs dans la gestion des écosystèmes et encourage les contributions théoriques.

Un second quart de l'ensemble des publications retenues a été publié dans diverses revues visant à étudier les liens entre les écosystèmes et les socio-écosystèmes, comme par exemple *Ecosystem Services* (5 articles), *Journal of Environmental Management* (5 articles), ou *Ecological Economics* (4 articles). La dernière moitié a été publiée dans une grande diversité de revues traitant : i) des sols comme par exemple *Geoderma* (3 articles) ou *Soil and Tillage Research* (2 articles) ; ii) de biologie de la conservation comme par exemple *Biodiversity and Conservation* (2 articles) ou *Conservation Biology* (2 articles), ou encore iii) de la gestion des agrosystèmes comme *Agricultural systems* (1 article), *Agronomy for Sustainable Development* (1 article) ou *Agriculture, Ecosystems and Environment* (1 article). A quelques exceptions près, la totalité des publications sélectionnées a été produite dans les pays développés, très probablement en lien avec le lancement de réseaux nationaux de suivi de la qualité de l'environnement (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2023). Avec 90 contributions institutionnelles identifiées dans les 97 publications recensées, l'Europe est un contributeur majeur des travaux traitant des systèmes d'indication et de leurs indicateurs, notamment en lien avec le programme de la Commission européenne « *Mapping and Assessment of Ecosystem Services (MAES)* » ou avec la révision du système de comptabilité économique et environnementale – comptabilité environnementale (SCEE-CE) de la commission de statistique des Nations Unies dont la présidence du comité technique et du comité de rédaction a été assurée par l'Union européenne (Heink *et al.*, 2016 ; Maes *et al.*, 2016). Pour finir, le nuage de mots construit à partir des mots contenus dans les titres des 97 publications (Figure 4-1.c) illustre avec les mots « *indicators* », « *ecosystem* », « *soil* » ou « *framework* » les principaux critères de construction du corpus bibliographique, tout en soulignant le lien de ces travaux avec la gestion de l'environnement comme en témoignent par exemple les termes « *management* », « *monitoring* », « *policy* » ou encore « *planning* ».

quantifier mais qui ne sont pas porteur d'une signification particulière. A titre d'exemple, le réservoir utilisable maximum d'eau est fréquemment utilisé comme indicateur physique de la qualité des sols (Bünemann *et al.*, 2018). Sa valeur peut être estimée à partir d'autres paramètres des sols tels que la texture, la structure ou encore la concentration en carbone organique dans les sols. Texture, structure ou concentration en carbone organique n'ont ici aucune signification particulière. Ils sont de simples paramètres utilisés pour estimer la valeur de l'indicateur réservoir utilisable maximum...ce qui n'empêche nullement de les utiliser en parallèle comme des indicateurs supplémentaires de qualité physique ou chimique des sols (Bünemann *et al.*, 2018). Une telle définition fonctionnelle du terme indicateur ne dit toutefois rien de sa nature ontologique ou du type d'information véhiculé. Or il n'existe actuellement aucun consensus dans la littérature sur la nature ontologique des indicateurs ou sur le type d'information que les indicateurs sont supposés véhiculer. Dans leur revue des définitions et usages du terme indicateur en écologie et dans les sciences de l'environnement, Heink et Kowarik (2010) observent, au contraire, qu'il existe une grande diversité de définitions (Tableau 4-1), englobantes ou exclusives les unes des autres, parfois contradictoires, et reposant dans tous les cas sur l'utilisation d'un vocabulaire peu ou pas stabilisé. Les différentes définitions existantes se distinguent alors justement en fonction de la manière dont elles combinent la nature ontologique de l'objet indicateur et le type d'information que celui-ci véhicule.

Le terme d'indicateur peut alors faire référence à (Tableau 4-1) :

- une **quantité** associée à l'objet ou phénomène d'intérêt. Il est alors défini par des termes tels que variable, attribut, paramètre ou mesure (au sens de type de mesure ou *measure* en anglais). La concentration en carbone organique dans l'horizon de surface des sols est par exemple couramment utilisée comme indicateur de la qualité des sols (Bünemann *et al.*, 2018).
- un **élément** de l'écosystème. Dans la littérature, il s'agit d'espèces, de populations ou de communautés biologiques particulières. Ainsi, les vers de terre ou les nématodes (Pulleman *et al.*, 2012), en tant qu'éléments des écosystèmes, ne sont pas directement mesurables mais représentent des objets, susceptibles, à leur tour, d'être renseignés par une ou plusieurs quantités comme par exemple l'abondance, la biomasse ou la diversité spécifique. Cela pourrait également être le cas des types de sol susceptibles d'être décrits par une grande diversité de paramètres.
- un **instrument** de mesure. Il est alors défini par des termes comme outil, dispositif, jauge ou instrument et désigne alors un capteur sensible à un phénomène ou substance d'intérêt. C'est par exemple le cas des espèces bio-accumulatrices utilisées pour estimer la présence de contaminants dans l'environnement.
- une **valeur** particulière, que celle-ci soit mesurée, calculée ou estimée. Le terme d'indicateur est alors défini soit directement par les termes de valeur ou de mesure (au sens de résultat d'une mesure ou *measurement* en anglais). C'est par exemple le cas du taux d'érosion de 11 t.ha⁻¹.an⁻¹ proposé pour caractériser une érosion sévère (Panagos *et al.*, 2020).

L'information véhiculée par l'indicateur, quelle que soit sa nature ontologique, peut-être à vocation (Tableau 4-1) :

- **descriptive** ; il s'agit alors de décrire l'état d'un objet ou d'un phénomène d'intérêt ou sa variation dans le temps et dans l'espace ;
- **normative** ; il s'agit alors d'émettre un jugement sur l'état ou l'évolution d'un objet ou phénomène d'intérêt (Czúcz *et al.*, 2021).

En parallèle de ces deux dimensions, les définitions peuvent également insister sur certaines propriétés susceptibles de distinguer les indicateurs de l'ensemble des attributs mesurables sur l'objet ou le phénomène d'intérêt telles que : i) la capacité à répondre à des pressions d'origine naturelle ou anthropique (Smit *et al.*, 2021 ; Tableau 4-1), ou ii) la capacité à rendre compte d'un *indicandum* complexe et difficile à mesurer à partir de mesures plus simples (Janvier *et al.*, 2007 ; Tableau 4-1).

**Tableau 4-1. Exemples de définitions du terme indicateur classés en fonction de sa nature ontologique (quantité, élément) et du type d'information véhiculé (descriptif, normatif).
Pour une liste de définitions complémentaires, voir Heink et Kowarik, 2010.**

| Référence | Définition |
|------------------------------------|---|
| Quantité à usage descriptif | |
| Cairns <i>et al.</i> , 1993 | Un indicateur est une caractéristique de l'environnement qui, lorsqu'elle est mesurée, quantifie l'ampleur d'un stress, l'état d'un habitat, le degré d'exposition au facteur de stress ou l'amplitude de la réponse écologique à un stress |
| Smit <i>et al.</i> , 2021 | Un indicateur est toute variable ou combinaison de variables mesurable qui répond à la pression (naturelle ou anthropique) exercée sur un écosystème et qui peut être utilisée pour surveiller l'évolution de l'état des écosystèmes marins |
| Quantité à usage normatif | |
| Janvier <i>et al.</i> , 2007 | Un indicateur est une variable qui fournit des informations sur d'autres variables difficiles à mesurer et qui peut être utilisée comme référence pour prendre des décisions |
| Czúcz <i>et al.</i> , 2021 | Le terme variable est utilisé pour faire référence à une mesure, principalement descriptive, [...] alors que le terme indicateur renvoie à la version normalisée de la même variable (qui intègre une dimension normative au travers des valeurs de références utilisées dans l'opération de normalisation) |
| Élément à usage descriptif | |
| Pulleman <i>et al.</i> , 2012 | Les indicateurs biologiques sont les (caractéristiques des) organismes dont la réponse, en termes de présence/absence, d'activité, de morphologie, de physiologie ou de comportement, donne des informations sur l'état de l'habitat ou de l'écosystème |

Afin de faire face à la diversité des définitions du terme d'indicateur et surtout à son utilisation sans le définir précisément ou avec des acceptions variables, y compris au sein d'une même publication, comme cela est parfois rencontré, Heink et Kowarik (2010) proposent : i) de privilégier une définition globalisante du terme d'indicateur permettant d'insister sur l'utilisation des indicateurs comme outil de création et de transfert d'information tout en intégrant la diversité de nature ontologique du porteur et le type d'information portée ; ii) de clarifier, par une spécification à l'aide d'un vocabulaire particulier, au minimum la nature ontologique et le type d'information associé au terme d'indicateur. Dans cette logique, ils proposent d'adopter la définition de l'OCDE (OECD - Organisation for Economic Co-operation Development, 2003) « tout élément ou attribut d'un phénomène environnemental d'intérêt utilisé pour décrire ou évaluer l'état de l'environnement, l'évolution de cet état ou pour fixer des objectifs environnementaux », dans laquelle les indicateurs sont soit des quantités soit des éléments (les deux natures ontologiques les plus fréquemment rencontrées), et portent des informations à valeur descriptive ou normative.

3.2. De l'indicateur au système d'indication

Le développement d'une approche d'indication à l'aide d'indicateurs, ou autrement dit le développement d'un système d'indication, repose classiquement sur quatre étapes principales successives (Andrews *et al.*, 2004 ; Turnhout, 2009 ; Czúcz *et al.*, 2021) dont les modalités techniques de mises en œuvre seront décrites plus en détail dans la sous-partie III.II : i) la définition de l'*indicandum* ; ii) la sélection de variables descriptives de cet *indicandum* ; iii) l'interprétation ou la normalisation de ces variables, et finalement iv) une étape facultative d'agrégation des variables normalisées en sous-indices et indices (Figure 4-2).

La première étape consiste à définir l'*indicandum* le plus précisément possible, dans la mesure où tout système d'indication est toujours relatif à un *indicandum* particulier (Czúcz *et al.*, 2021). Pour paraphraser Cairns *et al.* (1993) : « Fondamentalement, tout est un indicateur de quelque chose, mais rien n'est un indicateur de toute chose ». Bien qu'essentielle, cette étape est régulièrement le parent pauvre du développement des systèmes d'indication, au risque de conduire à une sélection arbitraire ou inadaptée d'indicateurs (Heink et Kowarik, 2010).

La deuxième étape consiste à sélectionner, parmi l'ensemble des paramètres mesurables sur l'objet ou le phénomène d'intérêt, un ou une série de paramètres quantifiables, soit à partir de mesures directes, soit à partir de calculs, et considérés comme particulièrement représentatifs de l'objet du futur système d'indication. Pour

certain auteurs, l'existence de relations mathématiques, dans l'idéal causales, entre l'*indicandum* et les paramètres sélectionnés pour le décrire sont nécessaires (Heink et Kowarik, 2010). Pour d'autres (Czúcz *et al.*, 2021), il s'agit avant tout de liens de représentation liant le tout (l'*indicandum*) à certaines de ses parties. Que les relations liant l'*indicandum* et le ou les paramètres sélectionnés pour en rendre compte soient causales ou plus simplement relationnelles, la sélection d'un sous-ensemble de paramètres implique toujours une approche réductionniste privilégiant certaines caractéristiques de l'*indicandum* au détriment du tout. Les sciences sociales démontrent que ces premiers choix, inévitables, nécessitent d'être transparents, documentés et si possible partagés par l'ensemble des parties impliquées dans la construction et l'utilisation du système d'indication (Czúcz *et al.*, 2021).

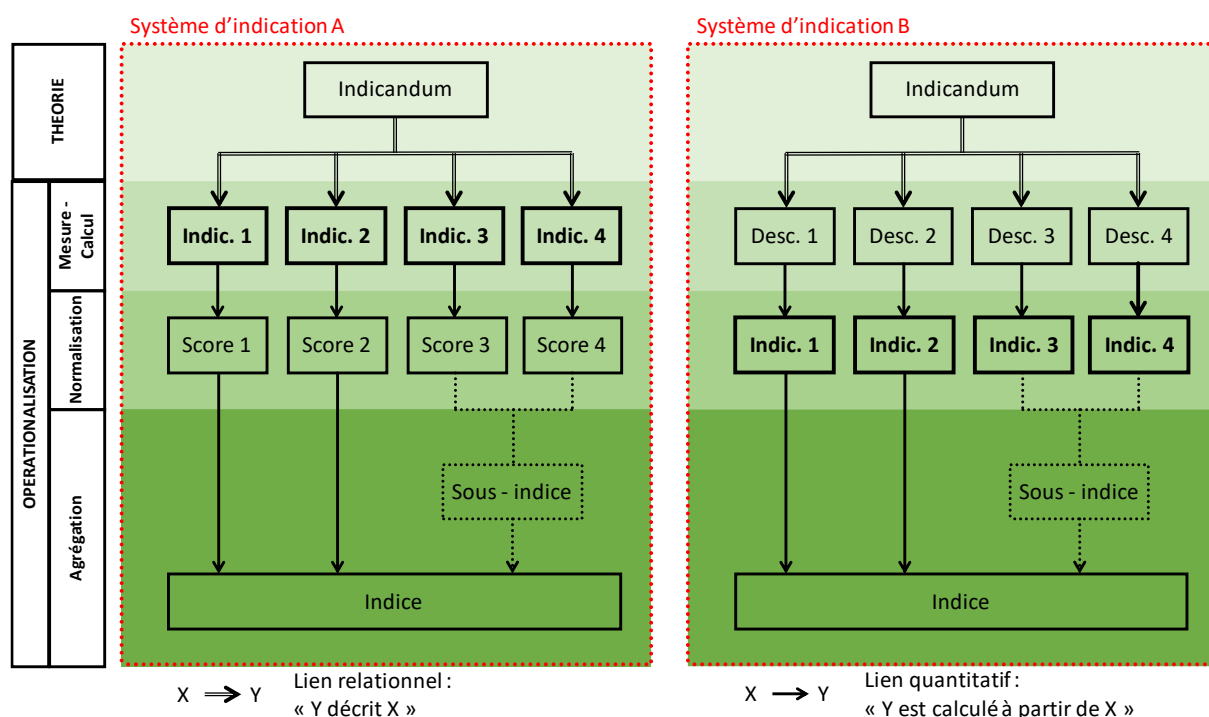


Figure 4-2. Deux représentations conceptuelles des systèmes d'indication selon que le terme indicateur (en gras véhicule une information **A**) à vocation descriptive ou **B**) à vocation normative. Dans ces deux conceptualisations, « Indic. » signifie indicateur, et « Desc. » descripteur. Adapté de (Andrews *et al.*, 2004) et (Czúcz *et al.*, 2021).

La troisième étape consiste à normaliser le jeu de paramètres sélectionné à l'étape précédente par rapport à des valeurs d'existence, ou lorsqu'elles existent des valeurs cibles, dans le double objectif : i) de faciliter leur interprétation et leur utilisation par des parties prenantes potentiellement peu familières des unités propres et gammes de variation des paramètres sélectionnés, et ii) d'exprimer l'ensemble de ces paramètres selon une même échelle adimensionnelle, usuellement entre 0 et 1, afin de rendre possible l'éventuel traitement mathématique de ces multiples paramètres aux unités propres diverses.

La dernière étape, facultative, consiste à agréger l'ensemble des paramètres normalisés en une valeur unique permettant d'émettre une appréciation globale sur l'objet ou le phénomène d'intérêt et son évolution dans le temps. Elle est, pour cette raison, très appréciée dans la prise de décision (Cairns *et al.*, 1993). Cette étape est toutefois également très décriée. D'un point de vue méthodologique, les modalités d'agrégation des valeurs uniques manquent souvent de fondements théoriques, et sont souvent spécifiques d'un contexte environnemental et social particulier. Elles sont dès lors rarement généralisables. Plus fondamentalement, cette étape induit une perte de pouvoir explicatif du système d'indication compliquant *in fine* la définition de mesures correctives. C'est pourquoi certains auteurs militent pour suivre et conserver non seulement l'état et l'évolution des valeurs agrégées, mais également de toutes les valeurs intermédiaires qui faciliteront, en cas de besoin, l'établissement des relations de causalité et la définition de mesures correctives.

Selon que le terme indicateur est associé à une information descriptive ou à une information normative, celui-ci correspondra alors soit au produit de la phase de sélection des paramètres descriptifs (Figure 4-2.a), soit à celui de la phase de normalisation (Figure 4-2.b). L'utilisation du terme indicateur dans un sens descriptif est la plus ancienne et la plus courante. C'est notamment le cadre conceptuel utilisé par le système d'évaluation de la gestion des sols (*Soil Management Assessment Framework, SMAF*) développé aux Etats-Unis dès le début des années 2000 (Andrews *et al.*, 2004). L'utilisation du terme indicateur dans un sens normatif est plus récente, mais est celle actuellement retenue dans la révision du système de comptabilité économique et environnementale – comptabilité des écosystèmes (SCEE-CE) (Czúcz *et al.*, 2021) ou dans la récente proposition de directive sur la surveillance des sols et la résilience. En fonction du choix d'associer le terme indicateur à une information descriptive ou informative, celui-ci est associé à un terme complémentaire conformément à la proposition de Heink et Kowarik (2010). Lorsque le terme indicateur est associé à une valeur informative, sa version normalisée peut par exemple être qualifiée de « score » (Andrews *et al.*, 2004). Lorsque le terme indicateur est associé à une information normative, alors il peut être associé aux termes de « variable » (Czúcz *et al.*, 2021) ou de « descripteur »¹, solution retenue dans la Figure 4-2.b. Le ou les différents niveaux d'agrégation ne sont généralement pas qualifiés d'indicateurs mais de sous-indices (*sub-index, sub-indices*) et indices (*index, indices*) (Silva *et al.*, 2020 ; Czúcz *et al.*, 2021 ; Smit *et al.*, 2021), d'indicateur complexe (*complex indicateur*) ou encore d'indicateur composite (*composite indicator*), afin de différencier ces objets multidimensionnels des indicateurs individuels monodimensionnels (Heink et Kowarik, 2010).

4. Quels critères pour quels indicateurs ?

4.1. Classifications des indicateurs

Les travaux de recherche portant sur les systèmes d'indications et leurs indicateurs initiés dans le courant des années 1990 ont donné naissance à de multiples classifications des indicateurs (Tableau 4-2). Ces classifications insistent sur différentes caractéristiques des indicateurs, qu'il s'agisse de la nature de l'*indicandum* renseigné, de la fonction assurée par l'indicateur, de la manière dont sa valeur est estimée, ou encore du niveau d'intégration spatial et temporel de l'information portée par l'indicateur (Tableau 4-2).

Tableau 4-2. Quelques classifications possibles des indicateurs et leurs principales modalités.

| Critère de classification | Principales modalités | Exemple de référence |
|--------------------------------|---|-------------------------------|
| Nature de l' <i>indicandum</i> | Déterminant, Pression, Etat, Impact, Réponse | (Niemeijer et de Groot, 2008) |
| | Condition, Fonction, Service, Avantage | (Czucz <i>et al.</i> , 2020) |
| Finalité | Diagnostic, Conformité, Alerte | (Cairns <i>et al.</i> , 1993) |
| Nature de l'indicateur | Physique, Chimique, Biologique, Socio-économique, Hybride | (Smit <i>et al.</i> , 2021) |
| Méthode de quantification | Relation causale, Modèle prédictif, Mesure terrain | (Bockstaller, 2013) |

4.1.1. Classifications en fonction de l'*indicandum*

Historiquement, les systèmes d'indication et leurs indicateurs ont principalement eu vocation à décrire l'état des écosystèmes ou d'un de ses compartiments (eau, air, sol, biocénose) (Rapport et Hildén, 2013). Toutefois, la seule caractérisation de l'état de l'écosystème s'est rapidement révélée insuffisante pour motiver la conception et la mise en œuvre de mesures concrètes visant à conserver ou améliorer l'état des écosystèmes. Afin de fournir une information plus facilement mobilisable par les décideurs publics et privés et de mieux rendre compte des chaînes causales liant les activités humaines, l'évolution des écosystèmes et la prise de décision publique et privée, la caractérisation, en amont, des pressions exercées sur l'écosystème et, en aval, des réponses apportées, a peu à

¹ Proposition de directive *Soil monitoring and resilience*. COM_2023_416_final.

peu été intégrée aux systèmes d'indication dans une logique Pression – Etat – Réponse puis, dans sa version actualisée, Force motrice – Pression – Etat – Impact – Réponse (Niemeijer et de Groot, 2008 ; Rapport et Hildén, 2013). La position des indicateurs le long de cette chaîne causale a alors conduit à distinguer des indicateurs visant à décrire les grands déterminants économiques et sociaux (par exemple le prix des fertilisants minéraux), les activités humaines à l'origine de l'évolution des écosystèmes (par exemple les pratiques de fertilisation), l'état de l'écosystème (par exemple les concentrations en azote minéral du sol), les conséquences de cet état sur l'écosystème (par exemple la quantité d'azote lixiviée à la base du profil de sol) et finalement la réponse sociétale aux impacts observés (par exemple la réglementation des pratiques de fertilisation).

L'intérêt croissant porté à ce que l'écosystème « fait », notamment au bénéfice des sociétés humaines, plutôt qu'à ce que l'écosystème « est », a conduit au développement du modèle de cascade des services écosystémiques (Potschin et Haines-Young, 2011 ; Potschin-Young *et al.*, 2018) visant à quantifier les liens entre les conditions des écosystèmes, leurs fonctions, les services écosystémiques qui en résultent et finalement les avantages tirés par les sociétés humaines de l'état et du fonctionnement des écosystèmes (voir Chapitre 1, cadre d'analyse). Si les indicateurs de fonction ou de service ont initialement eu tendance à être développés en parallèle et en complément des indicateurs de pression, d'impact ou de réponse (Burkhard *et al.*, 2018 ; Rendon *et al.*, 2022), on peut observer dans la littérature plus récente, une volonté de croiser les deux cadres conceptuels « Force motrice – Pression – Etat – Impact – Réponse » et « cascade des services » (Müller et Burkhard, 2012 ; van Oudenhoven *et al.*, 2018) Dans ces croisements, « l'état » du cadre conceptuel « Force motrice – Pression – Etat – Impact – Réponse » est régulièrement associé aux « conditions » du modèle en « cascade » de même que les « services » sont généralement considérés comme une catégorie particulière « d'impact » aux effets positifs sur le bien-être des sociétés humaines. (Müller et Burkhard, 2012 ; van Oudenhoven *et al.*, 2018) Le positionnement des « fonctions » du modèle en cascade dans le cadre « Force motrice – Pression – Etat – Impact – Réponse » est toutefois plus ambigu. Ces dernières peuvent en effet être considérées comme la dimension fonctionnelle de l'état de l'écosystème (Burkhard *et al.*, 2018 ; van Oudenhoven *et al.*, 2018) ou comme, à l'image des services, une catégorie particulière d'impact ne générant pas nécessairement de bénéfices directs ou indirects pour les êtres humains.

Enfin, indépendamment de ces cadres conceptuels relativement partagés, de nombreuses approches par indicateurs ont été développées pour rendre compte de diverses propriétés systémiques dont, sans prétention à l'exhaustivité : la qualité, la santé, l'intégrité, la résilience, la durabilité ou encore l'équité... (Soulé *et al.*, 2021).

4.1.2. Classifications relatives à la finalité de l'indicateur

Les indicateurs peuvent également être classés selon leur finalité. Cairns *et al.* (1993) distinguent notamment les indicateurs diagnostiques (*diagnostic indicators*), les indicateurs de conformité (*compliance indicators*) et les indicateurs d'alerte (*early-warning indicators*). Alors que les indicateurs de conformité ont pour principale finalité d'évaluer l'atteinte d'objectifs, les indicateurs diagnostiques visent à faciliter l'identification des causes à l'origine des non-conformités observées, et les indicateurs d'alerte sont ceux qui vont permettre d'anticiper les évolutions des écosystèmes et de réagir avant que les indicateurs de conformité soient affectés. Dans une même logique, Rapport et Hildén (2013) distinguent des indicateurs conceptuels (*conceptual indicators*) qui ont pour finalité principale d'accroître les connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes, les indicateurs de légitimation (*legitimizing indicators*) qui ont vocation à suivre l'état des écosystèmes, et finalement les indicateurs instrumentaux (*instrumental indicators*) qui apportent des informations directement mobilisables par les décideurs.

4.1.3. Classification relative à la nature de l'indicateur

Les indicateurs sont régulièrement classés en fonction de leur nature physique, chimique, biologique, socio-économique ou encore hybride. Pour ce qui concerne les indicateurs biologiques, ceux-ci sont classés en fonction du niveau ou du type de biodiversité ciblé. En termes de niveau, les indicateurs biologiques peuvent ainsi porter sur des caractéristiques infra-organismes (l'activité enzymatique, par exemple), des organismes (la masse de chaque individu, par exemple), des populations (l'abondance d'une espèce, par exemple) ou des communautés (la

richesse spécifique, par exemple). En termes de type de biodiversité, les indicateurs biologiques peuvent renseigner la diversité génétique, la diversité structurelle ou la diversité fonctionnelle. Les approches par traits fonctionnels sont généralement considérées comme particulièrement prometteuses pour dépasser la classique caractérisation de la structure des écosystèmes au profit de leur fonctionnement (Pulleman *et al.*, 2012 ; Smit *et al.*, 2021). Le développement d'approches basées sur les traits fonctionnels reste toutefois limité à la description de la composante vivante des écosystèmes, y compris de la faune des sols (Pulleman *et al.*, 2012). De telles approches n'ont toutefois jamais été déclinées à notre connaissance à l'échelle d'un système sol intégrant composantes biotiques et abiotiques.

4.1.4. Classification relative à la méthodologie d'estimation de la valeur de l'indicateur

D'autres auteurs préfèrent classer les indicateurs en fonction des approches méthodologiques mises en œuvre pour évaluer la valeur de l'indicateur (Bockstaller *et al.*, 2008 ; Bockstaller, 2013 ; Greiner *et al.*, 2017). Trois grandes approches sont alors généralement distinguées.

Les indicateurs causaux (*causal indicators*) correspondent généralement à un, ou une combinaison simple d'un petit nombre de paramètres, souvent supposés jouer un rôle clé pour l'objet ou le phénomène d'intérêt (Bockstaller *et al.*, 2008 ; Bockstaller, 2013 ; Soulé *et al.*, 2021). Ce type d'indicateur est parfois qualifié de variable « proxy » (Baveye *et al.*, 2016). Ces indicateurs « causaux » varient en fonction de l'objet ou du phénomène d'intérêt. Il peut par exemple s'agir d'éléments descriptifs des pratiques agricoles pour évaluer la durabilité des systèmes de production (Soulé *et al.*, 2021), ou des modes d'occupation et d'usage des sols pour évaluer la multifonctionnalité des sols (Andrew *et al.*, 2015).

Les indicateurs prédictifs (*predictive indicators*) sont dérivés de modèles plus ou moins complexes reliant des variables d'entrée, généralement des causes, à des variables de sorties, généralement des effets (Bockstaller, 2013 ; Soulé *et al.*, 2021). Cette catégorie d'indicateur peut alors être subdivisée en fonction de la nature empirique ou mécaniste du modèle (Bockstaller, 2013 ; Soulé *et al.*, 2021).

La dernière catégorie correspond aux indicateurs mesurés (*measured indicators*) issus d'une observation ou d'une mesure (Bockstaller, 2013 ; Soulé *et al.*, 2021).

4.1.5. Classification relative au niveau d'intégration spatial ou temporel

De nombreux auteurs soulignent que les indicateurs peuvent également être différenciés en fonction de leur capacité à intégrer l'espace ou le temps. Par exemple pour Cairns *et al.* (1993), les indicateurs physico-chimiques donnent généralement accès à une information ponctuelle dans le temps et dans l'espace, alors que les indicateurs biologiques sont susceptibles de fournir, en lien avec la durée de vie ou la capacité de déplacement du groupe taxonomique ou de l'espèce considérés, une information intégrée temporellement et/ou spatialement. Il n'y a cependant aucun caractère systématique à ce type de comparaison. Il est en effet bien connu qu'en fonction de sa position au long d'un cours d'eau, une même mesure de la qualité d'eau va donner accès à une information intégrée sur une surface d'autant plus petite que le point de prélèvement sera positionné en amont du cours d'eau, et au contraire d'autant plus grande que celui-ci sera positionné en aval. De même, si certaines caractéristiques physiques ou chimiques des sols sont relativement peu variables dans le temps et dans l'espace (par exemple la distribution granulométrique), d'autres présentent au contraire une forte variabilité spatiale ou temporelle (par exemple l'humidité du sol). Si la capacité des indicateurs à intégrer l'espace et le temps est ainsi régulièrement identifiée comme une propriété permettant de les classer, celle-ci est le plus souvent traitée de manière uniquement qualitative sans définition claire des modalités possibles (au-delà des classiques échelons parcelle, commune, région...) et sans que des listes d'indicateurs soient associées à ces différentes modalités.

4.1.6. Classification des indicateurs : une première synthèse

Les indicateurs peuvent être classés en fonction de critères relativement divers. Ces critères sont d'ordre conceptuel, notamment lorsque les indicateurs sont classés en fonction de la nature de l'*indicandum* ciblé, ou, au

contraire, d'ordre opérationnel lorsqu'ils sont classés relativement à leur finalité, leur nature, la méthode utilisée pour les estimer ou encore leur niveau d'intégration spatiale ou temporelle. Ces différentes classifications présentent de nombreux recouvrements. Dans certains cas, les différentes classifications existantes coïncident largement si ce n'est qu'elles mettent l'accent sur diverses caractéristiques des indicateurs. C'est par exemple le cas des indicateurs de force motrice et de pression définis à partir de la nature de l'*indicandum*, des indicateurs diagnostiques définis relativement à la finalité, ou encore des indicateurs causaux définis sur une base méthodologique, qui tous renvoient à la caractérisation des déterminants contrôlant la valeur de l'objet ou du phénomène d'intérêt. Dans d'autres cas, les correspondances sont plus factuelles que conceptuelles. Par exemple, les indicateurs de fonction ou de service écosystémique sont rarement mesurés (Baveye *et al.*, 2016) directement et correspondent dans la très grande majorité des cas à des indicateurs modélisés, dits prédictifs.

Parmi l'ensemble des recouvrements entre classifications, on peut notamment remarquer que les indicateurs d'alerte sont, par définition, des indicateurs d'impact, de nature souvent physico-chimique, à haute fréquence de variabilité spatiale et temporelle et sont fréquemment des indicateurs mesurés. De même, les indicateurs de conformité sont des indicateurs d'état qui, en tant que tels, nécessitent d'être davantage intégrateurs du temps et de l'espace et sont régulièrement sélectionnés parmi les indicateurs biologiques. Bien que non systématiques dans la mesure où des indicateurs physico-chimiques sont également utilisés comme indicateurs d'état ou de conformité, et des indicateurs biologiques sont utilisés comme indicateurs diagnostiques ou d'alerte (Cairns *et al.*, 1993), ces recouvrements soulignent des profils-types d'indicateurs. La porosité et la complémentarité des différentes classifications est parfaitement illustrée par Smit *et al.* (2021) qui, en distinguant des indicateurs de pression, des indicateurs physiques, des indicateurs biologiques, des indicateurs fonctionnels et finalement des indicateurs écosystémiques, mélangent allégrement les classifications des indicateurs sur la base : i) de la nature de l'*indicandum* (indicateurs de pression, indicateurs fonctionnels) ; ii) de la nature de l'indicateur (indicateurs physiques, indicateurs biologiques), et finalement iii) du niveau d'intégration spatial et temporel (indicateurs écosystémiques).

Quelle que soit la classification utilisée pour organiser la diversité des indicateurs possibles, la littérature s'accorde pour souligner qu'aucune catégorie n'est fondamentalement plus importante qu'une autre. Au contraire, l'intégration au sein d'un même système d'indication d'une diversité d'indicateurs représentant les différentes modalités possibles est toujours considérée comme une des conditions nécessaires à l'efficacité du système d'indication (Cairns *et al.*, 1993 ; Rapport et Hildén, 2013 ; Burkhard *et al.*, 2018). Ainsi, alors que les systèmes d'indication existants portent majoritairement sur la caractérisation de l'état des écosystèmes (Rapport et Hildén, 2013 ; Czúcz *et al.*, 2021), Rapport et Hildén (2013) considèrent qu'intégrer des indicateurs permettant de rendre compte de l'ensemble de la chaîne causale « Force motrice – Pression – Etat – Impact – Réponse » est plus efficace que de multiplier les indicateurs d'état pour obtenir l'engagement des parties prenantes et plus spécifiquement la mise en œuvre de mesures correctives lorsque ces dernières sont nécessaires. De même, l'interprétation d'indicateurs de fonction ou de service est difficile, sinon impossible, sans disposer d'indicateurs complémentaires permettant de caractériser le système écologique à l'origine de la fonction ou du service (Burkhard *et al.*, 2018 ; Rendon *et al.*, 2022). A titre d'exemple, un même niveau de stockage de carbone devra être interprété de manière très différente selon qu'il s'agit d'un sol forestier, agricole ou urbain (force motrice), d'un sol cultivé amendé ou non en matières organiques (pression) ou encore d'un sol sableux, limoneux, argileux, calcaire ou non calcaire (état).

4.2. Performance des indicateurs : une question de critères ?

4.2.1. De multiples critères de performances

Dès le tournant des années 1990 (Cairns *et al.*, 1993) et jusqu'à aujourd'hui (Czúcz *et al.*, 2021 ; Smit *et al.*, 2021), de nombreux travaux ont cherché à dresser des listes de critères censées : i) guider et objectiver le processus de sélection des indicateurs parmi la quasi-infinité des paramètres mesurables sur un objet ou phénomène d'intérêt et ii) assurer la performance des systèmes d'indication. Une série non exhaustive de 18 listes de critères a ainsi été identifiée dans la littérature (Figure 4-3). Celles-ci émanent de travaux d'analyse critique des approches par

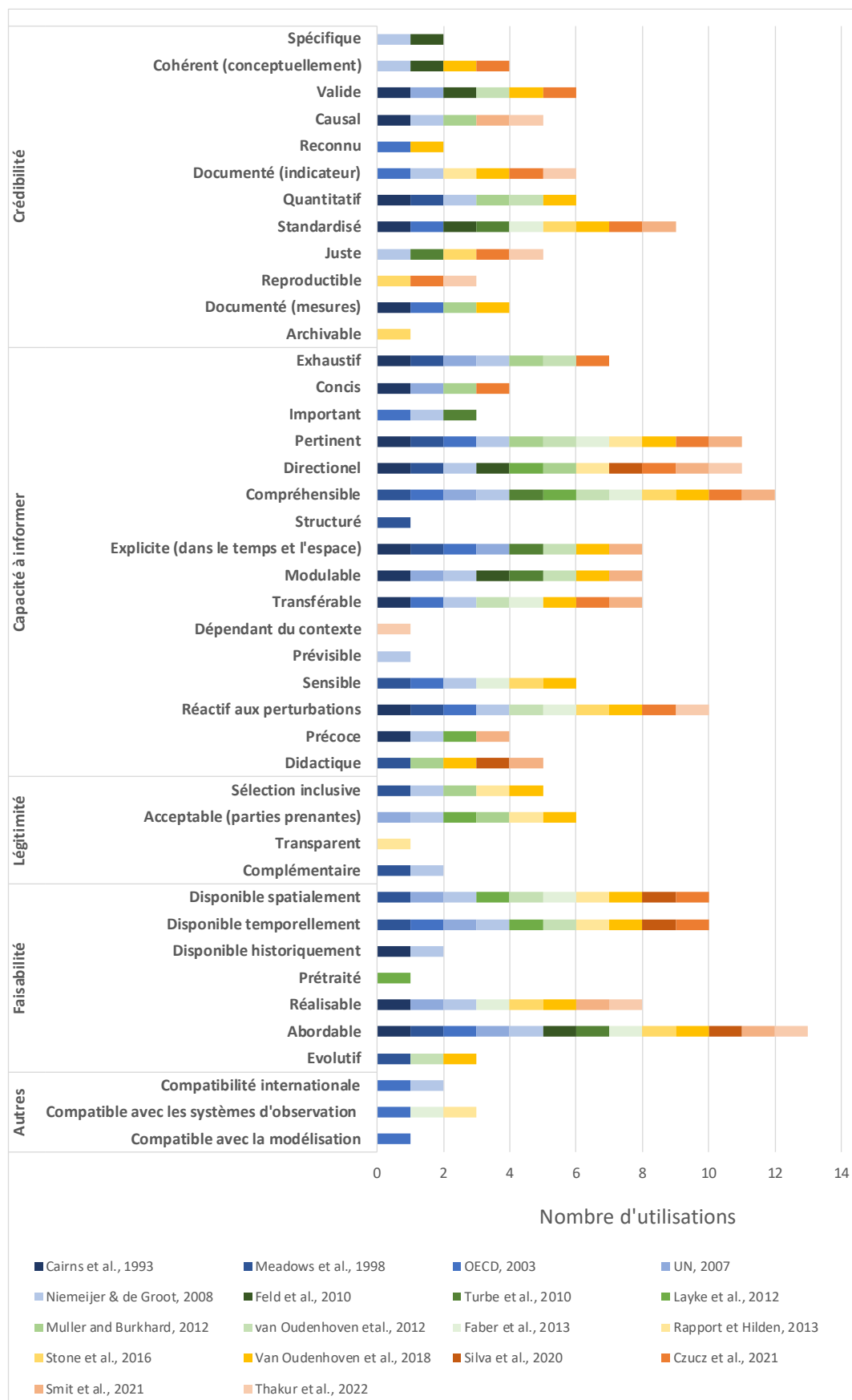


Figure 4-3. Fréquence d'apparition dans les listes étudiées des 39 critères élémentaires de performance classés par grandes familles et périodes. Les listes de critères publiées entre 1990 et 2009 sont représentées dans des variantes de bleu ; celles publiées entre 2010 et 2019 dans des variantes de vert et de jaune ; celles publiées à partir de 2020 dans des variantes de rose

indicateurs (Niemeijer et de Groot, 2008 ; Layke et al., 2012 ; Smit et al., 2021 ; Thakur et al., 2022), de travaux de préfiguration de systèmes d'indication (Müller et Burkhard, 2012 ; Faber et al., 2013 ; van Oudenhoven et al., 2018 ; Czúcz et al., 2021) et notamment de bio-indication (Faber et al., 2013 ; Stone et al., 2016), de guides méthodologiques développés par des instances nationales ou internationales impliquées dans le rapportage environnemental (OECD - Organisation for Economic Co-operation Development, 2003 ; United Nations, 2007), ou encore de retours d'expériences relatifs à l'implémentation de systèmes d'indication (Cairns *et al.*, 1993). Loin d'être uniformes, ces listes diffèrent tant par leur structure que par leur contenu.

En termes de structure, certaines listes placent l'ensemble des critères retenus sur un même plan quand d'autres sont hiérarchisées et cherchent alors à identifier des grandes catégories ou familles de critères (Niemeijer et de Groot, 2008 ; Layke *et al.*, 2012 ; Faber *et al.*, 2013 ; van Oudenhoven *et al.*, 2018 ; Czúcz *et al.*, 2021). Il n'existe toutefois pas plus d'uniformité dans la définition des différentes familles de critères, dont le nombre varie par exemple de deux (Layke *et al.*, 2012) à six (Niemeijer et de Groot, 2008 ; Faber *et al.*, 2013), que dans les listes de critères individuels. Lorsqu'elles sont hiérarchisées, les familles ou catégories de critères visent peu ou prou à rendre compte (Figure 4-3) : i) de la pertinence scientifique des indicateurs (*crédibilité*), ii) de la pertinence des informations transmises par l'indicateur au regard des objectifs poursuivis par les utilisateurs du système d'indication (*capacité à informer*) ; iii) de la légitimité du processus de sélection et de construction des indicateurs pour les utilisateurs du système d'indication (*légitimité*) et finalement iv) de la faisabilité technique et économique d'un suivi régulier (*faisabilité*).

En termes de contenu, les différentes listes identifiées se distinguent avant tout par leur périmètre et leur grain. Si la plupart des listes intègrent majoritairement des critères relatifs à la sélection et à la performance d'indicateurs individuels, certaines listes intègrent également des critères portant sur la combinaison des multiples indicateurs contribuant à un même système d'indication (Niemeijer et de Groot, 2008 ; Müller et Burkhard, 2012 ; van Oudenhoven *et al.*, 2012 ; Soulé *et al.*, 2021). Concernant le grain, certaines listes contiennent quelques critères généraux définis de manière assez générique (Silva *et al.*, 2020), quand d'autres contiennent de nombreux critères définis de manière beaucoup plus spécifique (Niemeijer et de Groot, 2008). Par exemple, alors que le rapport coût/efficacité de la mesure d'un indicateur fait l'objet d'un unique critère global pour de nombreuses listes (Silva *et al.*, 2020 ; Smit *et al.*, 2021), celui-ci est subdivisé dans d'autres listes en de nombreux critères relatifs notamment aux différents coûts d'investissement, de fonctionnement, ou de main d'œuvre (Faber *et al.*, 2013 ; Stone *et al.*, 2016). Enfin, il n'existe que très peu d'uniformité dans la dénomination des différents critères. Des dénominations différentes peuvent ainsi renvoyer à des réalités proches voire similaires et, inversement, des dénominations proches peuvent renvoyer à des réalités relativement différentes. Par exemple, la « validité » peut désigner le fait qu'un indicateur représente effectivement l'objet ou le phénomène d'intérêt (van Oudenhoven *et al.*, 2018 ; Czúcz *et al.*, 2021), ou encore que l'indicateur fait l'objet d'un consensus dans le champ scientifique (Silva *et al.*, 2020). A l'inverse, la capacité de l'indicateur à représenter l'*indicandum* peut correspondre à de nombreux termes tels que « cohérence » (van Oudenhoven *et al.*, 2012) ou « pertinence » (United Nations, 2007). Après harmonisation de leur dénomination et reclassement en fonction de leur définition plus ou moins précise, les 221 critères identifiés dans la littérature ont été recatégorisés en 39 critères élémentaires, eux-mêmes regroupés en 5 grandes catégories reprenant les grandes catégories « crédibilité », « capacité à informer », « légitimité » et « faisabilité » et une catégorie « autres » (Tableau 4-3, Figure 4-3).

4.2.2. La crédibilité

La crédibilité des indicateurs renvoie à la valeur scientifique intrinsèque de l'indicateur ainsi qu'à sa capacité à représenter l'objet ou le phénomène d'intérêt (van Oudenhoven *et al.*, 2018). Les critères de crédibilité peuvent porter sur le système d'indication dans son ensemble, sur les indicateurs individuels, sur la mesure des indicateurs ou encore sur les échantillons servant à la mesure de l'indicateur (Tableau 4-3). En termes de crédibilité du système d'indication, il s'agit avant tout de s'assurer que l'objectif du système d'indication est précisément défini (critère de *spécificité*) et que les indicateurs sélectionnés sont en mesure d'apporter des informations cohérentes par rapport à cet objectif (critère de *cohérence*). La qualité ou la santé d'un écosystème ou des sols sont en effet des concepts

Tableau 4-3. Liste hiérarchisée et description des 39 critères élémentaires de performance des indicateurs.

Sont différenciés les critères relatifs : i) au système d'indication sur fond gris foncé ; ii) aux indicateurs individuels sur fond gris moyen ; iii) à la mesure de l'indicateur sur fond gris clair ; et finalement à l'échantillon support de la mesure de l'indicateur sur fond blanc. Synthèse de différentes sources. Pour la liste détaillée des sources, voir Figure 4-3.

| Famille | Nom | Description |
|----------------------------|--|---|
| Crédibilité | Spécifique | L'objectif du système d'indication et ses différents indicateurs sont clairement définis |
| | Cohérent (conceptuellement) | L'indicateur est intégré dans un cadre conceptuel cohérent |
| | Valide | L'indicateur représente l'objet ou le phénomène d'intérêt |
| | Causal | L'indicateur permet l'identification et la quantification des relations de cause à effet |
| | Reconnu | L'indicateur est reconnu dans la communauté scientifique |
| | Documenté (indicateur) | L'indicateur est documenté dans la littérature scientifique |
| | Quantitatif | L'indicateur est mesurable dans une unité physique ou a une signification physique |
| | Standardisé | Des protocoles d'échantillonnage et d'analyse de l'indicateur sont disponibles |
| | Juste | La mesure de l'indicateur est déterminée avec justesse |
| | Reproductible | La mesure de l'indicateur est reproductible |
| | Documenté (mesures) | Les mesures de l'indicateur, lorsqu'elles existent, sont renseignées avec précision (localisation, temporalité, méthodologies, incertitudes...) |
| | Archivable | Les échantillons peuvent être conservés pendant de nombreuses années pour éventuelle réanalyse ou analyse complémentaire |
| Capacité à informer | Exhaustif | L'information délivrée par le système d'indication est complète |
| | Concis | Le système d'indication est dépourvu de redondances (entre indicateurs) |
| | Important | L'indicateur renseigne un objet ou phénomène d'intérêt majeur |
| | Pertinent | L'indicateur répond aux besoins |
| | Directionnel | L'indicateur peut faire l'objet d'une interprétation normative |
| | Compréhensible | L'indicateur véhicule une information simple et compréhensible |
| | Structuré | L'indicateur permet plusieurs niveaux d'interprétation (du simple au complexe) |
| | Explicite (dans le temps et l'espace) | La mesure de l'indicateur est associée à une localisation spatiale et une temporalité déterminée |
| | Modulable | L'indicateur peut être utilisé à différentes échelles de temps et d'espace |
| | Transférable | L'indicateur peut être utilisé dans différents contextes (pays, régions, écosystèmes...) |
| | Dépendant du contexte | L'indicateur est adapté à un contexte particulier (climat, occupation, usage, gestion...) |
| | Prévisible | L'indicateur répond de manière prévisible aux conditions environnementales et à leurs perturbations |
| | Sensible | L'indicateur est sensible aux conditions environnementales (climat, occupation, usage, gestion...) |
| | Réactif aux perturbations | L'indicateur répond aux perturbations, notamment d'origine anthropiques |
| | Précoce | L'indicateur permet une alerte précoce |
| Didactique | L'indicateur est efficace pour sensibiliser les publics | |
| Légitimité | Sélection inclusive | L'indicateur est sélectionné dans le cadre d'une procédure inclusive |
| | Acceptable (parties prenantes) | L'indicateur est accepté par l'ensemble des parties prenantes |
| | Transparent | Les valeurs de l'indicateur sont régulièrement publiées |
| | Complémentaire | L'indicateur apporte une information peu connue et non mesurable par les seules parties prenantes |
| Faisabilité | Disponibilité des mesures de l'indicateur (dans l'espace) | Les mesures de l'indicateur sont disponibles à une résolution spatiale suffisante |
| | Disponibilité des mesures de l'indicateurs (dans le temps) | Les mesures de l'indicateur sont disponibles à une résolution temporelle suffisante |
| | Historicité | Les mesures de l'indicateur sont disponibles sur une grande profondeur historique |
| | Prétraité | Les mesures de l'indicateur sont disponibles dans des formats courants |
| | Réalizable | La mesure de l'indicateur est réalisable en termes de matériel, de compétences, de temps disponible |
| | Abordable | Le coût de la mesure de l'indicateur est abordable ou pertinent au regard de l'information apportée |
| | Evolutif | L'indicateur peut être revu et mis à jour |
| Autres | Compatibilité internationale | L'indicateur est déjà utilisé dans d'autres pays ou régions |
| | Compatibilité avec les systèmes d'observation de l'environnement | L'indicateur est intégré dans les dispositifs de suivi de l'environnement |
| | Compatibilité avec les outils de modélisation | L'indicateur est compatible avec les outils de modélisation (économique ou non) |
| | Conservatif | La mesure de l'indicateur est non destructive de l'environnement |

aux définitions relativement diverses et fluides (cf. Chapitre 3) qui nécessitent par conséquent d'être précisément définis pour pouvoir être quantifiés avec rigueur. Rendre compte de l'état des sols, de leur (multi)fonctionnalité ou encore des bénéfices qu'ils génèrent pour les sociétés humaines ne sont pas des objectifs complètement identiques et les systèmes d'indication afférents devront alors reposer sur des séries d'indicateurs au moins partiellement spécifiques (Feld *et al.*, 2010 ; Czúcz *et al.*, 2021 ; Rendon *et al.*, 2022). En termes de crédibilité des indicateurs individuels, les critères portent sur le fait i) que l'indicateur représente de manière aussi directe que possible l'*indicandum* (critère de *validité*) ; ii) qu'il existe une relation causale liant l'*indicandum* à son indicateur (critère de *causalité*) ; et finalement iii) que cette relation est l'objet d'un consensus scientifique (critère de *reconnaissance*) aussi largement documenté que possible (critère de *documentation de l'indicateur*). En termes de crédibilité de la mesure, l'indicateur doit pouvoir être mesurable dans une unité physique ou avoir une signification physique (critère de *mesurabilité quantitative*). Des protocoles d'échantillonnage et de mesure doivent être disponibles (critère de *standardisation*) afin d'assurer la précision (critère de *justesse*) et la reproductibilité des mesures (critère de *reproductibilité*). Enfin, lorsque les valeurs de l'indicateur sont déjà disponibles dans des bases de données, celles-ci doivent être renseignées avec précision en particulier concernant la localisation et la temporalité des échantillonnages, les méthodologies utilisées, l'incertitude des mesures... (critère portant sur la *documentation des mesures*). Enfin, les échantillons doivent, dans le meilleur des cas, pouvoir être conservés sur de longues périodes de temps afin de permettre, le cas échéant, leur réanalyse par la même méthode ou par une méthode actualisée (critère de *capacité à archiver*).

Les critères de crédibilité représentent 20 à 30% de l'ensemble des critères cités (Figure 4-4). Parmi les différents critères de crédibilité, seul le critère relatif à la standardisation des protocoles d'échantillonnage et de mesure est cité dans plus de la moitié des listes de critères analysées (Figure 4-3). Trois autres critères : les critères de validité, de documentation de l'indicateur et de mesurabilité quantitative sont cités dans un tiers des listes de critères (Figure 4-3). Enfin, les critères de spécificité (du système d'indication), de reconnaissance (de l'indicateur), ou encore de possibilité d'archiver (l'échantillon) sont rarement cités (Figure 4-3). Les critères de crédibilité sont, proportionnellement à l'ensemble des critères d'efficacité, de plus en plus fréquemment cités depuis la publication des premières listes (Figure 4-4) dont, plus particulièrement, les critères relatifs à la documentation des indicateurs, la standardisation de leur mesure ou encore la justesse et la reproductibilité des mesures (Figure 4-3). A l'inverse, les critères de mesurabilité quantitative, et dans une moindre mesure de validité, fréquemment cités dans la période 1990-1999 ont été moins fréquemment cités dès le début des années 2000 (Figure 4-3).

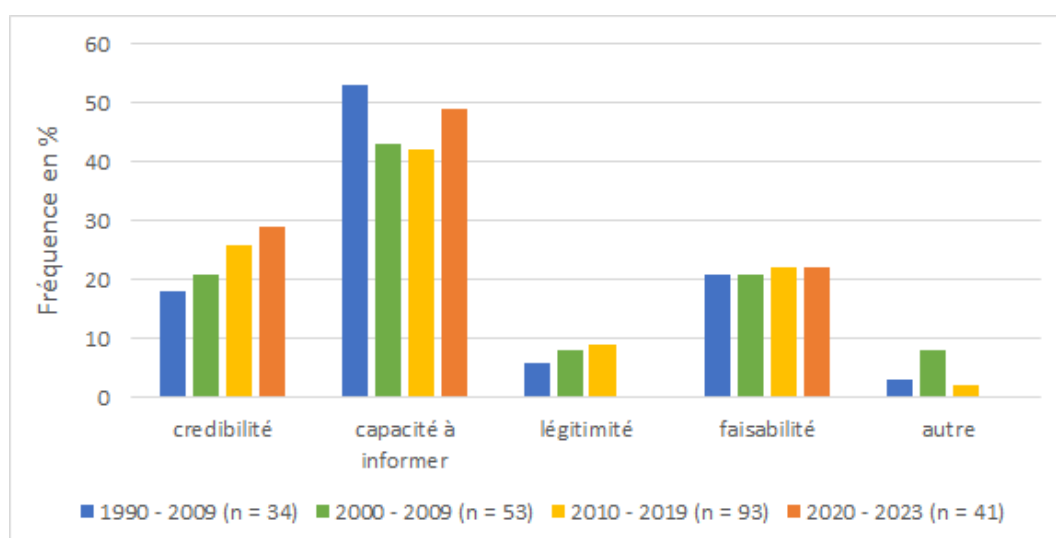


Figure 4-4. Fréquences de mention des critères de crédibilité, de capacité à informer, de légitimité, de faisabilité, et des critères autres, par rapport à l'ensemble des critères dans la période temporelle considérée. Pour chaque période temporelle considérée, le nombre de critères élémentaires identifiés est précisé entre parenthèses, toutes catégories confondues.

4.2.3. La capacité à informer

La capacité d'un indicateur à informer correspond à sa capacité à véhiculer une information utile pour le ou les différentes parties prenantes utilisatrices du système d'indication (van Oudenhoven *et al.*, 2018). Il s'agit de la famille de critères comprenant le plus grand nombre de critères élémentaires. Ceux-ci portent soit sur le système d'indication dans son ensemble soit sur les indicateurs individuels et exceptionnellement sur la valeur de l'indicateur (Tableau 4-3). A l'échelle du système d'indication dans son ensemble, les indicateurs doivent à la fois véhiculer une information exhaustive, relativement à l'objectif fixé au système d'indication (critère d'*exhaustivité*) et dépourvue de redondance afin d'éviter les problématiques de double comptabilité et d'éviter les coûts inutiles (critère de *concision*). A l'échelle des indicateurs individuels, il est recommandé que ceux-ci portent sur les objets ou phénomènes d'intérêt majeur pour la société (critère d'*importance*). Ils doivent par ailleurs être alignés avec les enjeux et besoins des utilisateurs (critère de *pertinence*) et pouvoir faire l'objet d'une interprétation normative (critère de *directionnalité*), soit au mieux d'un jugement par rapport à des valeurs d'existence ou des valeurs cibles (Feld *et al.*, 2010), soit au pire d'une qualification des évolutions comme positives ou négatives (Czúcz *et al.*, 2021). L'information véhiculée par les indicateurs doit être simple et compréhensible par les différentes parties prenantes au système d'indication (critère de *compréhension*) même si, dans l'idéal, les indicateurs doivent disposer de différents niveaux d'interprétation et être susceptibles d'une analyse approfondie permettant de mieux comprendre le système étudié (critère de *structuration*) (Silva *et al.*, 2020).

La valeur de l'indicateur doit pouvoir être rattachée à une entité spatiale et une période déterminées (critère d'*explicitation spatiale et temporelle*, Tableau 4-3) même si l'indicateur lui-même doit pouvoir être utilisé à différentes échelles spatiales et temporelles (critère de *modularité*). L'indicateur doit pouvoir être utilisé dans différents contextes (critère de *transférabilité*), notamment dans l'objectif de permettre les comparaisons nationales et internationales tout en étant spécifique du contexte pour lequel il est sélectionné (critère de *dépendance au contexte*). L'indicateur doit par ailleurs être sensible aux variations des conditions environnementales telles que les conditions pédoclimatiques (critère de *sensibilité*), aux perturbations de ses conditions, en particulier d'origine anthropique (critère de *réactivité*), et sa réponse rapide (critère de *précocité*) et prévisible (critère de *prévisibilité*). Enfin, l'information véhiculée par l'indicateur doit faciliter la sensibilisation des parties prenantes et plus largement du grand public, et susciter leur engagement dans l'action (*dimension didactique*).

La capacité à informer est la famille de critères comprenant le plus grand nombre de critères élémentaires. Elle représente, en fonction des périodes, 40 à 50% de l'ensemble des critères cités (Figure 4-4). Quatre de ces critères sont cités dans plus de la moitié des listes (la capacité à être compris, la pertinence, la directionnalité et la réactivité), et trois critères supplémentaires (le rattachement à une entité spatiale et temporelle, la modularité et la transférabilité) sont proches d'être cités dans la moitié des listes (Figure 4-3). Les poids relatifs : i) de la famille « capacité à informer » par rapport à l'ensemble des autres familles (Figure 4-4) et ii) des différents critères élémentaires au sein de cette famille (Figure 4-3) sont par ailleurs relativement stables dans le temps. L'importance accordée à ces critères (et sa stabilité temporelle) soulignent le consensus existant sur la nécessité de transmettre une information alignée avec les besoins (critère de pertinence) et les connaissances des utilisateurs (critère de simplicité), facilement comparable (critères d'explicitation spatiale et temporelle, de transférabilité et de modularité), interprétable pour la prise de décision (critère de directionnalité) et réagissant rapidement aux actions des utilisateurs (critère de réactivité).

4.2.4. La légitimité

La légitimité du système d'indication est liée à la perception par les différentes parties prenantes de l'étape de sélection des indicateurs et surtout de l'étape de traitement des informations que ces indicateurs véhiculent (normalisation) comme des processus légitimes et justes vis-à-vis des multiples intérêts économiques ou politiques en jeu (van Oudenhoven *et al.*, 2018). Il s'agit d'un point crucial et préalable à l'acceptation par les parties prenantes des résultats liés au suivi des indicateurs ainsi qu'à leur mobilisation pour l'action. La légitimité d'un système d'indication (Tableau 4-3) repose ainsi, au moins en partie, sur l'acceptation par l'ensemble des parties prenantes des indicateurs ainsi que des valeurs d'existence ou des valeurs cibles qui leur sont associées (critère

d'acceptabilité). La sélection des indicateurs dans le cadre d'un processus intégrant l'ensemble des parties prenantes (*critère d'inclusivité*) et la publication régulière de l'ensemble des valeurs de l'indicateur (*critère de transparence*) pour une appropriation et une interprétation directe sont autant de critères susceptibles d'améliorer l'acceptabilité des indicateurs autant que des décisions prises sur la base de ces derniers. La capacité d'un indicateur à véhiculer une information considérée comme utile mais peu connue et non mesurable par les seules parties prenantes peut également être un critère de légitimité (*critère de complémentarité*).

La légitimité est la famille de critères la moins développée ainsi que la moins consensuelle dans la mesure où aucun des critères de légitimité n'est cité dans plus d'un tiers des 18 listes de critères consultées (Figure 4-3). Alors que ces critères semblaient gagner en importance avec le temps et ont ainsi été régulièrement cités tout au long des années 2010, ils n'ont pas été mentionnés dans les listes les plus récentes (Figure 4-4).

4.2.5. La faisabilité technique et économique

La faisabilité technique et économique rassemble l'ensemble des critères liés à la possibilité d'évaluer les indicateurs à une résolution spatiale et temporelle suffisante (van Oudenhoven *et al.*, 2018). Les critères de faisabilité technique et économique (Tableau 4-3) s'articulent autour de deux notions principales. La première porte sur la possibilité effective de mesurer ou estimer la valeur de l'indicateur au regard des moyens matériels, humains et du temps disponible entre deux campagnes d'acquisition (*critère réalisable*) et du coût unitaire de la mesure de l'indicateur au regard de la pertinence de l'information acquise (*critère abordable*). La seconde porte sur la disponibilité préalable de valeurs de l'indicateur. Cette disponibilité des valeurs s'apprécie en termes de résolution spatiale (*critère de disponibilité des valeurs dans l'espace*), de résolution temporelle (*critère de disponibilité des valeurs dans le temps*), de profondeur historique (*critère d'historicité*) et finalement d'accessibilité et de facilité d'utilisation de ces données (*critère de prétraitement*). Ces deux notions principales sont finalement complétées d'un dernier critère portant sur la possibilité de faire évoluer l'indicateur au regard de l'avancée des connaissances scientifiques ou des évolutions du contexte social et économique (*critère d'évolutivité*).

La faisabilité technique et économique ne comprend ainsi qu'un nombre relativement limité de 7 critères élémentaires (Tableau 4-3). Les critères de faisabilité technique et économique sont ainsi beaucoup moins différenciés que les critères de crédibilité ou de capacité à informer. S'ils sont peu nombreux, ils sont en revanche très cités (Figure 4-4). Trois des sept critères de faisabilité sont ainsi cités dans plus de la moitié des listes considérées, et le critère de faible coût économique d'acquisition (au regard de la qualité de l'information acquise) est le critère le plus souvent cité (Figure 4-3). En tant que famille, ces critères représentent 20% de l'ensemble des critères et leur poids relatif est particulièrement stable au cours du temps (Figure 4-4). Toutefois, alors que les disponibilités spatiale et temporelle des données étaient encore relativement peu citées tout au long des années 1990, ces critères sont devenus de plus en plus fréquents à partir des années 2000, très probablement en lien avec la généralisation et l'extension de la couverture spatiale des bases de données sur les sols sur la même période (Cornu *et al.*, 2023), et ce au détriment de la disponibilité de données historiques susceptibles de servir de valeur de référence, ou de la flexibilité de l'indicateur (Figure 4-3).

4.2.6. Les critères « autres »

Les critères autres (Tableau 4-3) portent principalement sur la compatibilité des indicateurs sélectionnés avec l'amont ou l'aval du système d'indication. Avec l'amont, il s'agit de la compatibilité avec les systèmes d'observation des sols et leurs bases de données susceptibles de fournir tout ou partie des valeurs ou des données nécessaires au calcul des valeurs des indicateurs (*critère de compatibilité avec les systèmes d'observation*). Avec l'aval, il s'agit : i) des systèmes d'indication aux échelons supérieurs, notamment interétatiques (*critère de compatibilité internationale*), auxquels les données du système d'indication considéré sont susceptibles de contribuer, ou ii) des outils de modélisation et d'aide à la décision susceptibles d'utiliser les indicateurs sélectionnés comme données d'entrée (*critère de compatibilité avec les outils de modélisation*). Enfin, le caractère non destructif de l'échantillonnage nécessaire à la mesure de l'indicateur a été identifié une unique fois (*caractère conservatif*). Ces critères dépassent ainsi le strict cadre de l'efficacité immédiate du système d'indication à créer et transmettre de

l'information pour s'intéresser à l'intégration du système d'indication dans le flux des données, de leur création à leurs multiples utilisations potentielles.

4.2.7. La performance des indicateurs : synthèse

Parmi les 39 critères élémentaires identifiés : i) aucun n'est présent dans la totalité des listes ; ii) seuls 20% sont présents dans la moitié au moins des 18 listes identifiées, et finalement iii) 20% des critères ne sont présents que dans une unique liste (Figure 4-3). Ainsi, alors qu'un grand nombre de critères sont recherchés et considérés comme nécessaires pour développer un système d'indication performant, aucun critère particulier ne fait l'unanimité et ne semble suffisant pour assurer la performance du système d'indication. Différentes familles de critères ou différents critères élémentaires d'une même famille peuvent même s'avérer contradictoires, comme le montrent les exemples suivants.

Au niveau des familles de critères, la volonté d'améliorer la crédibilité, la capacité à informer ou la légitimité des indicateurs se traduit généralement par une augmentation des moyens humains, matériels et financiers nécessaires à la mise en œuvre du système d'indication, et donc par une réduction de sa faisabilité technique et économique (van Oudenhoven *et al.*, 2018). Plus spécifiquement, la facilité de compréhension nécessaire pour assurer la capacité à transmettre l'information peut se traduire par la sélection d'indicateurs simples, faciles à appréhender mais susceptibles de perdre en crédibilité du fait d'une capacité moindre à représenter spécifiquement l'objet ou le phénomène d'intérêt (Cairns *et al.*, 1993 ; van Oudenhoven *et al.*, 2018).

Au niveau des critères élémentaires, la dépendance au contexte qui renvoie au fait que l'indicateur soit adapté au contexte environnemental, social et politique spécifique au système d'indication considéré (Thakur *et al.*, 2022), et le caractère transférable qui implique que l'indicateur puisse, au contraire, être utilisé dans différents contextes (Niemeijer et de Groot, 2008 ; van Oudenhoven *et al.*, 2012), sont par définition contradictoires. Ils contribuent pour autant tous les deux à la capacité à informer.

De la même manière qu'il ne s'agissait pas de hiérarchiser ou d'opposer les différentes classifications des indicateurs (cf. section 4.1.6) mais de s'assurer, par le biais de l'utilisation parallèle de multiples indicateurs aux profils variés, de couvrir la plus grande diversité possible de profils d'indicateurs, il s'agira moins de rechercher, vainement, l'indicateur idéal qui concentrerait à lui seul tous les critères nécessaires à la performance du système d'indication que de s'assurer de satisfaire, par la diversité des indicateurs sélectionnés, au plus grand nombre de critères de performance possible. Pour reprendre au moins les exemples cités précédemment, un système d'indication performant pourrait par exemple associer des indicateurs relativement simples ayant vocation à permettre une évaluation globale, et des indicateurs plus spécifiques, potentiellement plus complexes, ayant vocation à identifier les causes (et les potentiels remèdes). Il est également possible de construire un système d'indication autour d'informations communes aux différents contextes couverts par le système, et de les associer à des informations spécifiques d'un contexte pédoclimatique, d'un usage des sols ou encore d'un objectif de gestion particulier. La contextualisation du système d'indication peut alors reposer, suivant les situations, sur des mesures complémentaires spécifiques de certains contextes particuliers (le type d'humus est par exemple classiquement utilisé comme indicateur pour les sols forestiers mais n'a pas de sens pour un sol agricole) et/ou sur une adaptation des valeurs d'existence ou des valeurs cibles mobilisées dans l'interprétation des résultats des mesures (Figure 4-2).

Les critères retenus dans au moins la moitié des listes identifiées (Figure 4-3) portent sur la capacité de l'indicateur à véhiculer une information utile (4 critères), sur la faisabilité technique et économique de l'indication (3 critères) et finalement sur la pertinence scientifique de l'indicateur (1 indicateur). En tant que support d'une information, il est ainsi attendu que les indicateurs véhiculent une information facilement compréhensible et appropriable par les utilisateurs du système d'indication, pertinente au regard de leur(s) besoin(s), susceptible de faire l'objet d'une interprétation normative et finalement réactive aux perturbations, notamment d'origine anthropique. Afin d'assurer la faisabilité du système d'indication, les valeurs des indicateurs doivent soit être mesurables avec un rapport coût-bénéfice aussi faible que possible, soit être déjà disponibles dans des bases de données. Enfin, du point de vue

de la crédibilité scientifique de l'indicateur, il est surtout attendu qu'existent des protocoles d'échantillonnage et de mesure standardisés (Figure 4-3).

Si l'importance accordée à la pertinence de l'information récoltée ou à la faisabilité technique et économique de l'acquisition de cette information paraît justifiée et nécessaire, le faible intérêt relatif pour la grande majorité des critères liés à la crédibilité scientifique des indicateurs pose quant à lui question. Les faibles poids accordés aux critères de crédibilité peuvent, au moins pour partie, s'expliquer par le fait que ces derniers sont largement considérés comme acquis, au moins dans des listes majoritairement issues des recherches en sciences biophysiques. Les critères de crédibilité sont alors considérés comme un préalable contraignant l'éventail des indicateurs sélectionnables, éventail au sein duquel les critères de faisabilité et de capacité à informer pourront être optimisés. Dans tous les cas, trop privilégier les critères de capacité à informer et de faisabilité technique et économique au détriment des critères de crédibilité est susceptible de générer une perte d'efficacité des systèmes d'indication (Layke *et al.*, 2012 ; Heink *et al.*, 2016 ; Czucz *et al.*, 2020), détaillée dans la section suivante. Plus surprenante encore est l'absence presque totale de considération des critères de légitimité. L'importance accordée au critère de pertinence par rapport aux besoins des utilisateurs et le peu d'importance accordée aux différents critères de légitimité, et notamment aux critères d'acceptabilité ou d'inclusivité, souligne combien les questions de création et de transfert d'informations restent basées sur une conception linéaire des relations entre sciences et décisions publiques ou privées (Turnhout, 2009). Dans cette conception, les indicateurs sont des instruments spécifiquement développés par et dans le champ scientifique pour répondre aux besoins de décisions publiques et privées. Si une telle conception est courante en sciences biophysiques, les travaux de sciences sociales sur l'efficacité des indicateurs ont à l'inverse montré que l'appropriation et l'utilisation effective d'un indicateur dépendait davantage de l'existence d'un processus social de co-construction associant l'ensemble des parties prenantes, que des qualités intrinsèques de l'indicateur (Turnhout, 2009) (cf. Chapitre 16, section 6). Construire un système d'indication performant nécessiterait ainsi d'accorder davantage d'importance aux critères de légitimité, y compris au prix d'une complexification de la phase de conception.

5. Les indicateurs : confrontation entre théorie et pratique

5.1. De rares travaux confrontant la théorie et les pratiques de sélection d'indicateurs

Comme indiqué dès l'introduction du chapitre, les travaux sur les indicateurs portent soit sur la construction d'indicateurs soit sur l'identification des critères susceptibles d'assurer leur efficacité. Les travaux visant à vérifier dans quelle mesure les systèmes d'indication réels et leurs indicateurs répondent aux critères de performance « théoriques » synthétisés dans la Figure 4-3 sont en revanche rares. Trois études seulement ont pu être identifiées. Toutes portent sur des indicateurs de services écosystémiques. Bien que les fonctions ne soient pas directement ciblées, l'analyse de ces travaux sur les indicateurs de services reste pertinente pour évaluer dans quelle mesure la mise en œuvre concrète d'approches par indicateurs intègre les développements théoriques résumés ci-avant.

La plus ancienne de ces études (Layke *et al.*, 2012) analyse des indicateurs proposés dans l'évaluation globale des écosystèmes pour le millénaire et dans une vingtaine d'évaluations associées issues de différents pays et conduites à différentes échelles spatiales. Les indicateurs mis en œuvre sont évalués au regard de leur capacité à transmettre une information, et de la disponibilité des données nécessaires à l'estimation de leurs valeurs. La seconde étude analyse les 118 indicateurs proposés pour les écosystèmes forestiers dans le second rapport du groupe de travail sur la cartographie et l'évaluation des écosystèmes et des services écosystémiques de la Commission européenne (Heink *et al.*, 2016). Les indicateurs proposés sont évalués au regard de leur capacité à représenter l'objet ou le phénomène d'intérêt (critère de validité) ainsi que de leur pertinence pour les politiques publiques (critère de capacité à informer). La dernière et la plus récente (Czucz *et al.*, 2020) porte sur la validité, c'est-à-dire la capacité à correctement représenter le service écosystémique ciblé, de 427 indicateurs de services

issus de 82 évaluations des services écosystémiques conduites en Europe. Alors que les travaux de Layke *et al.* (2012) concernent les deux familles de critères les plus fréquemment citées : la faisabilité technique et économique et la capacité à informer, les travaux de Heink *et al.* (2016) et de Czucz *et al.* (2020) sont largement focalisés sur le critère de validité dont il a été possible de constater à la section précédente qu'il était (trop) rarement cité.

5.2. Quelques enseignements de la confrontation entre théorie et pratique de la sélection d'indicateurs (de services écosystémiques)

5.2.1. Capacité à informer et faisabilité technique et économique

Dans leur analyse des indicateurs sélectionnés pour l'évaluation globale des écosystèmes pour le millénaire et les différentes évaluations régionales associées, Layke *et al.* (2012) observent des situations relativement contrastées entre indication des services de production, de régulation et des services culturels ainsi qu'entre les différents services individuels d'une même catégorie. Ainsi, alors que les indicateurs sélectionnés permettent de rendre compte de certains services dans toute leur complexité, ils ne renseignent d'autres services que de manière relativement parcellaire. Le service de production de biomasse à vocation énergétique est par exemple renseigné du point de vue des quantités de biomasse et d'énergie produites, de leur valeur économique ou encore de leur contribution à la consommation globale d'énergie, offrant ainsi une vision relativement complète de la chaîne de production liant le fonctionnement de l'écosystème (la production de biomasse) à l'obtention d'un avantage spécifique (la satisfaction des besoins énergétiques). A l'inverse, le seul indicateur utilisé pour informer le service de production de biomasse d'origine sauvage à vocation alimentaire concernait le nombre d'espèces sauvages consommées, très insuffisant pour rendre compte du volume ou de la qualité de ce service (Layke *et al.*, 2012). Les auteurs observent que cette variabilité dans la capacité du ou des indicateurs sélectionnés à rendre compte des différents services écosystémiques est aggravée par la disponibilité des données, globalement plus élevée pour les services tangibles, définis et renseignés, mais plus faible pour les autres services (Layke *et al.*, 2012).

Ces différences s'expliquent, pour les auteurs de l'étude, par des facteurs tels que le niveau de dépendance des sociétés au service, l'existence de dispositifs réglementaires ou de marché, qui tous favorisent l'émergence et l'appropriation de définitions claires des services, le développement d'indicateurs aptes à les informer dans toute leur complexité et finalement l'acquisition de données sur ces indicateurs. Les services de production de biomasse dont dépendent très directement les populations, mais aussi certains services de régulation réglementés parfois depuis longtemps, comme par exemple les services de régulation de la qualité des eaux de surface, ou faisant l'objet d'une mise en valeur économique, comme par exemple les services culturels liés à une interaction physique avec l'environnement (la pratique de sports de nature par exemple), sont les services sur lesquels il sera possible de produire de l'information, voire sur lesquels des informations existent et sont mises à disposition par diverses institutions nationales ou internationales (Layke *et al.*, 2012). A l'inverse, l'évaluation des services les moins tangibles, les moins réglementés ou les moins monétisés, est fortement limitée par l'absence d'indicateurs susceptibles de les informer et plus encore par la disponibilité des données nécessaires pour les estimer. C'est tout particulièrement le cas : i) des services culturels par rapport aux services de régulation et surtout aux services de production ; ii) des services de production de matériel génétique parmi l'ensemble des services de production ; iii) des services de régulation biologique parmi l'ensemble des services de régulation ; ou encore iv) des services d'interaction intellectuelle avec l'environnement naturel parmi l'ensemble des services culturels (Layke *et al.*, 2012). Se mettre en capacité d'évaluer ces derniers, et par voie de conséquence d'implémenter une approche d'évaluation écosystémique intégrée, nécessitera ainsi un travail de spécification des services, de sélection d'indicateurs aptes à en rendre compte et bien souvent l'acquisition de données complémentaires aux données couramment disponibles.

5.2.2. Crédibilité (validité) des indicateurs

Pour analyser la validité, c'est-à-dire la capacité à représenter l'objet ou le phénomène d'intérêt (Tableau 4-3), des 118 indicateurs proposés pour l'évaluation des services écosystémiques dans les écosystèmes forestiers et de

427 indicateurs de services identifiés dans la littérature, Heink *et al.* (2016) et Czucz *et al.* (2020) classent les indicateurs en fonction de leur position dans la cascade de réalisation des services écosystémiques (voir Figure 5-2) liant l'état des écosystèmes, leur capacité à produire des services écosystémiques, la fourniture de services écosystémiques et finalement la production d'un avantage ou d'un bénéfice pour les sociétés humaines, voire la création éventuelle d'une valeur économique. Ils constatent alors que :

- les indicateurs portent indifféremment sur l'une ou l'autre des étapes de la cascade des services écosystémiques et s'éloignent d'autant de leur cible initiale (Tableau 4-4) ;
- le positionnement médian des indicateurs en amont (état des écosystèmes) ou en aval (valeur, souvent économique, des services écosystémiques) est variable en fonction de la famille de services considérée ;
- de multiples indicateurs sont utilisés dans les différents systèmes d'évaluation des services écosystémiques, voire dans un même système d'évaluation, pour évaluer un même service voire une même étape de la cascade des services écosystémiques.

Tableau 4-4. *Ecart entre la nature de l'objet théoriquement ciblé (ici des services écosystémiques, en gras) et la nature de l'objet réellement renseigné par les indicateurs mobilisés en pratique. La classification des objets réellement renseignés est adaptée de Heink *et al.* (2016) et Czucz *et al.* (2020).*

| Nature de l'objet renseigné | Heink <i>et al.</i> , 2016 | | Czucz <i>et al.</i> , 2020 | |
|-----------------------------|----------------------------|-----------|----------------------------|-----------|
| | Nombre | % | Nombre | % |
| Condition | 47 | 40 | 71 | 17 |
| Service | 45 | 38 | 117 | 27 |
| dont capacité | | | 53 | 12 |
| dont flux | | | 64 | 15 |
| Avantage | 16 | 14 | 29 | 7 |
| Valeur (économique) | 5 | 4 | | |
| Autre/Ambigu | 5 | 4 | 210 | 49 |
| Total | 118 | 100 | 427 | 100 |

Pour ces auteurs, ces faits découlent : i) de l'ambiguïté inhérente à la définition même de l'*indicandum*, ici les services écosystémiques, ceux-ci étant parfois assimilés à des fonctions des écosystèmes, à des produits du fonctionnement des écosystèmes, ou encore à la valeur (monétaire) de ces produits (Heink *et al.*, 2016), et ii) de la « facilité » ou de la « résistance » à la mesure des différents services tant pour des raisons de représentation conceptuelle que de disponibilité des données (Czucz *et al.*, 2020).

Quelles qu'en soient les raisons, le relâchement observé du lien entre l'*indicandum* et ses indicateurs ouvre la possibilité à de multiples interprétations des variations de l'indicateur suivi et, en bout de chaîne, à des réponses inadaptées de la part des utilisateurs du système d'indication. L'exemple de l'utilisation de la « consommation de miel » comme indicateur du service de pollinisation est à cet égard particulièrement illustrative (Heink *et al.*, 2016). Si la consommation de miel nécessite en effet un service de pollinisation par les abeilles domestiques, le niveau de la consommation de miel par les sociétés humaines dépend également de nombreux autres facteurs, dont les préférences et habitudes alimentaires. De plus, le service de pollinisation est également assuré par de très nombreuses autres espèces que les abeilles domestiques, dont certaines ne sont pas remplaçables par l'abeille domestique.

Le très grand nombre d'indicateurs observés, y compris pour un même service, n'est pas un défaut en soi, au moins tant que l'utilisation simultanée de multiples indicateurs permet de renseigner les différentes étapes de la cascade et d'améliorer la capacité du système d'indication à représenter la complexité de l'*indicandum* « services écosystémiques » (Layke *et al.*, 2012). Elle le devient, cependant, dès lors que la diversité des indicateurs n'est ni complètement réfléchie, ni véritablement documentée, mais traduit avant tout une facilité conceptuelle ou pratique à définir et mesurer les services (Heink *et al.*, 2016 ; Czucz *et al.*, 2020). La diversité des indicateurs observée dans différents systèmes d'indication pour évaluer un même service rend ainsi ces systèmes d'indication mutuellement incompatibles et leurs évaluations difficilement comparables. Quant à celle observée dans un même système d'indication pour évaluer le même service dans la même étape de la cascade des services, elle génère

davantage de redondance, de surcoût et finalement de biais dans le système d'indication dans son ensemble que de plus-value (Heink *et al.*, 2016).

5.2.3. Quelles leçons pour l'évaluation de la qualité multifonctionnelle des sols ?

Les travaux confrontant théorie et pratique des systèmes d'indication portent uniquement sur les systèmes d'indication visant à évaluer les services écosystémiques et non les fonctions des sols. Les résultats résumés ici ne sont donc pas directement transposables à l'évaluation des fonctions des sols. Ils permettent toutefois de formuler des hypothèses quant aux potentiels points bloquants pour la construction d'un système d'indication de la qualité multifonctionnelle des sols. Ceux-ci, listés ci-dessous, peuvent être rapprochés de la revue des indicateurs les plus communs pour l'évaluation des fonctions des sols qui fait l'objet du Chapitre 8.

Il est ainsi hautement probable que parmi l'ensemble des fonctions des sols, certaines soient déjà l'objet d'une définition claire et partagée (entre acteurs de la recherche et entre acteurs de la recherche et autres parties intéressées) quand d'autres nécessitent encore d'être précisées ou harmonisées. On peut par exemple imaginer que la fonction « stocker du carbone » soit, compte-tenu de son rôle majeur dans l'atténuation des changements climatiques, dans l'atténuation de différentes menaces de dégradation des sols comme l'érosion, le tassement, et la perte de biodiversité, ou encore de son rôle dans la production de biomasse, plus clairement définie et mieux partagée que la fonction « d'entretien de la structure du sol ».

On peut également imaginer que si l'on dispose d'ores et déjà des indicateurs de fonctions nécessaires pour l'évaluation de certaines fonctions, d'autres fonctions ne puissent à l'heure actuelle n'être que partiellement renseignées par des indicateurs de fonctions voire reposent, dans les faits, sur d'autres types d'indicateurs d'accès plus directs (de pression ou d'état) impliquant ainsi un accroissement de la distance entre la cible souhaitée de l'indicateur (la fonction) et la cible réelle (la pression ou l'état). C'est par exemple le cas de la fonction « supporter la biodiversité » dont l'évaluation est souvent limitée à l'évaluation de la biodiversité microbienne, variable relativement disponible et/ou assez facile à acquérir, alors que les données sur la faune des sols sont à l'heure actuelle moins disponibles et, au moins pour certaines catégories d'organismes, plus complexes à acquérir. C'est également le cas de la fonction « réguler et fournir de l'eau », parfois évaluée à partir d'une estimation de la quantité d'eau maximale que le sol peut retenir (une variable descriptive d'un état), ce qui ne dit rien (ou presque) de la quantité d'eau effectivement retenue dans le sol sur une période donnée (une variable descriptive de la fonction).

Enfin, il est probable que les évaluations des fonctions des sols actuellement disponibles dans la littérature utilisent, pour une même fonction et potentiellement un même cas d'étude, de multiples indicateurs et ce, bien davantage du fait d'une disponibilité différenciée des données entre les différents cas d'études, que du fait d'une réflexion approfondie et justifiée sur la complémentarité ou la redondance entre ces indicateurs.

6. Conclusion et pistes de développement

En dépit de plusieurs décennies de travaux de recherche sur l'objet « indicateurs », il n'existe aujourd'hui aucun accord dans la littérature sur la définition de ce mot susceptible de représenter des objets ontologiquement aussi divers que des quantités, des éléments des écosystèmes, des instruments de mesure ou encore des valeurs spécifiques. Il existe en revanche un consensus sur l'utilité des indicateurs comme moyen de création et d'échange d'informations entre les champs scientifiques et décisionnels. Face à la diversité des informations susceptibles d'être portées par un indicateur et à l'évolution de l'usage de ce terme dans le temps, il est conseillé : i) de réserver l'usage du terme indicateur seul au sens très général de moyen de création et de partage d'informations et ii) de spécifier par des termes distinctifs tout usage en lien avec le type d'*indicandum* ciblé, par exemple indicateur d'état, de fonction, indicateur de menace... et la nature descriptive ou normative de l'information véhiculée.

Il existe une grande diversité d'indicateurs du fait que toute chose est susceptible de renseigner un objet ou un phénomène d'intérêt particulier. De nombreux travaux se sont attachés à classer les indicateurs et à lister quels critères devaient satisfaire les indicateurs pour permettre la construction d'un système d'indication performant. La

diversité des indicateurs et des critères qu'ils sont censés satisfaire invitent à construire la performance d'un système d'indication sur la complémentarité des indicateurs constitutifs du système d'indication plutôt que sur la recherche, illusoire, d'un indicateur unique aussi « parfait » soit-il au regard de la confrontation de ses caractéristiques propres avec la liste des critères désirables.

Parmi les critères désirables, certains font, plus que d'autres, l'objet d'un consensus scientifique. Ces critères « nécessaires » portent principalement sur deux dimensions de l'efficience des indicateurs : i) la faisabilité technique et économique et ii) la capacité à informer. Pour être performant, un système d'indication doit en effet reposer sur des indicateurs dont la mesure ou l'estimation est peu coûteuse au regard de la richesse de l'information qu'ils véhiculent, en particulier pour les périodes futures, et si possible sur des indicateurs déjà disponibles, en particulier pour les périodes passées et présentes. L'information véhiculée par ces indicateurs doit par ailleurs être « parlante » pour les futurs utilisateurs du système d'indication, c'est-à-dire : i) en phase avec les besoins des utilisateurs, ii) facilement compréhensible et interprétable par rapport à des valeurs d'existence ou des valeurs cibles, et finalement iii) sensible aux perturbations naturelles ou anthropiques des écosystèmes.

L'analyse de différents systèmes d'indication existants et de leurs indicateurs a toutefois montré que les critères de faisabilité technique et économique et de capacité à informer n'étaient pas suffisants pour assurer la performance d'un système d'indication. La primauté accordée à la faisabilité technique et économique, inhérente aux systèmes d'indication existants, se traduit en effet par : i) une incompatibilité totale ou partielle entre les différents systèmes d'indication censés renseigner des phénomènes identiques mais en réalité aussi divers que la disponibilité des données nécessaires pour les construire ; ii) un relâchement du lien entre l'*indicandum* et ses indicateurs, en particulier lorsque l'*indicandum* est lui-même défini de manière ambiguë, et finalement iii) un risque de réponses inadaptées des utilisateurs du fait de la possibilité de relations causales non prises en compte du fait du relâchement du lien entre l'*indicandum* et ses indicateurs.

Si les connaissances et les données disponibles à l'heure actuelle sur l'état et le fonctionnement des sols ne sont probablement pas complètement suffisantes pour concevoir un système d'indication idéal de la multifonctionnalité des sols, elles représentent néanmoins la seule base possible pour élaborer un système d'indication évolutif. En ce sens, une définition claire des objectifs du système d'indication, la définition et la justification des indicateurs qui le constituent, leur classification relativement à l'information ciblée (cf. section 4.1.1) ou à leur finalité (cf. section 4.1.2) et leur confrontation aux quatre grands critères de performance (crédibilité, capacité à informer, légitimité, faisabilité technique et économique) sont autant d'outils nécessaires et efficaces pour documenter les forces et les faiblesses d'un système d'indication. En plus de préfigurer une première version d'un système d'indication, une telle stratégie permettra d'orienter et de prioriser les besoins de développement d'indicateurs complémentaires, d'acquisition de données nouvelles utiles à l'amélioration d'un système d'indication évolutif et flexible. L'association des différentes parties prenantes au futur système d'indication dès cette phase de préfiguration, bien que susceptible d'induire des délais supplémentaires dans la conception, devrait en revanche permettre de mieux prendre en compte les systèmes de valeurs et les objectifs propres à chacune d'entre elles, et d'asseoir *in fine* la légitimité du système d'indication, condition indispensable à son appropriation effective.

Références bibliographiques

- Andrew, M.E.; Wulder, M.A.; Nelson, T.A.; Coops, N.C., 2015. Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments: a review. *GIScience & Remote Sensing*, 52 (3): 344-373. <https://doi.org/10.1080/15481603.2015.1033809>
- Andrews, S.S.; Karlen, D.L.; Cambardella, C.A., 2004. The Soil Management Assessment Framework. A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. *Soil & Water Management & Conservation*, 68 (6): 1945-1962. <https://doi.org/10.2136/sssai2004.1945>
- Baveye, P.C.; Baveye, J.; Gowdy, J., 2016. Soil "Ecosystem" Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4 (41). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>
- Bockstaller, C., 2013. *Evaluation agri-environnementale des systèmes de production végétale à l'aide d'indicateurs*. Université de Lorraine, 233.

- Bockstaller, C.; Guichard, L.; Makowski, D.; Aveline, A.; Girardin, P.; Plantureux, S., 2008. Agri-Environmental Indicators to Assess Cropping and Farming Systems: A Review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1). <https://doi.org/10.1051/agro:2007052>
- Bonilla-Bedoya, S.; Valencia, K.; Herrera, M.Á.; López-Ulloa, M.; Donoso, D.A.; Macedo Pezzopane, J.E., 2023. Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators. *Ecological Indicators*, 148: 110091. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110091>
- Bünemann, E.K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.; Creamer, R.E.; De Deyn, G.; de Goede, R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.W.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J.W.; Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120: 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Burkhard, B.; Santos-Martin, F.; Nedkov, S.; Maes, J., 2018. An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). *One Ecosystem*, 3. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e22831>
- Cairns, J.; McCormick, P.V.; Niederlehner, B.R., 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263 (1): 1-44. <https://doi.org/10.1007/BF00006084>
- Cornu, S.; Keesstra, S.; Bispo, A.; Fantappie, M.; van Egmond, F.; Smreczak, B.; Wawer, R.; Pavlu, L.; Sobocka, J.; Bakacsi, Z.; Farkas-Iványi, K.; Molnár, S.; Moller, A.B.; Madenoglu, S.; Feiziene, D.; Oorts, K.; Schneider, F.; Goncalves, M.D.; Mano, R.; Garland, G.; Skalsky, R.; O'Sullivan, L.; Kasparinskis, R.; Chenu, C., 2023. National soil data in EU countries, where do we stand? *European Journal of Soil Science*, 74 (4). <https://doi.org/10.1111/ejss.13398>
- Czucz, B.; Haines-Young, R.; Kiss, M.; Bereczki, K.; Kertesz, M.; Vari, A.; Potschin-Young, M.; Arany, I., 2020. Ecosystem service indicators along the cascade: How do assessment and mapping studies position their indicators? *Ecological Indicators*, 118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106729>
- Czucz, B.; Keith, H.; Maes, J.; Driver, A.; Jackson, B.; Nicholson, E.; Kiss, M.; Obst, C., 2021. Selection criteria for ecosystem condition indicators. *Ecological Indicators*, 133: 108376. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108376>
- Ellenberg, H., 1951. Agricultural habitat mapping on a plant basis. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde*, 53: 204-224. <https://eurekamaq.com/research/013/632/013632021.php>
- Faber, J.H.; Creamer, R.E.; Mulder, C.; Römbke, J.; Rutgers, M.; Sousa, J.P.; Stone, D.; Griffiths, B.S., 2013. The practicalities and pitfalls of establishing a policy-relevant and cost-effective soil biological monitoring scheme. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9 (2): 276-284. <https://doi.org/10.1002/ieam.1398>
- Feld, C.K.; Sousa, J.P.; da Silva, P.M.; Dawson, T.P., 2010. Indicators for biodiversity and ecosystem services: towards an improved framework for ecosystems assessment. *Biodiversity and Conservation*, 19 (10): 2895-2919. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9875-0>
- Greiner, L.; Keller, A.; Grêt-Regamey, A.; Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*, 69: 224-237. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>
- Grima, N.; Jutras-Perreault, M.-C.; Gobakken, T.; Ole Ørka, H.; Vacik, H., 2023. Systematic review for a set of indicators supporting the Common International Classification of Ecosystem Services. *Ecological Indicators*, 147: 109978. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109978>
- Heink, U.; Hauck, J.; Jax, K.; Sukopp, U., 2016. Requirements for the selection of ecosystem service indicators – The case of MAES indicators. *Ecological Indicators*, 61: 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.031>
- Heink, U.; Kowarik, I., 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10 (3): 584-593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009>
- Janvier, C.; Villeneuve, F.; Alabouvette, C.; Edel-Hermann, V.; Mateille, T.; Steinberg, C., 2007. Soil health through soil disease suppression: Which strategy from descriptors to indicators? *Soil Biology and Biochemistry*, 39 (1): 1-23. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.001>
- Layke, C.; Mapendembe, A.; Brown, C.; Walpole, M.; Winn, J., 2012. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. *Ecological Indicators*, 17: 77-87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.025>
- Maes, J.; Liqueste, C.; Teller, A.; Erhard, M.; Paracchini, M.L.; Barredo, J.I.; Grizzetti, B.; Cardoso, A.; Somma, F.; Petersen, J.-E.; Meiner, A.; Gelabert, E.R.; Zal, N.; Kristensen, P.; Bastrup-Birk, A.; Biala, K.; Piroddi, C.; Egoh, B.; Degeorges, P.; Fiorina, C.; Santos-Martin, F.; Naruševičius, V.; Verboven, J.; Pereira, H.M.; Bengtsson, J.; Gocheva, K.; Marta-Pedroso, C.; Snäll, T.; Estreguil, C.; San-Miguel-Ayanz, J.; Pérez-Soba, M.; Grêt-Regamey, A.; Lillebø, A.I.; Malak, D.A.; Condé, S.; Moen, J.; Czucz, B.; Drakou, E.G.; Zilian, G.; Lavalle, C., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17: 14-23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>
- Müller, F.; Burkhard, B., 2012. The indicator side of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 1 (1): 26-30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.001>
- Niemeijer, D.; de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8 (1): 14-25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- OECD - Organisation for Economic Co-operation Development, 2003. *Core Environmental Indicators. Development, Measurement and Use*. Paris: OECD, 37.
- Panagos, P.; Ballabio, C.; Poesen, J.; Lugato, E.; Scarpa, S.; Montanarella, L.; Borrelli, P., 2020. A Soil Erosion Indicator for Supporting Agricultural, Environmental and Climate Policies in the European Union. *Remote Sensing*, 12 (9): 1365. <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/9/1365>
- Potschin-Young, M.; Haines-Young, R.; Görg, C.; Heink, U.; Jax, K.; Schleyer, C., 2018. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 29: 428-440. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015>
- Potschin, M.B.; Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 35 (5): 575-594. <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Pulleman, M.; Creamer, R.; Hamer, U.; Helder, J.; Pelosi, C.; Pérès, G.; Rutgers, M., 2012. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4 (5): 529-538. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.009>
- Rapport, D.J.; Hildén, M., 2013. An evolving role for ecological indicators: From documenting ecological conditions to monitoring drivers and policy responses. *Ecological Indicators*, 28: 10-15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.015>
- Rendon, P.; Steinhoff-Knopf, B.; Burkhard, B., 2022. Linking ecosystem condition and ecosystem services: A methodological approach applied to European agroecosystems. *Ecosystem Services*, 53: 101387. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101387>

- Silva, J.d.; Fernandes, V.; Limont, M.; Rauen, W.B., 2020. Sustainable development assessment from a capitals perspective: Analytical structure and indicator selection criteria. *Journal of Environmental Management*, 260: 110147. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110147>
- Smit, K.P.; Bernard, A.T.F.; Lombard, A.T.; Sink, K.J., 2021. Assessing marine ecosystem condition: A review to support indicator choice and framework development. *Ecological Indicators*, 121: 107148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107148>
- Soulé, E.; Michonneau, P.; Michel, N.; Bockstaller, C., 2021. Environmental sustainability assessment in agricultural systems: A conceptual and methodological review. *Journal of Cleaner Production*, 325: 129291. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129291>
- Stone, D.; Ritz, K.; Griffiths, B.G.; Orgiazzi, A.; Creamer, R.E., 2016. Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring. *Applied Soil Ecology*, 97: 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.005>
- Thakur, P.; Paliyal, S.S.; Dev, P.; Datt, N., 2022. Methods and Approaches - Soil Quality Indexing, Minimum Data Set Selection & Interpretation - A Critical Review. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 53 (15): 1849-1864. <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2063328>
- Turnhout, E., 2009. The effectiveness of boundary objects: the case of ecological indicators. *Science and Public Policy*, 36 (5): 403-412. <https://doi.org/10.3152/030234209X442007>
- United Nations, 2007. *Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies, third edition*. New York, 99. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/guidelines.pdf>.
- van Oudenhoven, A.P.E.; Petz, K.; Alkemade, R.; Hein, L.; de Groot, R.S., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21: 110-122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>
- van Oudenhoven, A.P.E.; Schröter, M.; Drakou, E.G.; Geijzendorffer, I.R.; Jacobs, S.; van Bodegom, P.M.; Chazee, L.; Czucz, B.; Grunewald, K.; Lillebø, A.I.; Mononen, L.; Nogueira, A.J.A.; Pacheco-Romero, M.; Perennou, C.; Remme, R.P.; Rova, S.; Syrbe, R.-U.; Tratalos, J.A.; Vallejos, M.; Albert, C., 2018. Key criteria for developing ecosystem service indicators to inform decision making. *Ecological Indicators*, 95: 417-426. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.020>

Chapitre 5

De la fonction à la multifonctionnalité

Auteurs : **Isabelle Cousin** (sciences du sol), **Cyrille Violle** (écologie)

Documentaliste : Sybille de Mareschal

Sommaire

| | |
|---|------------|
| 1. De la notion de fonction en écologie..... | 105 |
| 2. Comment définir le concept de fonction dans le domaine des sciences des sols ?..... | 107 |
| 2.1. Un corpus bibliographique pour identifier les acceptions du terme « fonctions » | 107 |
| 2.2. Les « fonctions des sols », un concept initialement à visée politique | 108 |
| 2.3. Les fonctions des sols en lien avec les concepts de Qualité et de Santé des sols..... | 108 |
| 2.4. Quelles définitions pour les fonctions des sols ? | 109 |
| 3. Une vision utilitariste et anthropocentrée assumée des fonctions ?..... | 110 |
| 4. De la multifonctionnalité..... | 114 |
| 4.1. Des fonctions à la multifonctionnalité..... | 114 |
| 4.2. Santé et qualité des sols : des concepts, par nature, multidimensionnels..... | 116 |
| 5. Vers le concept de rareté fonctionnelle | 118 |
| 6. Conclusion..... | 121 |
| Références bibliographiques | 121 |

1. De la notion de fonction en écologie

Le terme « fonction » est probablement l'un des termes les plus polysémiques rencontrés en sciences : des fonctions comme des relations entre plusieurs grandeurs en mathématiques ou comme des routines de programmation en informatique, aux « fonctions vitales » (c'est-à-dire les fonctions de l'organisme dont la défaillance entraîne le décès à court terme) en médecine, ou aux fonctions des écosystèmes en écologie. Le terme « fonction » s'est particulièrement imposé dans les sciences du vivant pour lesquelles un travail conséquent tant conceptuel que méthodologique a été réalisé depuis plusieurs décennies, voire plusieurs siècles.

La question de l'utilité

Dans l'histoire des sciences du vivant, la médecine a évidemment toujours cherché à identifier des fonctions afin de répondre à la question « à quoi sert tel ou tel organe ? ». Mais l'apparition du terme « fonction », peut-être la plus remarquable, car la plus controversée, pourrait être attribuée à Lamarck au début du XIX^e siècle avec sa formule rendue célèbre « la fonction crée l'organe » qui symbolise une vision dite fixiste du vivant et de son évolution. Cette vision a été développée notamment par Lamarck dans la « Philosophie zoologique » (1809) et l'introduction de son « Histoire naturelle des animaux sans vertèbres » (1815-1822). Le darwinisme en premier lieu et la théorie moderne de l'Evolution plus généralement (jusqu'à la théorie synthétique de l'évolution ou néodarwinisme élaborée dans les années 1940) ont délaissé une telle vision pour une conception radicalement divergente de la diversité du vivant. Dans ce cas, le vivant que l'on observe est le résultat de variations fortuites et héréditaires (« spontanées et accidentelles » en reprenant les mots de Darwin) à partir desquelles opère la sélection naturelle. En d'autres termes, un caractère (un gène ou un ensemble de gènes en réalité, mais Darwin n'a pas pu bénéficier des apports de la génétique, discipline contemporaine à son travail) apparaît par le fruit du hasard (par la mutation génétique plus précisément) et la sélection naturelle l'élimine ou le maintient au sein d'une population. Le maintien ou l'élimination d'un caractère dépend de la ou des fonctions (*sensu* rôles) qu'il représente pour l'organisme au sein de son milieu. L'apparition de l'organe aboutirait donc à la création d'une fonction ou de plusieurs fonctions, si on cherchait à répondre de façon caricaturale et maladroite à Lamarck. Depuis le début du XX^e siècle, une quantité phénoménale de travaux théoriques et de preuves empiriques en génétique et en biologie de l'évolution ont largement donné le point à Darwin et à ses contemporains, même si l'émergence relativement récente de l'épigénétique tendrait à rapprocher le darwinisme et le lamarckisme. Malgré la prédominance de la pensée darwinienne dans les sciences du vivant, pour le grand public, l'évolution reste généralement comprise sur un mode lamarckien. Le processus darwinien, qui implique que des variations génétiques fortuites puissent être à la base de transformations biologiques importantes, heurte en effet le sens commun.

Cette digression historique pourrait sembler étrange à certains lecteurs de ce rapport. Elle est pourtant essentielle pour comprendre la façon dont le concept de « fonction » est apparu et est aujourd'hui appréhendé en sciences environnementales. La façon dont sont considérés l'apparition et le maintien d'une fonction dans l'évolution du vivant questionne, voire bouleverse, la vision matérialiste, voire utilitariste, des fonctions des écosystèmes et des sols, comme discuté ci-dessous.

La question de l'efficacité

Le premier enseignement des travaux en biologie évolutive est que la sélection opère à l'échelle des organismes – même des gènes – et non à l'échelle d'un groupe d'organismes (si l'on met de côté les organismes « sociaux » pour lesquels une sélection dite de « groupe » a été mise en évidence), encore moins à l'échelle d'un écosystème (terme proposé en 1935 par le botaniste Tansley pour décrire l'ensemble formé par une communauté d'être vivants en interaction avec leur environnement). Cette vision réductionniste dictée par les processus de sélection naturelle rentre en collision avec une partie de l'écologie, discipline pourtant sœur de la biologie évolutive, qui a contribué notamment à développer un corpus théorique autour d'une vision holistique des écosystèmes et de leur régulation. Pour un biologiste de l'évolution, il est en effet impossible de définir une fonction de l'écosystème qui serait le résultat de la sélection naturelle. Sans faire nécessairement appel au rôle de la sélection naturelle, les études sur les écosystèmes révèlent néanmoins l'existence de processus biogéochimiques (les cycles biogéochimiques au

sens large) dont la régulation est liée à la fois à l'environnement (biotique et abiotique) et à la dynamique propre du système. Même si le rôle de la sélection naturelle reste délicat à appréhender, il est évident que des processus complexes (qui font appel notamment à des « boucles retours », ou « *feedbacks* » en anglais) de sélection opèrent entre les organismes en interaction et en lien avec les fonctions écosystémiques qu'ils contribuent partiellement à réguler. D'aucuns ont suggéré que ces processus de régulation des cycles biogéochimiques à l'échelle d'un écosystème pourraient être le résultat d'une optimisation des interactions entre le compartiment vivant (dit biotique) et le compartiment inerte (dit abiotique). Encore une fois, cette notion d'optimisation résiste difficilement à l'épreuve des connaissances acquises en biologie évolutive tout au long du dernier siècle. Pour autant, cette idée traduit une notion d'« efficacité » des cycles de la matière et des nutriments. Ainsi, lorsque l'on s'intéresse à ces cycles, la « bonne santé » d'un écosystème pourrait être associée à un cycle biogéochimique « efficace » dans lequel le recyclage des nutriments serait « rapide » (Manning *et al.*, 2018), et ce, même sans prendre en compte l'interaction avec les processus de régulation du climat à l'échelle globale pour lesquelles les variations de stocks et de flux du compartiment biotique jouent un rôle majeur (via la séquestration du carbone notamment). Dans ce cas, les « fonctions » de l'écosystème sont l'ensemble des flux (mesurés par des « taux », c'est-à-dire des variations de stocks par unité de temps) qui contribuent à réguler l'ensemble des cycles biogéochimiques. Une partie des fonctions historiquement proposées pour décrire la qualité et la santé des sols, comme discuté amplement dans l'ensemble de ce rapport, relève directement de cette vision « processus » des fonctions. Plus généralement, cette façon de concevoir les fonctions écosystémiques a été globalement admise dans toute la littérature qui modélise le fonctionnement des écosystèmes tant à des échelles locales qu'à l'échelle globale. Dans ces modèles, ce sont en effet des variations de stocks et d'efficacité de transformation de ces stocks (par des flux) qui sont modélisés. Envisager un signe égal entre fonction et processus reste limitant et limité. Cette question a généré des débats animés au sein de la communauté des chercheurs en écologie qui étudient le fonctionnement des organismes et des écosystèmes, domaines rattachés à l'écologie fonctionnelle, une sous-discipline de l'écologie. En effet, si certains ne conçoivent les fonctions que via des flux qui relient des stocks entre eux (dans une conception « modélisation » des écosystèmes, ces derniers sont décrits par des boîtes et des flèches et les fonctions seraient les flèches tandis que les boîtes seraient des stocks), d'autres ont une vision moins restrictive de la notion de fonctions, qu'ils définissent comme un marqueur de l'interaction de l'organisme avec son milieu (Calow, 1987).

Relation structure-fonction

Le deuxième enseignement de la biologie évolutive est qu'un caractère (et par voie de conséquence un organe) n'a pas été sélectionné pour une et une seule fonction. En d'autres termes, un caractère (ou un organe) peut être associé à plusieurs fonctions pour l'organisme. Cette idée de « vicariance fonctionnelle » est bien connue également en médecine, phénomène alors décrit comme un organe qui prend le relais d'une fonction si le premier organe est défectueux. En génétique, ce phénomène est également connu sous le nom de pléiotropie : un gène pléiotrope est un gène qui code plusieurs fonctions (traits phénotypiques au sens large). Cette notion de vicariance a été discutée de façon théorique en biologie (animale en particulier) pour décrire les relations structure-fonctions. Plusieurs relations sont en effet possibles : il existe une et une seule structure (par exemple la forme de la mâchoire d'un carnivore) associée à une et une seule fonction (par exemple, le type de proie préemptée) (on parle dans ce cas d'une relation « *one-to-one* » en anglais). Au contraire, il peut exister plusieurs structures qui aboutissent à la même fonction (relation « *many-to-one* ») ou une structure qui est associée à plusieurs fonctions (relation « *one-to-many* »). Si l'existence de ces relations causales complexes est un classique en biologie, il est étonnant d'observer qu'elles ont été très largement ignorées dans la vaste littérature qui s'intéresse aux fonctions des écosystèmes. Ce constat est encore plus flagrant dans les travaux centrés sur la recherche d'indicateurs de fonctions dans le sens où des chaînes causales alternatives ne sont jamais envisagées. Pour autant, un indicateur peut être le proxy de plusieurs fonctions, et une fonction peut être évaluée par un ensemble d'indicateurs, comme le démontre l'ensemble de ce rapport.

2. Comment définir le concept de fonction dans le domaine des sciences des sols ?

Le transfert des réflexions précédentes aux sols et à leurs fonctions n'est pas totalement immédiat et intuitif dans la mesure où l'entité « sol » n'évolue pas (au sens de l'évolution du vivant) et n'est pas directement soumise à la sélection naturelle. Cependant, bien sûr, bien qu'extrêmement débattue, la définition usuelle des sols intègre les composantes biotique et abiotique et les interactions entre elles. Les fonctions portées par les organismes contribuent donc à caractériser les fonctions des sols. Mais pas seulement, bien sûr. En miroir des discussions sur les fonctions portées par les écosystèmes, le sol — d'aucuns parlent de l'« écosystème sol » ou d'un système « semi-vivant » (Lin, 2014)— serait susceptible d'exprimer des fonctions générées par sa composante biotique, sa composante abiotique, ou par leurs interactions. Les processus qui contribuent à réguler les cycles biogéochimiques sont ainsi prioritairement listés comme des fonctions « essentielles » à considérer pour décrire le fonctionnement d'un sol. A ce titre, la productivité primaire, comme marqueur des cycles biogéochimiques dans leur ensemble et du cycle du carbone en particulier, et le recyclage des nutriments sont deux fonctions que l'on retrouve dans l'ensemble des propositions de listes de fonctions des sols.

Dans l'objectif de décrire la qualité ou la santé d'un sol par ses fonctions, il est donc nécessaire de clarifier les acceptions du terme « fonction » employé. C'est l'objectif de la revue de littérature conduite dans cette section.

2.1. Un corpus bibliographique pour identifier les acceptions du terme « fonctions »

Le corpus utilisé ici est celui qui a été mobilisé pour identifier les fonctions des sols. Il est décrit largement dans le Chapitre 6 de ce rapport. Rappelons ici qu'il a été élaboré à partir des équations de recherche suivantes :

Requête 1 : TI=((soil* and function*) AND (review* OR syntheses*))

Requête 2 : TS=(("soil* function" or "soil* functions") OR (soil* NEAR/2 (multifunction* or "multi function*")))

réalisées dans le Web of Science en avril 2023. Il en ressort 400 documents, articles/chapitres d'ouvrages de reviews, ou articles/chapitres d'ouvrages présentant des travaux de recherche expérimentaux et/ou de modélisation.

L'analyse exhaustive du texte de ces publications montre que, si une liste de fonctions des sols ainsi qu'une définition de ces différentes fonctions sont souvent présentées dans ces articles, le terme « fonction », quant à lui, est très peu souvent explicité de façon littérale. Dès 1998, de Kimpe et Warkentin (1996) décrivent que les sols réalisent 5 fonctions (*cycles biogéochimiques ; répartition, stockage et production d'eau ; action de tampon*), lesquelles sont essentielles au fonctionnement des écosystèmes terrestres, mais ne donnent pas spécifiquement de définition du terme fonction *per se*. Plus récemment, Franceschinis *et al.* (2022) ou Burghardt *et al.* (2022) par exemple, décrivent également les fonctions que réalisent le sol, éventuellement en précisant des fonctions et des sous-fonctions (par exemple, la capacité d'infiltration de l'eau et la dynamique de la teneur en eau décrites par Coban *et al.* (2022) pour expliciter les fonctions hydriques des sols), mais ne définissent pas le terme de fonction lui-même. Ainsi, parmi les 400 publications du corpus, c'est seulement dans 18 d'entre elles que nous avons trouvé une définition plus ou moins explicite du terme fonction ; ces articles faisant éventuellement appel à des articles non recensés dans ce corpus, nous avons ajouté ces derniers à notre analyse. Il apparaît ainsi que, en général, **la définition du terme fonction (des sols) semble non nécessaire** aux auteurs des articles, tellement son utilisation ubiquiste dans la langue française suppose une compréhension partagée entre tous (grand public, scientifiques, parties prenantes). Pour autant, elle et reste sujette à discussion, et n'est pas présente de tous temps. D'après Baveye *et al.* (2016), l'expression « fonction des sols » apparaît dans les années 1970-1980, aux côtés de l'expression « fonctions naturelles » chez certains auteurs qui reconnaissent le rôle essentiel des sols dans le fonctionnement des écosystèmes. Cependant, il semble que ce soit pour populariser les sols auprès d'un plus grand nombre, et notamment l'introduire dans l'arène politique, que l'expression « fonction des sols » tend à se développer.

2.2. Les « fonctions des sols », un concept initialement à visée politique

Dans les années 1990, pour soutenir l'idée d'une nécessaire protection des sols et dépasser l'idée que les sols sont les simples supports de la production agricole devant être décrits par leur niveau de fertilité, Blum (Blum, 1988, cité par Baveye *et al.*, 2016 ; Blum, 2005) classe les « actions » de sols en deux catégories : **des fonctions écologiques**, qui s'appuient sur des processus biologiques et physico-chimiques, **et des fonctions non-écologiques**, qui ne mobilisent pas de processus biologiques (par exemple la fonction de support d'infrastructures). Il est probable que l'idée qui sous-tend cette proposition est qu'il serait plus facile ou populaire de protéger ce à quoi servent les sols, que ce qu'ils sont, dans la mesure où, à l'époque, leurs rôles et parfois leur existence même restent encore largement ignorés du grand public. La Commission européenne développe ainsi en 2002 (EC., 2002) un document intitulé « Vers une Stratégie Thématique de la Protection des Sols », et reconnaît que le sol « *remplit un [certain] nombre de fonctions environnementales, sociales et économiques essentielles pour la vie* », et qu'il est nécessaire de le protéger pour assurer la durabilité (« *sustain durability* ») ; elle dresse la liste des 5 fonctions essentielles des sols (« production de nourriture et de biomasse ; stockage, filtration et transformation ; habitat réserve de gènes ; environnement physique et culturel ; source de matériaux »)¹ sans pour autant préciser ce qu'est une fonction. Cette liste est reprise en 2006 dans la proposition de Directive-Cadre pour la protection des sols. Il est en effet question, dans la Stratégie thématique en faveur de la protection des sols (EC., 2006) associée à la proposition de directive, de la « prévention de la dégradation ultérieure des sols et **préservation de leurs fonctions** », et de « restaurer les sols dégradés pour les ramener à un niveau de fonctionnalité correspondant au moins à leur utilisation actuelle ». C'est donc bien le concept de fonction qui est mis en avant dans ce document et qui, en attirant l'attention d'un large public sur les sols, les place donc à l'agenda politique, liant sciences des sols et aide à la décision (Bouma, 2010 ; Glæsner *et al.*, 2014 ; Drobnik *et al.*, 2018). Comme le rappellent de même Creamer *et al.* (2022), le concept de fonction des sols est conçu comme un lien entre les processus écologiques et le bien-être humain, à l'interface entre la science et la politique.

2.3. Les fonctions des sols en lien avec les concepts de Qualité et de Santé des sols

Dès la fin des années 1990, la Société Américaine de Science du Sol propose une définition de la **qualité des sols** comme la **capacité du sol à fonctionner** : « *Soil Quality is the capacity of a specific kind of soil to function, within natural or managed ecosystem boundaries* ». Cette définition, reprise dans les publications américaines au tournant du millénaire (Karlen *et al.*, 1997 ; Andrews *et al.*, 2004), est très largement adoptée ensuite par la communauté scientifique (par exemple, Drobnik *et al.*, 2018), mais on observe, insensiblement, un glissement du verbe au substantif : la qualité du sol n'est pas sa capacité à fonctionner mais sa **capacité à remplir des fonctions** (« *[capacity to] perform its functions* ») (par exemple, Yang *et al.*, 2020). De façon plus synthétique, certains auteurs, comme Teuber *et al.* (2022), affirment que la qualité du sol fait référence aux fonctions du sol (« *Soil Quality refers to soil functions* »). Si ce glissement sémantique peut paraître comme mineur, il est loin d'être anodin car on passe ici du général (« fonctionner ») à une proposition probablement plus spécifique (« les fonctions ») ; il apparaît alors nécessaire de s'entendre sur la définition des termes « fonction » et « fonctionner » pour traiter de qualité des sols sur des bases explicitées.

Le concept de **santé des sols**, de même, fait référence au fonctionnement des sols, et plusieurs auteurs – y compris très récemment – définissent la santé des sols comme la **capacité du sol à fonctionner** : « *Soil Health is defined as the capacity of soil to function as a vital living ecosystem that sustain plants, animals, and humans* » (Lehmann *et al.*, 2020 ; Gatica-Saavedra *et al.*, 2023 ; Davis *et al.*, 2023). Thiele-Bruhn (2021) précise même que c'est la capacité du sol à remplir ses fonctions de façon équilibrée qui définit le niveau de santé du sol.

Qualité, santé et fonctions des sols restent donc, encore aujourd'hui, des concepts intrinsèquement liés (cf. Chapitre 3). Mais la définition de la qualité et/ou de la santé, n'éclaire pas sur la signification du concept de fonction des sols. Comment peut-on, dès lors, définir les fonctions des sols ?

¹ « *food and biomass production ; storing, filtering, and transformation ; habitat and gene pool ; physical and cultural environment for material ; source of raw materials.* »

2.4. Quelles définitions pour les fonctions des sols ?

2.4.1. Les apports de l'écologie pour une proposition initiale de définition des fonctions des sols

La littérature de la discipline de Science du sol étant peu disert sur le concept de fonction, certains auteurs suggèrent de s'appuyer sur les travaux des écologues pour préciser la définition de ce terme (même si, selon Dominati *et al.* (2010), une certaine controverse semble exister même dans cette discipline) : « *In ecology, the traditional definition of an ecosystem function was the role the ecosystem plays in the environment, but in recent years, the term "ecosystem function" has been used as a synonym for "ecosystem process" (Wallace, 2007), as in soil science* ». L'idée initiale est donc celle d'un « rôle », que jouent les sols, proposition implicite de la Stratégie thématique pour la protection des sols (EC., 2006) qui précise que « [les] activités [humaines de dégradation des sols] empêchent les sols de jouer l'entièreté de leurs **rôles variés au service de l'homme et des écosystèmes** ». Cette acception est également retenue par Schwilch *et al.* (2016), mais semble cependant peu retenue dans la littérature. C'est, pourtant, la troisième des propositions de Jax (dans un article publié dès 2005 : Jax, 2005), qui précise plusieurs définitions du terme « fonction », et en recense 4 acceptions possibles :

1. Une fonction est « ce qui se passe entre deux objets », et qui peut évoluer dans le temps. En d'autres termes, les fonctions sont des **processus**.
2. Une fonction est « un système complexe d'interactions », qui permet de définir soit un état soit une trajectoire d'un système. C'est, en quelque sorte, une **somme de processus** « ce qui permet à un système de fonctionner ». On touche ici une subtilité sémantique qui traverse la littérature sur les fonctions des sols, à savoir la nuance entre « *function* » – que l'on traduit par « fonction » – et « *functioning* » – qui décrit plutôt le fonctionnement que la fonction.
3. Une fonction est un « rôle », que chaque entité de l'écosystème peut remplir. Dans le domaine de l'écologie, cette acception du terme permet notamment de classer les organismes (producteurs, consommateurs, décomposeurs...).
4. Une fonction est « ce qui est attribué au système, en fonction de son usage pratique ». Dans cette quatrième proposition, une fonction est donc assimilée à un **service**, sans que pour autant il soit restreint à un service produit aux êtres humains mais, comme le précisent ultérieurement Baveye *et al.* (2016), qu'il puisse également être destiné à d'autres entités vivantes (plante ou animaux).

2.4.2. Une fonction des sols : un processus ou un ensemble de processus ?

Le Chapitre 1 a présenté la description du fonctionnement des sols en cascade (voir aussi Figure 5-2), où les processus sont décrits comme des actions élémentaires. Volchko *et al.* (2013) précisent que l'on entend donc ici « processus du sol » dans une définition proche de « processus de l'écosystème ». Pour certains auteurs, soulignent Baveye *et al.* (2016), **processus et fonctions sont confondus dans la même définition** et, pour éviter toute ambiguïté, sont regroupés ensemble sans que l'on différencie les deux termes (Lilburne *et al.*, 2020). Mais plus généralement, les fonctions sont des **assemblages de processus**, des « lots » ou « paquets » (*bundles*) de processus, selon la définition donnée par Kibblewhite *et al.* (2008) puis très fréquemment reprise dans la littérature à la suite de Bünemann *et al.* (2018) : « *Soil functions are bundles of soil processes* » (Kopittke *et al.*, 2022 ; Evangelista *et al.*, 2023). Ces « paquets » ne préjugent pas de la façon dont les processus interagissent entre eux ; c'est pourquoi Vogel *et al.* (2018) précisent que **les fonctions des sols résultent de l'interaction des processus [qui prennent place dans les] sols** (« *soil functions are generated by interacting soil processes* »). Dans cet esprit, la proposition de définition la plus aboutie nous semble être la récente proposition intégrée de Zwetsloot *et al.* (2021), qui proposent que les fonctions des sols soient des **ensembles de processus [qui prennent place dans] les sols en interaction** (« ... *soil functions are bundles of soil processes (Kibblewhite et al., 2008) that arise from the interactions between physical, chemical and biological components of the soil (Vogel et al., 2018)[...]* »).

2.4.3. Les fonctions des sols sont « ce que fait le sol »

Pour différencier une fonction d'un service, des auteurs précisent qu'une définition de « fonction du sol » doit s'affranchir du lien avec un besoin humain. C'est donc la proposition simple et ancienne de Seybold *et al.* (1998) qui, bien que très peu citée, apparaît comme la plus appropriée : **une fonction du sol, c'est « ce que fait le sol »** (« *what the soil does* »), dans son état que les auteurs qualifient de « naturel » (« *in its natural state* » ; Volchko *et al.*, 2013) — c'est-à-dire sans que son fonctionnement général n'en soit très fortement altéré, comme dans une situation d'imperméabilisation par exemple — et sans intérêt affiché pour l'humain (« *what the soil does, i.e. intrinsic processes occurring in soils irrespective of any human interest* » ; Rabot *et al.*, 2018).

Il semble que l'acception précoce de Seybold *et al.* (1998), même si elle a été peu reprise par la suite, constitue une base raisonnable pour poser une définition partagée : **une fonction du sol est « ce que le sol fait »**. Pour élaborer plus avant sur les propositions de la littérature qui ont suivi, et en particulier être en phase avec l'article récent de Zwetsloot *et al.* (2021), on peut également s'accorder sur la définition suivante : **les fonctions des sols peuvent être considérées comme des agrégats/assemblages de processus élémentaires, qui permettent d'assurer une action plus intégrée et « permet au sol de fonctionner » ; les fonctions des sols sont donc des bouquets de processus bio-physico-chimiques qui prennent place dans les sols.**

On n'oubliera cependant pas que l'idée de « fonction des sols » reste une construction conceptuelle (Vrebos *et al.*, 2021), parfois difficile à distinguer du concept de service écosystémique (que ce dernier soit explicitement ou pas en lien avec le fonctionnement du sol). Enfin, et même si le terme « fonction » reste moins tourné vers le soutien d'objectifs humains, il porte dans nombre de ses définitions (une fonction est « ce qu'il fait », une fonction est « un rôle »), une dimension téléologique qui lui assigne possiblement un but ou une finalité (Baveye *et al.*, 2016 ; Yang *et al.*, 2020).

3. Une vision utilitariste et anthropocentrée assumée des fonctions ?

Le concept de services écosystémiques a été initialement proposé pour mettre en avant la nécessité de conserver la biodiversité dans la mesure où cette dernière serait utile aux sociétés humaines (Ehrlich et Mooney, 1983). Il a surtout été popularisé suite à la conférence des Nations Unies à Rio en 1992, au cours de laquelle a été actée une prise de conscience d'une érosion massive et globale de la biodiversité. Démontrer que certaines « fonctions » portées par les êtres vivants (et la biodiversité au sens large du terme) bénéficient aux sociétés humaines (les services écosystémiques sont définis comme les bénéfices que la Nature procure aux humains) était une manière de quantifier l'utilité (et la valeur, d'un point de vue monétaire également) de la biodiversité. La réception par une grande partie de la communauté des écologues a été très négative. Malgré tout, le concept de services écosystémiques s'est installé très rapidement dans l'ensemble de la littérature en sciences environnementales, et il a permis de catalyser une certaine prise de conscience des enjeux environnementaux chez les décideurs et les gouvernements à l'échelle mondiale. Rapidement également, la notion de services est devenue prégnante dans les sciences agronomiques afin de caractériser l'ensemble des bénéfices que peuvent fournir les systèmes agricoles aux sociétés humaines, bien au-delà de la simple (mais déjà complexe) fourniture de nourritures.

Bien que la vision utilitariste et anthropocentrée de la biodiversité soit à la fois assumée et ait été largement acceptée (tolérée) pendant deux décennies, le travail mené par un collectif de chercheurs sous l'égide de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), il y a un cinq ans, a grandement revisité la notion de services (Díaz *et al.*, 2018). En effet, le constat a été partagé que non seulement la vision « services » pouvait se faire au détriment de la biodiversité (en particulier quand les fonctions de production et de maintien de la biodiversité s'opposent — on parle de compromis), mais aussi à cause de la vision de la Nature trop occidentale qu'ils portent. Le rapport à la Nature est en effet bien plus intime dans certains peuples, au point que nature et culture semblent indissociables (Descola, 2013). Cette réflexion a mené à proposer le concept de « contributions de la nature aux sociétés » (« *Nature's Contributions to*

People » ou NCP ; Díaz *et al.*, 2018). Peu à peu dans la littérature en écologie, on constate un remplacement rapide du concept de services par le concept de NCP. A l'inverse, ce remplacement est quasi totalement absent dans la littérature en agronomie, ce qui n'est pas surprenant dans la mesure où les systèmes agricoles se prêtent très bien à la définition de fournitures de biens et de services (au moins dans les sociétés occidentales). Même au sein de la discipline émergente qu'est l'agroécologie, pour laquelle les relations entre systèmes cultivés et systèmes sauvages sont explicitement considérés, la notion de NCP est aujourd'hui extrêmement minoritaire. Pour donner plus de poids au fait que les NCP portent une conception moins utilitariste de la Nature, des extensions au travail de l'IPBES ont permis de définir trois grands types de NCP : la Nature pour la Société, la Nature pour la Nature, la Nature comme Culture (Pereira *et al.*, 2020). La « Nature pour la société » englobe peu ou prou les services écosystémiques tels que décrits précédemment. La « Nature pour la Nature » insiste sur l'importance de conserver la Nature « pour elle-même » car la crise de la biodiversité actuelle rend vulnérable la dynamique et la stabilité de bon nombre d'écosystèmes. La « Nature comme culture » a vocation à décrire et préserver les relations intimes que peuvent avoir les peuples et la nature. Par analogie, il est envisageable de classer les différentes valeurs que porte un sol selon la même logique : la valeur intrinsèque, la valeur relationnelle (sous-entendu avec les humains) et la valeur instrumentale (sous-entendu les services qu'ils rendent aux sociétés) (Figure 5-1).

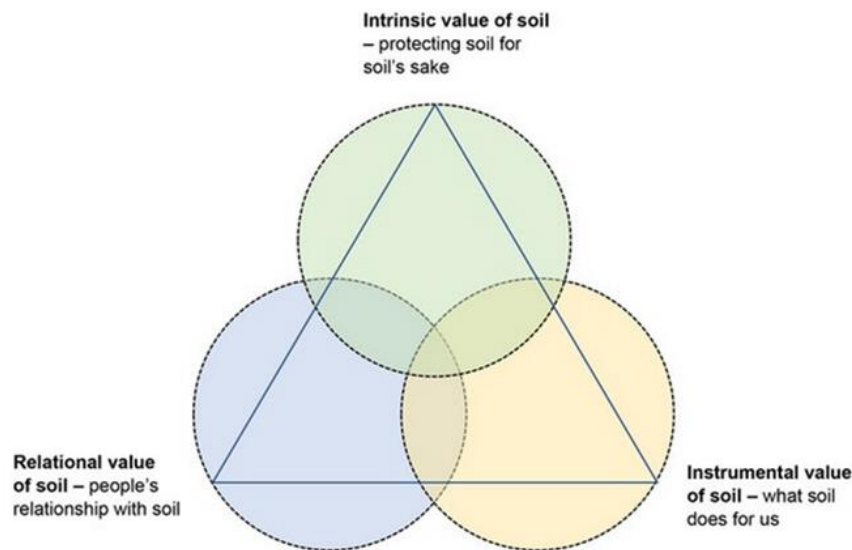


Figure 5-1. Schéma conceptuel représentant les trois dimensions de la contribution des sols aux sociétés.

Source : Stronge *et al.*, 2023. Ce schéma décrit les différentes « valeurs » d'un sol, comme miroir du « *Nature Futures Framework* » (Pereira *et al.*, 2020) qui décrit des scénarios envisageables pour protéger la nature. Ce dernier représente les différentes contributions de la nature aux sociétés (« *Nature's Contributions to People* » ou NCP) dans un triangle dont les sommets sont : la nature pour la nature, la nature pour la culture, la nature pour la société. Ici, le triangle illustre la nécessité de protéger les sols pour leur valeur intrinsèque (leur fonctionnement propre), pour leur valeur instrumentale (ce qu'ils fournissent à la société), et pour leur valeur relationnelle (ou culturelle).

Les cercles colorés s'entrelacent car ces valeurs ne sont pas indépendantes les unes des autres et certaines variables descriptives des sols (et les indicateurs associés) peuvent refléter une ou plusieurs de ces valeurs.

Sans surprise, l'approche « services » reste plus populaire que l'approche « NCP » en ce qui concerne les sols et leurs fonctions. *Sans surprise*, car comme nous allons le voir dans l'ensemble de ce rapport, la littérature qui traite de la qualité et de la santé des sols est très largement biaisée vers les systèmes cultivés (et dans une moindre mesure vers les systèmes urbains, en tous les cas anthropisés). Pour autant, on peut imaginer que ce barycentre se déplace rapidement dans les années à venir. D'abord, car le sol est le support premier et principal de nombreux processus naturels (de la biodiversité dans son acception la plus large possible), ce qui rend la catégorie « Nature pour la Nature » essentielle à considérer. Ensuite, car de nombreuses sociétés ont une relation très intime avec les sols (au moment des funérailles, comme exemple parmi tant d'autres), faisant ainsi directement référence à la catégorie « Nature comme culture » des NCP. A ce titre, il a été récemment proposé le concept de contributions des sols aux sociétés (Smith *et al.*, 2021), en miroir de ce qui a été précédemment fait pour les NCP. Bien que la proposition reste, à ce stade, imparfaite car la vision « services » reste implicitement prédominante, la volonté

semble bien présente, et on peut compter sur de nouvelles initiatives de ce type dans les années à venir. En revanche, la façon dont les NCP seront réellement intégrées dans les réflexions autour de la qualité et de la santé des sols reste complexe, et on peut imaginer une intégration bien plus lente.

Les notions de qualité et de santé des sols sont donc étroitement liées à la notion de services, même lorsqu'on les aborde par les fonctions qu'ils portent. Les fonctions sont ainsi considérées comme un des maillons d'une cascade causale depuis les composantes du sol jusqu'aux services qu'il peut rendre (Greiner *et al.*, 2017). La cascade complète étant définie par : les composants (minéraux et organiques) du sol et les propriétés qu'ils confèrent aux sols permettent que s'y expriment des processus (physiques, chimiques et biologiques), lesquels permettent la réalisation de fonctions (écologiques et non-écologiques). Selon les bénéfices qu'en tirent les sociétés humaines, ces fonctions conduisent à des services (Figure 5-2). Toutes les synthèses réalisées sur les fonctions des sols ont adopté, implicitement ou non, ce cadre conceptuel. Il y a donc clairement, même par simples relations causales, la notion de bénéfices associée à celle de fonctions des sols. Le petit historique sur la notion de fonctions en biologie dans les pages précédentes, invite donc le lecteur à prendre acte de celle plus restrictive (ou tout au moins plus partielle) du terme fonctions tel qu'utilisé majoritairement en sciences du sol, en notant que la limite entre fonctions et services est parfois subtile. Baveye *et al.* (2016) rappellent que l'utilisation des deux termes est utile : « *it makes sense to retain both "function" and "service" terminologies, as long as they can be articulated [...] with respect to soil properties and processes* ». Certains auteurs utilisent cependant indifféremment l'un ou l'autre terme, parfois de façon complètement assumée comme dans Stavi *et al.* (2016). Cette ambiguïté entre fonctions et services est possiblement liée à la double conceptualisation du terme « service écosystémique », qui renvoie soit i) à la capacité de l'écosystème à produire des biens et des services qui satisfont les besoins humains, soit ii) aux bénéfices que les humains retirent des écosystèmes (voir, par exemple, Glæsner *et al.*, 2014). Dans la première définition, cette capacité de l'écosystème à produire des biens et des services est appelée « fonction de l'écosystème » (De Groot *et al.*, 2002 ; Dominati *et al.*, 2010), et perdure dans la définition de fonction associée au sol (fonction du sol), car les sols sont identifiés comme contribuant à de nombreuses fonctions de l'écosystème (Eisenhauer *et al.*, 2018 ; Mizuta et Grunwald, 2022), ou bien comme constituant un sous-ensemble identifié de fonctions de l'écosystème (Vogel *et al.*, 2019).

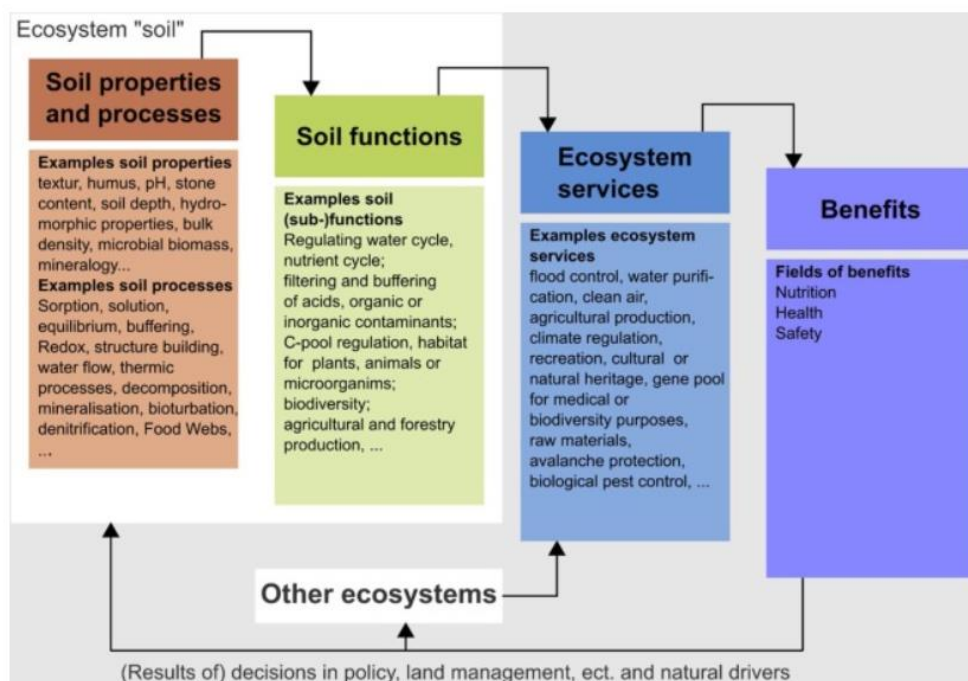


Figure 5-2. La vision dite « en cascade » des relations entre propriétés, processus, fonctions, services écosystémiques et bénéfices. Source : (Greiner *et al.*, 2017)

On notera également que, dans le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA., 2005), les sols contribuent essentiellement aux services dits « de support » (formation des sols, cycle des nutriments, etc.). Cette proposition initiale a progressivement été abandonnée par de nombreux auteurs, l'idée de « service de support » s'avérant finalement incompatible avec l'idée de « bénéficiaire ». Une proposition intermédiaire a été l'introduction du concept de « service intermédiaire » auquel, en ce qui concerne les sols, on a ainsi associé le concept de fonction des sols. Cette possible indifférenciation initiale des termes « services » et « fonctions » tend cependant à s'atténuer, même si plusieurs auteurs proposent que les définitions de « fonctions des sols » et de « services soutenus par les sols » (*soil-based ecosystem services*) soient équivalentes (Stavi *et al.*, 2016 : « *Soil functions can be classified as provisioning, regulating, supporting services* » ; Valujeva *et al.*, 2016, Coyle *et al.*, 2016 : « *Soil-based ecosystem services, also known as soil functions...* » ; Zhao *et al.*, 2022 : « *Soil function indicates a soil-based ecosystem service* »).

Pour la suite de ce rapport, il est important d'insister sur le fait qu'imbriquer la notion de fonctions dans cette cascade causale, en liant fortement fonctions et services, implique une « directionnalité » dans l'interprétation des fonctions : certaines valeurs (en écologie fonctionnelle, on parle d'attributs) sont considérées comme meilleures que d'autres pour un bénéficiaire ciblé (l'écosystème, l'usager, la société, etc.). Conceptuellement, cette vision diverge beaucoup de la façon dont les fonctions sont considérées en écologie, où une démarche comparative prédomine. Il est en effet dans ce cas attendu de comparer les organismes ou les écosystèmes les uns par rapport aux autres sur la base des fonctions qu'ils portent, mais il n'est pas utile (voire même souhaitable) d'affirmer qu'une fonction serait « meilleure » qu'une autre, d'autant plus que la façon dont les fonctions sont filtrées par la sélection naturelle est bien différente des critères à retenir pour les services dans les systèmes anthropisés notamment.

La question des rôles (fonctions) attribués à la biodiversité, a été abondamment traitée en écologie depuis une trentaine d'années, et a grandement influencé une partie des travaux sur les fonctions des sols. Ainsi, suite à la conférence de Rio de 1992, beaucoup d'écologues (encouragés par la multiplication des appels d'offre nationaux et internationaux sur cette question) ont cherché à quantifier le rôle joué par la biodiversité dans la régulation du fonctionnement des écosystèmes terrestres et aquatiques tant par des études théoriques qu'observationnelles et expérimentales. Un consensus semble émerger de la multiplication de ces travaux : la biodiversité est bénéfique au fonctionnement de l'écosystème si l'on s'appuie sur l'observation fréquente d'une relation positive entre la biodiversité (le plus souvent quantifiée via le nombre d'espèces) et les fonctions de l'écosystème (le plus souvent la productivité primaire) (Cardinale *et al.*, 2012). L'écologie fonctionnelle s'est intéressée à affiner cette relation et à révéler les mécanismes sous-jacents, en caractérisant le rôle exprimé par chaque organisme. Les résultats de ces travaux ont amené à une image plus contrastée du rôle de la biodiversité : la relation positive est loin d'être la règle, et le fonctionnement des écosystèmes est prioritairement expliqué par un petit nombre d'espèces plus abondantes que les autres (Grime, 1998 ; Garnier *et al.*, 2004), et secondairement par la diversité des fonctions portées par l'ensemble des organismes au sein de l'écosystème (on parle de diversité fonctionnelle) (Garnier *et al.*, 2016). En d'autres termes, si une vision utilitariste de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes prime, il ne serait pas forcément nécessaire, voire même contre-productif (car des compromis existent) de chercher à maximiser la diversité d'un système. Ce constat fait écho à un débat toujours non résolu dans la littérature écologique : la complexité et la diversité au sein d'un système biologique contribuent-elles à sa stabilité ou à son instabilité ? (Jacquet *et al.*, 2016). Pour autant, le grand public garde en tête la vision simpliste et biaisée d'un rôle universellement positif de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes.

Cette vision reste aussi majoritaire pour une grande partie de la communauté des sciences environnementales, et cela a plusieurs conséquences sur la façon dont la biodiversité est prise en compte dans l'évaluation de la qualité et de la santé des sols :

- La fonction « habitat » pour les organismes vivants semble évidente. Elle est aussi souvent associée, voire substituée par, la fonction « maintien de la biodiversité » qui est plus porteuse de subjectivité dans la mesure où est sous-entendue la nécessité de maximiser la biodiversité pour *in fine* optimiser le fonctionnement de l'écosystème et les services associés. Dans tous les cas, la grande majorité des travaux en biologie de la conservation cherche à conserver la biodiversité dans son ensemble (comme un patrimoine

pour l'Humanité), ce qui justifie alors la nécessaire prise en compte de la fonction « maintien de la biodiversité » par les sols.

- Les études qui ont quantifié la santé des sols ont majoritairement contextualisé leurs questionnements par la nécessité d'analyser le rôle de la biodiversité dans la maximisation des fonctions (et services) écosystémiques. Comme cela a été montré plus généralement pour les travaux s'intéressant à la relation biodiversité-fonctionnement des écosystèmes, on peut aisément imaginer un biais de publication dans les travaux qui lient biodiversité et santé des sols avec une sous-représentation des études qui n'auraient pas démontré un rôle positif de la biodiversité.
- De nombreux indicateurs de la santé des sols, proposés dans la littérature ou par des bureaux d'études, s'appuient sur des mesures de biodiversité ou de complexité des systèmes (à travers une analyse de réseaux notamment) sous l'hypothèse qu'une diversité ou une complexité maximale serait attendue (Karimi *et al.*, 2020 ; Guseva *et al.*, 2022), alors même que le débat sur le rôle de la biodiversité reste ouvert en écologie (Landi *et al.*, 2018).

4. De la multifonctionnalité

4.1. Des fonctions à la multifonctionnalité

Comme suite logique aux travaux centrés sur la relation entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes, de nombreuses études ont rapidement cherché à évaluer le rôle de la biodiversité non plus sur une fonction particulière, mais sur un ensemble de fonctions (Byrnes *et al.*, 2014). Cette approche a été très largement adoptée au début des années 2000 suite à la mise en place du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA 2005) par les Nations Unies. L'idée était de proposer une aide aux décideurs — des acteurs locaux aux gouvernements — en proposant une évaluation la plus complète (et quantitative) possible du fonctionnement des écosystèmes et des services rendus par ceux-ci. En a découlé l'idée de caractériser la multifonctionnalité des écosystèmes comme un concept intégrateur de l'ensemble des fonctions (ou services) de ces écosystèmes. Pour synthétiser la manière dont la multifonctionnalité des écosystèmes a été abordée, le texte qui suit s'appuie sur une revue exhaustive des articles les plus influents (220 articles « hautement cités » et synthèses à partir d'une requête du WoS interrogée le 26 mai 2023 : *TS = (ecosystem OR land) AND (multifunctionality OR multi-functionality)* — 2 079 articles au total) qui se sont intéressés à la multifonctionnalité des écosystèmes (et des paysages) depuis la naissance du concept.

L'écologie fonctionnelle (Garnier *et al.*, 2016) a développé depuis longtemps un corpus théorique et des outils méthodologiques pour caractériser un objet dans un espace à n dimensions (Blonder *et al.*, 2018 ; Mouillot *et al.*, 2021). La niche écologique en est un bon exemple puisqu'elle est définie par un espace délimité par n variables environnementales (Bourlière, 1979). Plus généralement, les écologues ont cherché à caractériser et comparer les organismes, les espèces ou encore les écosystèmes en étudiant leurs positions relatives dans ces espaces multidimensionnels, définis par un ensemble de fonctions. La transposition de ces approches à l'évaluation de la multifonctionnalité des écosystèmes s'est donc faite naturellement. On observe deux façons d'aborder la multifonctionnalité des écosystèmes dans la littérature, par les services ou par les fonctions. Manning *et al.* (2018) parlent de multifonctionnalité de services ou de multifonctionnalité de fonctions. Les auteurs précisent que cette dichotomie est le marqueur de questionnements et d'enjeux différents. Selon eux, la multifonctionnalité de fonctions aurait vocation à considérer l'ensemble des processus biologiques, géochimiques et physiques qui régulent les cycles biogéochimiques et à les évaluer de « façon objective » sans « jugement de valeurs ». Une « bonne » multifonctionnalité serait donc la résultante des différentes fonctions (sous-entendu « processus ») qui confèrent à l'écosystème des cycles biogéochimiques efficaces, marqués en particulier par un recyclage des nutriments rapide et efficace (donc des « taux » élevés pour ce qui est des fonctions). La multifonctionnalité des fonctions serait surtout abordée sous l'angle de la recherche fondamentale. A l'inverse, la multifonctionnalité des services aurait une visée plus appliquée. Dans ce cas, il est nécessaire d'évaluer la fourniture de services en fonction de la demande (humaine). Chaque service peut être pondéré en fonction des différents acteurs. Une « bonne » multifonctionnalité est liée à une fonction d'objectif, par exemple la maximisation du rendement agricole ou du bien-

être. Cette dichotomie semble quelque peu caricaturale. Elle a malgré tout l'avantage d'insister sur l'importance de dissocier fonctions et services dans la façon de conceptualiser et quantifier la multifonctionnalité sous peine de rendre son objectivisation hasardeuse. En effet, si un recyclage rapide des nutriments est attendu dans le cas de la multifonctionnalité des fonctions, elle peut au contraire être non désirée pour certains services (par exemple, ceux associés à la valeur esthétique des paysages). Plus généralement, cette dichotomie met aussi l'accent sur l'importance de prendre en considération les synergies et compromis entre services (et dans une moindre mesure entre fonctions) lorsque l'on considère la multifonctionnalité des écosystèmes (Manning *et al.*, 2018). Certains services sont en effet corrélés positivement (synergies), et il est donc possible de les maximiser ensemble, tandis que d'autres sont anti-corrélés (compromis), ce qui va nécessiter des pondérations entre services et la nécessité de faire des choix tant dans le calcul pour le suivi que dans les recommandations de gestion si on va jusque-là. Aux échelles les plus larges échelles (régionales, nationales, continentales, globale), la répartition de la multifonctionnalité est proposée sous la forme de cartes, et ce sont dans ce cas majoritairement les services qui sont représentés. Cette approche est devenue très répandue depuis une quinzaine d'années, notamment sous l'impulsion de l'Union européenne qui utilise ces cartes pour le suivi et l'application de ses politiques, notamment sous l'égide du programme « *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* ».

Comme dans toute analyse multivariée, le choix des variables à inclure *a priori* est prépondérant (Weigelt *et al.*, 2023). Comme cela sera développé dans le Chapitre 11, il est ainsi fortement recommandé d'identifier en amont les fonctions (ou services) d'intérêt et de vérifier qu'elles ne soient pas redondantes ou que certains types de fonctions soient plus représentés que d'autres (Manning *et al.*, 2018). Au-delà d'un choix *a priori* « à dire d'experts » (potentiellement subjectif), il est possible statistiquement de limiter cette redondance en identifiant des groupes (« clusters ») de fonctions qui sont redondantes. Pour cela, une analyse en composantes principales (ACP) permet d'identifier les grands axes de variation d'un jeu de données et d'identifier les variables (ici les fonctions) qui contribuent le plus à ces axes. Reviendra à l'utilisateur le soin d'éliminer (ou non) certaines fonctions corrélées à d'autres. De façon plus objective, il est aussi possible d'utiliser, non plus les fonctions, mais directement ces axes de variation dans le calcul de la multifonctionnalité. L'interprétation est moins directe qu'avec les fonctions, mais l'approche permet de limiter les biais liés à la surreprésentation de certaines fonctions. De la même manière, les méthodes de classification (« *clustering* ») permettent d'identifier des groupes de fonctions qui « agissent » de la même manière au sein des écosystèmes. Reviendra alors à l'utilisateur le choix de sélectionner une (ou plusieurs) fonction(s) par groupe. Une fois le choix des variables/fonctions/services effectué, il existe deux grandes manières de quantifier et de représenter la multifonctionnalité des écosystèmes.

La première manière est de simplement représenter les valeurs de chaque service ou fonction pour une unité spatiale donnée. Chaque unité sera représentée par un « bouquet » de fonctions ou de services, ce qui permettra à l'utilisateur d'identifier des zones (une parcelle agricole, un bassin versant, une région, un pays, etc.) qui sont plus propices à maximiser plusieurs fonctions ou services que d'autres (Mouchet *et al.*, 2017 ; Saidi et Spray, 2018). Cette approche va aussi et surtout permettre d'identifier de possibles synergies et compromis entre fonctions ou services, et notamment des zones où il est impossible de les maximiser simultanément (de Groot, 2006 ; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010 ; Mouchet *et al.*, 2017). Une étape préalable à l'établissement de bouquets est d'attribuer des scores à chaque fonction ou service suivant la méthode des seuils (« *thresholds* »). À dire d'experts ou à partir de connaissances établies par la littérature, on peut donner un score binaire suivant si la fonction ou le service a dépassé un certain seuil (le score sera alors de 1) ou non (score de 0). Les bouquets de fonctions ou de services pourront ainsi être représentés par l'ensemble des variables dont le score est de 1.

La seconde manière de calculer la multifonctionnalité des fonctions ou des services est de les agréger. La méthode la plus couramment utilisée est de les moyenner après une étape préliminaire de standardisation (variables centrées réduites par la méthode des « *z-scores* »). Une alternative à cette moyenne est de faire ensuite la somme de toutes les fonctions (ou services) qui dépassent les seuils attendus. La pondération des différentes fonctions est suggérée, voire attendue, lorsque qu'on cherche à quantifier la multifonctionnalité des services (de Groot, 2006). Cependant, une telle pondération nécessite une réelle expertise tant sur l'importance (écologique, économique ou sociétale) de chaque fonction ou service, que sur une évaluation quantitative des attentes de chaque acteur. Elle reste dans les faits encore très minoritaire dans l'ensemble de la littérature sur l'évaluation des

services écosystémiques (Darvill, 2016). Il est possible (et souvent attendu) de donner une « fonction d'objectif » à la multifonctionnalité (des fonctions ou des services), c'est-à-dire de définir quelle valeur de multifonctionnalité est attendue pour quel objectif. Dans ce cas, une étape de *scoring* est tout d'abord appliquée. Un score est donné à chaque valeur de services en fonction des objectifs. Par exemple, dans le cas des cycles biogéochimiques, une productivité primaire faible aura un score de 0 et une productivité très élevée un score de 5, les échelles de *scoring* étant arbitraires et laissées à l'appréciation des utilisateurs. L'agrégation (moyenne ou pondération) se fait alors sur ces scores.

4.2. Santé et qualité des sols : des concepts, par nature, multidimensionnels

Les concepts de qualité et de santé des sols portent en eux une vision holistique des sols et des écosystèmes plus généralement (Lehmann *et al.*, 2020 ; Creamer *et al.*, 2022). Ils imposent de naviguer dans un espace multidimensionnel défini par un nombre élevé de variables, de fonctions des sols plus précisément (Andrews *et al.*, 2004). Très rapidement, les travaux dans ce domaine se sont appropriés les concepts et les méthodes précédemment développés dans la littérature sur la multifonctionnalité des écosystèmes et des paysages. Pour ce rapport, nous avons réalisé une analyse exhaustive de ces travaux afin d'identifier les questionnements abordés et les méthodes employées lorsque l'on étudie la multifonctionnalité des sols comme un marqueur de la qualité et de la santé des sols. Ainsi, notre synthèse est issue de la requête « TS = soil AND (quality OR health OR security) AND (multifunctionality OR multi-functionality) » dans le WoS (interrogé le 08/07/2023), qui a permis de collecter 279 articles dont 265 ont été conservés sur la base de leur pertinence vis-à-vis du sujet. Les rares articles écartés ne contenaient pas d'évaluation quantitative de la multifonctionnalité.

Comme discuté précédemment dans le cas des services, les sciences agronomiques se sont très largement appropriées le concept de multifonctionnalité dans le contexte de la santé des sols, comme en témoigne la surreprésentation des systèmes cultivés (environ 60%, Tableau 5-1) dans les articles collectés pour cette synthèse. Ce résultat traduit le réel besoin d'indicateurs dans la perspective d'évaluer le potentiel (agronomique ou financier) des sols agricoles. Malgré les enjeux prégnants autour de la santé des sols artificialisés en milieu urbain, les travaux y restent encore relativement limités (7%). Il est à noter, dans les dernières années, de plus en plus d'études à des échelles spatiales larges (régionales, nationales, continentales), tous milieux confondus, avec pour objectif de proposer des cartes continues de répartition de la multifonctionnalité des sols (11% des articles, Tableau 5-1). Cette montée en puissance résulte de la mise à disposition de données sur de vastes territoires et du financement d'initiatives par des instances supranationales, y compris l'Union européenne. Elle impose aussi d'avancer collectivement sur notre manière de définir et de quantifier la multifonctionnalité des fonctions et des services des sols, car les travaux publiés à ces échelles n'ont pas encore fait émerger de consensus.

Tableau 5-1. Représentation des différents milieux dans l'étude de la multifonctionnalité des sols comme marqueur de leur santé.

| Milieu étudié | Pourcentage d'études (n=265) |
|---------------------|------------------------------|
| Systèmes agricoles | 59% |
| Forêts | 5% |
| Ecosystèmes arides | 8% |
| Prairies naturelles | 3% |
| Systèmes urbains | 7% |
| Tous milieux | 11% |

Il est intéressant de connaître le type de variables incluses dans l'ensemble de ces travaux. La grande majorité des travaux (92%) — même dans les systèmes agricoles — ont quantifié une multifonctionnalité de fonctions, alors que la multifonctionnalité de services (souvent associée à une évaluation de la multifonctionnalité de fonctions) reste très minoritaire (26%, Tableau 5-2). La raison est simple. Il reste difficile de convertir des fonctions en services, et ceci est encore plus vrai lorsque l'on s'intéresse à plusieurs services simultanément. Dans la plupart

des cas, seules des fonctions associées aux processus biogéochimiques sont prises en compte. De fait, ces fonctions représentent la très grande majorité des articles analysés (85%). Cela s'explique aisément par l'histoire de la discipline qui a, de longue date, établi un corpus méthodologique pour évaluer les propriétés physico-chimiques des sols. La prise en compte de la biodiversité dans l'ensemble des articles est importante (38%, Tableau 5-2), mais elle se restreint le plus souvent à un seul groupe taxonomique (majoritairement les micro-organismes). Enfin, les fonctions dites économiques et sociales n'ont été traitées que dans un nombre anecdotique d'articles, le plus souvent pour suggérer une analyse interdisciplinaire de la multifonctionnalité à de larges échelles spatiales. Mais le constat reste sans appel : la multifonctionnalité des sols a été évaluée de façon très partielle dans la littérature de ces vingt dernières années. Le manque d'un cadre conceptuel solide, de méthodologies détaillées et de dialogues interdisciplinaires peut en partie l'expliquer.

Tableau 5-2. Représentation des différents types de fonctions prises en compte dans l'étude de la multifonctionnalité des sols comme marqueur de leur santé (dans ce tableau, les fonctions hydrologiques sont incluses dans les processus biogéochimiques sensu lato).

| Type de fonctions | Pourcentage d'études (n=265) |
|-----------------------------|------------------------------|
| Processus biogéochimiques | 85% |
| Maintien de la biodiversité | 38% |
| Fonctions économiques | 4% |
| Fonctions sociales | 7% |

Quelles sont les raisons qui ont poussé ces travaux à se porter vers la multifonctionnalité des sols ? Pour répondre à cette question, nous avons identifié les « variables de forçage » (les *drivers*) qui ont été pris en compte *a priori* dans les études publiées. Certaines peuvent être considérées comme des menaces pour les sols (l'érosion ou la pollution par exemple), d'autres comme des facteurs qui participent de la gestion des sols (les pratiques agricoles en particulier). Nous avons aussi identifié les travaux qui avaient pour objectif de tester directement l'effet de la biodiversité sur la multifonctionnalité des sols, en écho à toute la littérature sur la multifonctionnalité des écosystèmes. Le constat est encore une fois très clair. Les études ont rarement été mises en place pour quantifier l'effet des menaces (érosion, artificialisation, pollution, climat) sur la multifonctionnalité des sols (Tableau 5-3). A l'inverse, la plupart des travaux se sont intéressés à l'effet de la gestion (des pratiques agricoles en particulier) (67%) ou de la biodiversité (55%). Une fois encore, ce résultat peut s'expliquer par l'histoire du concept. D'une part, la question a été très largement préemptée par les sciences agronomiques pour lesquelles la compréhension des effets des pratiques de gestion sur le sol et ses composantes est essentielle. D'autre part, comme discuté précédemment, le concept de multifonctionnalité est historiquement né de la volonté de comprendre le rôle de la biodiversité et de la « promouvoir » auprès des décideurs. Dans la mesure où la biodiversité n'est que très partiellement caractérisée et qu'il pourrait exister un biais de publication vers des résultats « positifs », on pourrait en conclure que le corpus identifié autour de la question multifonctionnalité-santé des sols reste encore aujourd'hui très parcellaire. En d'autres termes, il est difficile de s'appuyer uniquement sur son analyse pour identifier les fonctions à prendre en compte pour évaluer de façon la plus complète possible la santé des sols au regard de leurs menaces.

Tableau 5-3. Représentation des différentes variables de forçage prises en compte dans l'étude de la multifonctionnalité des sols comme marqueur de leur santé.

| Type de variables de forçage étudiées | Pourcentage d'études (n=265) |
|---|------------------------------|
| Erosion des sols | 3% |
| Facteurs climatiques | 14% |
| Gestion (y compris pratiques agricoles) | 67% |
| Pollution | 11% |
| Biodiversité | 55% |

Enfin, notre analyse nous a permis de synthétiser la façon dont la multifonctionnalité a été quantifiée dans ces études. En complément d'une analyse fonction par fonction (68% des articles), la grande majorité des études

considère la multifonctionnalité des fonctions par la méthode d'agrégation (86%) : chaque valeur de fonction est associée à un score (ou à un seuil) et les fonctions sont moyennées ou sommées sans pondération (Tableau 5-4). Une infime minorité des travaux a proposé une pondération en prenant en compte les préférences des différents utilisateurs. De même, quelques rares études s'intéressant à la distribution des services les ont représentés par une approche par bouquets. La prise en compte explicite des synergies et des compromis entre fonctions ou services reste également minoritaire. De façon originale, suivant les approches de la diversité des fonctions des organismes telle qu'elle est étudiée au sein des écosystèmes (de Bello *et al.*, 2013), quelques études ont en outre considéré, non plus uniquement la moyenne ou la somme des fonctions, mais aussi leur diversité (variabilité).

Tableau 5-4. Différentes façons de quantifier les fonctions dans l'étude de la multifonctionnalité des sols comme marqueur de leur santé.

| Type d'analyses | Pourcentage d'études (n=265) |
|--|------------------------------|
| Analyse fonction par fonction | 68% |
| Agrégation des fonctions (approche par seuils, moyenne, somme) | 86% |
| Pondération des fonctions | 5% |
| Approche par bouquets | 5% |
| Analyse de la diversité des fonctions | 10% |
| Prise en compte explicite des synergies et des compromis | 15% |

5. Vers le concept de rareté fonctionnelle

La perspective de la mise en place d'une directive sur la surveillance des sols au niveau européen et l'objectif de limiter l'artificialisation des sols au niveau national, accentuent le besoin d'outils d'aide à cette surveillance (*monitoring*), et à la décision. Les réflexions qui en découlent font très fortement écho aux travaux menés depuis trois décennies en écologie dans le contexte de la caractérisation fonctionnelle des espèces et des écosystèmes. Comme discuté précédemment, le cadre conceptuel et méthodologique de la multifonctionnalité des écosystèmes a été largement appliqué en sciences du sol, et au concept de santé des sols en particulier. Très rapidement, s'est affirmé le besoin d'apposer une valeur à cette multifonctionnalité afin de caractériser le bon (ou mauvais) état de fonctionnement d'un sol. Les travaux en écologie, et en écologie fonctionnelle en particulier, proposent une approche plus nuancée. Chaque espèce joue en effet un rôle particulier au sein d'un écosystème, et il serait vain, voire dangereux, d'attribuer des « bons et mauvais points » à telle ou telle espèce. Ainsi, en écologie fonctionnelle, l'idée n'est pas tant d'apposer une valeur « fonctionnelle » absolue aux espèces mais de les comparer les unes aux autres (Keddy, 1992 ; Violle *et al.*, 2007 ; Garnier *et al.*, 2016). En retour, cette approche dite comparative permet d'identifier les espèces fonctionnellement irremplaçables au sein de l'écosystème, et à l'inverse celles qui pourraient être remplacées par d'autres si elles venaient à disparaître (on parle de redondance fonctionnelle) (Ehrlich et Walker, 1998). D'un point de vue méthodologique, comme pour la multifonctionnalité, identifier les espèces qui sont ou non redondantes fonctionnellement revient à comparer leur position relative au sein d'un espace à n dimensions construit à partir des fonctions mesurées. Cette approche passe par la caractérisation de distances multidimensionnelles entre les espèces et l'analyse de l'ensemble de ces distances via, par exemple, une analyse en composantes principales (ACP) (Figure 5-3) (Mouillot *et al.*, 2021). Appliquée aux sols et à leurs fonctions, cette approche permettrait d'identifier des sols plus ou moins proches fonctionnellement dans un espace à n dimensions, et de caractériser la redondance fonctionnelle entre sols (c'est-à-dire à quel point un sol partage les mêmes fonctions qu'un autre). Elle permettrait notamment de documenter la valeur de sols pas nécessairement les mieux notés pour leur multifonctionnalité, mais avec un profil particulier et rare de réalisation de certaines fonctions, qu'il serait important de préserver. Si l'on revient à l'écologie, une telle information est très utile pour des prises de décision de protection à des échelles régionales notamment. Elle est notamment incluse de façon de plus en plus systématique dans les algorithmes d'optimisation utilisés pour délimiter les aires de protection de la biodiversité sur un territoire (Pollock *et al.*, 2017 ; Pollock *et al.*, 2020). La philosophie générale de ces algorithmes est d'ajuster la forme et la taille des aires protégées afin de maximiser la biodiversité en incorporant les espèces les plus différentes les unes des autres.

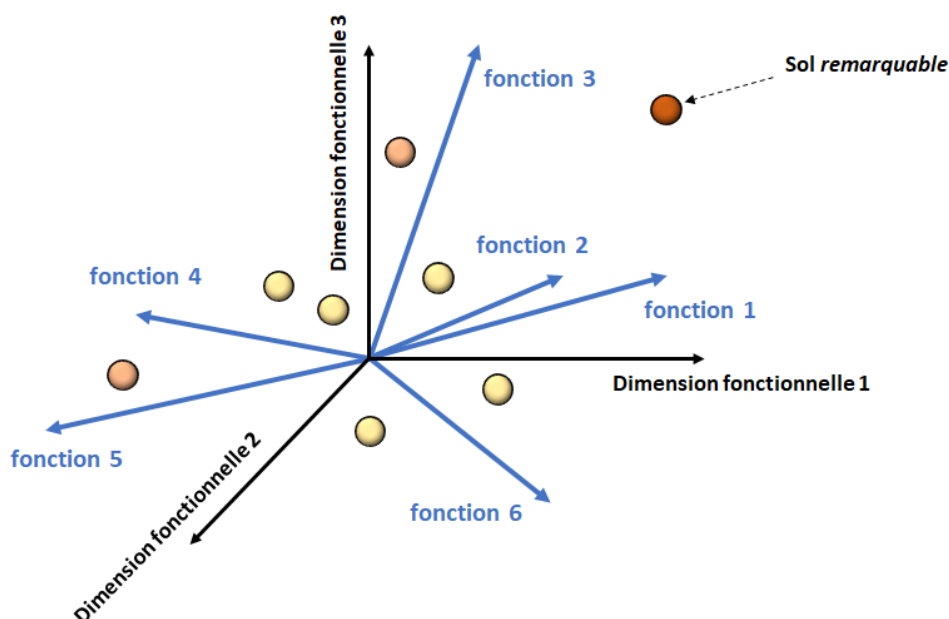


Figure 5-3. Une vision intégrée et multidimensionnelle de la fonctionnalité des sols, de leur redondance et de leur originalité.

Les sols (représentés ici par des cercles pleins) sont comparés les uns aux autres dans un espace à n dimensions définies par les fonctions mesurées. Des analyses multivariées (les analyses en composantes principales - ou ACP - par exemple) permettent d'identifier les grands axes de variation, qui reflètent les grandes dimensions fonctionnelles des sols. Par construction mathématique, ces dimensions sont indépendantes les unes des autres. Deux sols proches dans cet espace sont considérés comme redondants fonctionnellement. A l'inverse, un sol très différent des autres (illustré par une couleur rouge sur un gradient de couleur de jaune à rouge, du moins au plus original) pourrait être considéré comme remarquable (« distinct ») en termes de fonctions qu'il accomplit, ce qui peut être un appui à l'aide à la décision dans les politiques de protection des sols.

Comment transférer ce concept au cas des sols, de leur surveillance et de leur protection ? La multifonctionnalité d'aujourd'hui n'est peut-être pas celle de demain, ce qui rend la décision de protéger tel sol par rapport à d'autres, à l'heure d'une perte massive de sols à cause de l'érosion ou de l'artificialisation notamment, subjective, ponctuelle et partielle. Cette idée est très connue dans les sciences de la conservation de la biodiversité pour lesquelles la notion d'« option » est très répandue et également adoptée par l'IPBES et les programmes cadres de conservation de la biodiversité et des écosystèmes de l'ONU : la biodiversité est une option pour l'avenir, donc à protéger dans son ensemble, car certaines espèces encore méconnues pourraient s'avérer irremplaçables et/ou jouer un rôle majeur dans la résilience des écosystèmes (Faith, 2021). Au-delà du nécessaire calcul de multifonctionnalité des sols pour les décideurs sur le court terme, proposition est faite ici de caractériser la redondance fonctionnelle des sols, notamment à l'échelle d'un territoire afin d'apporter une description plus neutre de la diversité des fonctions des sols au sein de ce territoire. Un tel exercice peut aboutir à la quantification d'une *complémentarité fonctionnelle* entre sols plus ou moins distants spatialement (on pourrait l'envisager pour la régulation hydrologique ou pour le transfert de matériel entre sols à l'échelle d'un territoire par exemple), et donc de leur *interdépendance fonctionnelle*.

La caractérisation fonctionnelle des espèces, en écologie, a abouti récemment à l'émergence d'un concept prometteur pour la conservation de la biodiversité : la rareté fonctionnelle (Violle *et al.*, 2017 ; Pavoine et Ricotta, 2023). L'idée est non plus de considérer la rareté d'une espèce en termes de fréquence d'observation, comme traditionnellement fait en sciences de la conservation, mais à partir de son originalité fonctionnelle, c'est-à-dire à quel point elle possède des fonctions que les autres espèces ne partagent pas (Figure 5-3). Des indices ont été proposés pour caractériser l'*originalité fonctionnelle* d'une espèce (Grenié *et al.*, 2017). En quelques mots, ces indices (calculables à partir du package R « funrar ») s'appuient sur les distances entre espèces au sein d'un espace fonctionnel à n dimensions : plus la distance (euclidienne) entre une espèce A et l'ensemble des autres espèces est grande, plus l'espèce A est isolée dans l'espace fonctionnel et est donc caractérisée par une originalité fonctionnelle plus forte que les autres. Aujourd'hui, tout un champ de recherche de l'écologie cherche ainsi à

revisiter les sciences de la conservation sous cet angle. Cela peut passer par une liste des espèces à évaluer en priorité car fonctionnellement originales (Grenié *et al.*, 2018), ou encore par l'incorporation de la rareté fonctionnelle comme critère prioritaire dans les algorithmes d'optimisation des aires protégées (Pollock *et al.*, 2017). Il est important de noter que la rareté des espèces en termes de fréquence d'observation semble totalement découplée de leurs originalités fonctionnelles (Grenié *et al.*, 2018 ; Loiseau *et al.*, 2020). Ainsi, une espèce peu abondante n'est pas nécessaire à prioriser en termes de protection si son originalité fonctionnelle est faible. Il s'agit d'un sujet qui reste très sensible malgré tout en écologie, car la vision dite utilitariste de la biodiversité a souvent été critiquée en sciences de la conservation (Goldstein, 1999). Une vision plus parcimonieuse est de considérer nécessaire de protéger l'ensemble de la biodiversité car c'est le devoir de l'humanité même si une partie de celle-ci ne semble pas « utile » aux sociétés. Il semble prometteur au contraire de transférer l'ensemble de ce cadre conceptuel aux sciences du sol, pour lesquelles le concept de services et de bénéfices pour les sociétés humaines fait bien plus consensus, comme rappelé dans l'ensemble de ce rapport. Caractériser l'originalité des sols à partir de leurs fonctions permettrait de mettre en évidence des sols remarquables par le fait qu'ils possèdent des fonctions (ou un ensemble de fonctions) non partagées par d'autres.

Nous sommes conscients que cette proposition reste novatrice à ce stade et qu'elle méritera(it) d'être mise à l'épreuve du terrain. Des discussions riches au sein du groupe d'experts amènent à penser qu'elle pourrait être prometteuse dans une optique de surveillance de la qualité des sols et de leur capacité de résilience. Elle pourrait notamment aider à protéger des caractéristiques rares des sols, et examiner cette rareté relative à l'échelle d'un territoire. En miroir des travaux multiples en sciences de la conservation de la biodiversité, la rareté fonctionnelle des sols pourrait être considérée comme un critère de choix dans la mise en œuvre de politiques de protection des sols. Un travail conceptuel au sein du groupe suggère qu'une telle métrique pourrait, comme cela a été fait pour la rareté fonctionnelle des espèces, permettre d'ajouter une nouvelle dimension à la rareté des sols. Ainsi, la lutte contre l'artificialisation des sols ne chercherait plus seulement à préserver certains types de sols en « voie de disparition » mais également des sols fonctionnellement originaux. En effet, il semble clair que, comme pour les espèces, la fréquence d'un sol et son originalité fonctionnelle sont partiellement découplées (Figure 5-4).

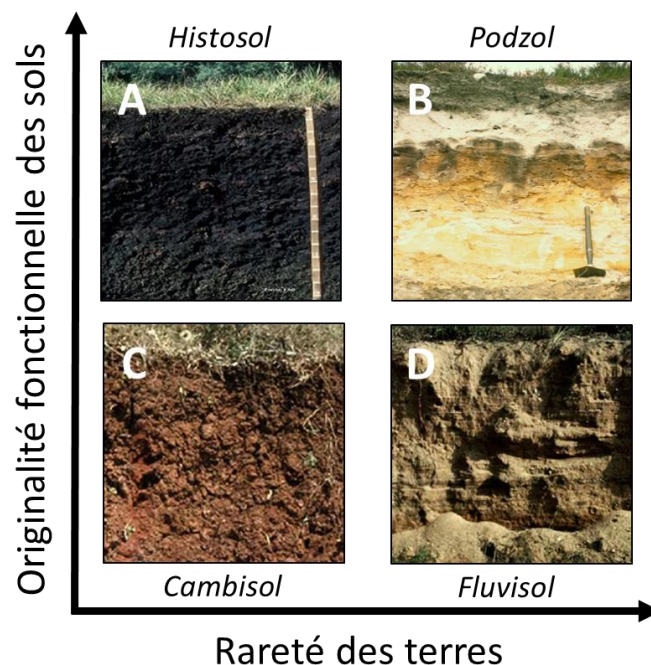


Figure 5-4. Un cadre conceptuel pour définir la rareté des sols.

Ici sont représentés quatre types de sol bien définis par la nomenclature internationale. Certains sont observés peu fréquemment à l'échelle mondiale (gradient de rareté des terres sur l'axe des abscisses). Leur fréquence d'observation n'est pas corrélée à leur originalité fonctionnelle. Certains sont très redondants d'autres sols connus (cambisol ou fluvisol par exemple) tandis que d'autres sont fonctionnellement très originaux (histosol ou podzol par exemple). Dans cet exemple, les podzols seraient un enjeu de conservation prioritaire car à la fois peu fréquents (donc potentiellement plus soumis à des risques d'érosion) et porteurs de fonctions originales.

6. Conclusion

La polysémie du terme « fonction » continue d'animer le débat en écologie et en sciences du sol. D'aucuns pourraient n'y voir qu'une controverse sémantique vaine. Les implications sont majeures en réalité, notamment dans la constitution de la boîte à outils (qui inclut les indicateurs) qui aidera à mesurer et à suivre le fonctionnement des écosystèmes et des sols. Ceci est d'autant plus vrai lorsque l'on cherche à approcher la multifonctionnalité des écosystèmes et des sols car sa quantification est fortement dépendante des fonctions que l'on intègre dans l'analyse. Il est possible de comparer des sols ou des écosystèmes par les fonctions qu'ils portent, mais il n'est pas possible de donner une valeur absolue à leur multifonctionnalité ; elle restera relative. L'analyse bibliographique des travaux s'intéressant à la multifonctionnalité des sols illustre clairement cette relativité et l'incomplétude des fonctions étudiées jusqu'à présent. Cela s'explique en partie par le fait que ce questionnement est relativement récent pour la discipline, mais surtout qu'il a été fortement porté par la communauté des agronomes, ce qui semble avoir conduit à un fort biais de publication vers l'étude des systèmes cultivés et vers la quantification de fonctions pertinentes pour ces systèmes (la productivité par exemple). Malgré ce constat, la richesse des travaux sur la (multi-)fonctionnalité des écosystèmes (en 2023, Sandra Lavorel, pionnière de ces questions en France et à l'international, a été la première écologue à recevoir la médaille d'or du CNRS) ouvre des perspectives pour le suivi et la protection des sols. Le concept de contributions de la nature aux sociétés (NCP) est aujourd'hui privilégié en écologie (et par les instances intergouvernementales telles que l'IPBES) en remplacement du concept de services, car il est supposé moins marqué par une vision occidentale de la nature. Le concept naissant de contributions des sols aux sociétés (valeurs relationnelles, intrinsèques et instrumentales), comme miroir du concept des NCP, semble prometteur dans la perspective d'identifier l'ensemble des fonctions susceptibles de décrire les sols et les indicateurs associés.

Références bibliographiques

- Andrews, S.S.; Karlen, D.L.; Cambardella, C.A., 2004. The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (6): 1945-1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>
- Baveye, P.C.; Baveye, J.; Gowdy, J., 2016. Soil "Ecosystem" Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>
- Blonder, B.; Morrow, C.B.; Maitner, B.; Harris, D.J.; Lamanna, C.; Violle, C.; Enquist, B.J.; Kerkhoff, A.J., 2018. New approaches for delineating n-dimensional hypervolumes. *Methods in Ecology and Evolution*, 9 (2): 305-319. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12865>
- Blum, W.E.H., 1988. *Problems of Soil Conservation*. Strasbourg: Council of Europe, Steering Committee for the Conservation and Management of the Environment and Natural Habitats (CDPE) (*Nature and Environment Series*).
- Blum, W.E.H., 2005. Functions of Soil for Society and the Environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4: 75-79. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x>
- Bouma, J., 2010. Implications of the Knowledge Paradox for Soil Science. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc, 143-171. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)06004-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)06004-9)
- Bourlière F., 1979. Hutchinson, G.E. - An Introduction to Population Ecology. In: Press, Y.U., ed. *La Terre et La Vie, Revue d'Histoire naturelle*. New Haven and London, 526.
- Bünemann, E.K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.; Creamer, R.E.; De Deyn, G.; De Goede, R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.W.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; Van Groenigen, J.W.; Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120: 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Burghardt, W.; Kneib, W.D.; Höke, S.; Lehmann, A.; Makowsky, L.; Kocher, B.; Steinweg, B., 2022. Soil science within German cities. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 185 (4): 462-474. <https://doi.org/10.1002/jpln.202200211>
- Byrnes, J.E.K.; Gamfeldt, L.; Isbell, F.; Lefcheck, J.S.; Griffin, J.N.; Hector, A.; Cardinale, B.J.; Hooper, D.U.; Dee, L.E.; Emmett Duffy, J., 2014. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution*, 5 (2): 111-124. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12143>
- Calow, P., 1987. Towards a Definition of Functional Ecology. *Functional Ecology*, 1 (1): 57-61. <http://www.jstor.org/stable/2389358>
- Cardinale, B.J.; Duffy, J.E.; Gonzalez, A.; Hooper, D.U.; Perrings, C.; Venail, P.; Narwani, A.; Mace, G.M.; Tilman, D.; Wardle, D.A.; Kinzig, A.P.; Daily, G.C.; Loreau, M.; Grace, J.B.; Larigauderie, A.; Srivastava, D.S.; Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486 (7401): 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Coban, O.; De Deyn, G.B.; van der Ploeg, M., 2022. Soil microbiota as game-changers in restoration of degraded lands. *Science*, 375 (6584): 990-+. <https://doi.org/10.1126/science.abe0725>
- Coyle, C.; Creamer, R.E.; Schulte, R.P.O.; O'Sullivan, L.; Jordan, P., 2016. A Functional Land Management conceptual framework under soil drainage and land use scenarios. *Environmental Science & Policy*, 56: 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.012>

- Creamer, R.E.; Barel, J.M.; Bongiorno, G.; Zwetsloot, M.J., 2022. The life of soils: Integrating the who and how of multifunctionality. *Soil Biology and Biochemistry*, 166: 108561. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108561>
- Darvill, R.L., Zoë, 2016. The inclusion of stakeholders and cultural ecosystem services in land management trade-off decisions using an ecosystem services approach. *Landscape Ecology*, 31 (3). <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0260-y>
- Davis, A.G.; Huggins, D.R.; Reganold, J.P., 2023. Linking soil health and ecological resilience to achieve agricultural sustainability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 21 (3): 131-139. <https://doi.org/10.1002/fee.2594>
- de Bello, F.; Carmona, C.P.; Mason, N.W.H.; Sebastià, M.-T.; Lepš, J., 2013. Which trait dissimilarity for functional diversity: trait means or trait overlap? *Journal of Vegetation Science*, 24 (5): 807-819. <https://doi.org/10.1111/jvs.12008>
- de Groot, R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75 (3): 175-186. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.016>
- De Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3): 393-408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- de Kimpe, C.R.; Warkentin, B.P., 1996. Soil functions and the future of natural resources. *9th Conference of the International-Soil-Conservation-Organisation*. Bonn, Germany. Aug. Catena Verlag, 3-10.
- Descola, P., 2013. *Beyond Nature and Culture*. University of Chicago Press.
- Diaz, S.; Pascual, U.; Stenseke, M.; Martín-López, B.; Watson, R.T.; Molnár, Z.; Hill, R.; Chan, K.M.A.; Baste, I.A.; Brauman, K.A.; Polasky, S.; Church, A.; Lonsdale, M.; Larigauderie, A.; Leadley, P.W.; van Oudenhoven, A.P.E.; van der Plaats, F.; Schröter, M.; Lavorel, S.; Aumeeruddy-Thomas, Y.; Bukvareva, E.; Davies, K.; Demissew, S.; Erpul, G.; Failler, P.; Guerra, C.A.; Hewitt, C.L.; Keune, H.; Lindley, S.; Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359 (6373): 270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Dominati, E.; Patterson, M.; Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69 (9): 1858-1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- Drobnik, T.; Greiner, L.; Keller, A.; Grêt-Regamey, A., 2018. Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators*, 94: 151-169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.052>
- EC., 2002. Towards a Thematic Strategy for Soil Protection (Com 2002, 179 Final). <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2002:0179:FIN:EN:PDF>
- EC., 2006. Stratégie Thématique En Faveur De La Protection Des Sols (Com 2006, 231 Final). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52006DC0231>
- Ehrlich, P.; Walker, B., 1998. Roundtable: Rivets and redundancy. *BioScience*, 48 (5): 387-387. <https://doi.org/10.2307/1313377>
- Ehrlich, P.R.; Mooney, H.A., 1983. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, 33 (4): 248-254. <https://doi.org/10.2307/1309037>
- Eisenhauer, N.; Hines, J.; Isbell, F.; van der Plas, F.; Hobbie, S.E.; Kazanski, C.E.; Lehmann, A.; Liu, M.Y.; Lochner, A.; Rilling, M.C.; Vogel, A.; Worm, K.; Reich, P.B., 2018. Plant diversity maintains multiple soil functions in future environments. *Elife*, 7: 20. <https://doi.org/10.7554/eLife.41228>
- Evangelista, S.J.; Field, D.J.; McBratney, A.B.; Minasny, B.; Ng, W.; Padarian, J.; Román Dobarco, M.; Wadoux, A.M.J.C., 2023. A proposal for the assessment of soil security: Soil functions, soil services and threats to soil. *Soil Security*, 10: 100086. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2023.100086>
- Faith, D.P., 2021. Valuation and Appreciation of Biodiversity: The “Maintenance of Options” Provided by the Variety of Life. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.635670>
- Franceschinis, C.; Liebe, U.; Thiene, M.; Meyerhoff, J.; Field, D.; McBratney, A., 2022. The effect of social and personal norms on stated preferences for multiple soil functions: evidence from Australia and Italy. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 66 (2): 335-362. <https://doi.org/10.1111/1467-8489.12466>
- Garnier, E.; Cortez, J.; Billès, G.; Navas, M.-L.; Roumet, C.; Debussche, M.; Laurent, G.; Blanchard, A.; Aubry, D.; Bellmann, A.; Neill, C.; Toussaint, J.-P., 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession *Ecology*, 85 (9): 2630-2637. <https://doi.org/10.1890/03-0799>
- Garnier, E.; Navas, M.-L.; Grigulis, K., 2016. *Plant Functional Diversity Organism traits, community structure, and ecosystem properties*. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198757368.001.0001>
- Gatica-Saavedra, P.; Aburto, F.; Rojas, P.; Echeverría, C., 2023. Soil health indicators for monitoring forest ecological restoration: a critical review. *Restoration Ecology*, 31 (5): 13. <https://doi.org/10.1111/rec.13836>
- Glæsner, N.; Helming, K.; De Vries, W., 2014. Do Current European Policies Prevent Soil Threats and Support Soil Functions? *Sustainability*, 6 (12): 9538-9563. <https://doi.org/10.3390/su6129538>
- Goldstein, P.Z., 1999. Functional Ecosystems and Biodiversity Buzzwords. *Conservation Biology*, 13 (2): 247-255.
- Greiner, L.; Keller, A.; Grêt-Regamey, A.; Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*, 69: 224-237. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>
- Grenié, M.; Denelle, P.; Tucker, C.; Munoz, F.; Violle, C., 2017. funrar: An R package to characterize functional rarity. *Diversity and Distributions*, 23: 1365-1371. <https://doi.org/10.1111/ddi.12629>
- Grenié, M.; Mouillot, D.; villéger, s.; Denelle, P.; Tucker, C.; Munoz, F.; Violle, C., 2018. Functional rarity of coral reef fishes at the global scale: Hotspots and challenges for conservation. *Biological Conservation*, 226: 288-299. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.011>
- Grime, J.P., 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86 (6): 902-910. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x>
- Guseva, K.; Darcy, S.; Simon, E.; Alteio, L.V.; Montesinos-Navarro, A.; Kaiser, C., 2022. From diversity to complexity: Microbial networks in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 169: 108604. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003807172200061X>
- Jacquet, C.; Moritz, C.; Morissette, L.; Legagneux, P.; Massol, F.; Archambault, P.; Gravel, D., 2016. No complexity–stability relationship in empirical ecosystems. *Nature Communications*, 7 (1): 12573. <https://doi.org/10.1038/ncomms12573>
- Jax, K., 2005. Function and “functioning” in ecology: what does it mean? *Oikos*, 111 (3): 641-648. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2005.13851.x>

- Karimi, B.; Villerd, J.; Dequiedt, S.; Terrat, S.; Chemidlin-Prévost Bouré, N.; Djemiel, C.; Lelièvre, M.; Tripied, J.; Nowak, V.; Saby, N.P.A.; Bispo, A.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Ranjard, L., 2020. Biogeography of soil microbial habitats across France. *Global Ecology and Biogeography*, 29 (8): 1399-1411. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/geb.13118>
- Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E., 1997. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Science Society of America Journal*, 61 (1): 4-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Keddy, P.A., 1992. A Pragmatic Approach to Functional Ecology. *Functional Ecology*, 6 (6): 621-626. <https://doi.org/10.2307/2389954>
- Kibblewhite, M.G.; Ritz, K.; Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363 (1492): 685-701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Kopittke, P.M.; Berhe, A.A.; Carrillo, Y.; Cavagnaro, T.R.; Chen, D.L.; Chen, Q.L.; Dobarco, M.R.; Dijkstra, F.A.; Field, D.J.; Grundy, M.J.; He, J.Z.; Hoyle, F.C.; Kögel-Knabner, I.; Lam, S.K.; Marschner, P.; Martinez, C.; McBratney, A.B.; McDonald-Madden, E.; Menzies, N.W.; Mosley, L.M.; Mueller, C.W.; Murphy, D.V.; Nielsen, U.N.; O'Donnell, A.G.; Pendall, E.; Pett-Ridge, J.; Rumpel, C.; Young, I.M.; Minasny, B., 2022. Ensuring planetary survival: the centrality of organic carbon in balancing the multifunctional nature of soils. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52 (23): 4308-4324. <https://doi.org/10.1080/10643389.2021.2024484>
- Landi, P.; Minoarivelo, H.O.; Brännström, Å.; Hui, C.; Dieckmann, U., 2018. Complexity and stability of ecological networks: a review of the theory. *Population Ecology*, 60 (4): 319-345. <https://doi.org/10.1007/s10144-018-0628-3>
- Lehmann, J.; Bossio, D.A.; Kögel-Knabner, I.; Rillig, M.C., 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1 (10): 544-553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Lilburne, L.; Eger, A.; Mudge, P.; Ausseil, A.-G.; Stevenson, B.; Herzig, A.; Beare, M., 2020. The Land Resource Circle: Supporting land-use decision making with an ecosystem-service-based framework of soil functions. *Geoderma*, 363: 114134. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114134>
- Lin, H., 2014. A New Worldview of Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 78: 1831. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.04.0162>
- Loiseau, N.; Mouquet, N.; Casajus, N.; Grenié, M.; Guéguen, M.; Maitner, B.; Mouillot, D.; Ostling, A.; Renaud, J.; Tucker, C.; Velez, L.; Thuiller, W.; Violle, C., 2020. Global distribution and conservation status of ecologically rare mammal and bird species. *Nature Communications*, 11 (1): 5071. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18779-w>
- Manning, P.; van der Plas, F.; Soliveres, S.; Allan, E.; Maestre, F.T.; Mace, G.; Whittingham, M.J.; Fischer, M., 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nat Ecol Evol*, 2 (3): 427-436. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>
- MEA., 2005. Millennium Ecosystem Assessment.
- Mizuta, K.; Grunwald, S., 2022. Reshaping How We Think about Soil Security. *Soil Systems*, 6 (4): 13. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040074>
- Mouchet, M.A.; Paracchini, M.L.; Schulp, C.J.E.; Stürck, J.; Verkerk, P.J.; Verburg, P.H.; Lavorel, S., 2017. Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecological Indicators*, 73: 23-28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.026>
- Mouillot, D.; Loiseau, N.; Grenié, M.; Algar, A.C.; Allegra, M.; Cadotte, M.W.; Casajus, N.; Denelle, P.; Guéguen, M.; Maire, A.; Maitner, B.; McGill, B.J.; McLean, M.; Mouquet, N.; Munoz, F.; Thuiller, W.; Villéger, S.; Violle, C.; Auber, A., 2021. The dimensionality and structure of species trait spaces. *Ecology Letters*, 24 (9): 1988-2009. <https://doi.org/10.1111/ele.13778>
- Pavoine, S.; Ricotta, C., 2023. Identifying functionally distinctive and threatened species. *Biological Conservation*, 284. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110170>
- Pereira, L.M.; Davies, K.K.; den Belder, E.; Ferrier, S.; Karlsson-Vinkhuyzen, S.; Kim, H.; Kuiper, J.J.; Okayasu, S.; Palomo, M.G.; Pereira, H.M.; Peterson, G.; Sathyapalan, J.; Schoolenberg, M.; Alkemade, R.; Carvalho Ribeiro, S.; Greenaway, A.; Hauck, J.; King, N.; Lazarova, T.; Ravera, F.; Chettri, N.; Cheung, W.W.L.; Hendriks, R.J.J.; Kolomytsev, G.O.; Leadley, P.; Metzger, J.P.; Ninan, K.N.; Pichs, R.; Popp, A.; Rondinini, C.; Isabel, R.; van Vuuren, D.P.; Lundquist, C.J., 2020. Developing multiscale and integrative nature-people scenarios using the Nature Futures Framework. *People and Nature*, 2 (4). <https://doi.org/10.1002/pan3.10146>
- Pollock, L.J.; O'Connor, L.M.J.; Mokany, K.; Rosauer, D.F.; Talluto, M.V.; Thuiller, W., 2020. Protecting Biodiversity (in All Its Complexity): New Models and Methods. *Trends Ecol Evol*, 35 (12): 1119-1128. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534720302305>
- Pollock, L.J.; Thuiller, W.; Jetz, W., 2017. Large conservation gains possible for global biodiversity facets. *Nature*, 546 (7656): 141-144. <https://doi.org/10.1038/nature22368>
- Rabot, E.; Wiesmeier, M.; Schlüter, S.; Vogel, H.J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314: 122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Raudsepp-Hearne, C.; Peterson, G.D.; Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 (11): 5242-5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>
- Saidi, N.; Spray, C., 2018. Ecosystem services bundles: challenges and opportunities for implementation and further research. *Environmental Research Letters*, 13 (11): 113001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae5e0>
- Schwilch, G.; Bernet, L.; Fleskens, L.; Giannakis, E.; Leventon, J.; Marañón, T.; Mills, J.; Short, C.; Stolte, J.; Van Delden, H.; Verzaandvoort, S., 2016. Operationalizing ecosystem services for the mitigation of soil threats: A proposed framework. *Ecological Indicators*, 67: 586-597. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.016>
- Seybold, C.A.; Mausbach, M.J.; Karlen, D.K.; Rogers, H.H., 1998. Quantification of Soil Quality. In: Kimble, J.M.; Lal, R.; Follett, R.F.; Stewart, B.A., eds. *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Washington, DC: CRC Press, 387-404.
- Smith, P.; Keesstra, S.D.; Silver, W.; Adhya, T.K., 2021. The role of soils in delivering Nature's Contributions to People. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376 (1834). <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0169>
- Stavi, I.; Bel, G.; Zaady, E., 2016. Soil functions and ecosystem services in conventional, conservation, and integrated agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (2): 32. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0368-8>
- Stronge, D.C.; Kannemeyer, R.L.; Harmsworth, G.R.; Stevenson, B.A., 2023. Achieving soil health in Aotearoa New Zealand through a pluralistic values-based framework: mauri ora ki te whenua, mauri ora ki te tangata. *Sustainability Science*. <https://doi.org/10.1007/s11625-022-01269-x>

- Teuber, S.; Bartelheim, M.; Hardenberg, R.; Knopf, M.; Knopf, T.; Kühn, P.; Schade, T.; Schmidt, K.; Scholten, T., 2022. Why do we need interdisciplinary cooperation with anthropologists and archaeologists in soil science? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 185 (6): 752-765. <https://doi.org/10.1002/jpln.202200120>
- Thiele-Bruhn, S., 2021. The role of soils in provision of genetic, medicinal and biochemical resources. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376 (1834): 20200183. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0183>
- Valujeva, K.; O'Sullivan, L.; Gutzler, C.; Fealy, R.; Schulte, R.P.O., 2016. The challenge of managing soil functions at multiple scales: An optimisation study of the synergistic and antagonistic trade-offs between soil functions in Ireland. *Land Use Policy*, 58: 335-347. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.028>
- Violle, C.; Navas, M.-L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116 (5): 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Violle, C.; Thuiller, W.; Mouquet, N.; Munoz, F.; Kraft, N.J.B.; Cadotte, M.W.; Livingstone, S.W.; Mouillot, D., 2017. Functional Rarity: The Ecology of Outliers. *Trends Ecol Evol*, 32 (5): 356-367. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.02.002>
- Vogel, H.-J.; Bartke, S.; Daedlow, K.; Helming, K.; Kögel-Knabner, I.; Lang, B.; Rabot, E.; Russell, D.; Stössel, B.; Weller, U.; Wiesmeier, M.; Wollschläger, U., 2018. A systemic approach for modeling soil functions. *SOIL*, 4 (1): 83-92. <https://doi.org/10.5194/soil-4-83-2018>
- Vogel, H.-J.; Eberhardt, E.; Franko, U.; Lang, B.; Ließ, M.; Weller, U.; Wiesmeier, M.; Wollschläger, U., 2019. Quantitative Evaluation of Soil Functions: Potential and State. *Frontiers in Environmental Science*, 7: 164. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00164>
- Volchko, Y.; Norrman, J.; Bergknut, M.; Rosén, L.; Söderqvist, T., 2013. Incorporating the soil function concept into sustainability appraisal of remediation alternatives. *Journal of Environmental Management*, 129: 367-376. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.025>
- Vrebos, D.; Jones, A.; Lugato, E.; O'Sullivan, L.; Schulte, R.; Staes, J.; Meire, P., 2021. Spatial evaluation and trade-off analysis of soil functions through Bayesian networks. *European Journal of Soil Science*, 72 (4): 1575-1589. <https://doi.org/10.1111/ejss.13039>
- Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139 (3-4): 235-246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>
- Weigelt, A.; Mommer, L.; Andraczek, K.; Iversen, C.M.; Bergmann, J.; Bruelheide, H.; Freschet, G.T.; Guerrero-Ramírez, N.R.; Kattge, J.; Kuyper, T.W.; Laughlin, D.C.; Meier, I.C.; van der Plas, F.; Poorter, H.; Roumet, C.; van Ruijven, J.; Sabatini, F.M.; Semchenko, M.; Sweeney, C.J.; Valverde-Barrantes, O.J.; York, L.M.; McCormack, M.L., 2023. The importance of trait selection in ecology. *Nature*, 618 (7967). <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06148-8>
- Yang, T.; Siddique, K.H.M.; Liu, K., 2020. Cropping systems in agriculture and their impact on soil health-A review. *Global Ecology and Conservation*, 23: 13. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01118>
- Zhao, R.; Gabriel, J.L.; Martín, J.A.R.; Feng, Z.; Wu, K.N., 2022. Understanding trade-offs and synergies among soil functions to support decision-making for sustainable cultivated land use. *Frontiers in Environmental Science*, 10: 20. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1063907>
- Zwetsloot, M.J.; Van Leeuwen, J.; Hemerik, L.; Martens, H.; Simó Josa, I.; Van De Broek, M.; Debeljak, M.; Rutgers, M.; Sandén, T.; Wall, D.P.; Jones, A.; Creamer, R.E., 2021. Soil multifunctionality: Synergies and trade-offs across European climatic zones and land uses. *European Journal of Soil Science*, 72 (4): 1640-1654. <https://doi.org/10.1111/ejss.13051>

Chapitre 6.

Les fonctions écologiques des sols

Auteurs : **Denis Angers** (carbone, structure), **Laurent Augusto** (nutriments, contaminants), **Philippe Branchu** (eau), **Isabelle Cousin** (définitions), **Raphaël Gros** (biodiversité)

Documentaliste : Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|---|------------|
| 1. Un corpus bibliographique pour définir les fonctions des sols (et leurs indicateurs)..... | 127 |
| 1.1. Constitution du corpus pour identifier les fonctions des sols | 127 |
| 1.2. Description du corpus | 128 |
| 2. L'identification de six fonctions des sols | 129 |
| 2.1. Une fonction du sol : une action sur un objet | 129 |
| 2.2. Proposition d'une liste de fonctions..... | 132 |
| 2.3. Les fonctions proposées au regard des politiques publiques | 132 |
| 3. Définir les 6 fonctions écologiques des sols | 133 |
| 3.1. La fonction « supporter la biodiversité : organismes du sol et végétation..... | 134 |
| 3.2. La fonction « Stocker du carbone » | 136 |
| 3.3. La fonction « Fournir des nutriments à la biocénose » | 137 |
| 3.4. Les fonctions hydrologiques de régulation quantitative et qualitative de l'eau..... | 138 |
| 3.5. La fonction « Réguler les contaminants » | 141 |
| 3.6. La fonction « Entretenir la structure du sol »..... | 141 |
| 4. Conclusion | 142 |
| Références bibliographiques | 142 |
| Annexe 6-1. | 146 |

A l'interface entre l'atmosphère et l'hydrosphère, les sols sont au cœur des écosystèmes terrestres. Longtemps considérés pour leur seule fonction de support de la production de biomasse, ils assurent des fonctions bien plus diverses et multiples, et contribuent aux nombreux services rendus par les écosystèmes. On a précisé au chapitre précédent les concepts de fonctions et de multifonctionnalité. L'objectif de ce chapitre est de définir et décrire, à partir de l'analyse de la littérature scientifique, les principales fonctions qu'assurent les sols, d'en proposer une liste, et de préciser la définition de chacune des fonctions identifiées.

1. Un corpus bibliographique pour définir les fonctions des sols (et leurs indicateurs)

1.1. Constitution du corpus pour identifier les fonctions des sols

Un corpus bibliographique spécifique a été construit afin d'analyser la diversité des fonctions des sols proposées dans la littérature. Il a également été mobilisé pour rechercher une définition conceptuelle du terme « fonction(s) des sols », présentée et discutée au Chapitre 5. Il a enfin été employé pour identifier les indicateurs associés à chaque fonction, et l'analyse en sera présentée au Chapitre 8. Le logigramme de la Figure 6-1 présente le principe méthodologique de l'analyse.

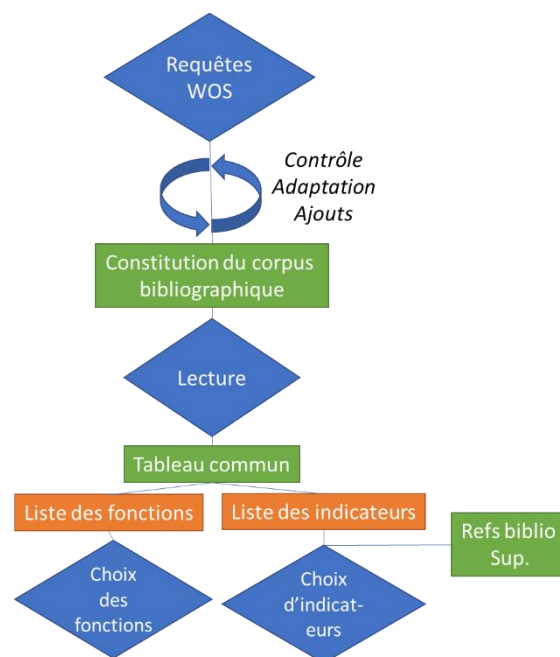


Figure 6-1. Logigramme suivi dans ce chapitre.

Le corpus bibliographique a dans un premier temps été constitué à partir du WoS en associant les articles identifiés par plusieurs requêtes assez larges, réalisées en avril 2023 :

- Requête 1 : association dans le titre des articles des termes sol et fonction, et des termes permettant de repérer le type d'article, synthèse ou revue de la littérature, (TI=((soil* and function*) AND (review* OR syntheses*))) avec 57 résultats.
- Requête 2 : association dans le titre, le résumé et les mots-clés des articles, des termes sol et fonction ou sol et multifonctionnalité (TS=((("soil* fonction" OR "soil* fonctions") OR (soil* NEAR/2 (multifunction* OR "multi function*"))))) avec 2 187 résultats dont 191 revues de littérature.

- Requête 3 : requête 2 portant cette fois uniquement sur le titre des articles avec 291 résultats, et affinée par un filtre sélectionnant les articles de revue de la littérature, avec 27 résultats.

Enfin certains articles connus préalablement à l'étude par les experts ont été ajoutés à ce corpus.

Le corpus finalement retenu est constitué de 400 articles, dont un peu plus de la moitié (208, soit 52%) sont des articles de revue de la littérature.

Au sein du corpus ainsi obtenu, nous avons analysé de façon spécifique la question de la multifonctionnalité des sols par la requête 4 :

- Requête 4 : TI= (soil* NEAR/2 (multifunction* OR "multi fonction*")), ce qui a produit 88 résultats dont 3 revues de littérature.

A partir de l'ensemble du corpus retenu de 400 références, un échantillonnage aléatoire des articles a été réalisé dans l'objectif de n'en retenir pour analyse qu'un échantillon représentatif de la diversité des approches et des fonctions des sols. Ce travail s'est fait par itération empirique, par ajout de références jusqu'à ce que la lecture de nouveaux articles n'apporte plus d'éléments modifiant l'analyse des fonctions.

Plus de la moitié des articles a ainsi été lue et analysée (63% des articles – soit 251 – et 66% des articles de revues de littérature – soit 137). Cet ensemble de 251 articles constitue le « corpus analysé », dont 76 cités dans le présent chapitre.

1.2. Description du corpus

Les articles s'intéressant aux fonctions des sols se développent fortement depuis les années 2010, leur nombre augmentant quasi-systématiquement d'une année à la suivante (Figure 6-2). Concernant spécifiquement la multifonctionnalité, ce terme apparaît en 2005 et augmente de manière significative (plus de 20 occurrences par an depuis 2021). La multifonctionnalité des sols est, dans la majorité des références analysées, vue comme le fait que le sol exerce simultanément de multiples fonctions. La multifonctionnalité a été traitée dans le Chapitre 5 et ne sera donc pas abordée dans ce chapitre, plus spécifiquement dédié à l'identification et à l'analyse de chaque fonction considérée individuellement.

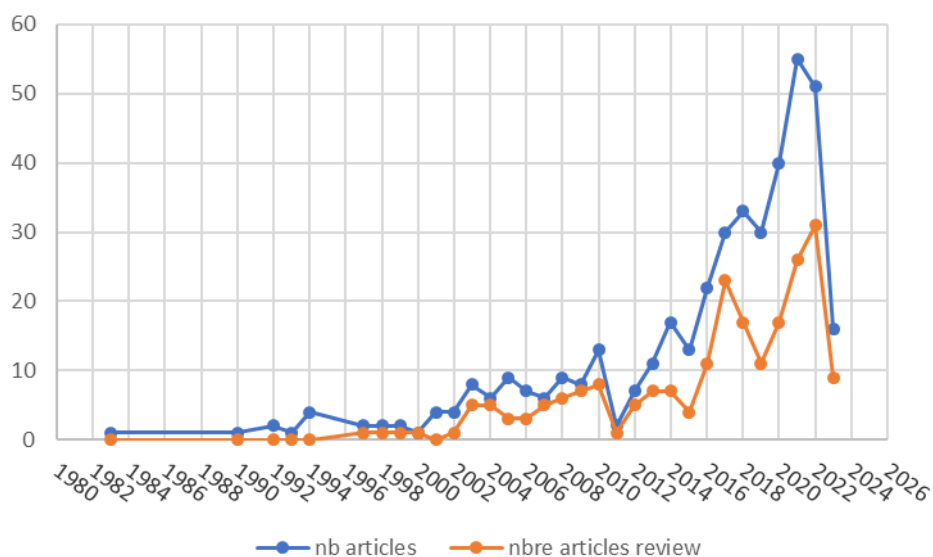


Figure 6-2. Evolution temporelle du nombre d'articles mentionnant les termes 'sol', 'fonction' et 'multifonctionnalité' dans leur titre, résumé ou mots-clés (Requête 2).

NB : La chute de l'année 2023 est un artefact lié au fait que l'année 2023 était incomplète à la date de la requête.

plus d'une vision liée aux usages des sols par l'humain. D'autres items, utilisés moins fréquemment, sont également relevés, tels que *archeology*, *heritage*, *climate*, *erosion*, *aggregation*, *structure*. Concernant les actions, les plus fréquentes sont celles de *sequestration – storage – retention* ou de *supply – source – provision*, dont la traduction en français peut s'avérer d'autant plus délicate qu'elles semblent parfois utilisées comme pseudo-synonymes. Certaines actions sont plus rarement mentionnées, telles que *formation*, *conservation*, *preservation*, *resistance*, *resilience*, ou *maintenance*. On note également l'utilisation fréquente de termes d'action comme *cycling* très larges, peu spécifiques et potentiellement dépassant le périmètre du sol.

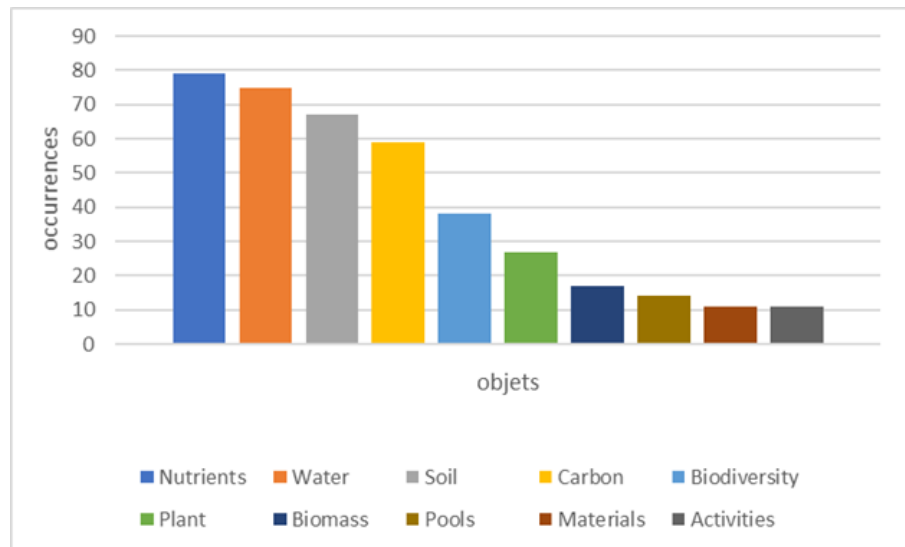


Figure 6-4. Objets liés aux fonctions des sols présentant une occurrence supérieure ou égale à 10 dans un corpus de 152 articles.

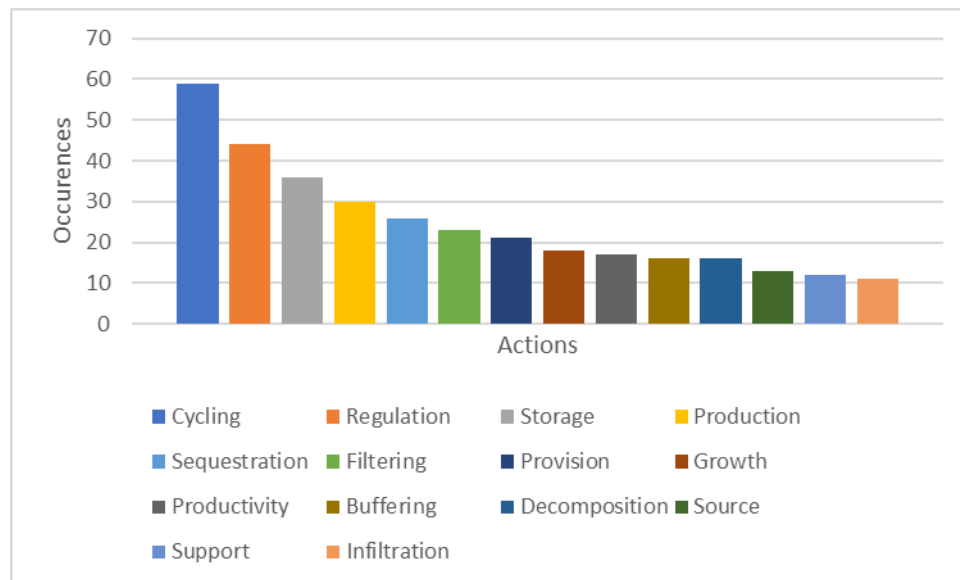


Figure 6-5. Actions liées aux fonctions des sols présentant une occurrence supérieure ou égale à 10 dans un corpus de 152 articles.

On remarquera aussi que les termes employés sont parfois ceux issus du vocabulaire propre aux services écosystémiques (services de régulation, de support, de production), plus anthropocentrique qu'écologique. Cette vision écologique (c'est-à-dire indépendante d'un intérêt particulier lié à l'usage des sols) versus utile à l'humain, a parfois abouti à définir deux types de fonctions : les fonctions écologiques et les fonctions non-écologiques (ou strictement utiles à l'humain ; Blum, 2005 ; Vasenev *et al.*, 2018).

Enfin, on observe que les auteurs regroupent globalement sous le terme « fonction » des notions liées à des paramètres du sol, à des processus, voire à des services écosystémiques. A titre d'exemple, le terme *processes* est présent à 5 reprises dans le corpus.

Cette approche textuelle systématique a permis de croiser actions et objets sur la base d'un premier regroupement autour des objets/actions les plus communs (Tableau 6-1). Cette approche fait ressortir les associations les plus fréquentes, avec plus de 10 occurrences dans le corpus (en caractères gras les associations dominantes du corpus, ces associations étant classées de la plus fréquente à la moins fréquente) :

- **Support – Biomass**, *Support - Infrastructures*.
- **Cycling (decomposition) - Nutrients**, *Cycling (decomposition) – Carbon, Cycling (decomposition) – Water*.
- **Regulation (filtering, buffering, decomposition) – Water**, *Regulation (filtering, buffering, decomposition) – Contaminants/pathogens, Regulation (filtering, buffering, decomposition) – Nutrients*.
- **Storage – Carbon**, *Storage – Water, Storage – Materials, Storage – Nutrients, Storage Artefacts*.
- **Provision habitat – Biodiversity**, *Provision habitat – Soil*.
- **Association du terme Soil à d'autres actions**.
- Association du terme *Biodiversity* à d'autres actions.

Ce tableau illustre notamment la difficulté à différencier les actions de « Cycling » et de « Regulation ».

| | Soil | Biomass | Nutrients | Water | Biodiversity | Carbon | Contaminants/ pathogens | Materials | Artefacts | Infrastructure | Multiple | Other | Undefined | (vide) | Total |
|--|------|---------|-----------|-------|--------------|--------|----------------------------|-----------|-----------|----------------|----------|-------|-----------|--------|-------|
| Production | | 2 | | 1 | | | | | | | | | | | 3 |
| Support | | 68 | | | | | | | | 15 | | | | | 83 |
| Cycling (decomposition) | | 1 | 52 | 10 | | 18 | 1 | | | | 2 | | 1 | | 85 |
| Regulation (filtering, buffering, decomposition) | 7 | | 13 | 44 | 3 | 7 | 28 | | | | 2 | 5 | 14 | | 123 |
| Storage | 2 | | 14 | 17 | | 41 | 3 | 15 | 13 | | 1 | | 1 | | 107 |
| Provision (Habitat and archives) | 17 | | 9 | 2 | 51 | 1 | 1 | | | 2 | 3 | 2 | | | 88 |
| Multiple | | | 3 | 3 | | 1 | | | | | 1 | | | | 8 |
| Other | 25 | 1 | 1 | 7 | 3 | | | | | | 3 | 1 | 1 | | 42 |
| Not precised | 1 | 2 | 1 | 1 | 13 | | 2 | 1 | 3 | | | | 1 | | 25 |
| (vide) | 3 | | 1 | 2 | 6 | | 3 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 3 | 7 | 29 |
| Total | 55 | 74 | 94 | 87 | 76 | 68 | 38 | 16 | 17 | 18 | 13 | 9 | 21 | 7 | |

Tableau 6-1. Occurrences associées au croisement des champs objets (colonnes) et des champs actions (lignes), en % du total des occurrences relevées.

Sur la base de ces approches textuelles, un premier choix de sept fonctions a été réalisé :

- 1- *Supporting vegetation*,
- 2- *Supporting soil organisms*,
- 3- *Storing carbon*,
- 4- *Providing nutriments*,
- 5- *Providing and regulating water*,
- 6- *Regulating contaminants*,
- 7- *Preserving artefacts*.

Le corpus bibliographique a ensuite été réanalysé au regard de ces fonctions, c'est-à-dire que l'on a reclassé chaque fonction identifiée selon la typologie proposée. Cet exercice a montré la forte diversité sémantique derrière chaque fonction ; à titre d'exemple, derrière « *Vegetation supporting* » plus de 40 expressions différentes de fonctions peuvent être regroupées. Cet exercice a également mis en évidence que des fonctions non-écologiques (telle que la préservation d'artefacts, la provision de matériaux) sont assez présentes dans la littérature (plus de 40 occurrences), mais nous les avons écartées car elles n'entrent pas dans le cadre de cette étude, et nous avons ainsi supprimé la fonction *preserving artefacts*. Enfin, nous avons identifié qu'un certain nombre de fonctions, représentant environ 6% des occurrences, sont orphelines, c'est-à-dire non classables entre les sept fonctions choisies ; elles correspondent principalement aux items « *structure* » et « *erosion* » ainsi qu'aux actions « *conservation* » et « *formation* ». Nous avons alors fait le choix d'introduire la fonction « Entretien la structure du sol ».

2.2. Proposition d'une liste de fonctions

Le choix final des fonctions s'appuie ainsi sur les couples objets-actions les plus communs, la volonté de rester sur la dimension écologique des fonctions, avec la préoccupation de laisser de la place à l'action du sol sur lui-même (formation, maintenance).

Ce travail aboutit ainsi à la proposition de 6 fonctions dont la dénomination est stabilisée et traduite en français (Tableau 6-2). Certaines de ces fonctions sont englobantes et peuvent être subdivisées en deux : la fonction « supporter la biodiversité » peut être séparée en deux sous-fonctions, « supporter les organismes du sol » et « supporter la végétation ». De même, la fonction hydrologique « réguler l'eau » peut être séparée en deux sous-fonctions, « réguler quantitativement l'eau » et « réguler qualitativement l'eau ». Pour éviter la confusion avec le vocabulaire relevant du concept de service écosystémique, il est explicité que le bénéfice de ces fonctions est considéré au regard de l'écosystème.

Tableau 6-2. Dénomination des fonctions des sols retenues, en anglais et traduction française.

| Functions | Fonctions |
|---|---|
| 1. <i>Supporting biodiversity (soil organisms & vegetation)</i> | 1. Supporter la biodiversité (organismes du sol & végétation) |
| 2. <i>Storing carbon</i> | 2. Stocker du carbone |
| 3. <i>Providing nutrients to the biocenose (to the ecosystem)</i> | 3. Fournir des nutriments à la biocénose (ou à l'écosystème) |
| 4. <i>Hydrological functions; water regulation and water purification</i> | 4. Réguler l'eau (quantitativement et qualitativement) |
| 5. <i>Regulating contaminants</i> | 5. Réguler les contaminants |
| 6. <i>Maintaining soil structure</i> | 6. Entretien la structure du sol |

Les fonctions « *Providing materials* » et « *Supporting infrastructures* » sont laissées de côté compte tenu du périmètre de l'étude qui porte sur les fonctions écologiques (cf. Chapitre 1).

2.3. Les fonctions proposées au regard des politiques publiques

La liste de fonctions établie ici peut être confrontée aux deux politiques publiques ciblées dans le cadre de cette étude : la Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030 (COM(2021) 699) et l'introduction des fonctions des sols dans le code de l'urbanisme suite à la promulgation de la loi Climat et résilience (août 2021).

La Stratégie européenne propose 7 services rendus par les sols, alors que la loi Climat et résilience introduit 3 grandes fonctions écologiques (hydriques, biologiques, climatiques) et le potentiel agronomique des sols. Les fonctions retenues dans cette étude trouvent leur correspondance avec les cadres proposés par ces deux textes (Tableau 6-3).

Tableau 6-3. Correspondance entre les fonctions retenues dans cette étude (cf. Tableau 6-2), les services mis en avant dans la Stratégie européenne pour la protection des sols, et les fonctions listées dans la loi Climat et Résilience.

| Services listés dans la Stratégie de l'UE pour la protection des sols | Fonctions listées dans cette étude | Fonctions listées dans la Loi Climat & Résilience | Fonctions listées dans cette étude |
|--|------------------------------------|---|------------------------------------|
| Assurer la production d'aliments et de biomasse, y compris dans les secteurs de l'agriculture et de la foresterie | 1, 3, 4 | Potentiel agronomique | 1, 3, 4 |
| Protéger les nappes aquifères en absorbant, en stockant et en filtrant l'eau, et en transformant les éléments nutritifs et autres substances | 4, 5 | Fonctions hydriques | 4, 5 |
| Fournir les éléments essentiels à la vie et à la biodiversité, y compris les habitats, les espèces et les gènes | 1 | Fonctions biologiques | 1 |
| Jouer le rôle de réservoir de carbone | 2 | Fonctions climatiques | 2 |
| Servir de plateforme pour les activités humaines et constituer un élément du patrimoine culturel | Fonction non-écologique | | |
| Être une source de matières premières | Fonction non écologique | | |
| Constituer une archive du patrimoine géologique, géomorphologique et archéologique | Fonction non écologique | | |

3. Définir les 6 fonctions écologiques des sols

Le corpus bibliographique présenté à la section 1 a permis d'identifier les fonctions écologiques les plus fréquemment rencontrées dans la littérature et a servi de base à la proposition des six fonctions des sols. Ce corpus, enrichi parfois de références spécifiques pour chaque fonction, a été mobilisé également pour proposer des définitions de chaque fonction. Cette section présente successivement les définitions de chaque fonction.

Ces fonctions influencent ainsi la composition, la structure et les flux d'éléments observables dans les sols (Figure 6-6). Bien que réalisées dans les différents horizons du sol, les fonctions écologiques des sols sont toutefois mieux caractérisées dans les couches pédologiques de surface que dans les couches profondes.

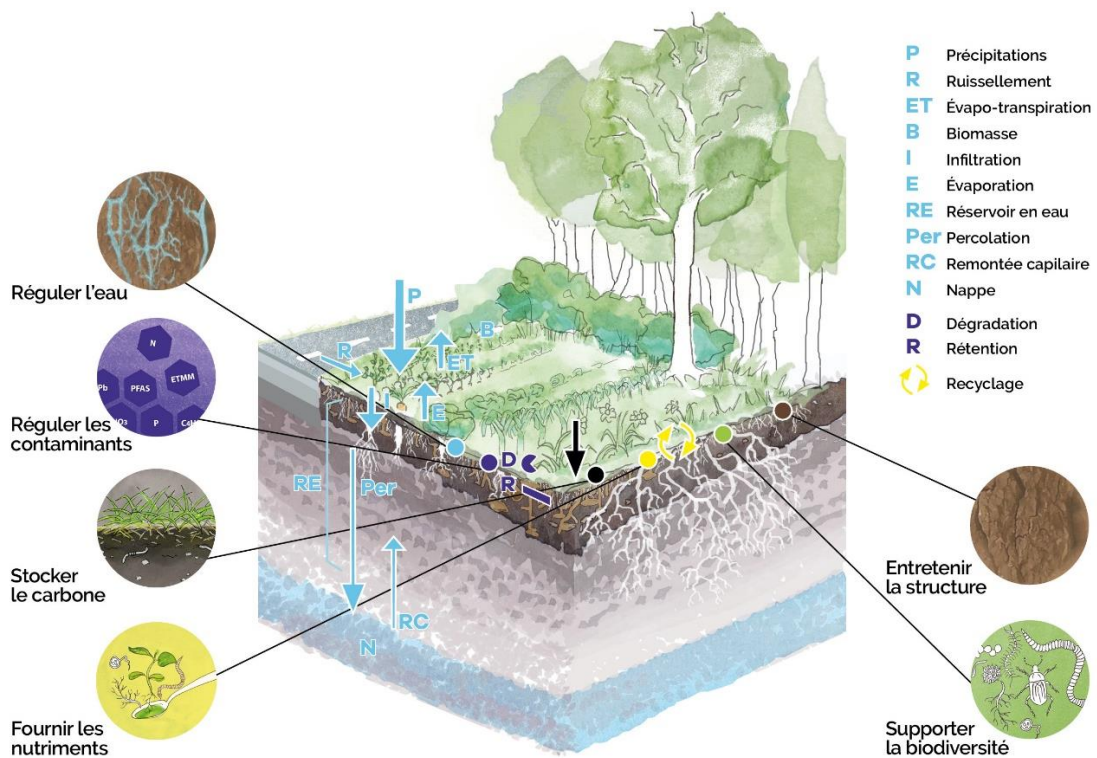


Figure 6-6. Les 6 fonctions écologiques dans les horizons du sol définies et utilisées par l'étude.

3.1. La fonction « supporter la biodiversité : organismes du sol et végétation »

Pour une plus grande lisibilité, la fonction générique « supporter la biodiversité » est traitée dans ce chapitre en distinguant les sous-fonctions de « support des organismes du sol » et de « support de la végétation ». En effet, nous verrons au Chapitre 8 que les indicateurs associés sont possiblement différents, ce qui légitime de séparer les deux sous-fonctions.

3.1.1. Sous-fonction « Supporter les organismes du sol »

Le sol est l'un des plus grands réservoirs de biodiversité du globe. Pour qu'un organisme soit considéré comme organisme du sol, il doit effectuer au moins une étape de son cycle de vie dans le sol ou l'une de ses annexes (litière, tronc en décomposition, cadavres d'animaux, déjections...) (Wolters, 2001). Selon une étude récemment publiée, le sol hébergerait $59\% \pm 15\%$ des espèces décrites de la planète (Anthony *et al.*, 2023), représentant les trois domaines du monde vivant, *Archaea*, *Bacteria* et *Eukaryota*.

Malgré l'intérêt d'une conservation de la qualité des sols pour assurer la pérennité des services écosystémiques, une grande partie des sols de la communauté européenne (plus de 40% dans 14 des 27 pays de l'UE) sont soumis à des dégradations affectant potentiellement leur biodiversité et ses fonctions (Orgiazzi *et al.*, 2016). Les principales menaces sur les organismes des sols sont l'intensification de l'agriculture, la perte de matière organique, les changements d'occupation des terres, la fragmentation des écosystèmes, l'imperméabilisation et la compaction, la pollution, l'érosion, le changement climatique, les invasions biologiques et les organismes génétiquement modifiés (Gardi *et al.*, 2013).

La taille des organismes, et donc la classification fonctionnelle proposée par Swift *et al.* (1979) (microfaune <0,1 mm, mésofaune [0,1;2] mm, macrofaune [2;20 mm] et mégafaune >20 mm), reflète leur capacité à faire face aux différentes contraintes du milieu (Lavelle *et al.*, 1997). Les organismes du sol peuvent être globalement séparés en trois grandes catégories fonctionnelles : les chimistes, les régulateurs biologiques et les ingénieurs des écosystèmes. Ils interviennent dans de nombreux processus biologiques et écologiques du sol tels que :

- La décomposition de la matière organique et les cycles des nutriments ;
- La construction et l'entretien de la structure du sol (fabrication des agrégats, mélange des horizons et des matériaux organiques et minéraux, production de ciments organiques, création de galeries et des pores) ;
- La séquestration du carbone et les échanges de gaz (processus biologiques de séquestration du carbone, émission des gaz à effet de serre...) ;
- Les processus hydrologiques du sol ;
- La régulation des populations, y compris des parasites et autres pathogènes ;
- La transformation de certains composés et éléments toxiques et polluants du sol ;
- La production végétale.

Le Tableau 6-4 (adapté de Havlicek et Mitchell, 2014) propose une synthèse des processus écologiques et biologiques réalisés par les principaux organismes du sol et les conséquences de ces derniers sur certaines propriétés du sol. Les informations qu'il contient sont compilées de Adl (2003), Brussaard (2013), Brussaard *et al.* (2007), Gobat *et al.* (2004), Lavelle (1996) et Wall (2004).

Compte tenu de cette analyse bibliographique, nous proposons de définir la sous-fonction « supporter les organismes du sol » comme étant :

La capacité du sol à maintenir ou favoriser la multitude, l'abondance et l'efficacité des formes de vie (communautés, populations, espèces, gènes, molécules, enzymes) en interactions et capables de générer des processus biologiques et écologiques (van Leeuwen *et al.*, 2019).

Cette définition induit l'identification d'indicateurs qui peuvent relever soit de la biodiversité du sol (abondance, diversité, activité de différents groupes taxonomiques), soit des processus induits par cette biodiversité

(minéralisation, respiration...), soit des conditions physico-chimiques permettant de caractériser l'habitat de ces organismes. En effet, les organismes du sol se structurent en populations et communautés dont les compositions dépendent des conditions biotiques et abiotiques du sol à un instant donné, et de leurs évolutions dans le temps.

Tableau 6-4. Principales fonctions écologiques et impacts sur les propriétés du sol de divers organismes édaphiques (les numéros des fonctions font référence à leur présentation dans la section 2, Tableau 6-1)

| Organismes | Processus écologiques | Fonctions | Exemple de propriétés du sol |
|--|--|-----------|--|
| Bactéries, archées | Cycle des nutriments (fixation du N, nitrification, solubilisation du P...), décomposition, agrégation, altération, oxydo-réduction du fer | 3, 6 | Fertilité minérale, capacité d'échange cationique, structure, texture, potentiel redox |
| Fungi | Cycle des nutriments, décomposition, agrégation | 3, 6 | Fertilité minérale, capacité d'échange cationique, structure |
| Racines des plantes, lichens, bryophytes | Cycle de la matière organique du sol, altération | 2, 3 | Texture, porosité, régime hydrique, pH |
| Algues, diatomées, cyanobactéries | Cycle de la matière organique du sol, altération | 2, 3 | Structure |
| Protistes | Régulation des populations | 1 | Biomasse microbienne, capacité d'échange cationique |
| Nématodes | Décomposition, régulation des populations | 1, 3 | Biomasse microbienne, minéralisation nette de l'azote |
| Collemboles | Décomposition, régulation des populations | 1, 3 | (micro-)structure |
| Acarions | Décomposition, régulation des populations | 1, 3 | (micro-)structure |
| Enchytréides | Décomposition | 3 | Structure, (micro-)porosité |
| Arthropodes | Décomposition, régulation des populations, transport de matériaux | 1, 3, 6 | (micro-)structure, matière organique |
| Vers de terre | Décomposition, agrégation, transport de matériaux | 3, 6 | Structure, porosité, régime hydrique, complexe argilo-humique |

3.1.2. Sous-fonction « Supporter la végétation »

Le sol constitue un réservoir d'eau et de ressources indispensables aux plantes (Crowther *et al.*, 2019 ; Frouz *et al.*, 2016 ; Li *et al.*, 2021). Certaines propriétés physico-chimiques telles que le pH, les teneurs en nutriments et en matières organiques ou la texture, ainsi que des propriétés biologiques telles que la diversité microbienne ou la biomasse en vers de terre, contrôlent la nutrition de la plante et conditionnent son milieu de vie. La végétation peut en retour modifier ces propriétés et plus globalement la qualité des sols (Ehrenfeld *et al.*, 2005 ; van der Putten *et al.*, 2013). Ainsi, les interactions entre le sol et les plantes sont impliquées dans divers processus écologiques, tels que la formation du sol (Jenny, 1941), la résistance des communautés végétales aux changements environnementaux (Ehrenfeld *et al.*, 2005), les successions végétales et les invasions biologiques (Klironomos, 2002 ; Van Der Putten, 2003 ; Zhang *et al.*, 2021) ou les cycles biogéochimiques (Ostle *et al.*, 2009 ; van der Heijden *et al.*, 2008).

Dans un milieu à vocation de production agricole ou agro-sylvicole, la fonction de support de la végétation est historiquement associée à la notion de rendement et de santé des plantes (Doran et Parkin, 1994 ; Karlen *et al.*, 1997 ; Sims *et al.*, 1997), et donc dépendante de la fertilité du sol (*sensu* Mäder *et al.*, 2002) et de sa capacité à limiter l'action et le développement des pathogènes (Patzel *et al.*, 2000).

La définition proposée dans ce contexte à la sous-fonction « supporter la végétation » est ainsi :

La capacité du sol à soutenir l'émergence et la survie des plantes (Blomquist et Lyon, 1993 ; Cambi *et al.*, 2017), la croissance et la production de biomasse végétale (Gregory et Nortcliff, 2013), la reproduction (Burkle et Irwin, 2010 ; Muñoz *et al.*, 2005), la résistance aux stress et la survie (Naz *et al.*, 2023) et les successions naturelles ou induites des plantes (De Deyn *et al.*, 2004 ; Kardol *et al.*, 2006 ; Valverde-Asenjo *et al.*, 2020). Cette définition implique de considérer l'ensemble des milieux terrestres végétalisés, et notamment ceux dont la productivité n'est pas le principal service écosystémique attendu.

3.2. La fonction « Stocker du carbone »

Le carbone organique (Chassé *et al.*, 2022)¹ des sols (COS) est issu des apports organiques (principalement racines et litières végétales mais aussi déjections animales et autres matières organiques) vers le sol. Ces apports sont fragmentés, décomposés et transformés par les organismes du sol (animaux, microbiens) pour former un mélange complexe et hétérogène de molécules organiques. La quantité de COS présente dans le sol est le résultat du bilan entre les apports nets de C et les sorties de C issues de la respiration des organismes du sol (Figure 6-7). A l'échelle globale, le réservoir continental de COS est deux à trois fois supérieur aux stocks de C présents dans la biomasse ou dans l'atmosphère. Les variations de COS participent donc à l'évolution des concentrations de CO₂ atmosphériques (Barré *et al.*, 2017). Par ailleurs, composée de plus de 50% de C, la matière organique des sols (MOS) influence la plupart des propriétés et fonctions des sols telles que la capacité de rétention en eau, la stabilité structurale, la sensibilité au tassement ou à l'érosion, le stockage et la fourniture de nutriments et la capacité d'échange cationique (Calvet *et al.*, 2021). Le maintien et l'augmentation des stocks actuels de COS (et MOS) représentent donc un enjeu important tant pour limiter la dégradation des sols et maintenir leur productivité que pour contribuer à l'atténuation et à l'adaptation au changement climatique. La capacité à stocker du C organique est donc généralement considérée comme une des fonctions clés des sols.

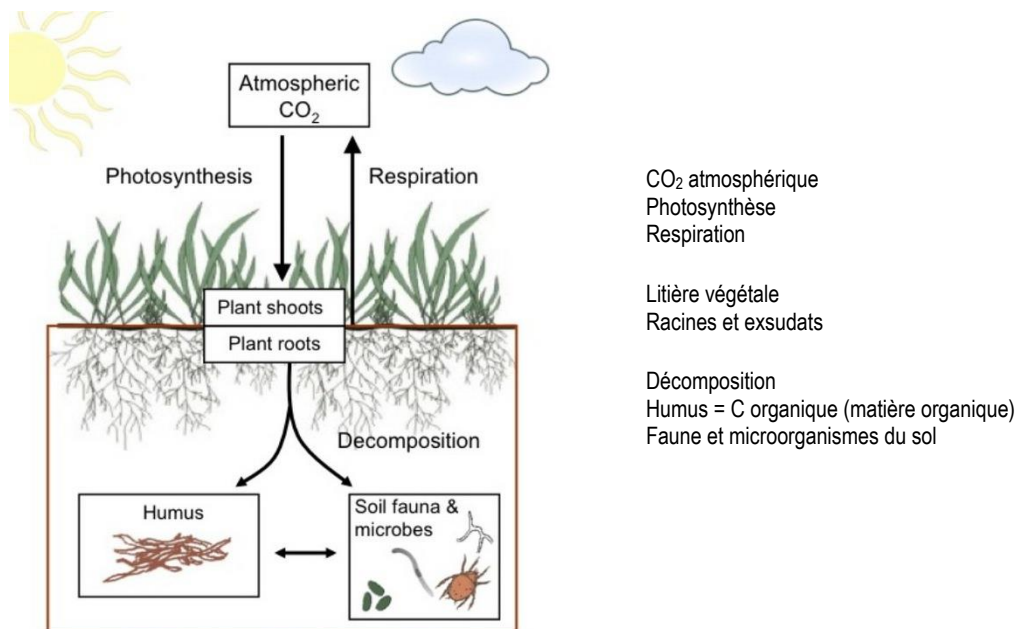


Figure 6-7. Schéma simplifié du cycle du carbone du sol.

Source : <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/soil-carbon-storage-84223790/>

En accord avec Wiesmeier *et al.* (2019), nous définissons deux sous-fonctions de stockage de COS : celle relative au réservoir de COS qui représente le statut organique actuel d'un sol, et celle relative à la fonction de capacité de stockage additionnel qui représente la quantité de COS additionnel que peut stocker un sol sous certaines contraintes et conditions.

Il convient aussi de ne pas confondre stockage et séquestration de C. Selon Chenu *et al.* (2019) et Don *et al.* (2024), le terme stockage est générique et réfère à toutes formes d'accumulation de C dans le sol, alors que le terme séquestration ne devrait être utilisé que dans le contexte de retrait (net) de CO₂ de l'atmosphère. Ici, nous utiliserons le terme générique de stockage.

¹ Le carbone est aussi présent dans le sol sous forme inorganique mais les flux de carbone entre les sols et l'atmosphère générés par leur dynamique à l'échelle de temps de la décennie sont très incertains mais nettement inférieurs aux flux de carbone relatifs à la dynamique du COS. (Chassé *et al.* 2022 .<https://planet-vie.ens.fr/thematiques/ecologie/cycles-biogeochimiques/la-place-des-sols-dans-le-cycle-du-carbone>). Ils ne sont généralement pas considérés dans le corpus bibliographique relatif à la santé ou qualité des sols

3.3. La fonction « Fournir des nutriments à la biocénose »

Un nutriment est une substance nécessaire aux organismes vivants et pouvant être assimilée directement ou indirectement sans avoir eu besoin de subir des transformations. Bien que cette définition soit plus large que les simples éléments nutritifs « majeurs » (comme l'azote [N], le phosphore [P], le calcium [Ca], etc.) ou oligoéléments (comme le manganèse [Mn]), nous n'aborderons dans cette section que les éléments nutritifs. De plus, bien que le carbone soit l'élément structurant les organismes vivants, il ne sera pas abordé ici dans la mesure où son acquisition autotrophe (par la photosynthèse) ne concerne pas le sol, et que son devenir hétérotrophe (décomposition *versus* stabilisation) est traité dans la section précédente.

Il n'y a pas de croissance possible des organismes sans nutriments. De ce fait, la fonction de fournir des nutriments est une fonction essentielle des sols (Legout *et al.*, 2020; Marschner, 2012). La fourniture de nutriments dépend bien sûr de la quantité de nutriments présents, mais aussi de leurs formes (dont certaines sont bioassimilables² et d'autres non), et de leur disponibilité dans l'espace et dans le temps (Johnson *et al.*, 2009 ; Marschner, 2012 ; Ranger *et al.*, 2001). La fonction de « fournir des nutriments » dépend donc de plusieurs processus et propriétés du sol, qui peuvent être schématiquement regroupés en plusieurs catégories : i) les effets de réservoir, ii) les effets de flux (Figure 6-8), et iii) les facteurs de biodisponibilité³.

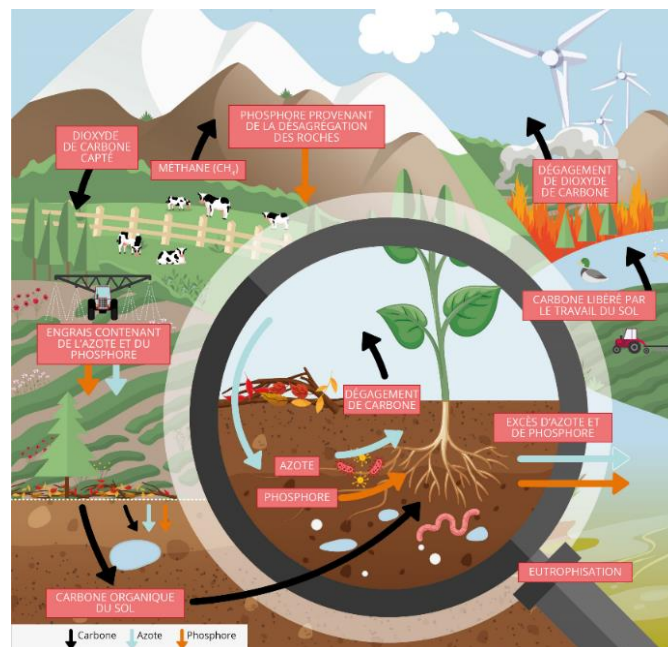


Figure 6-8. Cycles du carbone et des nutriments dans le sol et la nature

(source : Agence Européenne de l'Environnement [signaux de l'AEE, 2019] ;

<https://www.eea.europa.eu/fr/signaux/signaux-2019/infographies/cycle-des-nutriments-de-la-nature/view>)

Dans la catégorie « réservoirs », seront importants les processus-propriétés qui sont en interactions avec la quantité de nutriments, sous une forme particulière ou en intégrant toutes les formes chimiques d'un même élément (par exemple : teneurs en nutriments, ou spéciation des nutriments ; Barber, 1995 ; Harmsen, 2007 ; Schoenholtz *et al.*, 2000 ; Staunton et Leprince, 1996).

Dans la catégorie « flux », joueront un rôle de premier ordre les processus-propriétés régulant les transformations biogéochimiques, notamment celles conduisant à la production, ou à la mise à disposition, de nutriments sous une

² On entend par « bioassimilable » ce qui peut être assimilé par des organismes vivants (microorganismes, microfaune, plantes, etc.).

³ On entend par « biodisponible » ce qui est disponible pour les organismes vivants. La biodisponibilité intègre une notion de formes chimiques bioassimilables (cf. définition plus haut), et de disponibilité dans l'espace (*p.ex.* : le nutriment est-il dans une partie du sol accessible aux racines ?) et dans le temps (*p.ex.* : le nutriment est-il disponible à une saison de l'année où les organismes en ont besoin ?).

forme à la fois assimilable et disponible pour les organismes (par exemple : flux de nutriments lors des processus de décomposition des matières organiques, capacité d'échange cationique [CEC], teneurs en oxydes régulant la solubilité des anions).

Enfin, il existe des processus, des propriétés, ou des organismes des sols qui, sans directement contenir des nutriments ou alimenter des flux, influencent ces derniers en modifiant les contours des réservoirs ou les mécanismes de libération des nutriments (Figure 6-9). Ainsi, un horizon de sol induré pourra empêcher les racines des plantes de prospector le sol profond, réduisant d'autant le réservoir des nutriments biodisponibles (Vitousek *et al.*, 2010). De même, le pH des sols influence l'activité des microorganismes, ce qui a indirectement un effet sur les flux de minéralisation de l'azote (Janssen *et al.*, 1990 ; Tietema *et al.*, 1992).

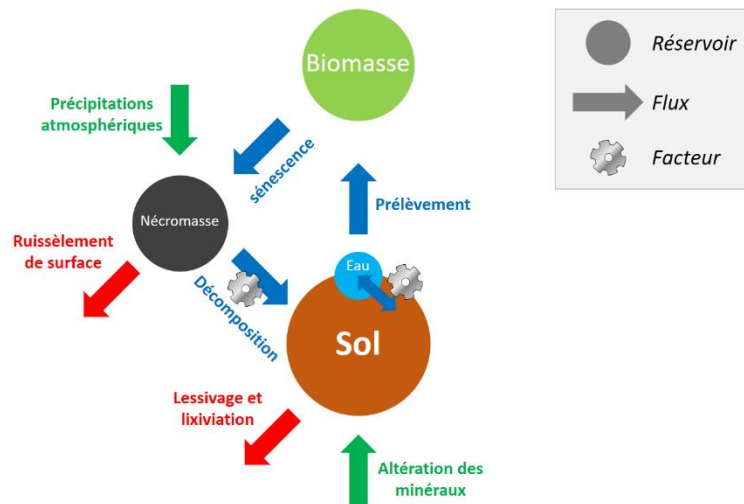


Figure 6-9. Grands types de processus impliqués dans la fonction « fournir des nutriments à la biocénose ». (Schéma adapté de : https://en.wikipedia.org/wiki/Nutrient_cycle)

3.4. Les fonctions hydrologiques de régulation quantitative et qualitative de l'eau

3.4.1. Les flux d'eau dans les sols

Le sol, en tant que volume s'étendant de la surface de la terre jusqu'au matériel parental peu ou pas altéré, interagit directement avec l'hydrosphère. Sa surface reçoit en effet une partie des précipitations (eau pluviale) et participe à la répartition des flux d'eau pluviale et à l'alimentation de différents réservoirs (Figure 6-10). Ainsi, ces précipitations peuvent s'infiltrer, ruisseler, s'évaporer, être stockées dans le sol et atteindre par percolation le sous-sol et une éventuelle nappe. L'eau est omniprésente dans les sols sous différentes formes : constituant des minéraux du sol, constituant des êtres vivants, eau libre circulant sous l'effet de la gravité dans la macroporosité, ou plus ou moins immobile et accessible pour les végétaux en étant associée à la microporosité du sol. L'eau est indispensable au fonctionnement du sol, intervenant dans de nombreux processus, et à l'écosystème auquel il est associé.

La question de l'utilisation de l'eau du sol est généralement associée dans la littérature à la fonction de régulation des eaux pluviales, et est souvent abordée sous l'angle de l'utilité pour l'agriculture ou la foresterie (infiltration et rétention d'eau) ou de la production d'eau potable (infiltration, percolation et purification d'eau), plutôt que sous l'angle de la préservation des écosystèmes. L'utilisation des termes *sécheresse agricole*, *solution du sol* et plus globalement la notion d'*eau verte* qui correspond pour partie à l'eau des sols accessible à la végétation (Falkenmark, 1995), traduisent ainsi une vision biomasse-centrée. Le concept d'eau verte vient compléter celui d'eau bleue qui désigne l'eau présente dans les lacs, rivières, nappes d'eau souterraine, et les flux associés (ruissellement, flux associés aux rivières et aux nappes souterraines). L'eau verte, contrairement à l'eau bleue, ne peut être utilisée directement par l'humain.

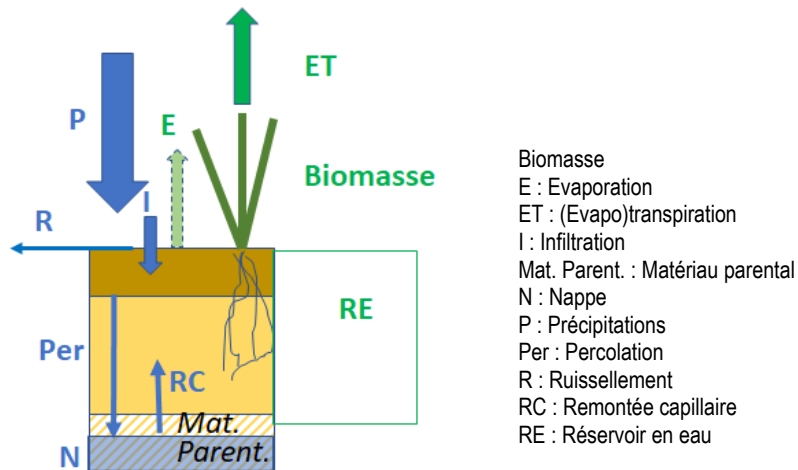


Figure 6-10. Schématisation du cycle de l'eau dans un sol (schéma original de P. Branchu)

Pour certains auteurs (Savenije, 2000), l'eau retournant à l'atmosphère par évaporation à la surface du sol nu et de l'eau interceptée par le feuillage est appelée eau blanche. L'eau bleue supporte les écosystèmes aquatiques et est plus directement utilisable par l'homme qui assure son transport vers le lieu d'usage. Dans cette approche, l'eau du sol accessible à la végétation et l'eau stockée dans la végétation constituent les stocks d'eau verte, et la transpiration est le flux de sortie de l'eau verte (Figure 6-11). Te Wierik *et al.* (2020) ont proposé une quantification des flux à l'échelle mondiale sur la base des précipitations annuelles sur les terres : 50 à 60% de l'eau de pluie retournerait à l'atmosphère via un flux vert majoritairement associé à la transpiration (59%), à l'interception par la végétation (21%) et le sol (10%) mais aussi à l'évaporation de l'eau du sol (6%). Le flux d'eau bleue ruisselée correspondrait à environ 38% des précipitations, et 2 à 12% de celles-ci rejoindraient la nappe par percolation. On peut donc retenir que, tous écosystèmes confondus, près de 50% des précipitations annuelles entrent dans le sol pour ensuite être restituées à l'atmosphère ou transférées en profondeur par le sol. Cette vision globale masque cependant une grande hétérogénéité temporelle et spatiale, dépendant du climat, de l'occupation et de l'usage des sols, et de la saisonnalité. Dans ce rapport, on s'intéresse uniquement aux stocks et aux flux d'eau qui prennent place dans le sol.

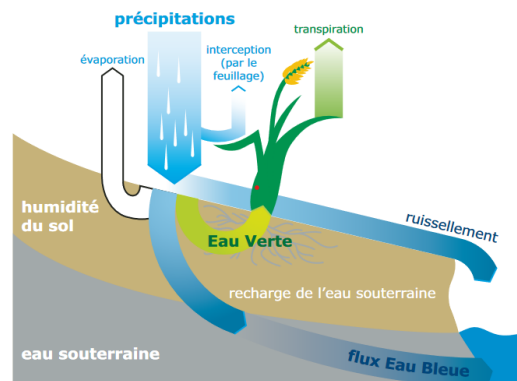


Figure 6-11. Répartition de l'eau pluviale entre flux d'eau bleue, d'eau verte et d'eau blanche (associée à l'évaporation à partir du sol nu et à partir de l'interception par le feuillage)

(<https://www.isric.org/projects/green-water-credits-gwc>)

Lors de la circulation de l'eau dans le sol, et en fonction de son temps de séjour, l'eau interagit plus ou moins fortement avec les différents constituants des sols (minéraux et organiques) et participe aux différents processus tels que l'altération, l'érosion, la minéralisation de la matière organique, le lessivage et la transformation des nutriments, l'adsorption des composés, etc. Ces interactions modifient ainsi la composition physico-chimique des eaux circulant dans le sol. Plus particulièrement, la solution du sol et son interaction avec les composants organo-minéraux sont des éléments fondamentaux pour la croissance de la biomasse.

Les propriétés abiotiques et biotiques du sol (ex. : texture, structure, taux de carbone, biodiversité) jouent un rôle majeur dans le mouvement et le stockage de l'eau dans le sol (du profil au paysage), tout comme d'autres facteurs extérieurs, parfois qualifiés de distaux (Coyle *et al.*, 2016), parmi lesquels la topographie, l'occupation du sol (ex. : couverture herbacée), l'usage (ex. : agriculture), les pratiques (ex. : agriculture de conservation), la présence d'une nappe à faible profondeur.

3.4.2. Définition de la fonction « réguler les flux d'eau »

La fonction hydrologique globale associée au sol est de **réguler l'eau et les composés qu'elle transporte**. Elle peut donc elle-même se diviser en deux sous-fonctions :

- D'un point de vue quantitatif, **les sols régulent la quantité d'eau** qui arrive à leur surface et qui remonte de la nappe par capillarité. La définition proposée pour cette fonction est relative à la **capacité du sol à recevoir, stocker et transférer l'eau**.
- D'un point de vue qualitatif, **les sols régulent la composition de l'eau** qui les traverse. La définition proposée pour cette fonction est relative à la **capacité du sol à retenir les composés potentiellement nocifs véhiculés par l'eau percolant vers les eaux souterraines et/ou les milieux aquatiques**. Le terme souvent utilisé dans la bibliographie est celui de purification de l'eau. Cette fonction qui caractérise qualitativement les flux d'eau est intimement liée à la fonction quantitative, car elle est associée à un mouvement de l'eau dans le profil de sol et à sa surface.

Ces définitions sont assez larges pour rassembler l'essentiel des termes identifiés dans le corpus bibliographique, soit pour chacune de ces deux fonctions, soit, de façon plus générique, pour la fonction hydrologique globale de régulation (relation du sol avec l'eau).

On notera deux remarques importantes :

- ▶ Les transports de matières particulaires ou dissoutes associés au ruissellement (érosion hydrique et transfert de composés dissous) ne sont pas considérés dans cette section.
- ▶ La fonction de régulation qualitative, qui traite des flux de matières associés à l'eau, est complémentaire, en ce qui concerne l'azote et le phosphore, des fonctions « fournir des nutriments à la biocénose » (cf. section 3.3), qui traite de la disponibilité des nutriments dans le sol, et « réguler les contaminants » (cf. section 3.5) qui concerne la dynamique de transformation des contaminants dans le sol.

3.4.3. Fonctions de régulation quantitative et qualitative de l'eau et politiques publiques

Le lien entre propriétés des sols et gestion de l'eau est au cœur de différentes politiques publiques sectorielles (gestion des eaux pluviales à la source, assainissement non collectif, aire d'alimentation de captages, sites et sols pollués, déchets...) ou liées aux milieux (trames verte et bleue, zones humides). Cependant, au regard des politiques publiques, les fonctions des sols et notamment les fonctions hydrologiques en tant que telles trouvent leur place pour la première fois dans l'approche **zéro artificialisation nette (ZAN)** portée par la Loi Climat et Résilience (promulguée le 22 août 2021 et modifiée par la Loi du 20 juillet 2023 visant à faciliter la mise en œuvre des objectifs de lutte contre l'artificialisation des sols et à renforcer l'accompagnement des élus locaux) qui définit l'artificialisation d'un sol comme « l'*altération durable de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage* ». Cette définition ne précise cependant pas ce qu'est une fonction hydrique. La mention des fonctions hydriques peut toutefois renvoyer naturellement aux fonctions hydrologiques discutées dans cette section.

En matière **d'adaptation et de lutte contre le dérèglement climatique**, l'ONERC (Observatoire national sur les effets du réchauffement climatique) créé en 2001 suit un certain nombre d'indicateurs de l'impact du changement climatique dont un directement lié aux sols, l'indicateur de sécheresse du sol. Cet indicateur traduit le déficit d'humidité du sol (sécheresse agricole). Il est lui-même en relation avec le déficit de débits et d'assèchement des

nappes (sécheresse hydrologique). L'indicateur de sécheresse des sols est également utilisé pour évaluer les scénarios d'évolutions climatiques proposés par le GIEC (Soubeyroux *et al.*, 2012).

Au niveau européen, la **stratégie pour la protection des sols à l'horizon 2030** (COM(2021) 699) met en avant le besoin de sols en bonne santé qui doivent fournir en permanence le plus grand nombre possible de services écosystémiques dont celui de protéger les nappes aquifères en absorbant, en stockant et en filtrant l'eau, et en transformant les éléments nutritifs et autres substances. La proposition de **directive sur la surveillance des sols** de la Commission européenne présente un descripteur du sol assorti de critères relatifs au bon état de santé des sols, la capacité de rétention en eau de l'échantillon de sol.

3.5. La fonction « Réguler les contaminants »

Les sols constituent une interface entre l'atmosphère, l'hydrosphère, la géosphère et la biosphère. Ils sont ainsi le lieu de passage de nombreuses substances (ex. : Ritter, 1990). Parmi celles-ci, il existe des contaminants comme les pesticides, des éléments traces métalliques ou des microorganismes pathogènes. Par ailleurs, lorsque des nutriments (ex. : nitrates et phosphates) sont apportés en quantités non raisonnables, ils sont aussi susceptibles d'être considérés comme des contaminants potentiels d'écosystèmes connexes. Pour toutes ces substances, les sols jouent un rôle de régulation (Abdelwaheb *et al.*, 2019 ; Aguiar *et al.*, 2015 ; Logan, 1993).

La fonction de régulation des contaminants passe par des processus variés, comme la rétention ou la dégradation (Figure 6-12). Schématiquement, elle peut être réalisée au travers de trois sous-fonctions, complémentaires mais pas nécessairement effectives dans tous les sols ou pour tous les contaminants :

- i) la **capacité à retenir des contaminants** et ainsi à préserver les écosystèmes connexes (ex. : par sorption ; Frossard *et al.*, 2000 ; Nortjé et Laker, 2021) ;
- ii) la **capacité à diminuer la biodisponibilité des contaminants** (ex. : par complexation ou par changement de la spéciation ; Li *et al.*, 2022 ; Lin *et al.*, 2016) ;
- iii) la **capacité à dégrader les contaminants** (notamment via l'activité des microorganismes du sol ; Alkorta *et al.*, 2017 ; Wolejko *et al.*, 2020).

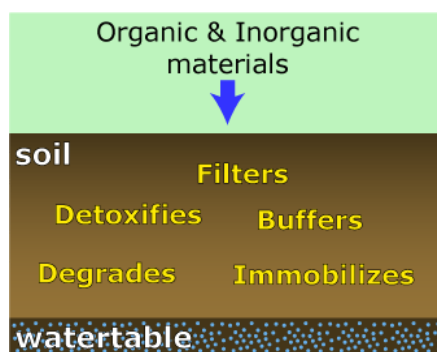


Figure 6-12. Schéma illustrant la fonction des sols de « Filtering and Buffering » (ou « Filtration et effet-tampon ») selon le site web Soil Quality (<http://soilquality.org>)

3.6. La fonction « Entretenir la structure du sol »

La structure des sols est généralement définie comme l'organisation spatiale des vides (pores) et des solides du sol (Kay et Angers, 1999). La structure a une importance déterminante dans la plupart des processus et fonctions du sol, comme le développement des plantes et des organismes du sol, le stockage et les flux de nutriments et contaminants, du carbone et de l'eau, ainsi que la résistance à différentes formes de dégradation telles que la

compaction, l'érosion ou la formation de croûte de battance. Le maintien de la structure des sols est donc une préoccupation et un enjeu important en milieux naturels, agricoles, forestiers et urbains.

La notion de structure du sol n'est pas toujours explicitement identifiée dans les listes de fonctions des sols proposées dans la littérature scientifique (cf. section 2.1). Elle est en général considérée comme un facteur déterminant de la plupart des autres fonctions des sols (Rabot *et al.*, 2018). Pour leur part, Bünemann *et al.* (2018) parlent de la fonction « *Maintenance of soil structure* » parmi leur liste de sept fonctions principales des sols. Nous retenons donc cette notion d'entretien de l'organisation spatiale des solides et des vides du sol. En d'autres termes, la définition de cette fonction est la suivante : **capacité du sol à maintenir ou favoriser une organisation spatiale des pores et des solides permettant son (propre) fonctionnement chimique, biologique et physique**. Cette définition veut mettre en évidence le caractère dynamique de la structure et l'importance de son maintien, voire de son amélioration.

De façon générale, l'étude de la structure du sol peut être appréhendée à différentes échelles, soit par l'analyse de sa porosité, soit par l'analyse de ses solides (généralement les agrégats). De plus, on peut distinguer l'état de la structure de son niveau de stabilité. Le premier, comme son nom l'indique, réfère à l'état de la porosité ou de l'agrégation à un temps t , et la seconde est un indicateur de la résistance de la structure à une contrainte comme l'impact des gouttes de pluie ou le tassement engendré par les engins agricoles, sylvicoles ou autres.

4. Conclusion

Le corpus directement utilisé dans ce chapitre regroupe 445 articles. L'analyse des requêtes faites sur le WoS fait ressortir une **large utilisation des fonctions des sols** avec plus de 50 articles publiés en 2021, même si seulement 60% des articles lus proposent réellement des fonctions et seulement 35% associent des indicateurs aux fonctions. Le corpus bibliographique met en avant une **grande diversité des termes utilisés pour dénommer les fonctions**. L'approche retenue pour caractériser une fonction est qu'elle désigne une action du sol sur un objet (qu'il soit composant du sol ou non) et que cette action agit en faveur de l'écosystème (fonctions écologiques) ce qui permet de les distinguer des services écosystémiques qui sont anthropocentrés.

Parmi la diversité des fonctions proposées dans la littérature, **6 fonctions écologiques** ont été identifiées et définies (supporter la biodiversité : organismes du sol et végétation, stocker du carbone, fournir des nutriments à la biocénose, réguler les eaux quantitativement et qualitativement, réguler les contaminants, entretenir la structure du sol). Les fonctions non-écologiques (par exemple : préserver les artefacts, produire des matériaux, supporter les infrastructures) ont été écartées du travail de recherche d'indicateurs, car en dehors des attendus fixés par l'expertise collective mais aussi par la loi Climat et résilience (ZAN).

Références bibliographiques

- Abdelwaheb, M.; Jebali, K.; Dhaouadi, H.; Dridi-Dhaouadi, S., 2019. Adsorption of nitrate, phosphate, nickel and lead on soils: Risk of groundwater contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 179: 182-187. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.04.040>
- Adl, S.M., 2003. *The ecology of soil decomposition*. Oxon/Cambridge, MA: CABI Publishing, 335 p. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/book/10.1079/9780851996615.0000>
- Aguiar, T.R.; Raseria, K.; Parron, L.M.; Brito, A.G.; Ferreira, M.T., 2015. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. *Agricultural Water Management*, 149: 74-80. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.10.031>
- Alkorta, I.; Epelde, L.; Garbisu, C., 2017. Environmental parameters altered by climate change affect the activity of soil microorganisms involved in bioremediation. *Fems Microbiology Letters*, 364 (19): 9. <https://doi.org/10.1093/femsle/fnx200>
- Anthony, M.A.; Bender, S.F.; van der Heijden, M.G.A., 2023. Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 120 (33): 9. <https://doi.org/10.1073/pnas.2304663120>
- Barber, S.A., 1995. *Soil Nutrient bioavailability: a mechanistic approach*. 2nd Ed. . New York, USA: John Wiley, 432 p. <https://www.wiley.com/en-be/Soil+Nutrient+Bioavailability%3A+A+Mechanistic+Approach%2C+2nd+Edition-p-9780471587477>

- Barré, P.; Angers, D.A.; Basile-Doelsch, I.; Bispo, A.; Cécillon, L.; Chenu, C.; Chevallier, T.; Derrien, D.; Eglin, T.K.; Pellerin, S., 2017. *Ideas and perspectives: Can we use the soil carbon saturation deficit to quantitatively assess the soil carbon storage potential, or should we explore other strategies?* : Biogeochemistry: Soils. preprint. <https://bg.copernicus.org/preprints/bg-2017-395/>
- Blomquist, K.W.; Lyon, G.E., 1993. Effects of Soil Quality and Depth on Seed Germination and Seedling Survival at the Nevada Test Site. *Wildland Shrub and Arid Land Restoration Symposium*. Las Vegas, Nv. Oct 19-21. Us Dept Agr, Forest Serv Intermountain Research Stn, 57-62.
- Blum, W.E.H., 2005. Functions of Soil for Society and the Environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4: 75-79. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x>
- Brussaard, L., 2013. *Ecosystem Services Provided by the Soil Biota*. New York: Oxford Univ Press (*Soil Ecology and Ecosystem Services*).
- Brussaard, L.; Pulleman, M.M.; Ouédraogo, E.; Mando, A.; Six, J., 2007. Soil fauna and soil function in the fabric of the food web. *Pedobiologia*, 50 (6): 447-462. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.10.007>
- Bünemann, E.K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.G.; Creamer, R.E.; De Deyn, G.; de Goede, R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.W.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J.W.; Brussaard, L., 2018. Soil quality - A critical review. *Soil Biology & Biochemistry*, 120: 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Burkle, L.A.; Irwin, R.E., 2010. Beyond biomass: measuring the effects of community-level nitrogen enrichment on floral traits, pollinator visitation and plant reproduction. *Journal of Ecology*, 98 (3): 705-717. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01648.x>
- Calvet, R.; Chenu, C.; Houot, S., 2021. *Les matières organiques des sols - 3ème édition*. Editions France Agricole, 400 p. https://www.editions-france-agricole.fr/site/gfaed/nouveautes_accueil_gfaed.4464.43091_frboutique/produit.html
- Cambi, M.; Hoshika, Y.; Mariotti, B.; Paoletti, E.; Picchio, R.; Venanzi, R.; Marchi, E., 2017. Compaction by a forest machine affects soil quality and Quercus robur L. seedling performance in an experimental field. *Forest Ecology and Management*, 384: 406-414. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.045>
- Chassé, M.; Barré, P.; Cécillon, L., 2022. La place des sols dans le cycle du carbone. <https://planet-vie.ens.fr/thematiques/ecologie/cycles-biogeochimiques/la-place-des-sols-dans-le-cycle-du-carbone> [consulté: 10/10/2024]
- Chenu, C.; Angers, D.A.; Barré, P.; Derrien, D.; Arrouays, D.; Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil & Tillage Research*, 188: 41-52. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>
- Coyle, C.; Creamer, R.E.; Schulte, R.P.O.; O'Sullivan, L.; Jordan, P., 2016. A Functional Land Management conceptual framework under soil drainage and land use scenarios. *Environmental Science & Policy*, 56: 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.012>
- Crowther, T.W.; van den Hoogen, J.; Wan, J.; Mayes, M.A.; Keiser, A.D.; Mo, L.; Averill, C.; Maynard, D.S., 2019. The global soil community and its influence on biogeochemistry. *Science*, 365 (6455): 772-+. <https://doi.org/10.1126/science.aav0550>
- De Deyn, G.B.; Raaijmakers, C.E.; Van der Putten, W.H., 2004. Plant community development is affected by nutrients and soil biota. *Journal of Ecology*, 92 (5): 824-834. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00924.x>
- Don, A.; Seidel, F.; Leifeld, J.; Kätker, T.; Martin, M.; Pellerin, S.; Emde, D.; Seitz, D.; Chenu, C., 2024. Carbon sequestration in soils and climate change mitigation-Definitions and pitfalls. *Global Change Biology*, 30 (1): 14. <https://doi.org/10.1111/gcb.16983>
- Doran, J.W.; Parkin, T.B., 1994. Defining and Assessing Soil Quality. *Symposium on Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, at the 1992 American-Society-of-Agronomy Annual Meeting*. Minneapolis, Mn. Nov 04-05. Soil Science Soc Amer, 3-21.
- Ehrenfeld, J.G.; Ravit, B.; Elgersma, K., 2005. Feedback in the plant-soil system. *Annual Review of Environment and Resources*, 30: 75-115. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144212>
- Falkenmark, M., 1995. Land-Water Linkages: A Synopsis. In: Mather, T., ed. *Land and Water Bulletin: Land and Water Integration and River Basin Management*. Rome: Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, 15-16.
- Frossard, E.; Condron, L.M.; Oberson, A.; Sinaj, S.; Fardeau, J.C., 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *Journal of Environmental Quality*, 29 (1): 15-23. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010003x>
- Frouz, J.; Toyota, A.; Mudrák, O.; Jílková, V.; Filipová, A.; Cajthaml, T., 2016. Effects of soil substrate quality, microbial diversity and community composition on the plant community during primary succession. *Soil Biology & Biochemistry*, 99: 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.024>
- Gardi, C.; Jeffery, S.; Saltelli, A., 2013. An estimate of potential threats levels to soil biodiversity in EU. *Global Change Biology*, 19 (5): 1538-1548. <https://doi.org/10.1111/gcb.12159>
- Gobat, J.M.; Aragno, M.; Matthey, W., 2004. *The living soil. Fundamentals of soil science and soil biology*. Enfield: Science Publishers Inc., 602 p.
- Gregory, P.J.; Nortcliff, S., 2013. *Soil Conditions and Plant Growth*. Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781118337295>
- Harmsen, J., 2007. Measuring bioavailability: From a scientific approach to standard methods. *Journal of Environmental Quality*, 36 (5): 1420-1428. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0492>
- Havlicek, E.; Mitchell, E.A.D., 2014. Soils Supporting Biodiversity. In: Dighton, J.; Krumsins, J.A., eds. *Interactions in Soil: Promoting Plant Growth*. Dordrecht: Springer Netherlands, 27-58. https://link.springer.com/10.1007/978-94-017-8890-8_2
- Janssen, B.H.; Guiking, F.C.T.; Vandereijk, D.; Smaling, E.M.A.; Wolf, J.; Vanreuler, H., 1990. A system for quantitative evaluation of the fertility of tropical soils (QUEFTS). *Geoderma*, 46 (4): 299-318. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(90\)90021-z](https://doi.org/10.1016/0016-7061(90)90021-z)
- Jenny, H., 1941. *Factors of Soil Formation*. New York, USA: McGraw-Hill, 298 p.
- Johnson, D.W.; Miller, W.W.; Susfalk, R.B.; Murphy, J.D.; Dahlgren, R.A.; Glass, D.W., 2009. Biogeochemical cycling in forest soils of the eastern Sierra Nevada Mountains, USA. *Forest Ecology and Management*, 258 (10): 2249-2260. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.018>
- Kardol, P.; Bezemer, T.M.; van der Putten, W.H., 2006. Temporal variation in plant-soil feedback controls succession. *Ecology Letters*, 9 (9): 1080-1088. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00953.x>
- Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61 (1): 4-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Kay, B.D.; Angers, D.A., 1999. Soil structure. In: Sumner, M., ed. *The Handbook of Soil Science*. Boca Raton, FL: CRC Press, 229-276.
- Klironomos, J.N., 2002. Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities. *Nature*, 417 (6884): 67-70. <https://doi.org/10.1038/417067a>

- Lavelle, P., 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, (33): 3-16. <https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010008126>
- Lavelle, P.; Bignell, D.; Lepage, M.; Wolters, V.; Roger, P.; Ineson, P.; Heal, O.W.; Dhillion, S., 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33 (4): 159-193.
- Legout, A.; Hansson, K.; van der Heijden, G.; Laclau, J.P.; Mareschal, L.; Nys, C.; Nicolas, M.; Saint-André, L.; Ranger, J., 2020. Chemical fertility of forest ecosystems. Part 2: Towards redefining the concept by untangling the role of the different components of biogeochemical cycling. *Forest Ecology and Management*, 461: 16. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117844>
- Li, J.; Zhou, D.-d.; Chen, S.; Yan, H.-b.; Yang, X.-q., 2021. Spatial associations between tree regeneration and soil nutrient in secondary Picea forest in Guandi Mountains, Shanxi, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 32 (7): 2363-2370. <https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.202107.006>
- Li, Q.; Wang, Y.H.; Li, Y.C.; Li, L.F.; Tang, M.D.; Hu, W.F.; Chen, L.; Ai, S.Y., 2022. Speciation of heavy metals in soils and their immobilization at micro-scale interfaces among diverse soil components. *Science of the Total Environment*, 825: 15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153862>
- Lin, Z.B.; Schneider, A.; Sterckeman, T.; Nguyen, C., 2016. Ranking of mechanisms governing the phytoavailability of cadmium in agricultural soils using a mechanistic model. *Plant and Soil*, 399 (1-2): 89-107. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2663-6>
- Logan, T.J., 1993. Agricultural best management practices for water pollution control: current issues. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 46 (1-4): 223-231. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(93\)90026-1](https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90026-1)
- Mäder, P.; Fliessbach, A.; Dubois, D.; Gunst, L.; Fried, P.; Niggli, U., 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296 (5573): 1694-1697. <https://doi.org/10.1126/science.1071148>
- Marschner, P., 2012. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*. London, UK: Elsevier, Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-63043-9>
- Muñoz, A.; Celedon-Neghme, C.; Cavieres, L.A.; Arroyo, M.T.K., 2005. Bottom-up effects of nutrient availability on flower production, pollinator visitation, and seed output in a high-Andean shrub. *Oecologia*, 143 (1): 126-135. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1780-3>
- Naz, H.; Sayyed, R.Z.; Khan, R.U.; Naz, A.; Wani, O.A.; Maqsood, A.; Maqsood, S.; Fahad, A.; Ashraf, S.; Show, P.L., 2023. Mesorhizobium improves chickpea growth under chromium stress and alleviates chromium contamination of soil. *Journal of Environmental Management*, 338: 8. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117779>
- Nortjé, G.P.; Laker, M.C., 2021. Factors That Determine the Sorption of Mineral Elements in Soils and Their Impact on Soil and Water Pollution. *Minerals*, 11 (8): 20. <https://doi.org/10.3390/min11080821>
- Orgiazzi, A.; Bardgett, R.D.; Barrios, E.; Behan-Pelletier, V.; Briones, M.J.I.; Chotte, J.L.; De Deyn, G.B.; Eggleton, P.; Fierer, N.; Fraser, T.; Hedlund, K.; Jeffrey, S.; Johnson, N.C.; Jones, A.; Kandeler, E.; Kaneko, N.; Lavelle, P.; Lemanceau, P.; Miko, L.; Montanarella, L.; de Souza Moreira, F.M.; Ramirez, K.S.; Scheu, S.; Singh, B.K.; Six, J.; van der Putten, W.H.; Wall, D.H., 2016. *Global Soil Biodiversity Atlas*. Luxembourg: European Commission, Publications Office of the European Union. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/global-soil-biodiversity-atlas>
- Ostle, N.J.; Smith, P.; Fisher, R.; Woodward, F.I.; Fisher, J.B.; Smith, J.U.; Galbraith, D.; Levy, P.; Meir, P.; McNamara, N.P.; Bardgett, R.D., 2009. Integrating plant-soil interactions into global carbon cycle models. *Journal of Ecology*, 97 (5): 851-863. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01547.x>
- Patzel, N.; Sticher, H.; Karlen, D.L., 2000. Soil fertility - Phenomenon and concept. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163 (2): 129-142. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1522-2624\(200004\)163:2<129::aid-jpln129>3.0.co;2-d](https://doi.org/10.1002/(sici)1522-2624(200004)163:2<129::aid-jpln129>3.0.co;2-d)
- Rabot, E.; Wiesmeier, M.; Schlüter, S.; Vogel, H.J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314: 122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Ranger, J.; Marques, R.; Jussy, J.H., 2001. Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions. *Forest Ecology and Management*, 144 (1-3): 129-145. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(00\)00366-2](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00366-2)
- Ritter, W.F., 1990. Pesticide contamination of ground water in the United States-a review *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 25 (1): 1-29. <https://doi.org/10.1080/03601239009372674>
- Savenije, H.H.G., 2000. Water scarcity indicators; the deception of the numbers. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 25 (3): 199-204. [https://doi.org/10.1016/S1464-1909\(00\)00004-6](https://doi.org/10.1016/S1464-1909(00)00004-6)
- Schoenholtz, S.H.; Van Miegrout, H.; Burger, J.A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138 (1-3): 335-356. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(00\)00423-0](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00423-0)
- Sims, J.T.; Cunningham, S.D.; Sumner, M.E., 1997. Assessing soil quality for environmental purposes: Roles and challenges for soil scientists. *Journal of Environmental Quality*, 26 (1): 20-25. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600010004x>
- Soubeyrou, J.-M.; Kitova, N.; Blanchard, M.; Vidal, J.-P.; Martin, É.; Dandin, P., 2012. Sécheresses des sols en France et changement climatique : Résultats et applications du projet ClimSec. *La Météorologie*, 8 (78): 21. <https://doi.org/10.4267/2042/47512>
- Staunton, S.; Leprince, F., 1996. Effect of pH and some organic anions on the solubility of soil phosphate: Implications for P bioavailability. *European Journal of Soil Science*, 47 (2): 231-239. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01394.x>
- Swift, M.J.; Heal, O.W.; Anderson, J.M., 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Oxford: Blackwell, 372 p.
- te Wierik, S.A.; Gupta, J.; Cammeraat, E.L.H.; Artzy-Randrup, Y.A., 2020. The need for green and atmospheric water governance. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Water*, 7 (2): 20. <https://doi.org/10.1002/wat2.1406>
- Tietema, A.; Warmerdam, B.; Lenting, E.; Riemer, L., 1992. Abiotic factors regulating nitrogen transformations in the organic layer of acid forest soils: Moisture and pH. *Plant and Soil*, 147 (1): 69-78. <https://doi.org/10.1007/bf00009372>
- Valverde-Asenjo, I.; Diéguez-Antón, A.; Martín-Sanz, J.P.; Molina, J.A.; Quintana, J.R., 2020. Soil and vegetation dynamics in a chronosequence of abandoned vineyards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 301: 11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107049>
- van der Heijden, M.G.A.; Bardgett, R.D.; van Straalen, N.M., 2008. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11 (3): 296-310. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01139.x>
- Van Der Putten, W.H., 2003. Plant defense belowground and spatiotemporal processes in natural vegetation. *Ecology*, 84 (9): 2269-2280. <https://doi.org/10.1890/02-0284>

- van der Putten, W.H.; Bardgett, R.D.; Bever, J.D.; Bezemer, T.M.; Casper, B.B.; Fukami, T.; Kardol, P.; Klironomos, J.N.; Kulmatiski, A.; Schweitzer, J.A.; Suding, K.N.; Van de Voorde, T.F.J.; Wardle, D.A., 2013. Plant-soil feedbacks: the past, the present and future challenges. *Journal of Ecology*, 101 (2): 265-276. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12054>
- van Leeuwen, J.P.; Creamer, R.E.; Cluzeau, D.; Debeljak, M.; Gatti, F.; Henriksen, C.B.; Kuzmanovski, V.; Menta, C.; Pérès, G.; Picaud, C.; Saby, N.P.A.; Trajanov, A.; Trinsoutrot-Gattin, I.; Visioli, G.; Rutgers, M., 2019. Modeling of Soil Functions for Assessing Soil Quality: Soil Biodiversity and Habitat Provisioning. *Frontiers in Environmental Science*, 7: 13. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00113>
- Vasenev, V.I.; Van Oudenhoven, A.P.E.; Romzaykina, O.N.; Hajiaghaeva, R.A., 2018. The Ecological Functions and Ecosystem Services of Urban and Technogenic Soils: from Theory to Practice (A Review). *Eurasian Soil Science*, 51 (10): 1119-1132. <https://doi.org/10.1134/s1064229318100137>
- Vitousek, P.M.; Porder, S.; Houlton, B.Z.; Chadwick, O.A., 2010. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. *Ecological Applications*, 20 (1): 5-15. <https://doi.org/10.1890/08-0127.1>
- Wall, D.H., 2004. *Sustaining Biodiversity and Ecosystem Function in Soils and Sediments*. Island Press, 275 p. <https://islandpress.org/books/sustaining-biodiversity-and-ecosystem-services-soils-and-sediments#quotes>
- Wiesmeier, M.; Urbanski, L.; Hobbey, E.; Lang, B.; von Lütow, M.; Marin-Spiotta, E.; van Wesemael, B.; Rabot, E.; Liess, M.; Garcia-Franco, N.; Wollschläger, U.; Vogel, H.J.; Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333: 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Wolejko, E.; Jablonska-Trypuc, A.; Wydro, U.; Butarewicz, A.; Lozowicka, B., 2020. Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides - A review. *Applied Soil Ecology*, 147: 13. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006>
- Wolters, V., 2001. Biodiversity of soil animals and its function. *European Journal of Soil Biology*, 37 (4): 221-227. [https://doi.org/10.1016/s1164-5563\(01\)01088-3](https://doi.org/10.1016/s1164-5563(01)01088-3)
- Zhang, Y.H.; Xu, X.L.; Li, Z.W.; Xu, C.H.; Luo, W., 2021. Improvements in soil quality with vegetation succession in subtropical China karst. *Science of the Total Environment*, 775: 8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145876>

Annexe

Corpus des 152 articles exploités pour identifier les six fonctions écologiques des sols

| Référence | DOI |
|---|---|
| Adhikari, K; Hartemink, AE. 2016. Geoderma | https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009 |
| Andrews, SS; Karlen, DL; Cambardella, CA. 2004. Soil Science Society of America Journal | https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945 |
| Arif, MS; Riaz, M; Shahzad, SM; Yasmeen, T et al. 2018. Science of the Total Environment | https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.143 |
| Assouline, S. 2021. Water Resources Research | https://doi.org/10.1029/2021wr031026 |
| Bampa, F; O'Sullivan, L; Madena, K; Sandén, T et al. 2019. Soil Use and Management | https://doi.org/10.1111/sum.12506 |
| Banwart, SA; Bernasconi, SM; Blum, WEH; de Souza, DM et al. 2017. Quantifying and Managing Soil Functions in Earth's Critical Zone Combining Experimentation and Mathematical Modelling | https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.11.001 |
| Baveye, PC; Baveye, J; Gowdy, J. 2016. Frontiers in Environmental Science | https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041 |
| Baveye, PC; Schnee, LS; Boivin, P; Laba, M et al. 2020. Frontiers in Environmental Science | https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904 |
| Blagodatskaya, E; Dungait, JAJ; Schmidt, O. 2017. European Journal of Soil Science | https://doi.org/10.1111/ejss.3_12398 |
| Blanchy, G; Bragato, G; Di Bene, C; Jarvis, N et al. 2023. Soil | https://doi.org/10.5194/soil-9-1-2023 |
| Blanco-Canqui, H; Lal, R. 2004. Critical Reviews in Plant Sciences | https://doi.org/10.1080/07352680490886842 |
| Blouin, M; Hodson, ME; Delgado, EA; Baker, G et al. 2013. European Journal of Soil Science | https://doi.org/10.1111/ejss.12025 |
| Blum EHW. 2005. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology | https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x |
| Bobul'ská, L; Espíndola, SP; Coelho, MA; Ferreira, AS. 2021. Anais Da Academia Brasileira De Ciencias | https://doi.org/10.1590/0001-3765202120201906 |
| Bolan, N; Hoang, SA; Beiyuan, JZ; Gupta, S et al. 2022. International Materials Reviews | https://doi.org/10.1080/09506608.2021.1922047 |
| Bone, J; Head, M; Barraclough, D; Archer, M et al. 2010. Environment International | https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.04.010 |
| Botula, YD; Van Ranst, E; Cornelis, WM. 2014. Revista Brasileira De Ciencia Do Solo | https://doi.org/10.1590/s0100-06832014000300001 |
| Bouma, J. 2014. Journal of Plant Nutrition and Soil Science | https://doi.org/10.1002/jpln.201300646 |
| Bouma, J; Certini, G; Scalenghe, R. 2006. Soils: Basic Concepts and Future Challenges | https://doi.org/10.1017/cbo9780511535802.016 |
| Breure, AM; Mulder, C; Römbke, J; Ruf, A. 2005. Ecotoxicology and Environmental Safety | https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.03.025 |
| Brussaard, L; Pulleman, MM; Ouédraogo, E; Mando, A et al. 2007. Pedobiologia | https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.10.007 |
| Bünemann, EK; Bongiorno, G; Bai, ZG; Creamer, RE et al. 2018. Soil Biology & Biochemistry | https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030 |
| Burauel, P; Bassmann, F. 2005. Environmental Pollution | https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.04.011 |
| Burghardt, W; Kneib, WD; Höke, S; Lehmann, A et al. 2022. Journal of Plant Nutrition and Soil Science | https://doi.org/10.1002/jpln.202200211 |
| Calzolari, C; Tarocco, P; Lombardo, N; Marchi, N et al. 2020. Land Use Policy | https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105037 |
| Cardoso, DN; Santos, MJG; Soares, A; Loureiro, S. 2015. Chemosphere | https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.035 |
| Carter, MR. 2002. Agronomy Journal | https://doi.org/10.2134/agronj2002.0038 |
| Castellano-Hinojosa, A; Boyd, NS; Strauss, SL. 2022. Journal of Hazardous Materials | https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128149 |
| Chappell, NA. 2010. Hydrological Processes | https://doi.org/10.1002/hyp.7579 |
| Chen, HJ; Zhao, JM; Jiang, J; Zhao, ZG et al. 2021. Agriculture-Basel | https://doi.org/10.3390/agriculture11121214 |
| Cheng, K; Xu, XR; Cui, LQ; Li, YP et al. 2021. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences | https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0176 |
| Cheng, WX; Parton, WJ; Gonzalez-Meler, MA; Phillips, R et al. 2014. New Phytologist | https://doi.org/10.1111/nph.12440 |

| | |
|---|---|
| Cherubin, MR; Oliveira, DMD; Feigl, BJ; Pimentel, LG et al. 2018. <i>Scientia Agricola</i> | https://doi.org/10.1590/1678-992x-2016-0459 |
| Coban, O; De Deyn, GB; van der Ploeg, M. 2022. <i>Science</i> | https://doi.org/10.1126/science.abe0725 |
| Costantini, EAC; Castaldini, M; Diago, MP; Giffard, B et al. 2018. <i>Journal of Environmental Management</i> | https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.065 |
| Costantini, EA; Priori, S; Giffard, B; Fulchin, E et al. 2018. <i>International Journal of Environmental Quality</i> | https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/7905 |
| Coyle, C; Creamer, RE; Schulte, RPO; O'Sullivan, L et al. 2016. <i>Environmental Science & Policy</i> | https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.012 |
| Cui, YX; Wang, X; Wang, XX; Zhang, XC et al. 2021. <i>Soil Ecology Letters</i> | https://doi.org/10.1007/s42832-021-0096-0 |
| da Silva, LDM; Avanzi, JC; Peixoto, DS; Merlo, MN et al. 2021. <i>International Soil and Water Conservation Research</i> | https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.06.006 |
| Davis, AG; Huggins, DR; Reganold, JP. 2023. <i>Frontiers in Ecology and the Environment</i> | https://doi.org/10.1002/fee.2594 |
| de Bruyn, LAL. 1999. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> | https://doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00047-x |
| De Corato, U. 2021. <i>Applied Soil Ecology</i> | https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104221 |
| Dey, D; Gyeltshen, T; Aich, A; Naskar, M et al. 2020. <i>Environmental Research</i> | https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109164 |
| Dhawi, F. 2023. <i>Sustainability</i> | https://doi.org/10.3390/su15010863 |
| Diaz, JMC; Martin-Laurent, F; Beguet, J; Nogales, R et al. 2017. <i>Science of the Total Environment</i> | https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.082 |
| Dingkuhn, EL; Wezel, A; Bianchi, F; Groot, JCJ et al. 2020. <i>Journal of Environmental Management</i> | https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110461 |
| Dominati, E; Patterson, M; Mackay, A. 2010. <i>Ecological Economics</i> | https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002 |
| Drinkwater, LE; Snapp, SS. 2022. <i>Frontiers in Sustainable Food Systems</i> | https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.921216 |
| Drobnik, T; Greiner, L; Keller, A; Grét-Regamey, A. 2018. <i>Ecological Indicators</i> | https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.052 |
| Du, PQ; He, HR; Zhou, L; Dong, FS et al. 2022. <i>Journal of Hazardous Materials</i> | https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126787 |
| Ehrenfeld, JG; Kourtev, P; Huang, WZ. 2001. <i>Ecological Applications</i> | https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1287:CISFFI]2.0.CO;2 |
| Eisenhauer, N; Hines, J; Isbell, F; van der Plas, F et al. 2018. <i>Elife</i> | https://doi.org/10.7554/eLife.41228 |
| Eldridge, DJ; Koen, TB. 2021. <i>Catena</i> | https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105166 |
| Evangelista, SJ;Field, DJ; McBratney,AB; Minasny, B et al. 2023. <i>Soil Security</i> | https://doi.org/10.1016/j.soisec.2023.100086 |
| Farella, MM; Breshears, DD; Gallery, RE. 2020. <i>Journal of Geophysical Research-Biogeosciences</i> | https://doi.org/10.1029/2020jg005838 |
| Folgarait, PJ. 1998. <i>Biodiversity and Conservation</i> | https://doi.org/10.1023/a:1008891901953 |
| Franceschinis, C; Liebe, U; Thiene, M; Meyerhoff, J et al. 2022. <i>Australian Journal of Agricultural and Resource Economics</i> | https://doi.org/10.1111/1467-8489.12466 |
| Freschet, GT; Roumet, C. 2017. <i>Functional Ecology</i> | https://doi.org/10.1111/1365-2435.12883 |
| Fujii, S; Mori, AS; Koide, D; Makoto, K et al. 2017. <i>Journal of Applied Ecology</i> | https://doi.org/10.1111/1365-2664.12733 |
| Garau, G; Roggero, PP; Diquattro, S; Garau, M et al. 2021. <i>Italian Journal of Agronomy</i> | https://doi.org/10.4081/ija.2021.1777 |
| García-Jaramillo, M; Cox, L; Hermosín, MC; Ceri, C et al. 2016. <i>Science of the Total Environment</i> | https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.142 |
| García-Jaramillo, M; Meyer, KM; Phillips, CL; Acosta-Martínez, V et al. 2021. <i>Biochar</i> | https://doi.org/10.1007/s42773-021-00118-x |
| Gatica-Saavedra, P; Aburto, F; Rojas, P; Echeverría, C. 2023. <i>Restoration Ecology</i> | https://doi.org/10.1111/rec.13836 |
| Gatica-Saavedra, P; Echeverría, C; Nelson, CR. 2017. <i>Restoration Ecology</i> | https://doi.org/10.1111/rec.12586 |
| Gebremikael, MT; Ranasinghe, A; Hosseini, PS; Laboan, B et al. 2020. <i>Waste Management</i> | https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.040 |
| Geissen, V; Wang, S; Oostindie, K; Huerta, E et al. 2013. <i>Catena</i> | https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.002 |
| Ghaley, BB; Rusu, T; Sandén, T; Spiegel, H et al. 2018. <i>Sustainability</i> | https://doi.org/10.3390/su10030794 |
| Giani, L; Makowsky, L; Mueller, K. 2014. <i>Journal of Plant Nutrition and Soil Science</i> | https://doi.org/10.1002/jpln.201300197 |
| Giovannetti, M; di Fossalunga, AS; Stringlis, IA; Proietti, S et al. 2023. <i>Frontiers in Plant Science</i> | https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1082752 |
| González, V; Simón, M; García, I; Sánchez, JA et al. 2013. <i>Journal of Soils and Sediments</i> | https://doi.org/10.1007/s11368-013-0701-7 |
| González-Méndez, B; Chávez-García, E. 2020. <i>Journal of Arid Environments</i> | https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104191 |
| Gould, IJ; Quinton, JN; Weigelt, A; De Deyn, GB et al. 2016. <i>Ecology Letters</i> | https://doi.org/10.1111/ele.12652 |
| Green, SM; Dungait, JAJ; Tu, CL; Buss, HL et al. 2019. <i>Chemical Geology</i> | https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2019.03.018 |

| | |
|--|---|
| Griffiths, BS; Philippot, L. 2013. Fems Microbiology Reviews | https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2012.00343.x |
| Gruber, FE; Schaber, E; Baruck, J; Geitner, C. 2019. Soil Systems | https://doi.org/10.3390/soilsystems3010018 |
| Haslmayr, HP; Geitner, C; Sutor, G; Knoll, A et al. 2016. Geoderma | https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.023 |
| Hatten, J; Liles, G. 2019. Global Change and Forest Soils: Cultivating Stewardship of a Finite Natural Resource, Vol 36 | https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63998-1.00015-x |
| Haygarth, PM; Ritz, K. 2009. Land Use Policy | https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.016 |
| He, MJ; Xiong, XN; Wang, L; Hou, DY et al. 2021. Journal of Hazardous Materials | https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125378 |
| Helming, K; Daedlow, K; Paul, C; Techen, AK et al. 2018. Land Degradation & Development | https://doi.org/10.1002/ldr.3066 |
| Hoffland, E; Kuyper, TW; Comans, RNJ; Creamer, RE. 2020. Plant and Soil | https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9 |
| Holthusen, D; Brandt, AA; Reichert, JM; Horn, R et al. 2018. Soil & Tillage Research | https://doi.org/10.1016/j.still.2018.07.009 |
| Hu, W; Cichota, R; Beare, M; Müller, K et al. 2023. Geoderma | https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116346 |
| Janku, J; Jehlicka, J; Hermanova, K; Toth, D et al. 2022. Soil and Water Research | https://doi.org/10.17221/136/2021-swr |
| Jenkins, JR; Viger, M; Arnold, EC; Harris, ZM et al. 2017. Global Change Biology Bioenergy | https://doi.org/10.1111/gcbb.12371 |
| Jimenez, LCZ; Queiroz, HM; Nóbrega, GN; Romero, DJ et al. 2022. Forests | https://doi.org/10.3390/f13030422 |
| Joos, L; De Tender, C. 2022. Computational and Structural Biotechnology Journal | https://doi.org/10.1016/j.csbj.2022.03.041 |
| Jorge, BCS; Winck, BR; Menezes, LD; Bellini, BC et al. 2023. Biodiversity and Conservation | https://doi.org/10.1007/s10531-022-02501-x |
| Jost, E; Schönhart, M; Skalsky, R; Balkovic, J et al. 2021. Journal of Environmental Management | https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112318 |
| Jung, J; Philippot, L; Park, W. 2016. Scientific Reports | https://doi.org/10.1038/srep23012 |
| Kayser, M; Müller, J; Isselstein, J. 2018. Food and Energy Security | https://doi.org/10.1002/fes3.146 |
| Keesstra, S; Nunes, J; Novara, A; Finger, D et al. 2018. Science of the Total Environment | https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077 |
| Kelly, C; Schipanski, M; Kondratieff, B; Sherrod, L et al. 2020. Soil Science Society of America Journal | https://doi.org/10.1002/saj2.20133 |
| Kibblewhite, MG; Ritz, K; Swift, MJ. 2008. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences | https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178 |
| King, WL; Richards, SC; Kaminsky, LM; Bradley, BA et al. 2023. Environmental Microbiome | https://doi.org/10.1186/s40793-023-00462-4 |
| Kneller, T; Harris, RJ; Bateman, A; Muñoz-Rojas, M. 2018. Science of the Total Environment | https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.219 |
| Kooch, BY; Ghaderi, E. 2021. Applied Soil Ecology | https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104112 |
| Kooch, Y; Ghorbanzadeh, N; Kuzyakov, Y; Praeg, N et al. 2022. Catena | https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105951 |
| Kooch, Y; Mehr, MA; Hosseini, SM. 2020. Ecological Indicators | https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106324 |
| Kopitke, PM; Berhe, AA; Carrillo, Y; Cavagnaro, TR et al. 2022. Critical Reviews in Environmental Science and Technology | https://doi.org/10.1080/10643389.2021.2024484 |
| Kovacs, ED; Rusu, T; Szajdak, L; Tian, D et al. 2021. Environmental Engineering and Management Journal | pas de DOI |
| Kuzyakov, Y; Gunina, A; Zamanian, K; Tian, J et al. 2020. Frontiers of Agricultural Science and Engineering | https://doi.org/10.15302/j-fase-2020338 |
| Lal, R. 2008. Agronomy for Sustainable Development | https://doi.org/10.1051/agro:2007025 |
| Lata, JC; Le Roux, X; Koffi, KF; Yé, L et al. 2022. Biology and Fertility of Soils | https://doi.org/10.1007/s00374-022-01630-3 |
| Lavelle, P; Bignell, D; Lepage, M; Wolters, V et al. 1997. European Journal of Soil Biology | pas de DOI |
| Lazarova, S; Coyne, D; Rodríguez, MG; Peteira, B et al. 2021. Diversity-Basel | https://doi.org/10.3390/d13020064 |
| Li, P; Zhang, JF; Qi, XB; Du, ZJ et al. 2018. Desalination and Water Treatment | https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22662 |
| Li, SF; Gong, SS; Hou, YH; Li, XN et al. 2022. Science of the Total Environment | https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157438 |
| Liebich, J; Schäffer, A; Burauel, P. 2003. Environmental Toxicology and Chemistry | https://doi.org/10.1002/etc.5620220416 |
| Lilburne, L; Eger, A; Mudge, P; Ausseil, AG et al. 2020. Geoderma | https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114134 |
| Liu, MQ; Chen, XY; Griffiths, BS; Huang, QR et al. 2012. European Journal of Soil Biology | https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.09.004 |
| Liu, YX; Lonappan, L; Brar, SK; Yang, SM. 2018. Science of the Total Environment | https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.099 |

| | |
|--|---|
| Llovet, A; Mattana, S; Chin-Pampillo, J; Gascó, G et al. 2021. Science of the Total Environment | https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149580 |
| Marsden, C; Martin-Chave, A; Cortet, J; Hedde, M et al. 2020. Plant and Soil | https://doi.org/10.1007/s11104-019-04322-4 |
| Minixhofer, P; Stangl, R. 2021. Sustainability | https://doi.org/10.3390/su13063322 |
| Mishra, CSK; Samal, S; Samal, RR. 2022. Frontiers in Environmental Science | https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.924480 |
| Mizuta, K; Grunwald, S. 2022. Soil Systems | https://doi.org/10.3390/soilsystems6040074 |
| Moffat, AJ. 2003. Forestry | https://doi.org/10.1093/forestry/76.5.547 |
| Moore-Kucera, J; Azarenko, AN; Brucher, L; Chozinski, A et al. 2008. Hortscience | https://doi.org/10.21273/hortsci.43.1.38 |
| Morel, JL; Chenu, C; Lorenz, K. 2015. Journal of Soils and Sediments | https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0 |
| Mueller, L; Schindler, U; Mirschel, W; GrahamShepherd, T et al. 2010. Agronomy for Sustainable Development | https://doi.org/10.1051/agro/2009057 |
| Nannipieri, P; Ascher-Jenull, J; Ceccherini, MT; Pietramellara, G et al. 2020. Pedosphere | https://doi.org/10.1016/s1002-0160(19)60824-6 |
| Newman, CM; Rotenerg, D; Cooperand, LR. 2005. Soil Science | https://doi.org/10.1097/01.ss.0000190506.33675.e6 |
| Nikitin, DA; Semenov, MV; Chernov, TI; Ksenofontova, NA et al. 2022. Eurasian Soil Science | https://doi.org/10.1134/s1064229322020090 |
| Novák, P; Vopravil, J; Lagová, J. 2010. Soil and Water Research | https://doi.org/10.17221/39/2009-sw |
| O'Sullivan, L; Creamer, RE; Fealy, R; Lanigan, G et al. 2015. Land Use Policy | https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.03.007 |
| Prado, RB; Fidalgo, ECC; Monteiro, JMG; Schuler, AE et al. 2016. Pesquisa Agropecuaria Brasileira | https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900002 |
| Rabot, E; Guiesse, M; Pittatore, Y; Angelini, M et al. 2022. Soil Security | https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100034 |
| Rabot, E; Wiesmeier, M; Schlüter, S; Vogel, HJ. 2018. Geoderma | https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009 |
| Raymond, AJ; Tipton, JR; Kendall, A; DeJong, JT. 2020. Journal of Industrial Ecology | https://doi.org/10.1111/jiec.12946 |
| Rehshuh, S; Jonard, M; Wiesmeier, M; Rennenberg, H et al. 2021. Frontiers in Forests and Global Change | https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.606669 |
| Rinot, O; Levy, GJ; Steinberger, Y; Svoray, T et al. 2019. Science of the Total Environment | https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.259 |
| Saco, PM; McDonough, KR; Rodriguez, JF; Rivera-Zayas, J et al. 2021. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences | https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0178 |
| Schröder, JJ; Ten Berge, HFM; Bampa, F; Creamer, RE et al. 2020. Frontiers in Environmental Science | https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.575466 |
| Schulte, RPO; Creamer, RE; Donnellan, T; Farrelly, N et al. 2014. Environmental Science & Policy | https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.10.002 |
| Skaalsveen, K; Ingram, J; Clarke, LE. 2019. Soil & Tillage Research | https://doi.org/10.1016/j.still.2019.01.004 |
| Souty-Grosset, C; Faberi, A. 2018. Zookeys | https://doi.org/10.3897/zookeys.801.24680 |
| Taylor, A; Wynants, M; Munishi, L; Kelly, C et al. 2021. Sustainability | https://doi.org/10.3390/su131910966 |
| Thakur, P; Paliyal, SS; Dev, P; Datt, N. 2022. Communications in Soil Science and Plant Analysis | https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2063328 |
| Thiele-Bruhn, S. 2021. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences | https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0183 |
| Tzivilakis, J; Lewis, KA; Williamson, AR. 2005. Environmental Impact Assessment Review | https://doi.org/10.1016/j.eiar.2004.02.003 |
| Vasenev, VI; Van Oudenhoven, APE; Romzaykina, ON; Hajiaghaeva, RA. 2018. Eurasian Soil Science | https://doi.org/10.1134/s1064229318100137 |
| Vazquez, C; de Goede, RGM; Rutgers, M; de Koeijer, TJ et al. 2021. European Journal of Soil Science | https://doi.org/10.1111/ejss.13019 |
| Vogel, HJ; Bartke, S; Daedlow, K; Helming, K et al. 2018. Soil | https://doi.org/10.5194/soil-4-83-2018 |
| Widyati, E; Nuroniah, HS; Tata, HL; Mindawati, N et al. 2022. Forests | https://doi.org/10.3390/f13111913 |
| Xing, YN; Li, Q; Chen, X; Huang, B et al. 2023. Journal of Agricultural and Food Chemistry | https://doi.org/10.1021/acs.jafc.2c06283 |
| Yang, JJ; Li, AY; Yang, YF; Li, GH et al. 2020. Earth-Science Reviews | https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103199 |
| Ye, M; Sun, MM; Huang, D; Zhang, ZY et al. 2019. Environment International | https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.062 |
| Young, EH; Unc, A. 2023. Applied Soil Ecology | https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104762 |
| Zhang, KL; Maltais-Landry, G; Liao, HL. 2021. Soil Biology & Biochemistry | https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108219 |
| Zhao, R; Li, JY; Wu, KN; Kang, L. 2021. Land | https://doi.org/10.3390/land10060605 |
| Zwetsloot, MJ; van Leeuwen, J; Hemerik, L; Martens, H et al. 2021. European Journal of Soil Science | https://doi.org/10.1111/ejss.13051 |

Conclusion de la partie

Définir la qualité des sols

Le constat de la dégradation des écosystèmes et plus spécifiquement de leur compartiment sol sous l'effet des changements climatiques, d'occupations ou d'usages des sols, a conduit au cours des dernières décennies à la multiplication de travaux ayant eu vocation à :

1. dépasser la représentation des sols longtemps limitée à un unique rôle de support de la végétation cultivée au profit des notions de « qualité », de « santé » ou de « sécurité » promouvant une vision de plus en plus systémique, fonctionnelle et multidimensionnelle des sols intégrant explicitement leur rôle dans les grands cycles de l'eau, des éléments chimiques tels que le carbone ou l'azote, ou encore en tant que support de la biodiversité ;
2. définir, classer et évaluer de nouveaux objets conceptuels ayant vocation à favoriser et faciliter la prise en compte des multiples rôles des sols dans les décisions publiques ou privées, dont en particulier le concept de « fonction » qui cherche à caractériser ce que le sol fait plutôt que ce que le sol est, ou encore le concept de « service » qui cherche à rendre compte des différentes contributions des sols au bien-être des sociétés humaines ;
3. développer des approches dites par indicateurs visant à créer et partager les informations relatives à l'état ou à la fonctionnalité des sols entre les champs scientifiques et décisionnels.

Initiés dès le tournant des années 1980, ces travaux de recherche ont conduit à une révision profonde de la place des sols au sein des écosystèmes, de la manière de les appréhender, des modalités de diffusion et de partage d'informations avec les parties prenantes utilisatrices ou gestionnaires des sols, comme en témoigne par exemple le retour du sol dans l'agenda politique depuis le milieu des années 2010, auquel ces travaux ont, parmi d'autres facteurs, contribué et dont ils bénéficient actuellement. Pour autant, l'opérationnalisation de ces nouveaux objets, outils et approches, se heurte aujourd'hui à plusieurs difficultés.

Tout d'abord, si la multiplication des travaux de recherche sur ces sujets a contribué à d'indéniables avancées, elle a également produit un foisonnement conceptuel et sémantique toujours en cours d'harmonisation et de stabilisation. Ainsi, il n'existe pas, à l'heure actuelle, de définition consensuelle des termes de « qualité », « santé », « fonction », « indicateur », ou encore de classification unanimement acceptée des différentes fonctions des sols. Ces termes sont ainsi régulièrement utilisés : i) avec des sens contradictoires, comme c'est par exemple le cas du terme « indicateur » susceptible d'être utilisé dans un sens descriptif ou dans un sens normatif ; ou ii) indépendamment des tentatives de clarification et de délimitation conceptuelle comme c'est par exemple le cas des termes « qualité » et « santé » ou des termes « fonctions » et « services ».

De plus, l'analyse de la littérature réalisée ici a mis en évidence de fréquents écarts entre les constructions théoriques et leurs déclinaisons pratiques. Ainsi, alors que le concept de qualité intègre explicitement la multifonctionnalité des sols des espaces naturels, forestiers, agricoles et urbains, la majorité des déclinaisons de ce concept portent principalement sur les espaces agricoles et sur un nombre limité de fonctions, le plus souvent liées au seul rôle de support de la végétation cultivée. De même, alors que certains travaux proposent de distinguer la potentialité fonctionnelle du sol (qualité) de sa performance réelle dans des conditions données d'usage et de gestion (santé), il existe peu de traductions pratiques de cette distinction stimulante sur le plan conceptuel. Enfin, il n'est pas rare, voire courant, que les indicateurs réellement mis en œuvre portent sur l'état des sols plus que sur leur fonctionnement en dépit d'un risque croissant de biais interprétatifs à mesure que l'écart entre la cible théorique (la fonction) et la cible réelle de l'indicateur (l'état par exemple) s'accroît. Les indicateurs d'état des sols sont en effet plus faciles à mesurer ou estimer, plus souvent disponibles, y compris en bases de données, et plus régulièrement accompagnés de valeurs d'existence ou de valeurs cibles que les indicateurs de fonction.

Les écarts observés entre les développements théoriques et leurs déclinaisons pratiques s'expliquent, pour partie, par un sentiment d'urgence face à la nécessité de tester la faisabilité d'une évaluation concrète de la

multifonctionnalité des sols en réponse aux besoins exprimés ou anticipés des décideurs. La pratique précède ainsi bien plus souvent la théorie qu'elle ne la suit, et la théorie intervient surtout dans un second temps pour trier, consolider et organiser un ensemble de pratiques, développées et testées en amont. Il n'en reste pas moins qu'une partie des écarts observés découle moins d'un manque de fondement théorique que des limites imposées par l'état des connaissances, des données ou des outils disponibles. Ces écarts appellent, en complément et en cohérence avec la poursuite des développements théoriques, à poursuivre les efforts d'acquisition des données et le développement des outils de modélisation statistiques ou mécanistes utiles à la mesure, à l'estimation ou au calcul d'indicateurs de la qualité multifonctionnelle des sols, en particulier dans les sols des espaces forestiers et urbains.

Les connaissances, outils ou données actuellement disponibles apparaissent ainsi encore insuffisants pour développer un système d'indication de la qualité multifonctionnelle des sols au double sens d'une évaluation réellement fonctionnelle (au-delà de l'évaluation de l'état des sols) et pleinement multidimensionnelle (au-delà des seules fonctions fréquemment évaluées). Ils apparaissent toutefois suffisamment mûrs pour permettre le développement d'une première version d'un système d'indication dont les évolutions ultérieures seront d'autant plus aisées que des structures, des équipes et des procédures auront préalablement été mises en place et que les premiers retours d'expériences contribueront à cibler et prioriser les besoins de recherche et d'acquisition de données complémentaires. Il s'agira alors : i) d'explicitier aussi précisément que possible les options conceptuelles et sémantiques retenues ; ii) de couvrir, dès les versions initiales du système d'indication, de manière aussi exhaustive que possible, les multiples fonctions des sols, y compris à partir d'indicateurs ciblant avec plus ou moins grande précision ces différentes fonctions, puis iii) de réduire les distances entre les multiples fonctions des sols et leurs indicateurs au fur et à mesure du développement des connaissances, des outils ou de l'acquisition de données nouvelles.

Par rapport à ces objectifs :

1. L'absence de définition complètement stabilisée et harmonisée de la qualité des sols, des différentes fonctions des sols ou des indicateurs susceptibles d'en rendre compte, loin d'être un désavantage indépasseable, représente un avantage décisif apportant la flexibilité nécessaire à l'appropriation, l'engagement et l'émergence d'un consensus entre les différentes parties prenantes à la construction d'un système d'indication de la qualité multifonctionnelle des sols. Les synthèses proposées ici concernant les concepts de qualité et de santé des sols, d'indicateurs, de fonction et de multifonctionnalité, ou encore la proposition d'une typologie des fonctions écologiques des sols, constituent autant de premiers éléments de cadrage utiles à l'établissement d'un dialogue constructif entre les différentes parties prenantes impliquées dans la construction de ce consensus.

L'approche retenue pour caractériser une fonction est qu'elle désigne une action du sol sur un objet (qu'il soit composant du sol ou non) et que cette action agit en faveur de l'écosystème (fonctions écologiques) ce qui permet de les distinguer des services écosystémiques qui sont anthropocentrés.

2. La classification des indicateurs relativement à la nature de l'information qu'ils véhiculent, à leur finalité ou encore leur confrontation aux quatre grands critères de performance permettent d'évaluer objectivement l'état d'avancement des versions successives d'un système d'indication de la qualité multifonctionnelle des sols et d'identifier les marges de progrès. La construction d'un système d'indication préliminaire sur la base d'indicateurs de pression ou d'état, plutôt que sur de véritables indicateurs de fonctions, est de ce point de vue pertinente à défaut d'être suffisante. En effet, les indicateurs de pression ou d'état ont naturellement vocation à être intégrés dans un système d'indication de la qualité multifonctionnelle des sols en tant qu'indicateurs (diagnostiques) complémentaires nécessaires à la compréhension des relations de causes à effets et à leur suivi dans le temps et l'espace.
3. La rareté fonctionnelle est un concept capable d'offrir une vision synthétique de la multifonctionnalité des sols. Celui-ci est d'autant plus intéressant qu'il est adaptable à l'évolution d'un système d'indication de la qualité multifonctionnelle des sols. Il peut en effet tout aussi bien reposer sur des variables descriptives de l'état des sols (on parlera alors plus justement de rareté des sols), que sur des variables descriptives de la fonctionnalité des sols ou encore de leur combinaison. De plus, la rareté fonctionnelle ne nécessite pas de pondérer les différentes fonctions des sols entre elles, étape critique et pourtant fréquemment négligée des évaluations de la multifonctionnalité des sols.

Partie III.

Mesurer la qualité des sols

Sous-partie III.1.

Les indicateurs les plus communs dans la littérature

Chapitre 7. Paramètres pour l'évaluation de la qualité/santé des sols

Chapitre 8. Les indicateurs des fonctions des sols

Chapitre 9. Les mesures de qualité des sols en économie

Introduction

La diversité des mesures disponibles sur un objet comme le sol permet de jauger l'état des connaissances à son sujet. La littérature scientifique présente désormais de nombreux paramètres et indicateurs qui illustrent une amélioration des connaissances lors des dernières décennies. Cependant, la sélection d'une certaine mesure ou d'un certain indicateur pour répondre à une question donnée se révèle souvent difficile. Face à ce problème, cette sous-partie propose un état de la littérature sur les indicateurs issus des sciences du sol (en distinguant les indicateurs de qualité/santé des indicateurs de fonction) et leurs usages dans la littérature économique afin d'illustrer leur opérationnalité.

Par rapport à un paramètre dont la mesure est plus ou moins difficile à effectuer, un indicateur s'insère dans un cadre interprétatif qui lui donne une signification au-delà de l'observation qu'il représente. Ainsi, cette sous-partie se concentre sur l'articulation des mesures de qualité des sols avec les indicateurs qu'elles renseignent, à la fois en termes *d'indicanda* représentés (qualité, santé ou fonctions) et en termes d'utilisations (connaissances scientifiques sur les sols ou analyse économique). Chacun des trois chapitres définit et catégorise son propre corpus selon différentes requêtes bibliographiques. Ils présentent ainsi trois visions complémentaires sur les indicateurs les plus communs trouvés dans la littérature.

Le **Chapitre 7** propose une analyse systématique des indicateurs biologiques, chimiques et physiques, qu'ils soient monoparamétriques ou multiparamétriques, les plus utilisés dans la littérature en sciences du sol traitant de la qualité/santé des sols. Cette sélection est mise en lien avec les indicateurs préconisés dans des cadres institutionnels. Cette analyse permet d'affiner et de proposer une liste d'indicateurs couvrant les trois composantes du sol et d'identifier les indicateurs manquant au regard d'enjeux émergents.

Le **Chapitre 8** propose ensuite une analyse systématique de la littérature sur l'utilisation des indicateurs pour évaluer les fonctions des sols. Longtemps considérés pour leur seule fonction de support de la production de biomasse, les sols assurent des fonctions diverses et multiples et contribuent aux nombreux services rendus par les écosystèmes (voir Chapitre 6). L'objectif de ce Chapitre 8 est de décrire, à partir de l'analyse de la littérature scientifique, les principaux indicateurs qui permettent d'évaluer les 6 fonctions écologiques identifiées dans cette étude : supporter la biodiversité (organismes du sol et végétation), stocker du carbone, fournir des nutriments à la biocénose, réguler les eaux quantitativement et qualitativement, réguler les contaminants, entretenir la structure du sol. On rappelle ici que les fonctions non écologiques (par exemple : préserver les artefacts, produire des matériaux, supporter les infrastructures) ont été écartées du travail de recherche d'indicateurs, car en dehors des attendus fixés à cette étude, et également absents de la loi Climat et résilience (ZAN).

Le **Chapitre 9** propose enfin une analyse systématique de l'utilisation des mesures de qualité des sols (paramètres et indicateurs) dans la littérature économique. Cela permet : i) d'illustrer l'opérationnalité de ces métriques dans une discipline hors du champ des sciences du sol, ii) de caractériser l'appropriation de ces métriques par rapport aux connaissances actuelles des sciences du sol, et iii) d'identifier les apports potentiels d'une meilleure intégration de l'analyse économique dans la production et l'utilisation d'indicateurs sur les sols. Ce chapitre contribue aux objectifs d'opérationnalité et d'aide à la décision de la présente étude, et se révèle complémentaire de la section 5 du Chapitre 16.

Chapitre 7.

Paramètres pour l'évaluation de la qualité/santé des sols

Autrices : **Catherine Keller** (biogéochimie), **Guénola Pérès** (bioindicateurs)

Documentaliste : Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|--|-----|
| 1. Démarche pour l'acquisition de références bibliographiques thématiques | 157 |
| 2. Les indicateurs de la qualité des sols : d'un catalogue hétérogène à la sélection des indicateurs les plus utilisés | 159 |
| 3. Concordance avec les indicateurs recommandés pour les cadres institutionnels..... | 164 |
| Références bibliographiques | 166 |
| Annexe | 169 |

Ce chapitre propose une analyse systématique des indicateurs biologiques, chimiques et physiques, monoparamétriques ou multiparamétriques, les plus utilisés dans la littérature en sciences du sol et qui seront mis en regard des préconisations institutionnelles. L'objectif final est de proposer une liste d'indicateurs issus de la littérature et d'identifier les indicateurs manquant au regard d'enjeux émergents.

D'un point de vue technique, les indicateurs monoparamétriques sont des paramètres de caractérisation du sol issus d'une mesure ou d'une observation directe. Les indicateurs multiparamétriques peuvent être juste une « évolution » d'un paramètre simple, ou la combinaison de deux paramètres ou plusieurs paramètres. Cette combinaison peut être un simple quotient (par ex. : C/N, ou les activités enzymatiques dites spécifiques qui sont le rapport de l'activité enzymatique/carbone de la biomasse microbienne), ou bien une fonction de pédotransfert, ou encore une agrégation selon des modalités traitées dans le Chapitre 11. On parle alors d'indices simples pour les premiers ou complexes pour les SQI (*Soil Quality Index*) ou indices similaires. Certains travaux vont jusqu'à intégrer un indice complexe concernant le sol dans un SI (*Suitability Index*), un indice plus intégrateur combinant des données sur le sol, le climat et la végétation. Dans ce Chapitre 7, nous nous restreindrons à l'aspect « sol », qui peut cependant concerner des caractéristiques physiques, chimiques, biologiques, morphologiques ou autres, combinées ou non.

1. Démarche pour l'acquisition de références bibliographiques thématiques

La recherche bibliographique permettant d'identifier les indicateurs les plus communément utilisés dans l'évaluation de la qualité et santé des sols a été réalisée conjointement au travail portant sur les méthodes, développé dans la sous-partie III.II. En effet, la première requête bibliographique dite « initiale » décrite en introduction de la sous-partie III.II a abouti à 791 articles, ne permettant pas de mettre en évidence les articles comportant une description des méthodes pour les principaux indicateurs. Il est donc apparu nécessaire tout d'abord d'identifier, par un rapide criblage de la littérature, les indicateurs les plus communément utilisés (Phase 1), objet de cette partie, avant de rapporter les méthodes relatives à ces indicateurs (Phase 2) présentées au Chapitre 10, sous-partie III.II (Figure 7-1).

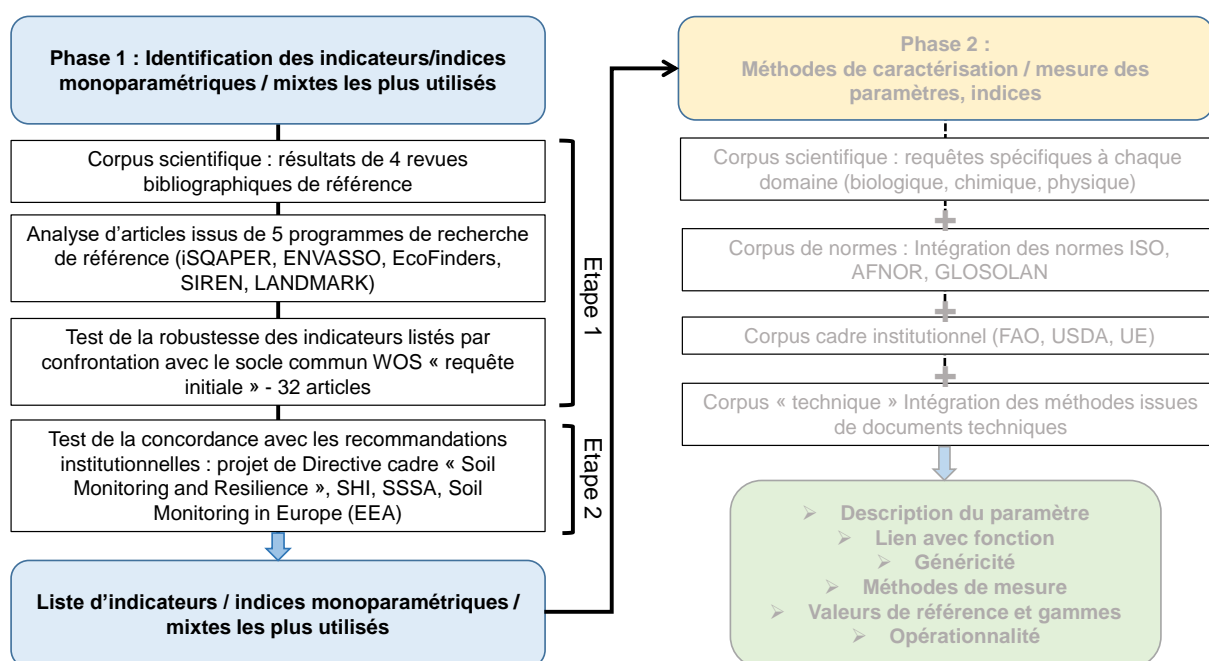


Figure 7-1. Description de la phase 1 ayant abouti à la liste des indicateurs/indices monoparamétriques/mixtes identifiés comme les plus utilisés. La phase 2 est traitée dans le Chapitre 10.

La phase 1, qui concerne ce chapitre sur les indicateurs les plus communs, a donc été construite de la façon suivante.

Une première étape a consisté à répertorier les indicateurs listés par quatre revues de littérature récentes dans les domaines biologiques, chimiques et physiques (Tableau 7-A1 en Annexe). Ainsi, les revues de littérature de (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2023; Bünemann *et al.*, 2018; Rabot *et al.*, 2018; Valani *et al.*, 2021) ont été identifiées à dire d'experts, et ont servi de base à l'inventaire des indicateurs les plus utilisés. Ont été ajoutés les projets de recherche européens iSQAPER (projet ayant donné l'article de (Bünemann *et al.*, 2018)), ENVASSO (Huber *et al.*, 2008), EcoFinders (Griffiths *et al.*, 2016), SIREN (Faber *et al.*, 2022) et LANDMARK (van Leeuwen *et al.*, 2017).

Pour tester la robustesse des indicateurs listés, les quatre revues datant, pour les deux plus anciennes, de 2018, nous avons choisi d'analyser en outre des articles publiés après 2018, en s'appuyant sur la requête initiale. Au sein du pool de 791 articles, 236 ont été repérés pour leur pertinence. Parmi ces articles qui pouvaient faire référence à un grand nombre d'indicateurs (1-15 indicateurs par article), 32 ont été sélectionnés par tirage au sort aléatoire. Ces 32 articles ont été analysés via une grille de lecture afin de lister tous les indicateurs utilisés, leur combinaison potentielle dans la construction d'un indicateur agrégé de type SQI et leur opérationnalité. Cette grille organisait les informations recueillies pour chaque indicateur de chaque étude, notamment : la complexité de l'indicateur (monoparamétrique, ou multiparamétrique), la nature de l'indicateur (biologique, chimique, physique, ou autre tel que foncier, spatial, économique...), le type d'indicateur (indicateur d'état, d'activité ou de fonction, ou mixte), le contexte d'usage du sol (agricole, urbain, forestier, mixte, zones humides, autre, non renseigné), la finalité du diagnostic telle que précisée dans les articles le cas échéant (par exemple choix d'aménagement, diagnostic de fertilité, santé, qualité des sols, risque sanitaire, risque d'inondation, risque de glissement de terrain, risque d'érosion, risque d'incendie), les informations relatives à l'échelle (parcellaire, régionale, nationale), les méthodes de prélèvement et leur référence (ISO, AFNOR, publication), les valeurs seuils si elles existent, la sensibilité et la variabilité de l'indicateur (temporelle, spatiale), la mobilisation dans le cadre d'un suivi (*monitoring*). Il est à noter que cette grille a été construite de manière à pouvoir être utilisée dans plusieurs chapitres de cette étude, incluant aussi les méthodes (Chapitre 10) et l'opérationnalité (Chapitre 14). Cette démarche a permis de garantir que les indicateurs intégrés dans la création d'indicateurs combinés pour l'évaluation de la santé des sols étaient bien utilisés dans les articles les plus récents.

Cette 1^{re} étape a abouti à une liste des indicateurs communément utilisés dans l'évaluation de la qualité et/ou de la santé des sols. Les indicateurs les plus utilisés ont été sélectionnés au regard de leur fréquence d'utilisation (Tableau 7-A2 en Annexe) : un seuil minimum de 20% d'occurrence a été appliqué aux indicateurs listés dans les revues de (Bünemann *et al.*, 2018; Valani *et al.*, 2021), et de 20 occurrences dans la revue de (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2023). Cette liste a été complétée au besoin par les indicateurs reconnus comme pertinents dans les projets de recherche cités plus haut. La robustesse de cette liste résultant de l'analyse des revues et des projets de recherche a été testée en comparant les indicateurs issus de l'analyse des 32 articles.

Puis dans une seconde étape, nous avons comparé cette liste aux indicateurs mobilisés dans des cadres institutionnels, notamment la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* de juillet 2023, ainsi que les paramètres ou indicateurs recommandés par le *Soil Health Institute* américain pour l'évaluation de la santé des sols¹, (Wienhold *et al.*, 2004) en lien avec le SSSA (*Soil Science Society of America*) *Soil Quality Committee* et le rapport de l'Agence européenne de l'environnement (EEA) « *Soil Monitoring in Europe* » (European Environment Agency, 2023) (Figure 7-1, Tableaux 7-A1 et 7-A2 en Annexe).

Enfin, les recommandations de la FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*)², du GEMAS (Groupement d'Etudes Méthodologiques pour l'Analyse des Sols)³, de l'ICP Forests (*International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*) (Cools et De Vos, 2010) et de la WRB (*World Reference Base for Soil Resources*) (IUSS Working Group WRB, 2022) pour le choix de méthodes

¹ <https://soilhealthinstitute.org/news-events>

² <https://www.fao.org/global-soil-partnership/glosolan-old/soil-analysis/standard-operating-procedures/en/>

³ <https://gemas.asso.fr/?documentation=normes>

qui sont présentées dans les tableaux relatifs aux normes en annexe du Chapitre 10 permettent d'identifier les paramètres et indicateurs associés ; sans que cela soit exhaustif (établissement de normes, en cours pour certains paramètres), ces informations ont permis de consolider indirectement le choix des indicateurs.

Sur l'ensemble de ce corpus, 18 références sont citées dans le présent chapitre, parmi lesquelles 5 revues de littérature et 4 textes institutionnels.

2. Les indicateurs de la qualité des sols : d'un catalogue hétérogène à la sélection des indicateurs les plus utilisés

Un grand nombre d'indicateurs monoparamétriques de la qualité/santé/fertilité des sols sont identifiés dans la littérature internationale. Ainsi, la première étape de notre travail a permis de lister au total 180 indicateurs de la qualité/santé des sols, dont 58 indicateurs chimiques, 52 indicateurs physiques ou visuels, 60 indicateurs biologiques et 10 indicateurs divers (Tableau 7-A1). Ce nombre peut être considéré en fait bien plus important car dans certains travaux, les indicateurs sont présentés par famille (chaque famille comptant pour un indicateur) et non en listant chaque indicateur, comme c'est le cas par exemple pour les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) ou des macronutriments.

Certains paramètres sont identifiés de manière plus ponctuelle et, souvent, pour des fonctions spécifiques ou pour l'évaluation du degré de dégradation du sol. Ainsi le niveau de tassement est parfois cité pour la qualification des sols dégradés par le pâturage ou comme paramètre intervenant dans l'aléa érosif. De même, sauf dans le cas de l'évaluation du risque sanitaire, les concentrations en polluants sont rarement incluses dans les indices complexes, ou sont, éventuellement, évaluées indépendamment des autres indicateurs. Les polluants les plus étudiés sont les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) et certains polluants organiques (HAP, pesticides). Les polluants dits émergents (micro et nanoplastiques, antibiotiques, nanoparticules manufacturées, PFAS...) sont très rarement, voire jamais, pris en compte. Nous les traiterons séparément dans le Chapitre 10 pour discuter de leur intérêt ou probabilité d'être intégrés dans la liste des indicateurs à prendre en compte dans le futur.

• Revue de littérature des indicateurs de qualité des sols pour les sols agricoles : Bünemann *et al.* (2018)

Le projet iSQAPER, passe en revue 49 articles portant sur le concept de qualité des sols concernant les sols agricoles : 90 indicateurs ou familles d'indicateurs sont mobilisés, à savoir 31 indicateurs physiques, 34 indicateurs ou familles d'indicateurs chimiques (l'ensemble des ETMM totaux est considéré ici comme un seul indicateur, idem pour les fractions extractibles), et 25 indicateurs biologiques (Tableau 7-A1). Au sein de ces 90 indicateurs, Bünemann *et al.* (2018) identifient les 27 indicateurs ou familles d'indicateurs les plus cités (à savoir ayant une occurrence minimale de 10%). Ces auteurs montrent que pour les sols agricoles les indicateurs les plus utilisés sont les caractéristiques physico-chimiques, avec le pourcentage de carbone organique, le pH et le phosphore disponible utilisés dans plus de 70% des cas, tandis que pour les propriétés physiques seules, la réserve utile et la densité apparente se retrouvent dans plus de 50% des jeux de données, et que les paramètres biologiques ne sont utilisés que dans moins de 30% des cas (Figure 7-2). Cette faible représentation des indicateurs biologiques s'explique par le fait que des indices représentant une fonction ou un service sont parfois considérés comme « suffisants » pour évaluer la fertilité globale (et donc sont utilisés seuls et non en combinaison avec des indicateurs physiques ou chimiques) ; c'est le cas de la fertilité biologique (Renzi *et al.*, 2017), et c'est pour cette raison que Bünemann *et al.* (2018) n'ont pas inclus ces articles dans leur revue de littérature.

Sélection des indicateurs les plus utilisés : parmi les 27 indicateurs proposés par Bünemann *et al.* (2018), 19 présentent des fréquences d'occurrence supérieures ou égales à 20% : 3 biologiques, 9 chimiques et 7 physiques (Figure 7-2 ; Tableau 7-1 en Section 3).

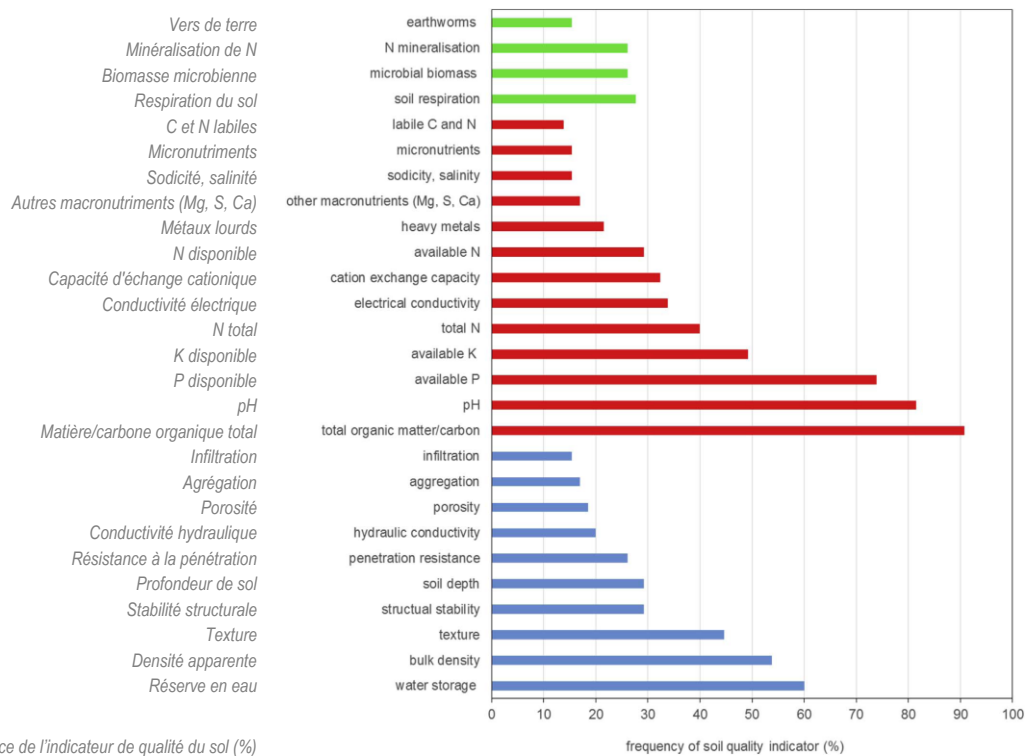


Figure 7-2. Fréquence des indicateurs (min. 10%) dans les approches d'évaluation de la qualité des sols examinées (n=65). Les indicateurs biologiques, chimiques et physiques du sol sont indiqués respectivement en vert, rouge et bleu.

Les publications traitant exclusivement des sols forestiers, ou portant seulement sur les indicateurs biologiques (sans tenir compte également d'indicateurs chimiques et/ou physiques), n'ont pas été inclus dans cette compilation.

Lorsque que les mêmes auteurs utilisaient le même set d'indicateurs dans plusieurs publications, alors seule la première publication était prise en compte (Bünemann et al., 2018).

• Revue de littérature d'indicateurs physiques, chimiques et biologiques spécifique à un agrosystème intégré : Valani et al. (2021)

La prépondérance des indicateurs physiques et chimiques est aussi soulignée dans la synthèse de Valani et al. (2021). En effet, ce travail (92 articles) qui se focalise sur un agrosystème particulier, intégrant polyculture-élevage-foresterie, souligne parmi les 31 indicateurs identifiés l'utilisation d'uniquement 6 indicateurs biologiques, avec le maximum de fréquence pour la biomasse microbienne limitée à 20% des articles inclus dans la revue. A l'inverse, 15 indicateurs chimiques et 11 indicateurs physiques sont utilisés, dont le carbone du sol, le pH, la densité apparente et la porosité, avec des fréquences supérieures à 40% (Figure 7-3). Du croisement de Bünemann et al. (2018) et Valani et al. (2021), il apparaît que le carbone organique, le pH et la densité apparente sont les plus souvent utilisés.

Sélection des indicateurs les plus utilisés : 14 des 31 indicateurs identifiés dans la revue de Valani et al. (2021) présentent des fréquences d'occurrence supérieures ou égales à 20% : 5 indicateurs physiques (densité apparente, porosité, résistance à la pénétration, stabilité structurale, réserve en eau – « water storage ») et 9 indicateurs chimiques (carbone organique, pH, K, P, Al, autres macronutriments, fraction C et N, N_{total}, H+Al). Il est à noter que la biomasse microbienne présente une fréquence d'occurrence très proche de 20% (Tableau 7-1, en Section 3).

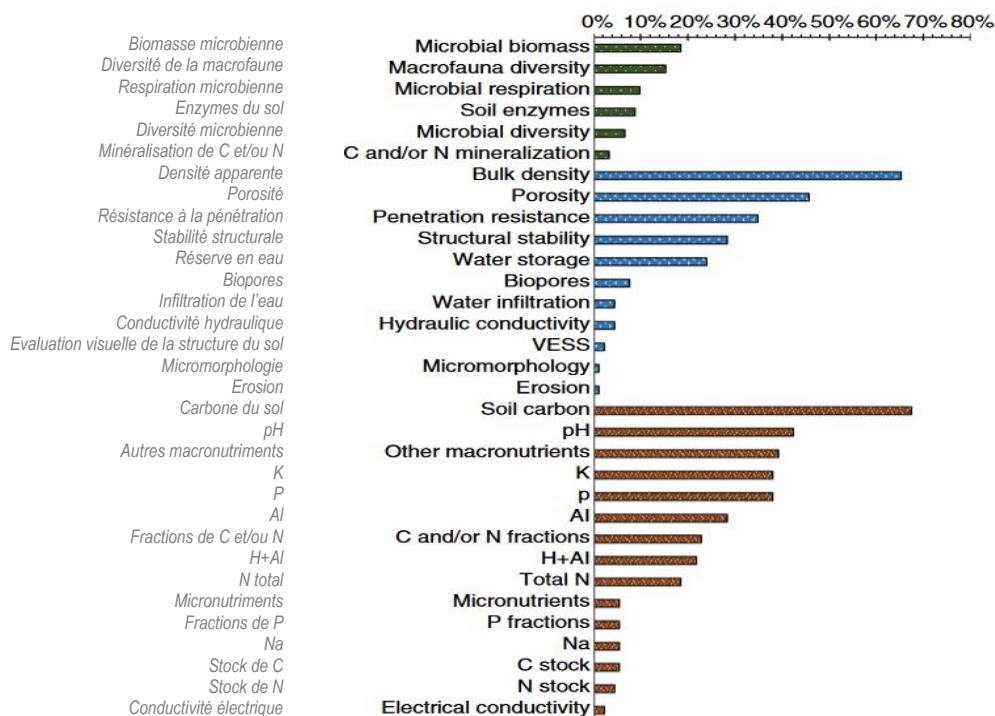


Figure 7-3. Fréquence observée (%) des indicateurs biologiques (en vert), physiques (en bleu) et chimiques (en brun) dans les 92 articles compilés traitant de l'agriculture intégrée (polyculture-élevage-foresterie). Tiré de Valani et al., 2021.

• Revue de littérature des indicateurs biologiques proposés depuis 1970 : Bonilla-Bedoya et al. (2023)

La faible représentation des indicateurs biologiques a cependant été remise en question par la récente analyse bibliométrique de Bonilla-Bedoya et al. (2023). Portant sur les 50 dernières années (2 320 articles), cette synthèse montre la très nette progression de ces indicateurs biologiques lors de l'évaluation de la qualité des sols dans la dernière décennie : si seulement 118 articles avaient été recensés entre 1970 et 1999, 1 456 articles ont été listés entre 2010 et 2019, et déjà 354 en 2020-2021, leurs deux dernières années d'étude. Cette augmentation des articles prenant en compte des indicateurs biologiques s'explique en partie par les progrès technologiques réalisés ces 20 dernières années (voir Chapitre 10).

Parmi l'ensemble des indicateurs biologiques, la revue de Bonilla-Bedoya et al. (2023) identifie les 25 indicateurs biologiques les plus cités dans la littérature portant sur la qualité des sols (Figure 7-4). Ces indicateurs couvrent tant des indicateurs d'état (ex. : biomasse microbienne, lombriciens, nématodes, biodiversité des sols) que des indicateurs d'activité (ex. : respiration basale, activité enzymatique, décomposition de la litière). Ils couvrent à la fois la composante microbienne et la faune du sol, incluant la microfaune (nématodes), la mésofaune (collemboles, microarthropodes) et la macrofaune (vers de terre). Cette revue souligne que la dynamique de la matière organique et les indicateurs associés (biomasse microbienne, activités enzymatiques, activité microbienne, matière organique, carbone organique des sols) représentent sans conteste les indicateurs biologiques les plus étudiés. Ceci se rapproche, selon les auteurs, du cadre proposé par le Département d'Agriculture des Etats-Unis (USDA, 2015) qui identifie les indicateurs suivants comme indicateurs biologiques de base pour la surveillance des sols : matière organique (couleur), azote potentiellement minéralisable, carbone actif, respiration, analyse microbienne, lombriciens et champignons. On peut noter que l'azote potentiellement minéralisable, considéré par l'USDA comme l'un des indicateurs biologiques de base pour la surveillance des sols, n'a pas été identifié comme faisant partie des 25 indicateurs biologiques les plus fréquents dans la revue de Bonilla-Bedoya et al. (2023). Si les bioindicateurs sont étudiés dans des milieux très divers, cette revue met en avant que 25% des publications étudient les bioindicateurs dans des habitats naturels spécifiques, avec en particulier une application très importante en milieux forestiers (63%) et dans une moindre mesure en prairies naturelles (18%) et zones humides (11%).

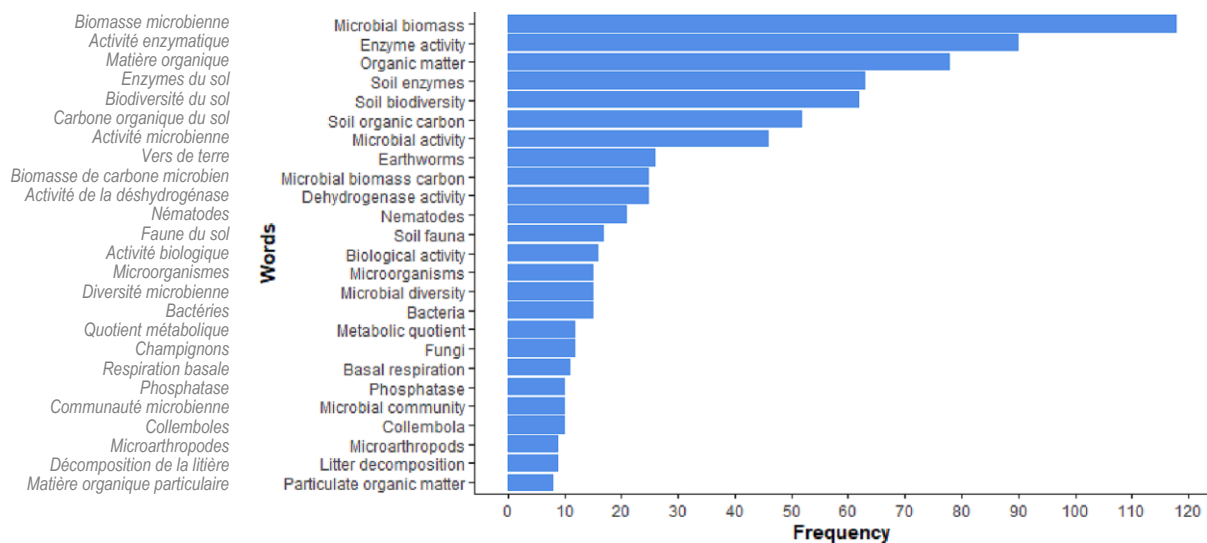


Figure 7-4. Fréquence d'occurrence des indicateurs biologiques selon Bonilla-Bedoya et al. (2023) à partir de 2 320 articles publiés sur les 50 dernières années

Certains organismes de la faune du sol sont absents de cette liste, bien que représentant un poids important dans la biomasse de l'édaphon⁴ comme c'est le cas des protozoaires, ou étant reconnus comme jouant un rôle dans le fonctionnement du sol comme les enchytréides (dynamique de la matière organique, structuration du sol). Leur absence dans cette liste, reflétant la faible représentation de ces taxa dans les travaux de recherche, pourrait s'expliquer par le manque d'experts et la difficulté d'accès (prélèvement, caractérisation) à ces organismes (voir Chapitre 10). Il est à noter que concernant les enchytréides, ils ont été retenus par le projet ENVASSO parmi les 3 indicateurs permettant de rendre compte de l'érosion de la biodiversité en remplacement des lombriciens dès lors que ces derniers sont absents ; de la même manière, ils ont été retenus dans le projet LANDMARK comme des indicateurs de la biodiversité des sols (van Leeuwen *et al.*, 2017).

Dans la liste proposée par Bonilla-Bedoya *et al.* (2023), on peut aussi noter l'absence d'autres indicateurs biologiques. Ainsi, les bioindicateurs utilisant les escargots (Somme des excès de transfert, SET-escargot ; Pauget et de Vaufléury, 2015) ou les plantes (Charge métallique totale, CMT-végétaux ; Grand *et al.*, 2018) pour rendre compte de la biodisponibilité des métaux dans le milieu, l'accumulation dans les organismes et le transfert potentiel dans la chaîne trophique ne sont pas ressortis lors de l'analyse. Il en est de même pour ceux rendant compte de perturbations à l'échelle individuelle de la plante (OMEGA3, NF XP-31 233 ISO 214). Et cela bien que des valeurs de référence existent pour certains d'entre eux, ainsi que pour plusieurs métaux informant du niveau de contamination du sol et donc de sa dégradation, et pouvant orienter des préconisations (Grand *et al.*, 2018). Cette absence dans la liste s'explique principalement par le fait que ces bioindicateurs sont récents et sont le plus souvent mobilisés pour l'évaluation de la qualité de sols pollués, non pris en compte dans la revue de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023). Cet aspect met en évidence la dichotomie de la littérature dans le domaine de l'indication. Nous y reviendrons plus loin.

Enfin on peut noter que dans le cas de cette revue, différents éléments peuvent porter à discussion. Tout d'abord, la matière organique et le carbone organique des sols sont considérés comme des indicateurs biologiques dans cette revue, alors que ces mêmes indicateurs sont le plus souvent positionnés comme des indicateurs chimiques (Bünemann *et al.*, 2018 ; Valani *et al.*, 2021). L'attribution de ces indicateurs à une composante (biologique ou chimique) ne fait donc pas consensus, même si cela ne remet pas en cause l'importance de cet indicateur. Par ailleurs, d'autres éléments sont discutables : i) le carbone microbien est distingué de la biomasse microbienne, ii) les champignons sont considérés comme appartenant à la microfaune, iii) les activités enzymatiques spécifiques

4 Edaphon : ensemble des organismes vivant dans le sol

(phosphatase, déshydrogénase) sont distinguées des activités enzymatiques, iv) les collemboles sont distingués des microarthropodes. Ces attributions peuvent conduire à un sur-classement ou à un déclassement de certains indicateurs au-dessus ou en deçà du seuil des 20%.

Sélection des indicateurs les plus utilisés : 11 des 25 indicateurs biologiques listés dans la revue de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023) présentent des occurrences supérieures à 20 (Figure 7-4, Tableau 7-1) Cette sélection confirme l'importance de la biomasse microbienne mais met aussi en évidence l'importance des lombriciens et des nématodes ainsi que des activités enzymatiques, tous trois non listés dans les précédentes revues de Bünemann *et al.* (2018) ou Valani *et al.* (2021). Il est cependant à noter, comme indiqué précédemment, que la sous-représentation de certains indicateurs s'explique par la distinction faite entre les indicateurs. C'est le cas des collemboles, qui sont distingués des microarthropodes (alors que ce sont des microarthropodes), ou encore les bactéries et champignons qui sont listés séparément des microorganismes. Il est aussi notable que parmi les indicateurs biologiques identifiés par Bonilla-Bedoya *et al.* (2023), seuls les lombriciens sont ressortis de l'étude du corpus mobilisé pour l'analyse des mesures de qualité des sols en économie (Tableau 7-1).

Etonnamment, on observe que la respiration basale, pourtant identifiée par Bünemann *et al.* (2018), par le programme ENVASSO et la proposition de directive *Soil monitoring and résilience*, présente une faible fréquence d'occurrence (10%), que ce soit dans la revue de Valani *et al.* (2021) ou celle de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023).

Etonnamment, la respiration basale présente une faible occurrence dans la revue de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023), ainsi que celle de Valani *et al.* (2021), alors que cet indicateur a été identifié par Bünemann *et al.* (2018) parmi les 4 indicateurs biologiques les plus utilisés, qu'il a été retenu par le projet ENVASSO parmi les 3 indicateurs incontournables pour la surveillance de la biodiversité, et que dans la version initiale de proposition de directive européenne *Soil monitoring and résilience*, la respiration basale représentait le seul indicateur biologique proposé (Tableau 7-A1). Cette différence de résultats entre les revues pourrait s'expliquer par les systèmes et pays représentés : la revue de Valani *et al.* (2021) qui se focalise sur les systèmes polyculture-élevage-foresterie comporte une très grande majorité d'articles brésiliens (90%) alors que celle de Bünemann *et al.* (2018) qui n'est pas centré sur un système de production spécifique n'a qu'un seul article d'Amérique du Sud et une très forte proportion d'articles des USA (16 sur 49 articles) où la respiration basale est un indicateur très développé. La sélection de la respiration basale dans ENVASSO et dans la proposition de directive européenne s'explique par le fait que cette proposition a été faite à dire d'experts répondant à différentes demandes : i) dans le projet ENVASSO, la respiration basale a été préférée à la biomasse microbienne car en complément des indicateurs d'état il est apparu nécessaire de proposer un indicateur d'activité parmi les 3 indicateurs incontournables pour la surveillance de la biodiversité, la respiration basale venant ainsi en complément des indicateurs d'état « lombriciens » et « collemboles » (Tableau 7-1), ii) dans la proposition de directive européenne, le choix de la respiration basale vs les autres indicateurs biologiques microbiens ou faunistiques a été justifié par son statut d'indicateur d'activité, sa forte applicabilité et sa capacité intégrative des organismes et de leurs fonctions ; il est à noter que ce choix unique a été dénoncé et la version de juin 2024⁵ propose différents indicateurs biologiques d'état et d'activité couvrant les domaines microbiens et faunistiques (Tableau 7-1).

• Revue de littérature relative à la structure du sol : Rabot *et al.* (2018)

Selon la revue de littérature de Rabot *et al.* (2018), les paramètres relatifs à la caractérisation de la structure du sol au sens large sont inclus de manière non systématique dans l'évaluation de la qualité des sols. Ces auteurs, soulignent que les choix initiaux ne sont pas toujours clairement définis et ils ne sont pas toujours retenus dans les jeux de données finaux.

Une des raisons pourrait venir de la difficulté à utiliser certains de ces paramètres comme indicateurs dans la caractérisation des fonctions des sols : Rabot *et al.* (2018) avancent que les paramètres de caractérisation de la porosité seraient plus pertinents que ceux relatifs à la description de la phase solide et, en particulier, à l'agrégation.

⁵ Conseil de l'UE, Document n° 11299/24 - Interinstitutional File: 2023/0232(COD) - https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CONSIL:ST_11299_2024_INIT (Consulté le 26/07/2024)

Young *et al.* (2001) vont jusqu'à questionner l'existence même d'agrégats distincts dans un sol non perturbé. Or les paramètres relatifs à la description de la phase solide sont les plus utilisés : la description morphologique des agrégats, la mesure de la densité apparente, de la stabilité structurale, la distribution en taille des agrégats, la courbe de rétention en eau, peuvent être déterminés/estimés/calculés à l'échelle du profil et jusqu'à qq mm³ afin de calculer des indicateurs tels que , la (macro et micro) porosité, la quantité d'eau/d'air disponible, le LLWR (*Least limiting water range*) ou l'indice S⁶ (Dexter, 2004). Les méthodes pour la mesure de ces ne sont cependant pas toutes standardisées et leur interprétation peut donc être subjective, en particulier pour les méthodes impliquant de l'observation. Rabot *et al.* (2018) proposent de développer une base de données (BD) de la structure développée à partir de mesures directes 2D ou 3D des caractéristiques de la porosité acquises par imagerie en laboratoire sur des échantillons non perturbés et permettant de caractériser/d'évaluer la porosité totale, la macroporosité, la distance des pores et leur connectivité, qu'ils considèrent comme les indicateurs les plus pertinents pour renseigner plusieurs fonctions du sol. Cette BD, qui intégrerait différents types de sols, pourrait servir de référence pour l'estimation de la qualité des sols et de leurs fonctions. La base de données ImageSol, en cours de développement à l'Unité Info&Sols d'INRAE, rassemble actuellement un grand nombre d'images de sol (2D et 3D) de différents laboratoires de recherche, et préfigure cette proposition.

3. Concordance avec les indicateurs recommandés pour les cadres institutionnels

Le Tableau 7-1 (ci-contre) présente la synthèse des indicateurs sélectionnés parmi les plus utilisés issus des 4 revues (fréquence d'occurrence supérieure ou égale à 20% ou occurrence supérieure ou égale à 20), complétés au besoin par les indicateurs jugés comme pertinents dans 4 projets de recherche de référence, et mis en regard des cadres institutionnels.

.../...

Tableau 7-1. Indicateurs sélectionnés comme les plus utilisés dans les 4 revues (avec fréquence d'occurrence $\geq 20\%$, ou occurrence ≥ 20) repris dans des projets de recherche, et mis en regard des recommandations institutionnelles. Le nombre de points bleus indique le nombre d'indicateurs listés, sans qu'à ce stade, l'indicateur utilisé soit spécifié.

| | | |
|---|---|----------------------------|
| C org = C organique | CEC = Capacité d'échange cationique | |
| ESP = Pourcentage de sodium échangeable | ETMM : Eléments traces métalliques et métalloïdes | |
| HAP = Hydrocarbures aromatiques polycycliques | PLFA = Phospho Lipid Fatty acid Analysis | PCB = Polychlorobiphényles |

*Afin d'avoir une lecture synthétique des indicateurs utilisés et parce que dans la littérature analysée il existe des différences entre les paramètres utilisés ou proposés liées aux méthodes employées ou à des contextes d'application différents, les indicateurs ont été groupés en « famille ». La première colonne « indicateurs » renseigne donc sur la « famille », la colonne « indicateurs connexes/détails » complète par des indicateurs associés et/ou des précisions concernant l'indicateur : ainsi par exemple, dans la littérature, la teneur en carbone organique (colonne « indicateurs ») peut être identifiée spécifiquement, ou elle peut être complétée et/ou remplacée par la teneur en matière organique, ou la quantité de carbone organique labile ou encore le stock de carbone, tous ces indicateurs renseignant le constituant organique du sol (hors organismes). De même, si dans la littérature, l'indicateur « activités enzymatiques » est souvent présenté dans sa globalité sans distinction entre les différentes activités enzymatiques, comme c'est le cas dans la proposition de directive, la mesure de la « déshydrogénase » est une des activités enzymatiques qui peut être spécifiée, comme c'est le cas dans la revue de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023). Enfin, pour la densité apparente, la mesure peut être effectuée sur l'horizon profond ou l'horizon de surface. En conséquence, pour chaque référence, le nombre de points bleus renseigne le nombre d'indicateurs listés pour une « famille », sans qu'à ce stade l'indicateur utilisé soit précisé.*

⁶ S=indicateur dérivé de la courbe de rétention d'eau, destiné à représenter la qualité physique du sol. Il est calculé comme la pente de la courbe de rétention d'eau $W = f(\ln |w|)$ à son point d'inflexion (avec W, la courbe gravimétrique de l'eau contenue) ; (Dexter, 2004).

| Ressources | | | Revus | | | | Projets de recherche | | | | Recommandations institutionnelles | | | | |
|------------|---|--|------------------------|----------------------|------------------------------|---------------------|-----------------------|---------------------|------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|----------------|--|--|----------|
| Groupe | Indicateurs | Indicateurs connexes / détails | Bünemann et al. (2018) | Valani et al. (2020) | Bonilla-Bedoya et al. (2023) | Rabot et al. (2018) | ENVASSO (Huber, 2009) | SIREN (Faber, 2022) | EcoFinders (Griffits et al., 2016) | LANDMARK (van Leeuwen et al., 2017) | Proposition de Soil Monitoring Law | SHI (USA) 2022 | Weinhold et al. (2004) & SSSA Soil Quality committee | Soil Monitoring in Europe (EEA Report, 2022) | Economie |
| | | | (≥ 20%) | (≥ 20%) | (≥ 20%) | | | | | | | | | | |
| Chimique | Carbone organique | Matière organique, carbone organique labile, stock de carbone | ● | ●● | ●● | | ●● | ● | | ● | ● | ● | ● | ● | oui |
| | pH | - | ● | ● | | | | ● | | ● | ● | | ● | ● | oui |
| | P | P total, P extractible | ● | ● | | | | ● | | ● | ● | | ● | ● | oui |
| | K | K total, K disponible | ● | ● | | | | ● | | ● | | | ● | ● | oui |
| | N | N total, N disponible | ●● | ●● | | | ● | ● | | ● | ● | | ● | ● | oui |
| | Rapport C org / % argile | - | | | | | | | | ● | ● | | | | non |
| | C/N | | | | | | | | | ● | ● | | | ● | |
| | Conductivité électrique | Salinité / sodicité / Na échangeable / ESP | ● | | | | | ● | | ● | ● | | ● | | oui |
| | CEC | "Bases" échangeables (Somme ou élément) | ● | | | | | | | ● | | | | ● | oui |
| | Polluants inorganiques (ETMM) | Polluants par famille ou individuels / fraction disponible | ● | | | | ● | ● | | | ● | | | ● | oui |
| | Polluants organiques (HAP, pesticides, PCB) | HAP / pesticides / PCB | | | | | ● | ● | | | ● | | | ● | oui |
| | Aluminium | Rapport H/Al ; rapport Fe/Al | | ● | | | | | | ● | | | | | non |
| | Soufre disponible | | | | | | ● | | | | | | | ● | non |
| Physique | Densité apparente (Da) | Da/% argile, Da mesurée sur horizon de profondeur et/ou de surface (A) | ● | ● | | ● | ●● | ● | | ● | ●● | | ● | ● | non |
| | Conductivité hydraulique | Infiltration | ● | | | | | | | ● | ● | | ● | ● | non |
| | Granulométrie | Texture | ● | | | | | ● | | ● | ● | | ● | ● | oui |
| | Capacité de stockage eau (WHC) | Teneur en eau, humidité | ● | ● | | ● | | ● | | ●● | ● | | ● | ● | oui |
| | Taux d'érosion | Taux d'érosion hydrique, éolien, anthropique, sensibilité à l'érosion | | | | | ●● | ● | | | ● | | | ● | oui |
| | Profondeur | Totale, horizon A | ● | | | | | | | | | | | | oui |
| | Résistance à la pénétration | Cisaillement, Compacité | ● | ● | | | | | | | | | | ● | non |
| | Stabilité structurale | | ● | ● | | ● | | | | | | ● | | | non |
| | Topographie | | | | | | | | | | | | | | oui |
| | Porosité | Capacité de stockage de l'air | | ● | | ●● | ●● | ● | | ● | ● | | | ● | non |
| | Vulnérabilité à la compaction | | | | | | ● | | | | | | | ● | non |
| | Evaluation visuelle | | | | | ● | | | | | | | | | |
| | Régulation de l'eau | | | | | | | ● | | | | | | | |
| Biologique | Biomasse microbienne | C microbien | ● | | ●● | | | | | ● | ● | | ● | ● | non |
| | Biodiversité du sol | Métabarcoding (bactérie, champignon, protistes, faune), PLFA | | | ● | | | ● | | | ●● | | | ● | non |
| | Activités enzymatiques | Déshydrogénase | | | ●● | | | | | | ● | | | | non |
| | Enzymes du sol | | | | ● | | | | | | | | | | non |
| | Communauté fongique | | | | | | | | ● | | | | | | |
| | Communauté bactérienne | Diversité bactérienne (ADN) | | | | | | | | ● | ● | | | ● | |
| | Activités microbiennes | | | | ● | | | | | | | | | | non |
| | Minéralisation N | | ● | | | | | | | | | | ● | ● | |
| | Gènes fonctionnels | | | | | | | | ● | | | | | | |
| | Respiration du sol | Basale | ● | | | | ● | | | | ●● | | ● | ● | non |
| | Nématodes | | | | ● | | | | | ● | ● | | | ● | non |
| | Microarthropodes | Collemboles | | | ● | | ● | | | ● | ● | | | ● | non |
| | Enchytréides | | | | | | ● | | | ● | | | | | non |
| | Lombriciens | | | | ● | | ● | | ● | ● | ● | | | ● | oui |
| | Dégradation de la MO (Bait Lamina) | | | | | | | | ● | | | | | | non |
| | Fourmis endémiques | | | | | | | | | | ● | | | | non |
| | Espèces exotiques envahissantes | | | | | | | | | | ● | | | | non |

La grande majorité des indicateurs mobilisés par les structures institutionnelles sont aussi identifiés comme étant les plus utilisés dans l'analyse des 4 revues. Ainsi, 21 des 28 indicateurs identifiés dans la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* (version approuvée par le Conseil de l'UE en juin 2024⁷) sont communs aux indicateurs les plus utilisés par l'analyse des 4 revues, soit 78%.

Toutefois ce n'est pas le cas de tous les indicateurs. Ainsi, les polluants organiques, le rapport $C_{\text{organique}}/\text{argile}$ et le rapport C/N, sont 3 indicateurs chimiques retenus dans la proposition de directive *Soil monitoring and resilience* (les polluants organiques étant aussi recommandés par l'Agence européenne de l'environnement – EEA ; European Environment Agency, 2023) mais non listés parmi les plus utilisés ; il en est de même pour le taux d'érosion, un indicateur physique aussi retenu dans la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience*. Concernant les indicateurs biologiques, la proposition de directive a montré une évolution entre ses différentes versions : après les avoir négligés, celle de juin 2024 comporte finalement un nombre important d'indicateurs biologiques (sachant qu'elle impose aux Etats membres de choisir au moins un indicateur d'état biologique, avec la liberté d'y associer un indicateur d'activité biologique) ; ainsi, la plupart font partie des indicateurs sélectionnés parmi les plus utilisés, mais de nouveaux indicateurs ont été proposés (espèces exotiques envahissantes, fourmis endémiques) ou des techniques ont été spécifiées pour certains indicateurs (métabarcoding de bactéries, champignons, protistes et faune, ADN bactérien) permettant de caractériser la diversité microbienne et plus largement la diversité biologique, indicateurs cités par Bonilla-Bedoya *et al.* (2023).

A contrario, un certain nombre d'indicateurs, bien que sélectionnés parmi les plus utilisés par Bünemann *et al.* (2018) et Valani *et al.* (2021), n'apparaissent pas dans les recommandations institutionnelles. C'est le cas du potassium disponible, de la résistance à la pénétration et de la stabilité structurale. Il en est de même pour la CEC, la teneur en aluminium, la minéralisation de l'azote, sélectionnées par l'une des revues, Bünemann *et al.* (2018) ou Valani *et al.* (2021). Concernant les indicateurs biologiques, la déshydrogénase sélectionnée dans Bonilla-Bedoya *et al.* (2023) n'est proposée dans aucune des recommandations institutionnelles que nous avons prises en compte ; la minéralisation de l'azote, sélectionnée dans Bünemann *et al.* (2018), n'a pas été retenue par la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience*, alors que sa mesure est recommandée par le *Soil quality committee* de la SSSA (Wienhold *et al.*, 2004).

Cette synthèse met en évidence que les recommandations institutionnelles, bien que s'appuyant fortement sur les indicateurs les plus utilisés ou reconnus comme pertinents par différents projets de référence, s'en affranchissent en partie en négligeant certains indicateurs communément utilisés et en en proposant de nouveaux.

Références bibliographiques

- Bonilla-Bedoya, S.; Valencia, K.; Herrera, M.A.; López-Ulloa, M.; Donoso, D.A.; Pezzopane, J.E.M., 2023. Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators. *Ecological Indicators*, 148: 13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110091>
- Bünemann, E.K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.G.; Creamer, R.E.; De Deyn, G.; de Goede, R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.W.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J.W.; Brussaard, L., 2018. Soil quality - A critical review. *Soil Biology & Biochemistry*, 120: 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cools, N.; De Vos, B., 2010. Sampling and Analysis of Soil. Manual Part X. *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Hamburg: UNECE, ICP Forests, 208 p. <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>
- Dexter, A.R., 2004. Soil physical quality - Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, 120 (3-4): 201-214. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.004>
- European Environment Agency, 2023. *Soil monitoring in Europe – Indicators and thresholds for soil quality assessments*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/956606>
- Faber, J.H.; Cousin, I.; Meurer, K.H.E.; Hendriks, C.M.J.; Bispo, A.; Viketoft, M.; ten Damme, L.; Montagne, D.; Hanegraaf, M.C.; Gillikin, A.; Kuikman, P.; Obiang-Ndong, G.; Bengtsson, J.; Taylor, A., 2022. *Stocktaking for Agricultural Soil Quality and Ecosystem Services Indicators and their Reference Values*: EJP SOIL Internal Project SIREN Deliverable 2. Report, 153.

⁷ Conseil de l'UE, Document n° 11299/24 - Interinstitutional File: 2023/0232(COD) - https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CONSIL:ST_11299_2024_INIT (Consulté le 26/07/2024)

- Grand, C.; Andres, S.; Battaglia-Brunet, F.; Cluzeau, D.; de Vaufléury, A.; Faure, O.; Guérin, V.; Guernion, M.; Harris-Hellal, J.; Joulian, C.; Karimi, B.; Le Guedard, M.; Pandard, P.; Pauget, B.; Peres, G.; Pucheux, N.; Ranjard, L.; Roux, L.; Villenave, C.; Bispo, A., 2018. Étude de la qualité des milieux terrestres : caractérisation des impacts écotoxiques dans les sols. *Détection des impacts toxiques dans l'environnement - Du terrain à la réglementation*. ISTE Editions, np. <https://hal.science/hal-02083271>
- Griffiths, B.S.; Römbke, J.; Schmelz, R.M.; Scheffczyk, A.; Faber, J.H.; Bloem, J.; Pérès, G.; Cluzeau, D.; Chabbi, A.; Suhadolc, M.; Sousa, J.P.; da Silva, P.M.; Carvalho, F.; Mendes, S.; Morais, P.; Francisco, R.; Pereira, C.; Bonkowski, M.; Geisen, S.; Bardgett, R.D.; de Vries, F.T.; Bolger, T.; Dirilgen, T.; Schmidt, O.; Winding, A.; Hendriksen, N.B.; Johansen, A.; Philippot, L.; Plassart, P.; Bru, D.; Thomson, B.; Griffiths, R.I.; Bailey, M.J.; Keith, A.; Rutgers, M.; Mulder, C.; Hannula, S.E.; Creamer, R.; Stone, D., 2016. Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. *Ecological Indicators*, 69: 213-223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.023>
- Huber, S.; Prokop, G.; Arrouays, D.; Banko, G.; Bispo, A.; Jones, R.J.A.; Kibblewhite, M.G.; Lexer, W.; Möller, A.; Rickson, R.J.; Shishkov, T.; Stephens, M.; Toth, G.; Van den Akker, J.J.H.; Varallyay, G.; Verheijen, F.G.A.; Jones, A.R., 2008. *Environmental Assessment of Soil for Monitoring: Volume I Indicators and Criteria*. Luxembourg: Office for the Official Publications of the European Communities.
- IUSS Working Group WRB, 2022. *World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition*. Vienna, Austria: International Union of Soil Sciences (IUSS). <https://wrb.isric.org/documents/>
- Pauget, B.; de Vaufléury, A., 2015. The SET and ERITME indices: Integrative tools for the management of polluted sites. *Ecological Indicators*, 53: 206-210. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.037>
- Rabot, E.; Wiesmeier, M.; Schlüter, S.; Vogel, H.J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314: 122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Renzi, G.; Canfora, L.; Salvati, L.; Benedetti, A., 2017. Validation of the soil Biological Fertility Index (BFI) using a multidimensional statistical approach: A country-scale exercise. *Catena*, 149: 294-299. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.002>
- USDA, 2015. *Soil Quality Indicators Biological Indicators and Soil Functions*. https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/biological_indicators_overview.pdf
- Valani, G.P.; Martini, A.F.; da Silva, L.F.S.; Bovi, R.C.; Cooper, M., 2021. Soil quality assessments in integrated crop-livestock-forest systems: A review. *Soil Use and Management*, 37 (1): 22-36. <https://doi.org/10.1111/sum.12667>
- van Leeuwen, J.P.; Saby, N.P.A.; Jones, A.; Louwagie, G.; Micheli, E.; Rutgers, M.; Schulte, R.P.O.; Spiegel, H.; Toth, G.; Creamer, R.E., 2017. Gap assessment in current soil monitoring networks across Europe for measuring soil functions. *Environmental Research Letters*, 12 (12): 12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9c5c>
- Wienhold, B.J.; Andrews, S.S.; Karlen, D.L., 2004. Soil quality: a review of the science and experiences in the USA. *Environmental Geochemistry and Health*, 26 (2-3): 89-95. <https://doi.org/10.1023/B:EGAH.0000039571.59640.3c>
- Young, I.M.; Crawford, J.W.; Rappoldt, C., 2001. New methods and models for characterising structural heterogeneity of soil. *Soil & Tillage Research*, 61 (1-2): 33-45. [https://doi.org/10.1016/s0167-1987\(01\)00188-x](https://doi.org/10.1016/s0167-1987(01)00188-x)

Annexe

Tableau 7-A1. Liste des indicateurs communément utilisés dans l'évaluation de la qualité et/ou de la santé des sols

Tableau 7-A2. Liste des indicateurs sélectionnés au regard de leur fréquence d'occurrence dans le corpus

Tableau 7-A1. Liste des indicateurs communément utilisés dans l'évaluation de la qualité et/ou de la santé des sols

| Category | Indicators found in the different sources | Revue bibliographiques | | | | Programmes de recherche | | | | | Recommandations institutionnelles | | | | Field | Lab | Estimation (GIS, models...) |
|-------------------------------|---|---|---|---|--|---|---|-------------------|---|-------------------------------------|--|----------------|--|--|-------|-----|-----------------------------|
| | | Bünemann et al., 2018 - iSQAPER | Valani et al., 2020 | Bonilla-Bedoya et al., 2023. | Rabot et al., 2018 | iSQAPER (→ donnera Bünemann et al., 2018) | ENVIASSO - Huber et al., 2008 | SIREN - indicator | EcoFinders - Griffiths et al., 2016 | LANDMARK - van Leeuwen et al., 2017 | Soil Monitoring Law | SHI (USA) 2022 | Weinhold et al. 2004 & SSSA Soil Quality committee | Soil Monitoring in Europe (EEA Report, 2022) | | | |
| | | Indicators for soil quality assessment. | Indicators for assessments of integrated agricultural systems (crop-livestock-forest) | Bioindicators the most used since 50 years. | Review of parameters referring to soil structure | (Tab 5-6-7: list of different indicators proposed in 49 reviewed soil quality concepts) | 1 = selected top 3 indicators 2 = indicators selected 2d level 3 = indicators selected 3d level | 1-Tier1 | Appropriate bioindicators (cost-transferability) to monitor soil biodiversity and functions | | 1= at EU level, 2= at state level, 3= soil descriptor without criteria | | | | | | |
| Biological | microbial biomass | microbial biomass | microbial biomass | microbial biomass | | | | | microbial biomass | 3- microbial biomass | | | microbial biomass | | | | |
| | microorganism (microflore + microfauna) | | | microorganisms | | | | | | | | | | | | | |
| | Cmin | | | Cmin (microbial biomass carbon) | | Cmin | | | | | | | microbial biomass C | | | | |
| | Nmic | | | | | Nmic | | | | | | | microbial biomass N | | | | |
| | P mic | | | | | P mic | | | | | | | | | | | |
| | Cmic/TOC | | | | | Cmic/TOC | | | | | | | | | | | |
| | N mineralisable | | | | | | | | | | | | potentially mineralisable N | | | | |
| | C mineralisation | | C mineralisation | | | | | | C mineralisation rate | | carbon mineralization potential | | C mineralisation | | | | |
| | N mineralisation | N mineralisation | N mineralisation | | | N mineralisation | | | | | | | N mineralisation | | | | |
| | DNA based genetic diversity | | | | | | | | | | | | DNA based genetic diversity | | | | |
| | fungus biomass | | | fungus | | fungus biomass | | | | | | | | | | | |
| | bacterial biomass | | | bacteria | | bacterial biomass | | | | | | | | | | | |
| | microbial diversity/ community | | microbial diversity | microbial diversity | | microbial diversity/ community | | | | | 3- métabarcoding (bacterium, fungi, protists) | | | | | | |
| | microbial diversity/ community | | | microbial community | | | | | | | | | | | | | |
| | fungus diversity | | | | | | 2- fungus diversity (DNA/PLFA) | | | fungus community | 3- métabarcoding (fungi) | | | | | | |
| | bacterial diversity | | | | | | 2- bacterial diversity (DNA/PLFA) | | | bacterial community | 3- bacterial diversity (DNA) - métabarcoding (bacterium) | | | | | | |
| protist diversity | | | | | | 3- protist (eucaryots) diversity | | | | 3- métabarcoding (protists) | | | | | | | |
| mycorrhiza populations | | | | | mycorrhiza populations | | | | | | | | | | | | |
| functional diversity (Biolog) | | | | | functional diversity (Biolog) | | | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------|---|------------------|-----------------------|------------------------------|-------------------------------|--|---|------------------|---------------------|--|---|--|----------------------|------------------------|---|---|--|
| Biological | Functional genes | | | | | | | functional genes | | | | | functional diversity | | | | |
| | nitrification/denitrification | | | | nitrification/denitrification | | | | | | | | | | | | |
| | N fixation/fixing bacteria | | | | N fixation/fixing bacteria | | | | | | | | | | | | |
| | PLFA index | | | | | | | | | PLFA | | | | | | | |
| | bacterial and fungal activity | | | | | | 2- bacterial and fungal activity | | | | | | | | | | |
| | microbial/bacterial activity | | | microbial/bacterial activity | | microbial/bacterial activity | | | | | | | | | | | |
| | soil enzymes | | soil enzyme | soil enzyme | | | | | | | | | | | | | |
| | enzymes activities | | | enzymes activities | | enzymes activities | 2- enzymes activities (g substrate metabolized /kg soil) (DM) | | | | 3- enzymes activities | | | | | | |
| | phosphatase activity | | | phosphatase activity | | phosphatase activity | | | | | | | | | | | |
| | Deshydrogenase | | | deshydrogenase | | | | | | | | | | | | | |
| | ureases activity | | | | | urease activity | | | | | | | | | | | |
| | soil respiration | soil respiration | | | | soil respiration | 1- soil respiration (g CO ₂ /kg sol sec) | | | | | | | | | | |
| | soil basal respiration | | microbial respiration | basal respiration | | | 1- soil respiration (g CO ₂ /kg sol sec) | | | | 3- Soil basal respiration (mm ³ O ₂ /g /hr) | | soil respiration | soil basal respiration | x | x | |
| | SIR (soil induced respiration) | | | | | SIR | | | | | | | | | | | |
| | respiration/Cmic | | | | | respiration/Cmic | | | | | | | | | | | |
| | metabolic quotient | | | metabolic quotient | | | | | | | | | | | | | |
| | potential ammonium oxidation | | | | | potential ammonium oxidation | | | | | | | | | | | |
| | potential denitrification activity | | | | | potential denitrification activity | | | | | | | | | | | |
| | totale macrofauna | | | | | | 2- total macrofauna | | | | | | | | | | |
| | soil fauna | | | soil fauna | | | | | | | | | | | | | |
| | Soil macrofauna index | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | soil fauna diversity | | macrofauna diversity | | | soil fauna diversity | | | | | 3- metabarcoding (fauna) | | | | | | |
| | protozoaire | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | nematodes | | | nematodes | | nematodes | 2- nematodes | | | nematode community | 3- abundance and diversity of nematodes | | | | | | |
| | microarthropodes (collembolles, acariens) | | | microarthropodes | | | | | | microarthropod community | | | | | | | |
| | Collembola | | | collembola | | | 1- collembola diversity (nb species /m ²), mites | | | | | | | Collembola | | | |
| | QBS index | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Enchytraeides | | | | | | 1- Enchytraeides (quand lombriciens absents) | | | Enchytraeid community | | | | | | | |
| Mesofauna activity | | | | | | 3- Mesofauna activity | | | | | | | | | | | |
| Earthworms | earthworms | | earthworms | | earthworms | 1- Earthworms (nb species/m ² ; fresh biomass g/m ² ; diversity) | | earthworm | earthworm community | 3- abundance and diversity of earthworms (in cropland) | | | Earthworms | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|--|----------------------|--------------------------|-----------------------|-------|--|--|--|--------------------------------|-----------|--|-----------------------------------|-----------|---------|--|--|---|---|---|---|
| Biological | Natives ants | | | | | | | | | | 3- abundance and diversity of natives ants | | | | | | | | | |
| | soil biodiversity | | | soil biodiversity | | | soil biodiversity | | | | 3- métabarcoding (bacterium, fungi, protists, fauna) | | | | | | | | | |
| | total species number | | | | | total species number | | | | | | | | | | | | | | |
| | biological activity | | | biological activity | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | biogenic structure | | | | | | 3- biogenic structure = macrofauna activity | | | | | | | | | | | | | |
| | feeding activity | | | | | | 3- feeding activity (bait lamina; litter bags) | | feeding activity (bait lamina) | | | | | | | | | | | |
| | Humus indice (dégradation, description de l'humus) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | invasive alien species | | | | | | | | | | 3- presence of invasive alien species | | | | | | | | | |
| | Plants | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Root health (soil-borne pests) | | | | | | root health (soil-borne pests) | | | | | | | | | | | | | |
| Décomposition de litière | | | Décomposition de litière | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chemical | organic matter | organic matter | | organic matter | | organic matter (or Total Carbon organique-TOC) | | | | | | | | | | | x | x | | |
| | particulate OM | | | particulate OM | | particulate OM | | | | | | | | | | | | x | | |
| | particulate organic matter (labile fraction) | | | | | | | | | | | | | | | | | x | | |
| | size/weight SOM molecules | | | | | | | | | | | | | | | | | x | | |
| | Recalcitrant MOS | | | | | | | | | | | | | | | | | x | | |
| | Chemical composition of OM | | | | | | | | | | | | | | | | | x | | |
| | Soil organic carbon concentration (SOC) | Total organic carbon | soil carbon | 6-Soil organic carbon | | organic matter (or Total Carbon organique TOC) | | 1- soil organic carbon concentration (SOC) | | organic C | 1- soil organic carbon concentration (SOC) (g/kg) | soil organic carbon concentration | organic C | SOC | | | | x | | |
| | Topsoil organic carbon content (measured) | | | | | | | 1- Topsoil organic carbon content (measured) % | | | | | | | | | | x | | |
| | Soil organic carbon stocks (measured) | | Carbon stock | | | | | 1- Soil organic carbon content stocks (measured) | | | | | | | | | | x | x | |
| | COD (carbone organique dissout) | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | |
| | Peat stocks (calculated or modelled) | | | | | | | 1- Peat Stocks (calculated or modelled) | | | | | | | | | | | x | x |
| | Labile C (incl active C) | Labile carbone | | | | | Labile C incl active C | | | | | | | | | | | | x | |
| | N total | N tot | N total | | | N tot | | 1- critical load exceedance by N | 1- N tot | N | 3- Nitrogen in soil (mg/g) | | N tot | N total | | | | | x | |
| N min | | | | | N min | | | | | | | | Nmin | | | | | x | | |
| Labile N | Labile N | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|--------------------------------|-------------------------|--|--|--------------------------------|--|---|--|----------|---|---------------|---|----------------------------------|---|-----|
| available N | Available N | | | | | | | | | | | available N | | | |
| N stock | | N stock | | | | | | | | | | | | x | |
| water-extractable organic N | | | | | water-extractable organic N | | | | | | extractable N | | | x | |
| Dissolved total inorganic N | | | | | | | | | | | | Dissolved total inorganic N (in forest) | | | |
| light fraction C and N | | C and/or N fraction | | | light fraction C and N | | | | | | | | | x | |
| C/N | | | | | C/N | | | | C/N | C/N | | | C/N (in organic layer of forest) | | x |
| C and N fractions | | | | | | | | | | | | | | | x |
| rapport MOS/argile | | | | | | | | | | | | | | | x |
| rapport Corg/argile | | | | | | | | | | rapport Corg/%argile | | | | | |
| pH | pH | pH | | | pH | | | | pH | 3-pH | | pH | pH | x | x |
| base saturation | | | | | base saturation | | | | | | | | base saturation | | x |
| cation exchange capacity | cation exchange capacity | | | | cation exchange capacity | | | | CEC | | | | | | x |
| Ca, Mg, K | macronutrimet & micronutrient | other macronutrients | | | | | | | | | | | | | |
| Ca, Mg, K (extractible) | macronutrimet & micronutrient | | | | Ca, Mg, K (extractible) | | | | | | extractable K | | | | x |
| Ca, Mg, K (extractible) | macronutrimet & micronutrient | | | | micronutrient availability | | | | | | | | | | |
| Ca2+ | | | | | Ca2+ | | | | | | | | | | x |
| carbonate content | | | | | carbonate content | | | | | | | | | x | x |
| P total | | | | | total P | | | | | | | | | | x |
| K total | | | | | total K | | | | | | | | | | x |
| Mg | | | | | Mg | | | | | | | | | | x |
| nutrient availability | | | | | nutrient availability | | | | | | | | | | x |
| K (total or extractable) | | K | | | | | 1 - K | | K | | | | | | |
| available potassium (K) | available K | | | | available K | | 1 - K | | | | extractable K | | | | x |
| P (total or extractable) | | P | | | | | 1-P | | P | | | | Total P | | |
| N/P | | | | | | | | | | | | | N/P | | |
| available phosphorous (extractable P) | available P | P - fraction | | | P availability | | 1 - P | | | 2- extractable P (mg/kg) | | extractable P | available P | | x |
| available S | | | | | available S | | 1 - Critical load exceedance by sulphur | | | | | | | | x |
| exchangeable Na (ESP) | | | | | exchangeable Na (ESP) | | | | | | | | | | x |
| sodicity (Na adsorption ratio) | sodicity (Na adsorption ratio) | | | | sodicity (Na adsorption ratio) | | | | | | | | | | x |
| Na | | Na | | | | | | | | | | | | | x |
| salt content (NaCl) or salinity | salinity | | | | | | | | salinity | | | | | | x x |
| electrical conductivity | electrical conductivity | electrical conductivity | | | electrical conductivity | | 1- electric conductivity | | | 1- electrical conductivity (d-Siemens /meter) | | electrical conductivity | | | x x |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------|---|------------------------|--|---|-------------------------|--|-------------|--|-----|---|--------------|---------------------|------------------------|--|--|----------------------------------|--|---|---|---|
| Physical / visual | aggregation, shape | | | aggregation, shape (field) | | | | | | | | | | | | | | x | x | |
| | aggregation, grade | | | aggregation, grade (field) | | | | | | | | | | | | | | x | x | |
| | aggregate stability | structurale stability | structural stability | aggregate stability (lab) | aggregate stability | | | | | | | aggregate stability | | | | | | x | x | |
| | water-dispersible clay | | | water-dispersible clay (lab) | water-dispersible clay | | | | | | | | | | | | | | x | |
| | structure-consistence | | | | structure/consistence | | | | | | | | | | | | | | | |
| | VESS (visual evaluation soil structure) | | VESS | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | porosity | porosity | porosity | porosity (from BD or in the field) | porosity | 1- total porosity (% v/v-1) (inclus dans density) | 1- porosity | | | | | | | | | | | | x | x |
| | pore size distribution | | | pore size distribution (MIP or from water retention curve or imaging) | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| | pore connectivity | | | pore connectivity (imaging) | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| | macropore volume | | | macropore volume (from wrc and field) | | | | | | | | | | | | | | | x | x |
| | mesopore volume | | | mesopore volume (from wrc) | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| | micropore volume | | | micropore volume (from wrc) | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| | oxygen diffusion | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | pore shape and orientation | | | pore shape and orientation | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| | biopore | | | | biopore | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Air capacity | | | air capacity | | 1- air capacity (volume of air-filled pores e.g. at 3, 5 or 6 kPa) (V/V) | | | | air-filled porosity | Air capacity | | | | | air capacity ; air permeability | | | | x |
| | water filled pore space | | | | water filled pore space | | | | | | | | | | | | | | | |
| | hydraulic conductivity | hydraulic conductivity | hydraulic conductivity | | hydraulic conductivity | | | | | | 3 | | | | | saturated hydraulic conductivity | | | x | |
| | water content | water storage | water storage | saturated water content | water content | | | | | soil moisture | | | | | | | | | x | x |
| | water retention | | | water retention curve from measurement or pedotransfer functions | | | | | | field capacity days Wilting point days | | | | | | | | | | |
| water holding capacity | | | | water holding capacity | | | | | WHC | 2- soil water holding capacity of the soil sample (% of volume of water / volume of saturated soil) | | | water holding capacity | | | | | x | x | |
| relative field capacity | | | relative field capacity | | | | | | | | | | | | | | | | x | |
| plant available water | | | available water capacity (entre CC et PFP) | plant available water | | | | | | | | | | | | | | | x | |

Tableau 7-A2. Liste des indicateurs sélectionnés au regard de leur fréquence d'occurrence dans le corpus

| Category | Indicators found in the different sources | Associated indicators, details | Revue bibliographiques | | | | Programmes de recherche | | | | Recommandations institutionnelles | | | | Field | Lab | Estimation (GIS, models...) |
|------------|---|--|--|---|--|--|---|-------------------|---|---|--|----------------|--|--|-------|-----|-----------------------------|
| | | | Bünemann et al., 2018 - iSQAPER | Valani et al., 2020 | Bonilla-Bedoya et al., 2023. | Rabot et al., 2018 | ENVASSO - Huber, S. et al., 2008 | SIREN - indicator | EcoFinders - Griffiths et al., 2016 | LANDMARK - van Leeuwen et al., 2017 | Soil Monitoring Law | SHI (USA) 2022 | Weinhold et al. 2004 & SSSA Soil Quality committee | Soil Monitoring in Europe (EEA Report, 2022) | | | |
| | | | Indicators for soil quality assessment | Indicators for assessments of integrated agricultural systems (crop-livestock-forest) | Bioindicators the most used since 50 years | Review of parameters referring to soil structure | 1 = selected top 3 indicators 2 = indicators selected 2d level 3 = indicators selected 3d level | 1-Tier1 | Appropriate bioindicators (cost-transferability) to monitor soil biodiversity and functions | | 1= at EU level, 2= at state level, 3= soil descriptor without criteria | | | | | | |
| Biological | Biomasse microbienne | C min, biomasse fongique, biomasse bactérienne | microbial biomass | microbial biomass | microbial biomass, fungus, bacteria | | | | microbial biomass | | 3- microbial biomass | | | | | | |
| | mineralisation N | | N mineralisation | N mineralisation | | | | | | | | | | | | | |
| | Biodiversité du sol | Diversité microbienne, Diversité faunistique | | microbial diversity | microbial diversity | | | | | | | | | | | | |
| | Biodiversité du sol | biodiversité de la faune du sol | | macrofauna diversity | | | | | | | | | | | | | |
| | microbial diversity/ community | | | | microbial community | | | | | | | | | | | | |
| | microbial/bacterial activity | | | | microbial/bacterial activity | | | | | | | | | | | | |
| | Enzymes du sol | | | soil enzyme | soil enzyme | | | | | | | | | | | | |
| | activités enzymatiques | phosphatase activity, deshydrogenase, enzymes du sol | | | enzymes activities | | 2- enzymes activities (g substrate metabolized /kg soil) (DM) | | | | | | | | | | |
| | phosphatase activity | | | | phosphatase activity | | | | | | | | | | | | |
| | Deshydrogenase | | | | Deshydrogenase | | | | | | | | | | | | |
| | Respiration du sol | respiration basale, respiration microbienne | soil respiration | | | | 1- soil respiration (g CO ₂ /kg sol sec) | | | | | | | | | | |
| | soil basal respiration | | | microbial respiration | basal respiration | | 1- soil respiration (g CO ₂ /kg sol sec) | | | | 3- soil basal respiration (mm ³ O ₂ /g /hr) | | soil respiration | | x | x | |
| | SIR (soil induced respiration) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | respiration/Cmic | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | metabolic quotient | | | | metabolic quotient | | | | | | | | | | | | |
| soil fauna | | | | soil fauna | | | | | | | | | | | | | |
| nematodes | | | | nematodes | | 2- nematodes | | | nematode community | 3- abundance and diversity of nematodes | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|---|-------------------------|-------------------------------|---------------------|------------------------|--|--|-------------------|--------------------------------|--|-----------------------------------|---------------|-------------|--|--|---|---|
| Biological | microarthropodes | collemboles, acariens | | | microarthropodes | | | | microarthropod community | | | | | | | | |
| | Collemboles | | | | collemboles | | 1- collemboles diversity (nb species /m ²), mites | | | | | | | | | | |
| | Enchytreides | Earthworms | | | | | 1 - enchytreides (when no earthworms) | | | enchytraeid community | | | | | | | |
| | Earthworms | | earthworms | | earthworms | | 1- earthworms (nb species/m ² ; fresh biomass g/m ² ; diversity) | earthworm | earthworm community | 3- abundance and diversity of earthworms (in cropland) | | | | | | | |
| | soil biodiversity | | | | soil biodiversity | | | soil biodiversity | | | | | | | | | |
| | biological activity | | | | biological activity | | | | | | | | | | | | |
| | feeding activity | | | | | | 3- feeding activity (bait lamina; litter bags) | | feeding activity (bait lamina) | | | | | | | | |
| Chemical | organic matter | | organic matter | | organic matter | | | | | | | | | | | x | x |
| | Carbone organique | matière organique/stock | total organic carbon | soil carbon | 6- soil organic carbon | | 1- soil organic carbon concentration (SOC) | | organic C | 1- soil organic carbon concentration (SOC) (g/kg) | soil organic carbon concentration | organic C | SOC | | | x | |
| | Topsoil organic carbon content (measured) | | | | | | 1- topsoil organic carbon content (measured) % | | | | | | | | | x | |
| | Soil organic carbon stocks (measured) | | | carbon stock | | | 1- soil organic carbon content stocks (measured) | | | | | | | | | x | x |
| | Peat stocks (calculated or modelled) | | | | | | 1- peat Stocks (calculated or modelled) | | | | | | | | | x | x |
| | Carbone labile (incl Carbone actif) | | labile carbone | | | | | | | | | | | | | x | |
| | N total | | N tot | N total | | | 1- critical load exceedance by N | 1- N tot | N | 3- Nitrogen in soil (mg/g) | | N tot | N total | | | x | |
| | Labile N | | labile N | | | | | | | | | | | | | | |
| | available N | | available N | | | | | | | | | | available N | | | | |
| | light fraction C and N | | | C and/or N fraction | | | | | | | | | | | | x | |
| | pH | | pH | pH | | | | | pH | 3- pH | | pH | pH | | | x | x |
| | cation exchange capacity | | cation exchange capacity | | | | | | CEC | | | | | | | | x |
| | Ca, Mg, K | | macronutrimet & micronutrient | other macronutrient | | | | | | | | | | | | | |
| | Ca, Mg, K (extractible) | | macronutrimet & micronutrient | | | | | | | | | extractable K | | | | | x |
| | Ca, Mg, K (extractible) | | macronutrimet & micronutrient | | | | | | | | | | | | | | |
| | K (total or extractable) | | | K | | | | 1 - K | K | | | | | | | | |
| | available potassium (K) | | available K | | | | | 1 - K | | | | extractable K | | | | | x |
| P (total or extractable) | | | P | | | | 1-P | P | | | | Total P | | | | | |
| available phosphorous (extractable P) | | available P | P - fraction | | | | 1 - P | | | 2- extractable P (mg/kg) | extractable P | available P | | | | x | |
| available S | | | | | | | 1- critical load exceedance by sulphur | | | | | | | | | | x |

Chapitre 8.

Les indicateurs des fonctions des sols

Auteurs : **Denis Angers** (carbone, structure), **Laurent Augusto** (nutriments, contaminants), **Philippe Branchu** (eau), **Raphaël Gros** (biodiversité)

Documentaliste : Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|--|------------|
| 1. Les indicateurs associés aux fonctions des sols | 183 |
| 1.1. Définition d'un corpus d'analyse pour identifier les indicateurs associés aux fonctions des sols | 183 |
| 1.2. Panorama global des indicateurs de fonctions | 183 |
| 1.3. Compléments bibliographiques | 184 |
| 1.4. Indicateurs génériques ou par usages : exemple des sols urbains | 184 |
| 2. La fonction « supporter la biodiversité : organismes du sol et végétation » | 185 |
| 2.1. Les indicateurs de la fonction « supporter les organismes du sol » | 185 |
| 2.2. Les indicateurs de la fonction « supporter la végétation » | 191 |
| 3. La fonction « stocker du carbone » | 194 |
| 3.1. Indicateurs de la fonction « réservoir de COS » (statut organique actuel) | 194 |
| 3.2. Indicateurs de la fonction « potentiel de stockage additionnel » | 197 |
| 3.3. Synthèse des indicateurs de la fonction « stocker du carbone » | 199 |
| 4. La fonction « fournir des nutriments à la biocénose » | 199 |
| 4.1. Des indicateurs pour caractériser des réservoirs de nutriments | 200 |
| 4.2. Des indicateurs pour évaluer des flux de nutriments | 200 |
| 4.3. Les facteurs de biodisponibilité, impliqués dans la fourniture de nutriments à la biocénose | 201 |
| 4.4. Synthèse des indicateurs de la fonction « fournir des nutriments à la biocénose » | 201 |
| 5. Les fonctions hydrologiques de régulation quantitative et qualitative de l'eau dans les sols | 202 |
| 5.1. Généralités sur les indicateurs des fonctions de régulation quantitative et qualitative de l'eau | 202 |
| 5.2. Indicateurs de la fonction « réguler quantitativement l'eau » | 203 |
| 5.3. Indicateurs pour la fonction « réguler qualitativement l'eau » | 211 |
| 5.4. Synthèse des indicateurs des fonctions de régulation quantitative et qualitative de l'eau | 212 |
| 6. La fonction « réguler les contaminants » | 213 |
| 6.1. Indicateurs de la fonction « capacité à retenir les contaminants » | 213 |
| 6.2. Indicateurs de la fonction « capacité à diminuer la biodisponibilité des contaminants » | 214 |
| 6.3. Indicateurs de la fonction « capacité à dégrader les contaminants » | 216 |
| 6.4. Synthèse des indicateurs de la fonction « réguler les contaminants » | 216 |

| | |
|--|------------|
| 7. La fonction « entretenir la structure du sol » | 217 |
| 7.1. Des indicateurs de la fonction « entretenir la structure du sol » par observation visuelle du profil de sol | 217 |
| 7.2. Un indicateur classique de caractérisation de la structure du sol : la masse volumique apparente | 218 |
| 7.3. Caractériser la fonction « Entretien la structure du sol » par l'analyse de la porosité et de la morphologie du réseau poreux | 219 |
| 7.4. Des indicateurs de la fonction « Entretien la structure du sol » basés sur l'analyse de la stabilité de la structure.. | 219 |
| 7.5. Synthèse des indicateurs de la fonction « entretenir la structure du sol » | 220 |
| 8. Conclusion..... | 221 |
| Références bibliographiques | 223 |

Ce chapitre présente les indicateurs qui sont classiquement utilisés dans la littérature pour caractériser les six fonctions des sols définies dans cette étude (voir Chapitre 6). On présente ici une première analyse générique des indicateurs liés aux fonctions des sols, puis on précise, fonction par fonction, les indicateurs identifiés pour caractériser chaque fonction et, le cas échéant, les indicateurs les plus communément employés.

1. Les indicateurs associés aux fonctions des sols

1.1. Définition d'un corpus d'analyse pour identifier les indicateurs associés aux fonctions des sols

Le corpus de la littérature utilisé pour identifier les fonctions des sols est présenté au Chapitre 6, section 1. Brièvement, on rappelle qu'il est constitué à partir des requêtes du WoS suivantes :

- **Requête 1** : $TI=((soil* \text{ and } function*) \text{ AND } (review* \text{ OR } syntheses*))$; cette requête a produit 57 résultats.
- **Requête 2** : $TS=(("soil* \text{ function}" \text{ OR } "soil* \text{ functions}") \text{ OR } (soil* \text{ NEAR/2 } (multifunction* \text{ OR } "multi \text{ function}*")))$; cette requête a produit 2 187 résultats dont 191 revues de littérature.
- **Requête 3** : requête 2 portant uniquement sur le titre des articles et affinée par un filtre sélectionnant les articles de revue de la littérature ; cette requête a produit 291 résultats dont 27 revues de littérature.

Quelques articles, connus préalablement à l'étude par les experts et non identifiés par ces requêtes (car ce sont fréquemment des articles en français non référencés dans le WoS), ont été ajoutés à ce corpus. Au final, le corpus d'analyse est constitué de 400 articles dont 208 articles de revue de la littérature. Parmi les 251 articles analysés, 152 (61%) identifient des fonctions et seulement 88, soit 35% du corpus analysé, mentionnent des indicateurs associés à des fonctions.

1.2. Panorama global des indicateurs de fonctions

On note que, pour une grande part, les articles de revue de la littérature portant sur les fonctions évoquent peu les indicateurs associés et que, de plus, le lien entre fonctions et indicateurs est rarement justifié.

On note également que des indicateurs identiques sont utilisés pour plusieurs fonctions. Les indicateurs caractérisent soit les fonctions soit l'état des sols propice à la bonne réalisation des fonctions.

Un inventaire des indicateurs proposés dans la littérature pour chacune des 6 fonctions retenues précédemment a été réalisé. Une analyse multivariée en composantes principales a été effectuée sur cet inventaire pour calculer les relations entre les indicateurs et les fonctions, et identifier dans un diagramme à deux dimensions les indicateurs les plus couramment associés à chacune des fonctions (Figure 8-1).

Ce diagramme factoriel permet d'observer des indicateurs génériques – communs à différentes fonctions (*organic matter content, depth, gravel, earthworm...*) – et des indicateurs spécifiques à certaines fonctions. Par exemple, le Réservoir Utilisable Maximum en eau et la capacité d'infiltration spécifique sont spécifiques de la fonction « réguler quantitativement l'eau » ; les teneurs en carbone et la biomasse racinaire sont, quant à elles, spécifiques de la fonction « stocker du carbone » ; le potentiel redox et la capacité d'échange cationique (CEC) sont spécifiques de la fonction « réguler les contaminants ».

L'artificialisation des sols correspond à la dégradation de tout ou partie des fonctions du sol, le scellement du sol (imperméabilisation) pouvant être perçu comme le stade ultime d'artificialisation. Dans ce contexte toute augmentation du taux d'imperméabilisation dans un territoire peut être traduit comme une perte de fonction des sols.

Le taux d'imperméabilisation des sols lié à la construction d'infrastructures (ex. : urbaines, industrielles, agricoles, de transport) et plus largement l'état de surface des sols, peut constituer un bon indicateur pour qualifier la perte de la fonction par les sols (O'Riordan *et al.*, 2021 ; Robert *et al.*, 2013 ; Tardieu *et al.*, 2021 ; Tobias *et al.*, 2018 ; Tóth *et al.*, 2022). Cet indicateur est disponible à différentes échelles temporelles et spatiales en France (Observatoire de la couverture des sols à grande échelle - OCS-GE) et en Europe (programme Copernicus).

La question des spécificités des usages par rapport à la caractérisation des fonctions porte sur le choix des indicateurs, celui du référentiel, en tenant compte de la disponibilité des données existantes. La difficulté principale associée au milieu urbain concerne le manque de données capitalisées à l'échelle des territoires urbains (Brunet *et al.*, 2023 ; De Kimpe et Morel, 2000). Pour améliorer cette situation le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) a engagé le projet Base de Données des analyses de Sols Urbains (BDSolU) qui capitalise via une base de données les résultats d'analyses de sols urbains. Créé dans un premier temps pour préciser le fond pédo-géochimique anthropisé et ainsi faciliter et optimiser la gestion des sites et sols (potentiellement) pollués et la gestion des terres excavées (Froger *et al.*, 2023), BDSolU pourrait également être mobilisé plus largement, par exemple pour caractériser les fonctions des sols urbains et en préciser le référentiel.

Selon Lehman (2010), les fonctions exercées par les sols urbains peuvent être évaluées de la même manière que les sols naturels si leurs spécificités telles que l'abondance en éléments grossiers et la teneur en contaminants sont prises en compte. Le plus important semble lié à la gamme de valeur beaucoup plus large pour certains paramètres dont la teneur en matière organique, l'azote total, le phosphore assimilable, la densité apparente, la CEC, la conductivité électrique, le pH, la texture, l'abondance en éléments grossiers (Blanchart *et al.*, 2017 ; Calzolari *et al.*, 2020 ; Joimel *et al.*, 2016 ; Lehman, 2010 ; Schwartz *et al.*, 2022).

Ainsi, si les publications soulignent les spécificités des sols urbains, les projets évaluant les fonctions de ces sols ne les traitent pas différemment des sols naturels, agricoles ou forestiers (Calzolari *et al.*, 2020 ; Cherel *et al.*, 2017 ; Schwartz *et al.*, 2022).

Cette conclusion est valable mais nécessite d'acquérir ou de mobiliser des données suffisantes pour caractériser les indicateurs, pratique qui n'est toujours pas suffisamment répandue dans le milieu urbain. Dans ce cas, Tóth *et al.* (2022) proposent d'utiliser pour qualifier les fonctions, des données, ou proxies, déduites de bases de données spatialisées (telles les données satellitaires du Programme européen Copernicus et la base de données hydrauliques 3D européenne, pour ce qui concerne les fonctions hydrologiques). Branchu *et al.* (2022) posent une série d'hypothèses non vérifiées permettant en milieu urbain de qualifier la capacité potentielle d'un sol à assurer tout ou partie des fonctions associées à un sol naturel, sur la base de l'occupation des sols (sols non imperméables, type de végétation). Libessart *et al.* (2022) proposent quant à eux de s'intéresser aux trajectoires historiques d'occupation des sols pour avoir un premier diagnostic de la qualité physico-chimique des sols urbains. Les approches par proxy ou indirectes sont ainsi prometteuses, dans l'attente de production/ capitalisation de données dans le milieu urbain, mais nécessitent toutefois une validation scientifique des hypothèses les sous-tendant.

2. La fonction « supporter la biodiversité : organismes du sol et végétation »

On rappelle que la fonction « supporter la biodiversité » est qualifiée elle-même par **deux sous-fonctions** : « **support des organismes du sol** » et « **support de la végétation** ».

2.1. Les indicateurs de la fonction « supporter les organismes du sol »

On rappelle que cette fonction est définie comme **la capacité du sol à maintenir ou favoriser la multitude, l'abondance et l'efficacité des formes de vie (communautés, populations, espèces, gènes, molécules,**

enzymes) en interactions et capables de générer des processus biologiques et écologiques (van Leeuwen *et al.*, 2019).

La définition de cette fonction induit l'identification d'indicateurs qui peuvent relever soit de la biodiversité du sol (abondance, diversité, activité de différents groupes taxonomiques), soit des processus induits par cette biodiversité (minéralisation, respiration...), soit des conditions physico-chimiques permettant de caractériser l'habitat de ces organismes. En effet, les organismes du sol se structurent en populations et communautés dont les compositions dépendent des conditions biotiques et abiotiques du sol à un instant donné et de leurs évolutions dans le temps.

2.1.1. Généralités sur les indicateurs de la fonction « supporter les organismes du sol »

Récemment, Bonilla-Bedoya *et al.* (2023) ont proposé une cartographie et une analyse de la littérature des 50 dernières années, orientée vers le développement théorique et méthodologique des indicateurs biologiques de la qualité des sols. A partir de cette revue, les auteurs ont identifié les 25 indicateurs biologiques les plus fréquemment cités dans 2 320 articles, leurs relations avec certaines fonctions (cycles des nutriments, structuration et régulation des populations) et avec les organismes du sol (Figure 8-2).

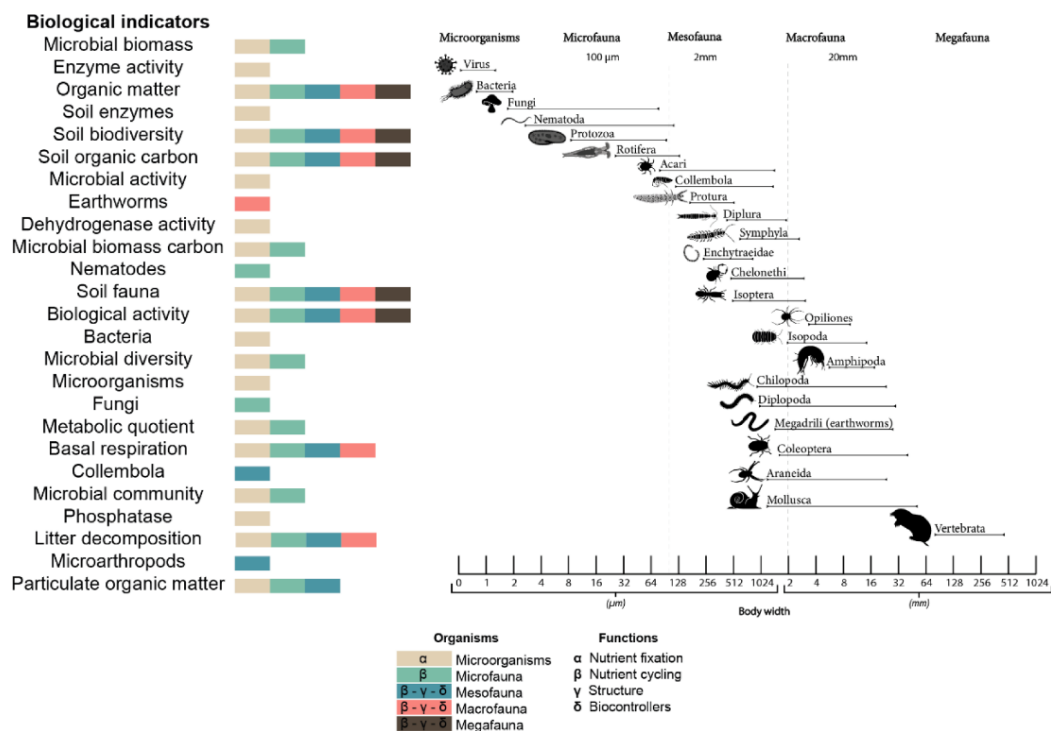


Figure 8-2. Principaux indicateurs biologiques de la qualité des sols et leurs relations avec les organismes et certaines fonctions du sol (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2023).

Cette analyse réalisée par Bonilla-Bedoya *et al.* (2023) nous permet de structurer la suite de cette section en distinguant les indicateurs :

- selon **deux groupes d'organismes** : les **microorganismes** (c'est-à-dire les archées, les bactéries, les champignons et les protistes) et la **faune du sol** ;
- et selon les **propriétés physico-chimiques d'habitats**.

Les deux groupes d'organismes précités regroupent 6 des 7 royaumes de la classification du vivant proposée par Ruggiero *et al.* (2015) (*Animalia, Fungi, Plantae, Protozoa, Archaea, Bacteria*), les groupes fonctionnels des organismes du sol selon Kibblewhite *et al.* (2008) (décomposeurs, transformateurs des nutriments, ingénieurs de l'écosystème et bio-contrôleurs) et Hedeneč *et al.* (2022) (bactérovores, fongivores, herbivores, détritivores, omnivores, prédateurs, saprotrophes) et la classification selon la taille de Swift *et al.* (1979).

2.1.2. Les microorganismes du sol et leurs indicateurs

Les microorganismes du sol contribuent à la régulation de la disponibilité des nutriments, à la stabilité des agrégats, à la séquestration du carbone, à la dégradation des polluants et à la croissance des plantes (Fierer, 2017).

Les microorganismes sont des acteurs majeurs de la décomposition de la matière organique et des cycles des nutriments (N, S et P notamment). Diverses variables permettant de caractériser les communautés microbiennes (biomasse microbienne, quotient métabolique (qCO₂), quotient microbien (qMIC), activités enzymatiques, minéralisation nette de l'azote (nitrification, ammonification nette)) sont fréquemment citées dans la littérature comme des indicateurs de la qualité du sol (Maini *et al.*, 2020 ; Simfukwe *et al.*, 2021). La sensibilité de ces indicateurs aux variations des facteurs biotiques et abiotiques leur confère une grande sensibilité aux changements de qualité des sols (Karlen *et al.*, 2019 ; Nunes *et al.*, 2020).

Puglisi *et al.* (2005) ont développé un indice d'altération de la qualité du sol basé sur l'analyse des acides gras phospholipidiques (PLFA) membranaires. L'analyse des PLFA permet de quantifier la biomasse microbienne des sols en distinguant la biomasse de divers groupes microbiens (bactéries gram+ et gram-, champignons et actinomycètes).

Le rapport carbone/azote/phosphore (C/N/P ou C:N:P) de la biomasse microbienne du sol peut également être utilisé pour évaluer la limitation des nutriments du sol et ses conséquences sur la plasticité stœchiométrique des communautés microbiennes (Antisari *et al.*, 2021).

La taille et la diversité de groupes microbiens fonctionnels spécifiques, tels que les champignons mycorhiziens à arbuscules (AMF) et les communautés de bactéries sulfato-réductrices, peuvent permettre de caractériser les effets de certaines gestions sur la qualité du sol (Chang *et al.*, 2001). Si l'on accepte les limites méthodologiques induites par la culture microbienne, le potentiel fonctionnel de la fraction active de la communauté microbienne peut être analysé par le dispositif Biolog® par exemple pour évaluer la qualité des sols viticoles (Riches *et al.*, 2013).

Les analyses des communautés microbiennes basées sur l'ADN (PCR quantitative pour quantifier l'abondance de gènes microbiens ou de taxons particuliers, séquençage d'amplicons de gènes marqueurs pour des analyses de communautés fongiques ou bactériennes, séquençage métagénomique pour une étude non ciblée des taxons microbiens et des gènes fonctionnels) sont préconisées par de nombreuses études pour évaluer la qualité des sols (Hermans *et al.*, 2020 ; Schlöter *et al.*, 2018). Karimi *et al.* (2020) et Terrat *et al.* (2017), en utilisant une analyse de la diversité génétique des bactéries et des archées du sol par un séquençage de la région V3-V4 du gène de l'acide ribonucléique ribosomique (ARNr) 16S, ont cartographié, à l'échelle de la France métropolitaine, respectivement la richesse bactérienne (Figure 8-3.A) et une mosaïque complexe de 16 habitats bactériens distincts (Figure 8-3.B) et déterminés principalement par le pH, le mode d'occupation des sols, le rapport C/N, le carbone organique et les températures du sol.

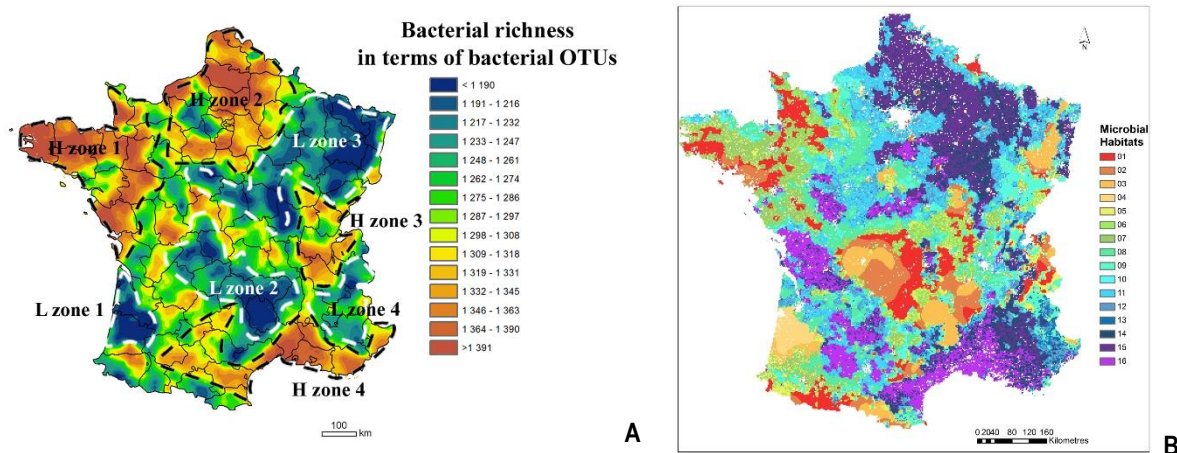


Figure 8-3. Cartographies : A) de la richesse bactérienne (Terrat *et al.*, 2017) et B) des 16 habitats bactériens du sol en France (Karimi *et al.*, 2020).

Il faut cependant noter que si l'objectif de l'évaluation est de limiter la perte d'une fonction, alors la mesure d'une activité, d'une abondance ou d'une diversité d'un groupe fonctionnel microbien pourra être plus pertinente que la caractérisation de la diversité globale de la communauté bactérienne (Fierer *et al.*, 2021).

2.1.3. La faune du sol et ses indicateurs

La faune du sol est largement impliquée dans les cycles des nutriments et, par conséquent, la fertilité du sol, au travers de son action de décomposition de la matière organique. Le rôle de la faune dans ce processus implique la fragmentation et la redistribution des débris végétaux, la régulation des populations microbiennes ou la stimulation de leur activité. La microfaune (Protozoaires, Rotifères et Nématodes) est impliquée dans plusieurs processus écologiques tels que la transformation de la matière, la régulation des populations de microorganismes et donc la réduction des compétitions pour les nutriments, la production végétale, le contrôle des agents pathogènes. La mésofaune (Acariens, Collemboles, Enchytréides, Diploures, Tardigrades, Protozoaires et Pseudoscorpions) contribue également au recyclage des nutriments, à la dispersion d'autres organismes dans le sol et à la régulation des populations de microorganismes. Les invertébrés de la macrofaune (Lombricidés, Diplopodes, Isopodes, Isoptères, Arachnides, Chilopodes, Insectes et Gastéropodes) sont impliqués dans les processus de décomposition de la matière organique et de régulation des populations, mais aussi, et en particulier les espèces dites ingénieurs telles que les vers de terre, dans la formation et l'altération des agrégats, la redistribution de la matière organique dans le sol, le ruissellement et le stockage de l'eau, le contrôle de l'érosion, la productivité végétale, la régulation du climat et la dépollution des sols (Blouin *et al.*, 2013).

Des cartes européennes de l'abondance des vers de terre (totale et par espèce), de la richesse et de l'indice de Shannon (Figure 8-4) ont été produites et publiées par Rutgers *et al.* (2016). Ce travail a permis de montrer une diminution de la diversité des vers de terre (abondance et richesse spécifique) le long d'un gradient latitudinal, du Nord de la France vers le Sud. Outre une influence du climat, les communautés de lombrics sont sensibles aux changements d'utilisation des terres, de végétation, de texture du sol, de matière organique et de pH du sol (Rutgers *et al.*, 2009).

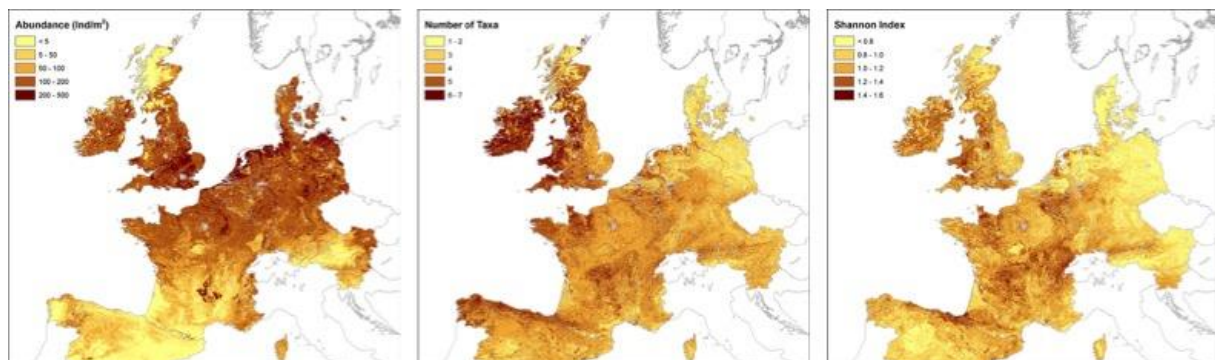


Figure 8-4. Cartographie européenne de l'abondance, de la richesse spécifique et de la diversité taxonomique des vers de terre (Rutgers *et al.*, 2016)

Ainsi, selon les contextes écologiques et pédologiques, mais aussi les dimensions considérées de la qualité du sol (Linden *et al.*, 1994), les organismes du sol peuvent être utilisés efficacement pour discriminer les modes d'occupation des sols, certaines pratiques agricoles et de restauration écologique (par exemple : (Blair *et al.*, 1997 ; Buckerfield *et al.*, 1997 ; Caló *et al.*, 2022 ; Cluzeau *et al.*, 2012 ; Ertiban, 2019 ; Francaviglia, 2008 ; Menta *et al.*, 2008 ; Paoletti et Hassall, 1999 ; Paolo *et al.*, 2010 ; Parisi *et al.*, 2005 ; Stork et Eggleton, 1992 ; Yan *et al.*, 2012). La dégradation des propriétés hydrologiques, physiques ou chimiques induiront une faible abondance des communautés d'invertébrés (Stork et Eggleton, 1992).

Au-delà du choix de l'organisme, de la population et/ou de la communauté, la métrique utilisée pour rendre compte des changements de structure, de composition, d'abondance et d'activité est également essentielle dans le processus d'évaluation de cette sous-fonction « supporter les organismes du sol ». Ainsi, la biomasse, la densité

ou l'abondance des populations d'invertébrés sont des variables fréquemment mesurées pour évaluer les changements de qualité du sol induits par différents modes de gestion, d'occupation du sol ou de perturbations. Les caractéristiques morphologiques et physiologiques (traits) des individus, les caractéristiques démographiques d'une population cible, la composition et la richesse en espèces d'une communauté ou d'un groupe fonctionnel (gilde) ou trophique, et l'efficacité ou la dynamique d'un processus biologique (activité) sont également des indicateurs pertinents de cette sous-fonction de la qualité des sols (Linden *et al.*, 1994).

Le Tableau 8-1 synthétise les principaux organismes fauniques et les métriques disponibles de la sous-fonction « supporter les organismes du sol ».

Tableau 8-1. Indicateurs et métriques selon différents niveaux de regroupements de la faune du sol (individus et populations, communautés et processus).

| | Indicateurs et métriques | Exemples de références |
|--|--|---|
| 1. Organismes et populations | | |
| Individus | Taille corporelle, pigmentation, taux métabolique, température optimale de croissance, résistance à l'inondation | (Chown <i>et al.</i> , 2007; de Bello <i>et al.</i> , 2010; Ellers <i>et al.</i> , 2018; Moretti <i>et al.</i> , 2017) |
| Populations | Abondance, biomasse, mortalité, sex-ratio, reproduction de populations bio-indicatrices | (Glover <i>et al.</i> , 2010; Paoletti, 1999; Paoletti et Cantarino, 2002; Pribadi, 2011) |
| 2. Communautés | | |
| Groupes fonctionnels - guildes | Abondance, biomasse et diversité des espèces d'un même niveau trophique (c'est-à-dire prédateur, décomposeur, herbivore) ou groupe fonctionnel (par ex. : collemboles épi-, hémi- et eu-édaphiques, vers de terre endogés, épigés et anéciques, acariens phorétiques, espèces ingénieurs) ; Abondance, biomasse et diversité des guildes des nématodes (phytophages, bactérivores, fongivores, zoophages, omnivores), des acariens (phytophages, zoophages, coprophages, nécrophages...) ; Structure du réseau trophique | (Bloor <i>et al.</i> , 2021; Griffiths <i>et al.</i> , 2012; Oliveira <i>et al.</i> , 2018; Postma-Blaauw <i>et al.</i> , 2010; Urzelai <i>et al.</i> , 2000; van Eekeren <i>et al.</i> , 2008; Yeates, 2003) |
| Biodiversité | Richesse taxonomique, rareté, équitabilité des espèces d'une communauté de nématodes, collemboles, acariens, vers de terre, fourmis, gastéropodes... | (George <i>et al.</i> , 2017; Joimel <i>et al.</i> , 2017; Menta et Remelli, 2020; Parisi <i>et al.</i> , 2005; Xu <i>et al.</i> , 2020) |
| 3. Processus biologiques | | |
| Décomposition de la matière organique et transformation des nutriments | Taux de décomposition des litières, décomposition de la matière organique du sol, flux de CO ₂ , N ₂ O et CH ₄ | (Ball <i>et al.</i> , 1999; Pant <i>et al.</i> , 2017; Sofu <i>et al.</i> , 2020) |
| Modification de la structure du sol | Bioturbation : masse de structures biogéniques ; Structure du sol : densité apparente, distribution et stabilité des agrégats, porosité, distribution de la taille des pores | (Rabot <i>et al.</i> , 2018; Valdez <i>et al.</i> , 2020; Yu <i>et al.</i> , 2017) |

2.1.4. Indicateurs physico-chimiques des habitats des organismes du sol

À l'échelle des paysages, le pédoclimat (température et humidité du sol), le pH et la texture, majoritairement de l'horizon de surface des sols, définissent les conditions de distribution biogéographique potentielle des espèces vivantes dans le sol. À l'échelle de l'écosystème, les facteurs influencés par l'utilisation et la gestion des terres, tels que le pH du sol, la structure et la teneur en matière organique, déterminent les conditions dominantes de l'habitat des organismes du sol (Aksoy *et al.*, 2017 ; Turbé *et al.*, 2010). Le pH du sol, les teneurs en argile et le rapport C/N sont des facteurs majeurs de la distribution et de la diversité des communautés microbiennes (Fierer et Jackson, 2006 ; Terrat *et al.*, 2017). Localement, les organismes du sol sont plus abondants et diversifiés autour des racines et dans l'horizon de surface riche en matière organique et en azote. Dans le cas particulier des technosols, la texture sableuse, les fortes concentrations en métaux lourds et les faibles teneurs en nutriments sont associées à la faible densité de vers de terre et d'arthropodes (Colombini *et al.*, 2022 ; Nahmani et Lavelle, 2002).

Tableau 8-2. Indicateurs biologiques de la qualité des sols selon les processus édaphiques que ces organismes assurent

| Processus | Organismes impliqués | Proposition d'indicateurs biologiques de la qualité des sols |
|---|---|---|
| Entretien de la structure du sol | Invertébrés 'bioturbateurs' (fourmis, enchytréides, vers de terre), bactéries et champignons, nématodes, microarthropodes, protozoaires | <ul style="list-style-type: none"> - Biomasse et/ou abondance des vers de terre, totaux et par groupes écologiques, - Biomasse et/ou abondance des enchytréides, - Biomasse microbienne, - Abondance des nématodes, - Biomasse des protozoaires, - Abondance des collemboles et acariens. |
| Régulation des processus hydrologiques | Principalement les invertébrés bioturbateurs (fourmis, enchytréides, vers de terre) | <ul style="list-style-type: none"> - Biomasse et/ou abondance des vers de terre, totaux et par groupes écologiques, - Biomasse et/ou abondance des enchytréides. |
| Echanges gazeux et séquestration du carbone | Principalement les microorganismes bactériens et fongiques | <ul style="list-style-type: none"> - Biomasse microbienne, - Respiration basale, - Dénitrification, - Émissions de N₂O, CH₄ et CO₂, - Activités enzymatiques extracellulaires (laccases, peroxydases, FDA hydrolase, β-glucosidase, protéases). |
| Biodégradation des contaminants | Principalement les microorganismes bactériens et fongiques | <ul style="list-style-type: none"> - Biomasse microbienne, - Respiration basale, - Activités enzymatiques extracellulaires (laccases, peroxydases, hydrolases, estérases). |
| Régulation des cycles des nutriments | Principalement les microorganismes bactériens et fongiques, certains détritvives des litières (collemboles, acariens, nématodes) | <ul style="list-style-type: none"> - Biomasse microbienne, - Respiration basale, - Dénitrification, - Ammonification, - Nitrification, - Activités enzymatiques extracellulaires (uréases, phosphatases, arylsulfatases, β-glucosidase, protéases), - Diversité des communautés microbiennes (eubactériennes, fongiques, fixatrices d'azote, dénitrifiantes...), - Abondance totale des collemboles et par groupes écologiques, - Abondance totale des acariens et par groupes trophiques, - Abondance totale des nématodes et par groupes trophiques, - Abondance et/ou biomasse des vers de terre totaux et par groupes écologiques. |
| Décomposition de la matière organique | Différents invertébrés saphrophytes et détritvives, champignons, bactéries hétérotrophes, actinomycètes | <ul style="list-style-type: none"> - Biomasse microbienne, - Respiration basale, - Activités enzymatiques extracellulaires (Uréases, phosphatases, arylsulfatases, β-glucosidase, protéases, laccases, peroxydases), - Diversité des communautés microbiennes (eubactériennes, fongiques), - Abondance totale des collemboles et par groupes écologique - Abondance totale des acariens et par groupes trophiques, - Abondance totale des nématodes et par groupes trophiques, - Taux de décomposition de la litière, - Profils microbiens fonctionnels (acides gras phospholipidiques et catabolique), - Abondance et/ou biomasse des vers de terre totaux et par groupes écologiques. |
| Régulation des parasites et maladies | Mycorhizes et autres champignons, nématodes, bactéries, collemboles, vers de terre, divers prédateurs | <ul style="list-style-type: none"> - Biomasse microbienne, - Diversité des communautés microbiennes (eubactériennes, fongiques), - Abondance des collemboles, - Abondance des nématodes phytoparasites, - Biomasse des vers de terre, - Abondance des acariens prédateurs. |
| Sources de nourriture et d'éléments 'pharmaceutiques' | Différents insectes (criquets, larves de coléoptères, fourmis...), vers de terre, mollusques, microorganismes et leurs produits (enzymes, vitamines ou antibiotiques) | <ul style="list-style-type: none"> - Biomasse microbienne, - Diversité microbienne, - Biomasse des vers de terre. |
| Contrôle de la croissance des plantes | Rhizobium, mycorhizes, actinobactéries, nématodes, insectes, autres bactéries | <ul style="list-style-type: none"> - Biomasse microbienne, - Respiration basale, - Activités enzymatiques extracellulaires (uréases, phosphatases, arylsulfatases, β-glucosidase, protéases, laccases, peroxydases), - Diversité des communautés microbiennes (eubactériennes, fongiques), - Abondance des nématodes par groupes trophiques, - Abondance et/ou biomasse des vers de terre totaux et par groupes écologiques. |

2.1.5. Synthèse des indicateurs biologiques de la fonction « supporter les organismes du sol »

Le Tableau 8-2 ci-contre propose une synthèse des indicateurs biologiques potentiels de la qualité des sols en fonction des principaux processus écologiques contrôlés par les organismes du sol. Ne sont listés dans ce tableau que les indicateurs ayant une action directe sur le processus concerné. Cependant la structure et le fonctionnement des écosystèmes dont le sol fait partie, repose sur des réseaux d'interactions complexes susceptibles de réguler de manière indirecte les processus (ex : régulation des populations par la prédation, modification et stimulation des microbiotes, modification de l'habitat par les organismes ingénieurs). L'évaluation de la qualité des sols pour être opérationnelle peut être appréhendée via les indicateurs ayant une action directe, mais dans une démarche plus intégrative pourrait aussi prendre en compte ces interactions.

2.2. Les indicateurs de la fonction « supporter la végétation »

On rappelle que cette fonction est définie comme **la capacité du sol à soutenir l'émergence et la survie des plantes** (Blomquist et Lyon, 1993 ; Cambi *et al.*, 2017), **la croissance et la production de biomasse végétale** (Gregory et Nortcliff, 2013), **la reproduction** (Burkle et Irwin, 2010 ; Muñoz *et al.*, 2005), **la résistance aux stress et la survie** (Naz *et al.*, 2023) **et les successions naturelles ou induites des plantes** (De Deyn *et al.*, 2004 ; Kardol *et al.*, 2006 ; Valverde-Asenjo *et al.*, 2020). **Cette définition implique de considérer l'ensemble des milieux terrestres végétalisés, et notamment ceux dont la productivité n'est pas le principal service écosystémique attendu.**

2.2.1. Généralités sur les indicateurs de la fonction « supporter la végétation »

Pour soutenir la croissance des plantes, un sol doit : 1) favoriser le développement des racines ; 2) absorber, retenir et fournir de l'eau ; 3) retenir, fournir et recycler les nutriments minéraux ; 4) favoriser un échange gazeux optimal avec l'atmosphère ; 5) favoriser l'activité des organismes du sol, notamment ceux impliqués dans les cycles biogéochimiques ; et 6) absorber, retenir et libérer le carbone (Burger et Kelting, 1999). Il est nécessaire de considérer dans l'évaluation de cette sous-fonction la difficulté relative à l'étude d'une communauté végétale composée de nombreuses espèces. En effet, chaque espèce végétale d'une communauté peut réagir différemment aux changements de certains aspects de la qualité du sol, et ces différences peuvent évoluer avec l'âge de la plante (Ryan *et al.*, 1997).

Les indicateurs présentés ci-dessous sont ordonnés selon le **stade de développement de la plante** ou **l'évolution de la communauté végétale** puis, lorsque cela est pertinent, par le **mode d'occupation du sol** (forestier, agricole, urbain, naturel...). Ils sont synthétisés dans le Tableau 8-3. Des valeurs seuils et cibles de ces indicateurs dépendent de l'identité des plantes et donc de leurs aptitudes et performances écologiques. Ces valeurs, même si elles existent, ne sont donc pas recensées ici.

2.2.2. Les indicateurs de germination, d'émergence et de survie des plantes

La germination des graines peut être contrôlée par l'humidité et la température du sol, les teneurs en nutriments, en nitrate notamment, la concentration en sels et les microorganismes bactériens (Fenner et Thompson, 2005 ; Morpeth et Hall, 2000 ; Qaderi, 2023). Le pH est un facteur important dans l'établissement et la survie des espèces végétales, notamment lorsque les sols sont pauvres en nutriments. Un pH acide est lié à une solubilité accrue et à la disponibilité des nutriments tandis qu'un pH alcalin réduit leur solubilité (Robins *et al.*, 2013).

Les résultats de l'expérimentation pilote de Cianfaglione *et al.* (2023) suggèrent que le succès de la germination des graines d'*Ephedra major*, une espèce arbustive méditerranéenne, augmente avec la quantité de matière organique (et éventuellement d'eau) dans le sol. En milieu forestier, Liu *et al.* (2020) ont constaté que le taux de survie des semis de *Pinus taiwanensis* était positivement corrélé aux teneurs en azote du sol. Muñoz *et al.* (2005) ont montré que le pH, la conductivité électrique et les teneurs en CaCO₃ jouaient un rôle important dans la formation des communautés végétales caractéristiques des dunes sableuses. La température du sol influence par ailleurs la

biomasse des racines des plantes et détermine l'impact de la teneur en eau et du pH du sol sur les taux de survie des plantules et la croissance des arbres (Greenwood *et al.*, 2015 ; Nishar *et al.*, 2017).

Les teneurs en éléments traces métalliques sont également des indicateurs pertinents de la toxicité des sols pollués sur les plantes. En concentrations trop élevées, les métaux lourds altèrent les processus physiologiques des plantes, l'absorption et le métabolisme des nutriments, ainsi que le taux de transpiration (Noor *et al.*, 2022). Cependant ces éléments, selon leur concentration et l'espèce végétale, peuvent également agir comme des facteurs de sélection naturelle et donc de spécialisation et structuration des communautés végétales. Par exemple, Sambatti et Rice (2006) ont montré une adaptation à des teneurs élevées en nickel, chrome et cobalt des plantules d'*Helianthus exilis* issues de plantes se développant sur des sols riches en produits de dégradation de la serpentine.

2.2.3. Les indicateurs de croissance et de productivité des plantes

En milieu agricole

Dans un contexte de production agricole, les sols de bonne qualité doivent assurer une productivité végétale élevée sans dégradation significative de leur potentiel (maintien de la structure, des réserves hydriques et en matière organique) ou de l'environnement (pollution notamment ; Govaerts *et al.*, 2006 ; Griffiths *et al.*, 2010). La comparaison aux seuils de réserves en nutriments disponibles (c'est-à-dire CEC, teneurs en phosphore disponible, en azote inorganique, en magnésium, potassium et sodium) en dessous desquels la production végétale est limitée, ainsi qu'aux valeurs maximales liées au risque de pertes par lixiviation ou transferts horizontaux ou d'acidification, sont des indicateurs fréquemment utilisés pour évaluer la qualité des sols agricoles (Allen *et al.*, 2006 ; Kuzyakov *et al.*, 2020 ; Sainju *et al.*, 2021).

Ces propriétés peuvent être complétées, selon Lehmann *et al.* (2020), par des mesures de pH (eau et KCl) et des teneurs en matière organique, par une évaluation de la minéralisation de l'azote, de la biomasse microbienne et des activités enzymes utilisées dans ce contexte comme des indicateurs de la santé des sols pour la production végétale. Ces mêmes auteurs préconisent d'inclure des mesures de niveau d'agrégation, de capacité d'infiltration et d'abondance en vers de terre dans l'évaluation en routine de la santé des sols agricoles. Dans des conditions semi-arides où l'humidité est limitée pour la production agricole, les paramètres physiques du sol tels que la texture, la densité apparente, la distribution de la taille des agrégats et la stabilité des agrégats peuvent être utilisés pour caractériser les contraintes sur la disponibilité de l'eau et la croissance des racines (Noellemeyer *et al.*, 2006).

Les indicateurs de la fonction de support de la végétation doivent être sensibles aux pratiques de gestion agronomique notamment. Arshad et Coen (1992) ont suggéré que la profondeur du sol jusqu'à une couche limitant le développement racinaire, la capacité de rétention d'eau disponible, la densité apparente ou la résistance à la pénétration, la conductivité hydraulique, la stabilité des agrégats, la teneur en matière organique du sol, la disponibilité des nutriments, le pH et la conductivité électrique sont des variables sensibles aux pratiques de gestion. Shukla *et al.* (2006) ont observé que les teneurs en carbone organique du sol, la densité apparente, la stabilité des agrégats et l'infiltration varient en fonction des pratiques de gestion et concluent que ces variables doivent être considérées comme des indicateurs dynamiques de la qualité des sols agricoles. Plus récemment, les travaux de Sainju *et al.* (2015) et Six *et al.* (2000) montrent que l'absence de labour et la culture continue améliorent la qualité du sol par rapport au labour conventionnel et à la jachère en renforçant le niveau d'agrégation du sol et la matière organique. Les teneurs en C, N et K dans le sol peuvent augmenter dans les monocultures continues de céréales comparativement à la rotation des cultures, tandis que la teneur en P est réduite (Ashworth *et al.*, 2018).

En milieu forestier

Les indicateurs physiques, chimiques et biologiques de qualité des sols sont couramment utilisés pour prédire ou évaluer la productivité des peuplements forestiers (Burger et Kelting, 1999 ; Woolery *et al.*, 2002). Il a été démontré que les propriétés physiques du sol, en particulier celles qui ont un impact direct sur l'humidité du sol, contrôlent ainsi la croissance des arbres (par exemple, de Castilho *et al.*, 2006 ; Gálvez *et al.*, 2004). Les travaux de Norris *et al.* (2014) ont montré que la matière organique dans le sol favorisait sa porosité, la rétention d'eau, la fertilité du

sol et donc la croissance des arbres. L'importance des teneurs élevées en nutriments, du pH et de la CEC du sol pour la croissance des arbres est illustrée par une abondante littérature montrant les effets stimulants des engrais (Schoenholtz *et al.*, 2000). La profondeur de la nappe phréatique, la conductivité hydraulique, la porosité d'aération, le niveau d'oxygène du sol et la respiration du sol sont des indicateurs pertinents des perturbations induites par une exploitation forestière et de la productivité des plantations de pins en milieux humides (Burger et Kelting, 1999). Selon Cronan et Grigal (1995), la mesure du rapport Ca/Al dans la solution du sol peut permettre de renseigner sur la nutrition, la croissance et la survie des plantes par le biais de l'antagonisme ou de la toxicité de l'aluminium. Les indicateurs biologiques recommandés pour évaluer la fonction de support de la végétation en milieux forestiers sont : la minéralisation de l'azote, la biomasse microbienne, le rapport entre la biomasse microbienne et le carbone total, la respiration du sol, le rapport entre la respiration et la biomasse microbienne, les populations de faune du sol et les taux de décomposition de la litière (Knoepp *et al.*, 2000).

En milieu urbain

Selon les travaux de Scharenbroch et Catania (2012), la teneur en matière organique, le pH et la texture semblent être les indicateurs les plus informatifs de la qualité du sol en milieu urbain, notamment par les relations qu'ils entretiennent avec la performance des arbres d'ornementation.

2.2.4. Les indicateurs de reproduction des plantes

Plusieurs études ont montré que l'altération de la qualité du sol peut entraîner une diminution de la production de fleurs et de fruits (Eisto *et al.*, 2000 ; Luijten *et al.*, 2000) ainsi que des visites par les pollinisateurs et donc de la reproduction (Majetic *et al.*, 2017 ; Ramos *et al.*, 2018). Par exemple, Oostermeijer *et al.* (1998) ont montré que *Gentiana pneumonanthe* présente un succès reproductif plus faible lorsque la fertilité du sol des landes humides est augmentée. Tsaliki et Diekmann (2010) ont montré que la production et la germination des graines de deux espèces de *Genista* peuvent être diminuées par l'enrichissement en nutriments. Les changements d'humidité du sol et de la disponibilité en azote peuvent influencer la qualité et la quantité des ressources alimentaires que les plantes à fleurs produisent pour les pollinisateurs (par exemple, le nectar et le pollen ; Lau et Stephenson, 1993 ; Schaeffer *et al.*, 2013). Certaines espèces de pollinisateurs augmentent leur taux de visite des fleurs lorsque le sol est enrichi en azote (Ramos *et al.*, 2018). Gallagher et Campbell (2017) ont démontré les effets à court terme des précipitations météorologiques locales sur les caractéristiques florales (forme des fleurs et ressources) et les interactions entre plantes et pollinisateurs. La croissance (et donc la survie) et la reproduction sont des traits majeurs de la valeur sélective d'une plante. Les changements de qualité du sol conduisent donc ainsi à des compromis d'allocation entre ces activités.

2.2.5. Les indicateurs de succession et de communautés végétales

Au cours de la succession, les changements dans la composition chimique et les communautés d'organismes du sol peuvent affecter la structure de la communauté végétale en modifiant la compétition entre les espèces en raison de leurs préférences individuelles pour certaines conditions et notamment la disponibilité en nutriments (Frouz *et al.*, 2008 ; Xia et Wan, 2008). Les organismes décomposeurs du sol redistribuent la matière organique dans le pédon, augmentent la porosité et favorisent la formation d'agrégats, ce qui modifie la disponibilité des nutriments et la capacité de rétention d'eau (Six *et al.*, 2004). Frouz *et al.* (2016) démontrent que les changements de succession, et notamment le rapport entre les graminées et les plantes dicotylédones, sont influencés par la diversité microbienne ainsi que par la disponibilité des nutriments. La biomasse et la diversité des communautés microbiennes, le pH, les teneurs en carbone et/ou en matière organique, les teneurs en nutriments et en azote sont des indicateurs pertinents de la sous-fonction « support de la végétation » au cours de la succession végétale.

2.2.6. Conclusion et synthèses des indicateurs de la fonction « support de la végétation »

Cette analyse bibliographique tend à montrer les éléments importants suivants :

- pour la fonction support des organismes du sol : les indicateurs devraient permettre de caractériser une abondance, une diversité et une fonctionnalité d'organismes cibles hébergés par les sols ainsi que la caractérisation de leur habitat ;
- pour la fonction support de la végétation : les indicateurs devraient permettre de prendre en compte les différents « stades d'évolution » du végétal, de la germination à la succession.

Le Tableau 8-3 synthétise les indicateurs de cette sous-fonction « support de la végétation » en ordonnant ces variables par types physique, chimique et biologique.

Tableau 8-3. Synthèse des indicateurs de la fonction support de la végétation par stade de développement des plantes

| | Paramètres physiques | Paramètres chimiques | Paramètres biologiques |
|--|--|--|--|
| Germination/ émergence et survie des plantules | Teneur en eau, température | Teneurs en nutriments, teneurs en nitrate, pH, teneurs en matière organique, teneurs en CaCO ₃ , conductivité électrique, teneurs en métaux lourds | Biomasse bactérienne |
| Croissance et production de biomasse | Vitesse d'infiltration (perméabilité), texture, densité apparente, distribution de la taille des agrégats, stabilité des agrégats, profondeur du sol (racinaire), réserve utile, résistance à la pénétration, niveau d'oxygène du sol, conductivité hydraulique, porosité, profondeur de la nappe phréatique | CEC, teneurs en phosphore disponible, en azote inorganique, en magnésium, potassium et sodium, pH, teneurs en matière organique, teneur en carbone organique, conductivité électrique, salinité, rapport Ca/Al | Minéralisation de l'azote, biomasse microbienne, activités enzymes, abondance ou biomasse des vers de terre, respiration du sol, rapport entre la biomasse microbienne et le carbone total, populations de faune du sol (mésafaune et macrofaune), taux de décomposition de la litière |
| Reproduction | Teneurs en eau | Teneurs en nutriments (en azote et phosphore disponible particulièrement), rapport C/N | |
| Successions végétales | Porosité du sol, agrégation | Teneurs en matière organique, teneurs en azote, pH | Abondance et composition de la faune du sol (mésafaune, macrofaune), biomasse et diversité des communautés bactériennes et fongiques |

3. La fonction « stocker du carbone »

On rappelle que la fonction « stocker du carbone » est constituée de **2 sous-fonctions** (Barré *et al.*, 2017 ; Wiesmeier *et al.*, 2019) :

- celle relative au **réservoir de C**, qui représente le **statut organique actuel d'un sol** ;
- celle relative à la **fonction de capacité de stockage additionnel**, qui représente la **quantité de Carbone organique du sol (COS) additionnel que peut stocker un sol sous certaines contraintes et conditions**.

Ces deux sous-fonctions « réservoir de COS » (statut organique actuel) et « potentiel de stockage additionnel » sont étroitement liées mais font appel à des indicateurs différents.

3.1. Indicateurs de la fonction « réservoir de COS » (statut organique actuel)

3.1.1. L'indicateur « teneur en COS »

La teneur en COS dépend des caractéristiques du sol (minéralogie, texture, pH...), du climat, de la végétation, de la position dans le paysage, et de son usage et des pratiques de gestion (agricole, sylvicole ou autres).

Étant donné son impact sur la plupart des autres fonctions du sol, la teneur en COS est souvent utilisée comme indicateur général de la qualité ou la santé des sols (ex. : Liptzin *et al.*, 2022) ou de son niveau de dégradation (ex. : Obalum *et al.*, 2017). Bien que cette importance du COS sur le fonctionnement du sol soit largement reconnue, l'établissement de seuil ou de niveau critique de teneur en COS s'avère difficile. Dans une synthèse sur la question, Loveland et Webb (2003) concluent qu'il n'existe que peu d'évidence quantitative de l'existence même de tels seuils, mais qu'il existe probablement une fourchette (une gamme) de teneurs en COS souhaitables en fonction du type de sol. On pourrait ajouter que si de tels seuils existent, ils doivent aussi être contextualisés en fonction des caractéristiques du sol, du climat et de l'utilisation des terres.

3.1.2. L'indicateur « stock de COS »

Au-delà de la teneur en COS du sol, le stock actuel représente la quantité de COS par unité de surface sur une profondeur donnée. Il peut donc être déterminé directement à partir des mesures de la teneur en COS et de la masse volumique (voir Chapitre 10). Cette représentation est particulièrement utile dans le contexte de prise en compte des stocks de COS du sol dans les enjeux climatiques. Le suivi dans le temps de l'évolution des stocks de COS permet de déterminer si, et dans quelle mesure, les sols constituent un puits (situation de stockage) ou une source (situation de déstockage) de CO₂.

A l'échelle de la France métropolitaine, on estime à 3 585 Mt le stock total de C organique contenu dans les sols (Pellerin *et al.*, 2020). Ce stock est réparti de façon hétérogène à l'échelle du territoire (Figure 8-5).

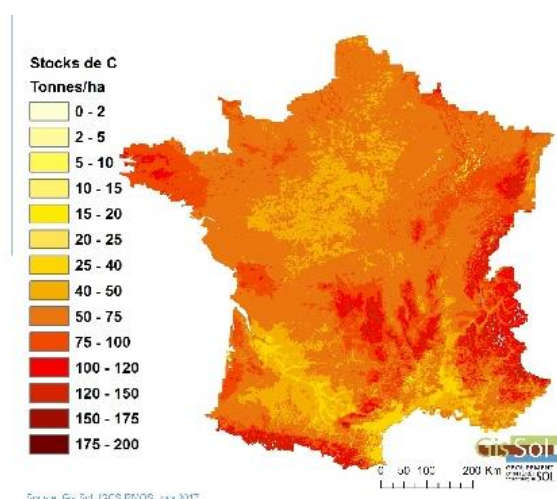
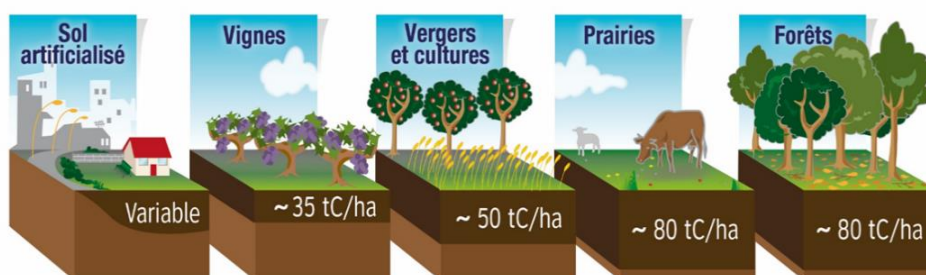


Figure 8-5. Carte des stocks de carbone organique contenu dans les sols (0-30 cm) (Martin, 2019).

Globalement, on retrouve des stocks plus élevés dans les zones montagneuses et les forêts. Des stocks assez élevés sont également présents en Bretagne. Les stocks plus faibles se trouvent en majorité dans les terres cultivées, et au sein de cette catégorie dans les vignobles et dans le sud de la France.

Les moyennes nationales illustrent bien cet effet important de l'usage des sols sur les stocks de COS (Figure 8-6).



XX Estimation du stock de carbone dans les 30 premiers centimètres du sol

Figure 8-6. Stocks de COS dans 30 premiers centimètres selon le mode d'occupation des sols (Ademe, 2014).

3.1.3. L'indicateur « fractions de la matière organique »

Bien que la matière organique soit constituée d'un continuum de molécules organiques de différentes natures et divers degrés de persistance dans le sol, plusieurs approches ont été proposées pour différencier des fractions relativement homogènes pouvant être utilisées soit comme indicateur du stockage de COS, soit pour des fins de modélisation. Le fractionnement granulo-densimétrique est de loin le plus utilisé. Dans sa forme la plus simple, il consiste à séparer le sol en deux fractions sur la base de la taille des particules. On sépare ainsi la fraction fine (<50 microns), aussi appelée *mineral-associated organic matter* (MAOM), de la fraction grossière (>50 microns), aussi appelée *particulate organic matter* (POM). Bien qu'elle soit constituée de composantes très hétérogènes, on considère généralement que la POM est en moyenne relativement plus labile que la MAOM. La POM a donc été utilisée comme indicateur précoce et sensible de l'effet des pratiques agricoles sur le COS (par exemple, Bolinder *et al.*, 1999). Elle est aussi utilisée de façon explicite dans la calibration de certains modèles de la dynamique du C du sol comme RothC (ex. : Skjemstad *et al.*, 2004). *A contrario*, la fraction fine (MAOM) est présentée comme une fraction plus stable et donc, *a priori*, importante dans un contexte de séquestration à plus long terme du C dans les sols (ex. : Georgiou *et al.*, 2022).

La méthode d'analyse thermique Rock-Eval® est de plus en plus utilisée pour caractériser la nature chimique et la stabilité thermique de la matière organique du sol. Cette approche permet d'estimer un compartiment stable à 100 ans (Cécillon *et al.*, 2018) et, par différence avec le C total, un compartiment actif. Sur la base de l'analyse de quelque 2 000 échantillons de sols de surface issus du réseau RMQS, Delahaie *et al.* (2024) ont trouvé les différences suivantes entre fractionnements thermique et granulométrique (MAOM et POM) : en fractionnement thermique la taille de la fraction stable était plus petite, et celle de la fraction active plus grande. Mais ils avancent que pour autant, dans les deux cas ces fractions répondent aux mêmes déterminants. La fraction stable est déterminée par certaines caractéristiques des sols (texture, cations échangeables, oxyhydroxydes de fer), alors que la fraction active est plutôt déterminée par l'usage des sols et le climat. La fraction active pourrait ainsi potentiellement représenter un bon indicateur de la santé/qualité des sols.

Encadré 8-1. Le rapport COS/argile

Étant donné l'étroite relation qui existe entre la teneur en argile et la teneur en COS (Martin *et al.*, 2011) et le fait que l'impact du COS sur les propriétés du sol varie en fonction de la teneur en argile (Dexter *et al.*, 2008), il est opportun de normaliser et contextualiser la teneur en COS en fonction de la teneur en argile pour en étudier l'impact sur le fonctionnement du sol.

Proposé à l'origine par Dexter *et al.* (2008) comme indicateur de la qualité physique (structurale) des sols, le rapport COS/argile a été retenu par la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* comme indicateur général de la forme de dégradation « *loss of SOC* » ou perte de COS. Un sol est considéré en santé (*healthy*) s'il présente un rapport COS/argile de 1/13 ou plus. La loi stipule qu'il est possible de modifier (*correction factor*) ce seuil en fonction du climat ou du type de sol.

La pertinence et l'utilité de l'indicateur COS/argile ont été testées dans différentes situations pédoclimatiques et à différentes échelles spatiales. Bien que mise en évidence dans plusieurs études, la relation entre la qualité physique des sols et le rapport COS/argile n'existe pas toujours (résumé par Rabot *et al.*, 2024). De plus, Poeplau et Don (2023) dans le contexte allemand, et Mäkipää *et al.* (2024) pour l'Europe, ont montré l'importance de prendre en compte le contexte climatique et d'occupation des sols dans l'interprétation et l'usage de ce rapport COS/argile.

Dans une étude à partir de la base de données RMQS, Rabot *et al.* (2024) concluent que le rapport COS/argile n'est pas un bon indicateur de la densité apparente ou de la stabilité structurale des sols de France métropolitaine. De plus, selon cette analyse, 63% des sols cultivés, 81% des sols sous verger ou vignoble et 23% des sols sous prairie seraient sous le seuil de 1/13 et donc considérés « *unhealthy* » selon la *European Soil Monitoring Law*. L'utilisation éventuelle de cet indicateur dans le contexte français doit donc faire l'objet d'une analyse approfondie, étant donné sa faible relation avec certains indicateurs de qualité physique des sols et la nécessaire contextualisation en fonction du climat et de l'occupation des sols.

3.2. Indicateurs de la fonction « potentiel de stockage additionnel »

Le potentiel de stockage représente la quantité de COS additionnel que le sol peut accumuler. Ce potentiel est fonction du stock actuel, mais aussi des propriétés intrinsèques du sol, du climat, et de l'usage et des pratiques auxquels il est soumis. Les indicateurs de potentiel de stockage reflètent donc en partie un ou plusieurs de ces déterminants.

Pour la sous-fonction de stockage potentiel, l'approche préconisée dépendra de l'objectif du projet et des données et ressources disponibles. Certaines indiquent un potentiel intrinsèque du sol et d'autres un potentiel au regard de la mise en place de pratiques alternatives.

3.2.1. L'indicateur « déficit de saturation de la fraction fine »

Un potentiel théorique de stockage additionnel de COS peut être estimé à partir des teneurs en particules fines du sol. L'hypothèse étant, comme décrit plus haut, que dans cette fraction s'accumule du C plus stable en proportion que dans le sol entier. Les stocks de COS sous prairie ou forêt naturelle sont présumés représenter la capacité du sol à stocker du C dans la fraction fine (Hassink, 1997). Cette capacité est représentée par une fonction de la teneur en particules fines. Le « déficit » de saturation d'un sol donné est la différence entre le niveau théorique calculé à partir de cette fonction et le stock de C réel dans la fraction fine du sol. Cette approche a été appliquée à la France dans quelques études (Angers *et al.*, 2011 ; Chen *et al.*, 2019b ; Chen *et al.*, 2018 ; Martin *et al.*, 2021), à l'Europe (Cotrufo *et al.*, 2019) et à l'échelle globale (Georgiou *et al.*, 2022), et elle a permis d'estimer des potentiels théoriques de stockage additionnel à ces différentes échelles. Comme le mentionnent Barré *et al.* (2017), cette approche ne concerne que le C de la fraction fine du sol et ne tient pas directement compte des contextes climatique et agronomique qui sont deux autres déterminants du potentiel de stockage, comme mentionné plus haut. De plus, l'existence même d'une possible saturation de la fraction fine ne fait pas consensus, avec certains jeux de données qui suggèrent son existence (par ex. Cotrufo *et al.*, 2019) et d'autres non (par ex. Begill *et al.*, 2023).

3.2.2. Une évaluation du potentiel de stockage additionnel par une approche basée sur les données (*data-driven approach*)

Cette approche, à l'origine proposée par Barré *et al.* (2017), consiste à estimer le potentiel de stockage additionnel, comme étant l'écart entre le stock observé et le stock maximal existant dans un contexte pédoclimatique et un usage donnés. On pourrait donc le qualifier de « potentiel atteignable contextualisé ». L'approche a été appliquée par Chen *et al.* (2019a) à partir des observations collectées dans le cadre du Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS) pour les sols arables de France métropolitaine. La base de l'approche consiste, dans un premier temps, à définir statistiquement (*cluster analysis*) des *carbon-landscape zones*, correspondant à des zones relativement homogènes en termes de conditions pédoclimatiques pour le stockage de COS. Celles-ci sont définies par une combinaison de la production primaire nette de C, d'un indice climatique traduisant la décomposition de C et de la teneur en argile du sol (protection de la MO contre la décomposition). Les auteurs ont comparé les stocks observés à des seuils correspondant à des indicateurs de positions statistiques (percentiles 80 à 95% de la distribution) dans les *carbon-landscape zones*, pour la couche de surface (0-30 cm) et une couche plus profonde (30-50 cm). Ils obtiennent ainsi une cartographie du potentiel de stockage additionnel pour les sols arables (Figure 8-7), et une estimation nationale a pu être calculée. Une des limites de cette approche est que, par construction, la valeur seuil calculée dans un contexte donné (*carbon-landscape zone*) peut ne pas représenter la valeur maximale atteignable si cette zone présente des conditions de sols dégradés.

Cette approche, avec certaines variantes, a aussi été testée, comparée et combinée à d'autres approches afin d'obtenir une estimation du potentiel de stockage additionnel atteignable pour le continent européen (Pacini *et al.*, 2023).

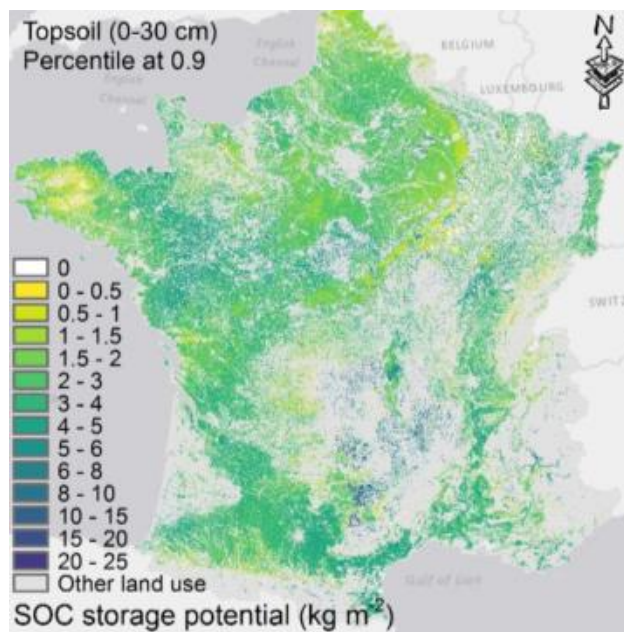


Figure 8-7. Carte à l'échelle de la France métropolitaine du potentiel de stockage additionnel de carbone dans les sols (Chen et al., 2019a).

3.2.3. Une évaluation du potentiel de stockage additionnel par l'évaluation de facteurs d'émission (*Carbon change factors*)

L'approche consiste à affecter au stock actuel un facteur additif ou multiplicatif qui représente la quantité ou le taux annuel de variation du stock de COS sous certaines conditions pédoclimatiques, d'usage et de pratiques agricoles ou sylvicoles. Il s'agit dans la plupart des cas de facteurs calculés à partir d'essais de longue durée comparant des pratiques et usages des terres dans différents environnements. On utilise généralement une approximation linéaire sur une période donnée (souvent 20 ou 30 ans). Cette approche est qualifiée de *Tier 1* ou de *Tier 2* (si elle est adaptée au pays), et est préconisée par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) pour les méthodologies d'inventaires nationaux d'émissions de Gaz à effets de serre (GES)¹. Il existe un grand nombre d'exemples d'utilisation de cette approche pour estimer le potentiel de stockage de C du sol à des échelles nationales comme par exemple au Canada (VandenBygaert *et al.*, 2008) ou en France (Pellerin *et al.*, 2013) ou au niveau global (par ex. Paustian *et al.*, 2016). Dans le cadre du Label Bas Carbone, certaines méthodes utilisent des indicateurs de type facteurs d'émissions (par ex. plantation de verger ²).

3.2.4. Une évaluation du potentiel de stockage additionnel par modélisation explicite

Cette approche permet de prendre en compte de façon explicite l'impact des pratiques (agricoles ou sylvicoles) et des apports de C au sol, ainsi que du contexte pédoclimatique sur le potentiel de stockage additionnel de COS. Il existe une grande diversité de modèles et d'exemples d'utilisation de cette approche. Dans le cadre de l'étude de Pellerin *et al.* (2020), les modèles STICS pour les sols cultivés et PASIM pour les prairies ont été utilisés pour prédire l'impact de différentes pratiques sur le potentiel de stockage additionnel de C dans les sols agricoles français. Ce potentiel se révèle être significatif, surtout dans les situations de grandes cultures, où le stock actuel est plus faible, en cas de mise en place de couverts intercalaires et intermédiaires ou du développement de l'agroforesterie. Dans le cadre du Label Bas Carbone, certaines méthodes utilisent la modélisation (par ex. le modèle AMG dans la méthode Grandes Cultures)³.

¹ <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.html>

² <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/M%C3%A9thode%20Arboriculture%20Plantation%20verger.pdf>

³ https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/documents/Bulletinofficiel-0032027/TRER2117630S_Annexe.pdf;jsessionid=A1ACC3F759FB9E70AEAD2F8793BBC835

3.3. Synthèse des indicateurs de la fonction « stocker du carbone »

Le Tableau 8-4 propose une synthèse des indicateurs de la qualité des sols pour la fonction « stocker du carbone ». Tous ces indicateurs sont globalement déterminés par les mêmes facteurs, soit le climat, l'usage et les pratiques et les caractéristiques du sol.

Tableau 8-4. Indicateurs de la fonction « stocker du carbone »

| Sous-fonctions | Indicateurs de la fonction |
|---|--|
| Réservoir de COS (Statut organique actuel) | Teneur en COS |
| | Rapport COS/argile |
| | Stock de COS |
| | Fractions de COS |
| Potentiel de stockage additionnel | Déficit de saturation de la fraction fine |
| | Approche basée sur les données (potentiel atteignable contextualisé) |
| | Facteurs d'émission (SOC change factor) |
| | Modélisation explicite |

Les indicateurs considérés permettent tous de rendre compte des différents processus impliqués dans la fonction « stocker du carbone ». Cependant, certains pourraient être privilégiés dans un contexte de suivi de la qualité des sols. Pour la sous-fonction de « réservoir de COS », la teneur en COS, le rapport COS/argile et les stocks de COS présentent plusieurs avantages, dont la facilité et le faible coût de leur mesure, l'existence d'une base de données détaillée et exhaustive pour la France, et de méthodes d'analyse largement acceptées et normalisées. Cependant, les référentiels d'interprétation ne sont pas encore complètement stabilisés. Pour les fractions de COS (POC/MAOC, Rock-Éval), les méthodes sont stabilisées et la recherche progresse vers le développement de référentiels pour la France. Pour la sous-fonction « potentiel de stockage additionnel », il s'agit d'un domaine de recherche très actif et émergent, particulièrement en France, et le choix de l'indicateur dépendra de l'objectif du programme de suivi. Pour l'instant, les données sont surtout utilisées pour estimer le potentiel actuel et non dans un contexte de suivi (*monitoring*) de la qualité des sols. De plus, bien que les stocks de COS ne soient généralement mesurés que dans la couche de surface, il est souhaitable que la mesure ou l'estimation tienne compte du profil de sol entier.

4. La fonction « fournir des nutriments à la biocénose »

On rappelle que la fonction « fournir des nutriments à la biocénose » est la capacité du sol à proposer les nutriments aux organismes vivants, que ces nutriments puissent être assimilés directement ou indirectement. Elle dépend de plusieurs processus et propriétés du sol, schématiquement regroupés en 3 catégories (cf. Chapitre 6) :

- les effets de **réservoir**,
- les effets de **flux**,
- les **facteurs de biodisponibilité**⁴.

Bien que les processus et propriétés des sols ayant une influence sur la fourniture de nutriments soient conceptuellement différents (par ex. réservoirs *versus* flux), les indicateurs présentés ci-dessous n'ont pas été systématiquement différenciés de ce point de vue, et un même indicateur peut être présent dans plusieurs catégories. En effet, une même propriété peut à la fois jouer un rôle en termes de réservoir et de flux : par exemple, la teneur en argiles est un indicateur pertinent pour estimer la réserve en phyllosilicates (Dixon *et al.*, 1990), riches en potassium, tout en étant un bon indicateur de la capacité du sol à fournir rapidement l'ion potassium [K⁺] dans la solution du sol (Schneider, 1997), forme assimilable par les organismes.

⁴ On entend par « biodisponible » ce qui est disponible pour les organismes vivants. La biodisponibilité intègre une notion de formes chimiques bioassimilables, et de disponibilité dans l'espace (*p.ex.* : le nutriment est-il dans une partie du sol accessible aux racines ?) et dans le temps (*p.ex.* : le nutriment est-il disponible à une saison de l'année où les organismes en ont besoin ?).

4.1. Des indicateurs pour caractériser des réservoirs de nutriments

Les indicateurs de taille des réservoirs en nutriments sont les plus faciles à appréhender conceptuellement puisqu'ils font explicitement référence à une quantité de nutriments. Ils semblent également faciles à quantifier puisque de nombreuses méthodes, le plus souvent physico-chimiques, existent. Toutefois, les indicateurs de taille de réservoir produisent des résultats qui ne sont pas triviaux à interpréter. En effet, toutes les formes d'un nutriment n'étant pas bioassimilables, il n'est pas évident de définir les formes à étudier dans la mesure où certains organismes mettent en action des mécanismes permettant de mobiliser des formes initialement non assimilables (par ex. pour le phosphore : Condrón et Newman, 2011 ; Li *et al.*, 2008 ; Turner *et al.*, 2005). Des indicateurs tentent d'intégrer cette contrainte en cherchant à quantifier toutes les formes mobilisables par la biocénose au travers d'une ou plusieurs extractions chimiques, mais sans fiabilité avérée à l'heure actuelle (Condrón et Newman, 2011). Par ailleurs, les concentrations des formes hautement assimilables (par ex. : NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{x-}) sont aussi hautement variables dans le temps, donnant des résultats de mesures instables, du fait de turnovers extrêmement rapides (Zhu *et al.*, 2021). A l'inverse, les teneurs totales en un nutriment, si elles donnent une information quant à l'ordre de grandeur des réserves en nutriments bioassimilables (He *et al.*, 2023 ; Ros *et al.*, 2011), sont par nature peu modifiées à court terme par des facteurs extérieurs, ce qui en fait des indicateurs peu sensibles.

Compte tenu de ce cadre méthodologique, les indicateurs de réservoirs consistent logiquement à évaluer une teneur (par ex. en g de nutriment par kg de sol) et à en tirer une information sur le stock en prenant en compte la masse volumique du sol (par ex. en kg/L) et en faisant une hypothèse sur la profondeur de sol prospectable par la biocénose (par ex. en cm) ; toutes ces valeurs permettant de calculer une quantité de nutriments (par ex. en g de nutriments par m^2 de surface de sol). Les formes de nutriments quantifiées par ces méthodes vont ainsi des formes les plus bioassimilables (NO_3^- par exemple) à l'ensemble de leur spéciation (c'est-à-dire aux teneurs totales). Les approches intermédiaires visent à quantifier à la fois les formes directement bioassimilables et celles mobilisables par les organismes (par ex. phosphore (Olsen *et al.*, 1954), potassium « échangeable » (Ciesielski et Sterckeman, 1997), azote extrait à l'eau chaude (Ros *et al.*, 2011)). Il existe enfin des indicateurs portant sur des fractions spécifiques (par ex. formes organiques dissoutes d'azote ou de phosphore) ou des ratios de pools (par ex. $\text{N}_{\text{minéral}}/\text{N}_{\text{total}}$, fractions de $\text{C}_{\text{organique}}$ (Kuzyakov *et al.*, 2020)), mais dont l'interprétation des résultats n'est pas triviale du fait du manque de cadre de référence.

4.2. Des indicateurs pour évaluer des flux de nutriments

Il peut s'agir d'indicateurs qui quantifient en conditions standardisées les flux potentiels de nutriments sous formes assimilables. Cela concerne essentiellement l'azote issu de la minéralisation des matières organiques, avec le carbone (son corollaire dans les processus de décomposition). Les indicateurs les plus fréquemment rencontrés dans la littérature sont : la minéralisation potentielle de C et/ou N (Hatten et Liles, 2019), le flux de CO_2 par respiration hétérotrophe (He *et al.*, 2023), les activités enzymatiques extracellulaires (Fanin *et al.*, 2016), ou la respiration basale des sols (Kuzyakov *et al.*, 2020). De manière bien moins répandue, il existe des approches équivalentes pour quantifier au laboratoire d'autres nutriments sous leur(s) forme(s) bioassimilable(s), comme des tests isotopiques (Morel *et al.*, 2000), ou des méthodes de dilution (Schneider et Morel, 2000). Il est notable que ces indicateurs, tout pertinents qu'ils soient, requièrent souvent une logistique et un savoir-faire importants, peu compatibles avec un usage à large échelle.

Il existe des indicateurs plus indirects des flux de nutriments. Il s'agit notamment d'indicateurs liés à la production végétale (NUE = *nutrient use efficiency* (Schröder *et al.*, 2020) ; flux de prélèvement en nutriments estimés par des modèles simples basés sur des biomasses et des teneurs de référence (Breure *et al.*, 2005) ; bilans entrées-sorties (Campbell *et al.*, 2004 ; Ranger et Turpault, 1999)). De manière plus anecdotique, il est également possible de prendre pour indicateurs indirects de fourniture de nutriments, la capacité du sol à décomposer des substrats organiques exogènes. Les méthodes les plus médiatisées reposent sur l'enfouissement de sachets de thé (<http://www.teatime4science.org> ; cf. aussi Keuskamp *et al.*, 2013) ou de culottes en coton⁵, mais cette approche

⁵ <https://www.nrcs.usda.gov/conservation-basics/conservation-by-state/oregon/soil-your-undies-challenge>

se décline en tous types de composés organiques putrescibles (cellulose, bois... ; par ex. Hill *et al.*, 1985, ou Gottschall *et al.*, 2019).

4.3. Les facteurs de biodisponibilité, impliqués dans la fourniture de nutriments à la biocénose

Une troisième approche pour évaluer la fourniture de nutriments consiste non pas à quantifier des pools de nutriments ou des flux, mais à caractériser le sol, et notamment ses propriétés ou ses composantes susceptibles d'être reliées aux nutriments.

Il peut s'agir de caractériser (en biomasse et dans ses traits) la biocénose du sol. Celle-ci peut en effet influencer la fourniture de nutriments, ou être interprétée comme la conséquence d'un certain niveau de biodisponibilité en nutriments. Pour ce qui concerne les microbes du sol, on peut notamment citer : la biomasse ou des comptages (Eisenhauer *et al.*, 2018), la composition taxonomique (Jenkins *et al.*, 2017) (avec possiblement un focus particulier sur certains groupes fonctionnels comme des bactéries fixatrices d'azote, ou certains champignons mycorhiziens ; Nikitin *et al.*, 2022), ou différents indices de biodiversité (Ghaley *et al.*, 2018). D'autres indicateurs biologiques s'appuient sur l'identification d'organismes, visibles à l'œil nu, et ayant un intérêt en bio-indication : nématodes, lombrics, arthropodes décomposeurs... (cf., section 2, la fonction « *supporter la biodiversité* »).

Les indicateurs de caractérisation du fonctionnement des sols peuvent être aussi des propriétés du sol qui renseignent indirectement sur la dynamique des flux d'approvisionnement (par ex. : capacité d'échange cationique [CEC], oxydes Al-Fe, rapport C/N, type d'humus forestier, pH, texture, porosité, structure, densité apparente) (Schoenholtz *et al.*, 2000), ou sur la taille des réservoirs (par ex. : CEC, matières organiques, texture, carbonates, épaisseur de sol prospectable par les racines) (Schoenholtz *et al.*, 2000).

4.4. Synthèse des indicateurs de la fonction « fournir des nutriments à la biocénose »

Plusieurs approches basées sur des indicateurs permettent de caractériser la capacité des sols à fournir des nutriments. Il peut s'agir d'évaluer — directement ou indirectement — la taille du réservoir, les flux, ou même les facteurs de biodisponibilité des nutriments (Tableau 8-5).

Tableau 8-5. Indicateurs de la fonction « fournir des nutriments à la biocénose »

| Catégories | Approche | Indicateurs | Type d'indicateur |
|------------|---------------------------------|---|--|
| Réservoirs | Formes biodisponibles | Teneurs en nutriments directement assimilables Extractants chimiques Fractions particulières | Fonction Fonction Cadrage |
| | Formes totales | Teneurs totales | Cadrage |
| Flux | Mesures directes | Minéralisation potentielle Activités enzymatiques Respiration basale Tests isotopiques ... | Fonction Fonction Fonction Fonction |
| | Mesures indirectes | Prélèvement et utilisation par les plantes Tests de décomposition <i>in situ</i> | Fonction Fonction |
| Facteurs | Caractérisation de la biocénose | Microbes Microfaune Mésofaune | Facteur |
| | Propriétés physico-chimiques | CEC, oxydes, C/N, pH, porosité, structure... Humus forestier Profondeur du sol prospectable par les racines | Facteur, Cadrage Cadrage Cadrage |

Par ailleurs, il est à noter qu'en plus de ces indicateurs « de base », il existe des indices synthétiques de « fertilité des sols » (Bastida *et al.*, 2008). Ces indices (ex. : *Soil Quality Index* (Mukherjee *et Lal*, 2014) ; *BioFuncTool* (Thoumazeau *et al.*, 2019) ; *For-Eval* (Durante *et al.*, 2019)) agrègent, selon une méthode de pondération qui leur est propre (ch. Chapitre 11), toute une liste d'indicateurs de base (matières organiques du sol, pH, texture...), et aboutissent ainsi à un score unique. Néanmoins, ces outils agrégateurs présentent aussi des valeurs indicatrices par fonction, dont la fonction de fournir des nutriments (voir l'exemple de l'outil *Biofunctool*, Chapitre 11).

Enfin, il est important de noter que la plupart des indicateurs de la littérature ne prennent pas directement en compte la variabilité verticale des propriétés des sols. Ainsi, la majorité des approches ne se focalisent que sur la couche superficielle du sol (« couche labourée » en milieu agricole), en faisant l'hypothèse que l'essentiel de la fourniture en nutriments s'y déroule, ou en supposant de manière implicite que les utilisateurs des indicateurs prendront en compte la variabilité verticale en répétant les diagnostics à différentes profondeurs. A l'inverse, quelques indicateurs (comme le prélèvement effectif par les plantes, la profondeur maximale des racines) intègrent cette variabilité.

5. Les fonctions hydrologiques de régulation quantitative et qualitative de l'eau dans les sols

On rappelle que la fonction hydrologique de régulation de l'eau et des composés qu'elle transporte peut être divisée en deux fonctions unitaires :

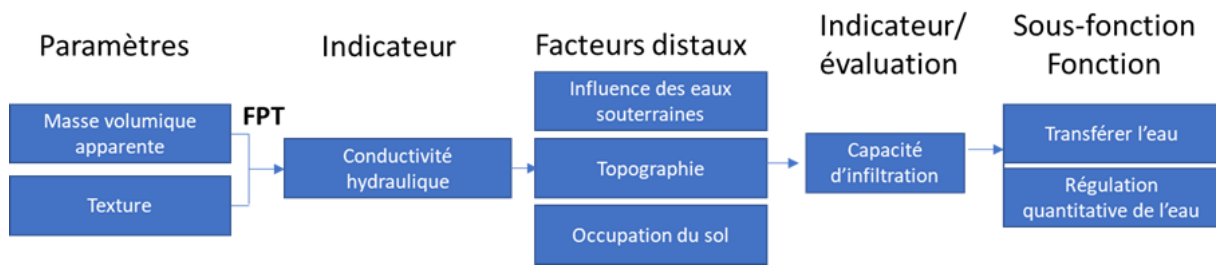
- d'un point de vue quantitatif, la fonction de régulation quantitative est la **capacité du sol à recevoir, stocker et transférer l'eau** ;
- d'un point de vue qualitatif, la fonction de régulation qualitative est la **capacité du sol à retenir les composés potentiellement nocifs véhiculés par l'eau percolant vers les eaux souterraines et/ou les milieux aquatiques**. On rappelle également que cette fonction, qui traite des flux de matières associés à l'eau, est complémentaire, en ce qui concerne l'azote et le phosphore, des fonctions « fournir des nutriments à la biocénose » (section 4), qui traite de la disponibilité des nutriments dans le sol, et « réguler les contaminants » (section 6) qui s'intéresse à la dynamique de transformation des contaminants dans le sol.

Pour définir les indicateurs des fonctions hydrologiques, le corpus décrit en début de chapitre a été utilisé. Seules les références associées aux fonctions « réguler quantitativement et qualitativement l'eau » ont été retenues, ce qui représente 108 références. 50 indicateurs des deux fonctions hydrologiques sont associés à ces publications. Afin d'élargir ce corpus, une nouvelle recherche ciblée a été effectuée sur la base des requêtes : $TI=(soil* \text{ and } fonction* \text{ and } (water \text{ or } hydr*)) \text{ and } (review* \text{ or } synthes*)$; $TI=(soil* \text{ and } fonction* \text{ and } (water \text{ or } hydr*)) \text{ and } review \text{ article}$; $TI=(soil* \text{ and } fonction* \text{ and } "water \text{ regul}*)$; $TI=(soil* \text{ and } fonction* \text{ and } "water \text{ qualit}*)$; $TI=(soil* \text{ and } fonction* \text{ and } "water \text{ purif}*)$; $TI=(soil* \text{ and } fonction* \text{ and } "water \text{ stor}*)$.

5.1. Généralités sur les indicateurs des fonctions de régulation quantitative et qualitative de l'eau

Cette section présente la façon dont sont caractérisées dans la bibliographie les fonctions de **régulation quantitative et qualitative de l'eau**. Les indicateurs de ces fonctions sont dans la majorité des cas associées à des propriétés ou à des paramètres du sol (Figure 8-9).

Certains articles définissent les étapes de construction des indicateurs, depuis les paramètres du sol jusqu'aux fonctions, alors que d'autres ne présentent pas ce niveau de détail, notamment lorsqu'il s'agit d'articles de synthèse ou de revue de la littérature.



FPT : Fonction de pédotransfert

Figure 8-9. Exemple de chaîne de construction du critère « capacité d'infiltration » permettant d'évaluer la fonction régulation des flux d'eau à partir de données d'entrée sols (inspiré de Haslmayr et al., 2016).

Des facteurs extérieurs au sol peuvent également entrer en considération pour l'élaboration d'indicateurs, c'est notamment le cas de la topographie ou de la position du sol dans le paysage, l'occupation du sol, les usages, les pratiques, le climat (Fu et al., 2011 ; Saco et al., 2021 ; Wösten et al., 2001).

Certains travaux, notamment ceux associés à des cas d'étude, visent à comparer le fonctionnement de types de sols en lien avec des changements (par ex. occupation du sol, végétation, pratiques, changement climatique) en mettant en avant les paramètres d'influence sur les fonctions (Barrios-Garcia et al., 2023 ; Blanchy et al., 2023). D'autres questionnent le lien entre composants du sol et fonctions. Le rôle de la biodiversité dans les propriétés du sol régissant les fonctions hydrologiques (infiltration, rétention) a ainsi été étudié entre autres pour les fourmis (Folgarait, 1998), les vers de terre (Blouin et al., 2013), les microorganismes (Coban et al., 2022), mais également pour les végétaux supérieurs (Koudahe et al., 2022) ou pour obtenir une vision globale (Marquart et al., 2020). La section 2, dédiée à la fonction « supporter la biodiversité », aborde spécifiquement le rôle de la biodiversité dans les fonctions exercées par les sols.

Rabot et al. (2018) se sont intéressés au lien entre fonction hydrologique et structure du sol, et Hoffland et al. (2020) à celui entre fonction hydrologique et matière organique du sol.

Enfin certains projets, DESTISOL (Cherel et al., 2017), MUSE (Branchu et al., 2022), ARTISOL (Rabot et al., 2022) et SOS4LIFE (Calzolari et al., 2020) présentent clairement la façon dont les indicateurs sont calculés. Ces éléments seront fournis à titre d'illustration pour chaque indicateur de fonction.

La suite de cette section s'attache à décrire les fonctions « réguler quantitativement et qualitativement l'eau » l'une après l'autre. Le choix a été fait de ne pas intégrer les nombreuses publications approchant de manière globale l'ensemble de la fonction hydrologique sans distinguer les deux fonctions unitaires considérées dans ce travail.

5.2. Indicateurs de la fonction « réguler quantitativement l'eau »

5.2.1. Des indicateurs génériques pour la fonction « réguler quantitativement l'eau »

La fonction « réguler quantitativement l'eau » est liée à la répartition de l'eau sur et dans le sol, depuis sa surface jusqu'à sa base, le sol se laissant plus ou moins traverser (infiltration, percolation) par l'eau et en retenant une partie (Figure 8-10). Cette régulation peut être approchée par le bilan hydrique du sol (Haslmayr et al., 2016) en caractérisant les flux et les stocks, mais cette approche globale est rarement considérée dans le corpus analysé, certains termes comme l'infiltration et la rétention étant très largement considérés alors que le ruissellement et l'évaporation le sont moins. Assouline (2021) propose ainsi d'approcher des caractéristiques liées à l'évaporation (capacité d'évaporation...) à partir des courbes de rétention de l'eau dans le sol. Rabot et al. (2022) proposent de caractériser le ruissellement en se basant sur la pente, l'abondance en éléments grossiers et la texture du premier horizon de sol. Skaalsveen et Clarke (2021) relie le ruissellement également à la stabilité structurale du sol.

Ces termes peuvent être approchés par le calcul du bilan hydrique (le ruissellement peut être généré si les précipitations dépassent la capacité d'infiltration ; Wall *et al.*, 2020) et les chaînes de modélisation hydrométéorologiques (ex. : modèle Safran-Isba-Modcou utilisé par Météo-France).

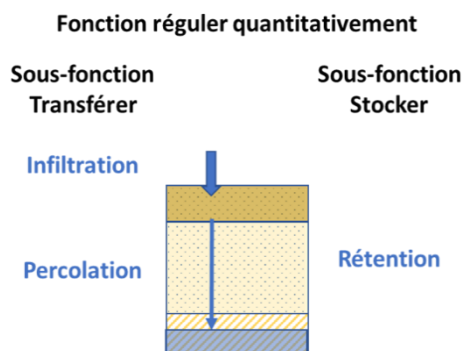


Figure 8-10. Fonction « réguler quantitativement l'eau », sous-fonctions et processus associés

La fonction « réguler quantitativement l'eau » peut alors être divisée en deux sous-fonctions : « **transférer l'eau** » et « **retenir l'eau** ». La première est associée à un mouvement gravitaire ou capillaire de l'eau dans le sol et donc à un flux, et la deuxième à son immobilisation impliquant un stock. Dans certains articles, ces deux-sous fonctions sont bien identifiées individuellement, alors que dans d'autres elles sont considérées comme des indicateurs de la fonction globale « réguler l'eau » (Ghaley *et al.*, 2018 ; Gruber *et al.*, 2019 ; Hatten et Liles, 2019 ; Skaalsveen *et al.*, 2019). Les remontées capillaires, qui constituent un des flux du cycle de l'eau dans le sol, ne sont pas citées dans les références relatives aux fonctions hydrologiques exercées par les sols.

Les caractéristiques physiques du sol jouent un rôle clé dans le transport et la rétention de l'eau. Da Silva *et al.* (2021) mettent en avant le rôle de la texture, la masse volumique apparente, la structure (agrégats et leur stabilité), la porosité (totale/macro/micro), la teneur en matière/carbone organique, les différents teneurs en eau caractéristiques (à saturation, au champ, au point de flétrissement).

Les deux propriétés hydriques les plus souvent citées pour décrire cette fonction de régulation sont la capacité de rétention de l'eau (au sens large, qu'elle soit accessible ou pas par la végétation) et la capacité d'infiltration (caractérisée par la conductivité hydraulique ou le taux d'infiltration). Les principaux déterminants de ces propriétés sont la teneur en matière/carbone organique, les types d'agrégats et leur stabilité, la texture et la masse volumique apparente. Wösten *et al.* (2001) listent également d'autres propriétés chimiques telles que les teneurs en CaCO₃, en oxydes de fer et la capacité d'échange cationique (CEC).

Les caractéristiques du sol influençant la rétention et le transport de l'eau sont nombreuses, certaines propriétés sont fréquemment utilisées dans les fonctions de pédotransfert en raison de leur disponibilité et/ou de leur caractère prédictif (Tableau 8-6).

Tableau 8-6. Paramètres du sol fréquemment utilisés dans les fonctions de pédotransfert pour calculer des indicateurs hydriques (d'après Gruber *et al.*, 2019).

| Paramètre et unité de mesure | Capacité de rétention en eau (L/m ²) | Conductivité hydraulique à saturation (cm/jour) |
|--|--|---|
| Masse volumique apparente (g/cm ³) | X | X |
| Texture | X | X |
| Abondance en éléments grossiers (%) | X | X |
| Teneur en matière organique (%) | X | |
| Structure d'agrégat (classe) | | X |
| Pente (°) | X | |

5.2.2. Des indicateurs pour la sous-fonction « transférer l'eau »

Cette sous-fonction caractérise la capacité du sol à se laisser traverser par l'eau, depuis la surface où l'eau s'infiltré jusqu'à la base du sol vers laquelle elle percole. Les termes de drainage (Banwart *et al.*, 2017 ; Wall *et al.*, 2020) et de percolation (Debeljak *et al.*, 2019 ; Rabot *et al.*, 2022) sont parfois utilisés pour décrire cette sous-fonction, mais ils concernent uniquement la quantité d'eau qui s'écoule à la base du sol (et vient alimenter la zone saturée).

La sous-fonction concerne **l'ensemble du profil** du sol, depuis sa surface jusqu'à sa base.

Paramètres liés à la conductivité hydraulique

La sous-fonction « transférer l'eau » est caractérisée par une capacité ou un potentiel d'infiltration (elle est parfois appelée « perméabilité », même si ce terme est impropre). Le paramètre du sol associé à cet indicateur est majoritairement la conductivité hydraulique, mesurée ou estimée à saturation ou non. Cette propriété est liée à la texture (Haslmayr *et al.*, 2016 ; Novák *et al.*, 2010 ; Patil et Singh, 2016 ; Rabot *et al.*, 2022 ; Skaalsveen *et al.*, 2019 ; Vereecken *et al.*, 2010) et à des propriétés structurales du sol telles que la stabilité des agrégats, la macroporosité ou la distribution de la taille des pores (Banwart *et al.*, 2017 ; Skaalsveen *et al.*, 2019 ; Thakur *et al.*, 2022) y compris ceux qui résultent de la bioturbation (Skaalsveen *et al.*, 2019), la masse volumique apparente (Haslmayr *et al.*, 2016 ; Patil et Singh, 2016 ; Skaalsveen *et al.*, 2019 ; Vereecken *et al.*, 2010), la teneur en carbone ou matière organique (Haslmayr *et al.*, 2016 ; Keesstra *et al.*, 2021 ; Novák *et al.*, 2010 ; Patil et Singh, 2016), le pH et la CEC (Tóth *et al.*, 2022), les éléments grossiers (Rabot *et al.*, 2022) et l'activité microbienne (Keesstra *et al.*, 2021). La présence d'une nappe à faible profondeur peut également jouer un rôle (Rabot *et al.*, 2022).

Les quantités d'eau retenue dans le sol à la capacité au champ et à saturation (Calzolari *et al.*, 2020 ; Haslmayr *et al.*, 2016) sont également considérées comme indicateurs de la fonction, tout comme le pH et la CEC.

Rabot *et al.* (2022) approchent la percolation de l'eau uniquement sur la base de la vitesse de drainage liée à la texture du sol.

Mesure de la conductivité hydraulique

De nombreux tests existent pour approcher la valeur de la conductivité à différentes profondeurs sur le terrain : essais Matsuo (sans saturation à charge variable), Porchet (à saturation, à charge constante), double anneau (charge constante ou variable à saturation), BeerKan (petit cylindre sur sol non saturé à charge constante), Guelph (charge constante, sans saturation). La mesure de la perméabilité est également possible en laboratoire. Le Chapitre 10 détaille certains de ces essais.

Exemples pratiques

Le Tableau 8-7 illustre la façon dont la fonction « transférer l'eau » est prise en compte dans 4 projets de recherche à caractère opérationnel récents. Ces projets avaient comme objectif d'aider à intégrer les fonctions des sols, dont les fonctions hydrologiques, dans les choix d'aménagement du territoire à différentes échelles (planification, aménagement opérationnel).

- Le projet ARTISOL (Rabot *et al.*, 2022) a développé une méthode à l'échelle régionale permettant de caractériser et cartographier (à l'échelle du 1/250 000) la multifonctionnalité des sols vis-à-vis de certains usages agricoles. Les données mobilisées sont celles disponibles sur France entière via les Référentiels régionaux pédologiques (RRP).

- Le projet MUSE (Branchu *et al.*, 2022) a développé une méthode à l'échelle supra-communale permettant de caractériser et cartographier (à l'échelle de 1/250 000) quatre fonctions des sols et leur multifonctionnalité, pour les acteurs en charge de l'aménagement du territoire. Les données mobilisées sont celles disponibles sur France entière via les Référentiels régionaux pédologiques (RRP).

- Le projet SOS4LIFE (Calzolari *et al.*, 2020) mobilise des données dans le milieu urbain pour aider à la planification urbaine. Les données acquises sur le terrain permettent de cartographier (au 1/5 000) les sols et de renseigner des indicateurs qui permettent de caractériser 6 fonctions des sols et services écosystémiques rendus par les sols.

- Le projet DESTISOL (Cherel *et al.*, 2017) propose un outil d'aide à la décision adapté à l'échelle de l'aménagement opérationnel. Il repose sur l'acquisition d'indicateurs de la qualité des sols sur le terrain et en laboratoire, qui permettent de qualifier 15 fonctions des sols en lien avec un couple sol/couverture. L'outil fournit un résultat en termes de niveau de services écosystémiques rendus par les sols en fonction du scénario d'aménagement choisi.

Chacun de ces projets utilise un indicateur différent. Deux projets (MUSE et SOS4LIFE) utilisent la perméabilité ou conductivité hydraulique à saturation, estimée via une fonction de pédotransfert pour décrire l'indicateur. Seul SOS4LIFE caractérise les indicateurs sur 0-30 cm ; les trois autres projets considèrent l'ensemble du profil.

Tableau 8-7. Fonction « transférer l'eau » et indicateurs associés utilisés dans différents projets de recherche récents

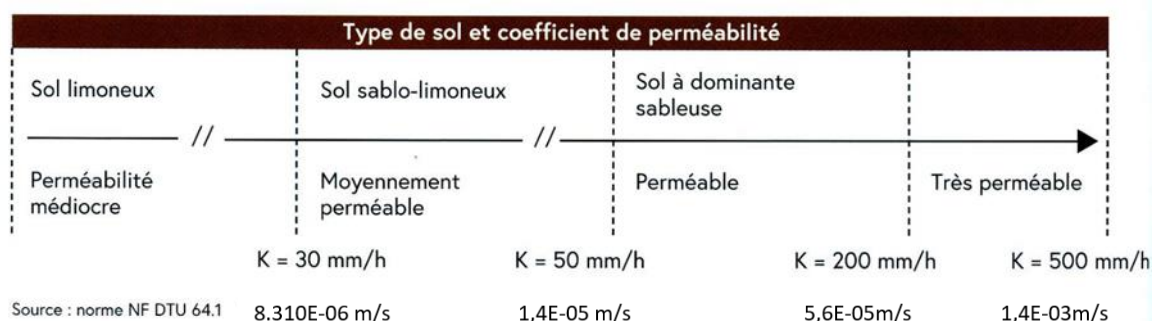
| Projets | ARTISOL (Rabot <i>et al.</i> , 2022) | MUSE (Branchu <i>et al.</i> , 2022) | SOS4LIFE (Calzolari <i>et al.</i> , 2020) | DESTISOL (Cherel <i>et al.</i> , 2017) |
|------------------|---|--|---|---|
| Fonction* | Rétention et transfert de l'eau et des polluants | Régulation du cycle de l'eau | Régulation de l'eau | Circulation et infiltration de l'eau |
| Indicateur | Percolation de l'eau | Potentiel d'infiltration | Capacité d'infiltration | Paramètres ci-dessous |
| Données d'entrée | Texture, abondance en éléments grossiers, type de sol, épaisseur de sol | Plancher imperméable, texture, perméabilité calculée (à partir de texture, CEC, pH), hydromorphie, pente | Conductivité hydraulique à saturation (calculée), <i>Air entry point</i> , PSle (calculé) | Structure, hydromorphie** , pente, profondeur, texture, compacité, abondance en éléments grossiers. Lien avec l'occupation des sols. |
| Profondeur | 100 cm max | Horizon par horizon sur 120 cm max | Prof. de référence 30 cm | Profil |

* dénomination de la fonction telle que mentionnée dans la référence

** en gras, indicateurs pertinents et déterminants ; les autres sont pertinents

Référentiel

La conductivité hydraulique, ou coefficient de perméabilité du sol, qui s'exprime en m/s, peut être divisée en classes dont les seuils varient, qui sont définies selon les usages : génie civil, gestion des eaux pluviales, assainissement non collectif (ANC). A noter que la réglementation⁶ et la norme⁷ fixent des seuils à respecter notamment pour les dispositifs d'ANC traitant par les sols (Figure 8-11) **Erreur ! Source du renvoi introuvable. Erreur ! Source du renvoi introuvable. Erreur ! Source du renvoi introuvable. Erreur ! Source du renvoi introuvable.** L'ADOPTA⁸ propose pour la gestion des eaux pluviales des valeurs de perméabilité en fonction de la texture des sols (Figure 8-12). En fonction des usages, les classes peuvent être perçues différemment : ainsi, si la présence d'un plancher imperméable (ou peu perméable) à faible profondeur est intéressante pour les zones humides, elle peut être problématique pour les cultures.



⁶ Arrêté du 7 mars 2012 modifiant l'arrêté du 7 septembre 2009 fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5 - [JORF n°0098 du 25 avril 2012](#)

⁷ NF DTU 64.1 P1-1 du 10 août 2013. Dispositifs d'assainissement non collectif (dit autonome) — Pour les maisons d'habitation individuelle jusqu'à 20 pièces principales

⁸ Association pour le Développement Opérationnel et la Promotion des Techniques Alternatives, qui travaille notamment sur la gestion durable et intégrée des eaux pluviales

Figure 8-11. Coefficient de perméabilité en fonction des sols et classes de perméabilité (cf. Norme NF DTU 64.1).

| Perméabilité k (m/s) | | 10 | 1 | 10 ⁻¹ | 10 ⁻² | 10 ⁻³ | 10 ⁻⁴ | 10 ⁻⁵ | 10 ⁻⁶ | 10 ⁻⁷ | 10 ⁻⁸ | 10 ⁻⁹ | 10 ⁻¹⁰ | 10 ⁻¹¹ |
|----------------------|----------|-----------------------|---|------------------|------------------|------------------|------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|
| | | + | | | | | | | | | | | | |
| Granulo- métrie | homogène | gravier pur | | | sable pur | | sable très fin | | silt | | argile | | | |
| | variée | gravier gros et moyen | | gravier et sable | | | sable et argile-limons | | | | | | | |

Figure 8-12. Coefficient de perméabilité en fonction de la texture des sols (Adopta, 2014).

Robert *et al.* (2013) s'appuient dans le projet UQUALISOL-ZU sur la classification proposée par la NF DTU 64.1 pour définir les classes du coefficient de perméabilité. Le projet ARTISOL (Rabot *et al.*, 2022) utilise comme indicateur une rapidité de drainage problématique pour la protection de la nappe, associée aux sols à texture sableuse (teneur en sable $\geq 75\%$, teneur en argile $\leq 12,5\%$) ou à une abondance en éléments grossiers supérieure ou égale à 80%, ou à une épaisseur de sol inférieure ou égale à 35 cm.

Branchu *et al.* (2022) ont proposé de classer et qualifier à dire d'experts, dans le projet MUSE, la perméabilité des sols en France (Tableau 8-8).

Tableau 8-8. Valeurs de références du coefficient de perméabilité et classes de perméabilité associées (Branchu *et al.*, 2022).

| Coefficient de perméabilité (m/s) | Classe |
|--|--------------------------|
| <1,0E-07 (< 10 ⁻⁷) | Sol imperméable |
| 1,0E-07 - 1,0E-06 (10 ⁻⁷ - 10 ⁻⁶) | Sol peu perméable |
| 1,0E-06 - 1,0E-05 (10 ⁻⁶ - 10 ⁻⁵) | Sol modérément perméable |
| >1,0E-05 (> 10 ⁻⁵) | Sol perméable |

5.2.3. Des indicateurs pour la sous-fonction « retenir l'eau »

Une fois l'eau infiltrée, la rétention de l'eau dans le sol est caractérisée par la capacité du sol et de ses composants à accueillir de l'eau et à en retenir temporairement une partie dans son espace poral, constituant ainsi un réservoir. On distingue un réservoir total qui correspond à la saturation de l'ensemble de la porosité (micro et macro), et qui se divise en trois types d'eau en fonction des forces qui s'exercent sur l'eau dans le sol : i) l'eau gravitaire qui circule dans la macroporosité et qui ne contribue pas à la rétention tant que le coefficient de perméabilité permet son évacuation, ii) l'eau dite utilisable par les plantes, eau capillaire retenue dans la porosité plus fine, et iii) l'eau capillaire des micropores et adsorbée à la surface des particules, retenue avec une force de rétention supérieure à la force de succion racinaire maximale (représentée par le « point de flétrissement »). Le Réservoir en eau utilisable par la végétation maximum (RUM) désigne l'eau présente dans le sol entre deux points caractéristiques de la courbe de rétention en eau du sol (Figure 8-13) : la « capacité au champ » et le « point de flétrissement ». La taille de ce compartiment dépend des types de sol et peut être approchée par la courbe de rétention en eau d'un sol qui exprime la teneur en eau (ici volumique) en fonction du potentiel matriciel. Cette figure présente les valeurs caractéristiques de la courbe de rétention et les propriétés pouvant en être déduites. La majorité des articles s'intéressent à la capacité de rétention en eau et/ou au RUM, qui dépendent uniquement des caractéristiques du sol et sont évalués sur toute la profondeur du sol (Bouthier *et al.*, 2022). Le réservoir en eau utilisable (RU) est quant à lui lié à une espèce végétale en particulier : il dépend à la fois de l'humidité à son point de flétrissement permanent, et de la profondeur de sol accessible à l'espèce, donc à la dynamique de l'enracinement (Cousin *et al.*, 2022).

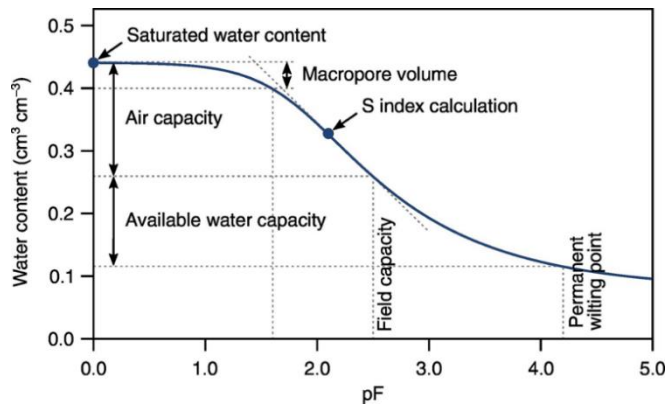


Figure 8-13. Courbe de rétention en eau (teneur en eau en fonction du potentiel matriciel) et caractéristiques du sol associées

La capacité de rétention est, dans la majorité des articles (Balkovic *et al.*, 2004 ; Banwart *et al.*, 2017 ; Botula *et al.*, 2014 ; Calzolari *et al.*, 2020 ; Hoffland *et al.*, 2020 ; Holthusen *et al.*, 2018 ; Kneller *et al.*, 2018 ; Llovet *et al.*, 2021 ; Mizuta et Grunwald, 2022 ; Newman *et al.*, 2006 ; Novák *et al.*, 2010 ; Rabot *et al.*, 2022 ; Rinot *et al.*, 2019 ; Vereecken *et al.*, 2010), associée à l'indicateur principal RUM et à d'autres propriétés telles que la teneur en matière/carbone organique, la texture, la masse volumique apparente et la structure du sol (pouvant être caractérisée par son niveau d'agrégation). Hoffland *et al.* (2020) mettent également en avant l'importance de la nature de la matière organique. La profondeur est également un paramètre fondamental pour définir la taille du réservoir (Novák *et al.*, 2010 ; Rabot *et al.*, 2022). Il est pour cela indispensable de travailler horizon par horizon, sur toute la profondeur de sol. Les éléments grossiers et leur nature constituent également une variable d'importance (Calzolari *et al.*, 2020 ; Rabot *et al.*, 2022).

En France, il existe plusieurs exemples de cartes de distribution du RUM des sols à différentes échelles : nationale (Dobarco *et al.*, 2019), régionale (Branchu *et al.*, 2022 ; Rabot *et al.*, 2022).

La teneur en eau (ou humidité) d'un sol, qu'elle soit massique ou volumique, permet de calculer le niveau de remplissage du RUM (en mm) à un instant donné en utilisant l'épaisseur et la masse volumique apparente de l'horizon concerné et son abondance en éléments grossiers (voire leur nature). Cette évaluation est utilisée dans des chaînes de modélisation hydrométéorologique par Météo-France pour construire l'indice d'humidité des sols (SWI ; *Soil Wetness Index*) (cf. Figure 8-14 pour le 1^{er} juin 2023) et par le programme européen *Copernicus Land Monitoring Service* (SWI : *Soil Water Index*). Il est également utilisé pour caractériser l'impact du changement climatique (Soubeyroux *et al.*, 2012).

Mesure

La courbe de rétention en eau est déterminée au laboratoire selon différentes techniques (cf. Rabot *et al.*, 2018). Sur le terrain, la teneur en eau à la capacité au champ peut être déterminée en réalisant des prélèvements sur le profil de sol ou en utilisant des capteurs *in situ* ; il y est en revanche plus difficile de déterminer la teneur en eau au point de flétrissement permanent (Bouthier *et al.*, 2022). Le Chapitre 10 détaille certains de ces essais.

Exemples pratiques

Le Tableau 8-9 illustre la façon dont la fonction « retenir l'eau » est prise en compte dans 4 projets de recherche à caractère opérationnel récents sur la prise en compte des sols et de leurs fonctions dans l'aménagement du territoire.

Il convient de noter que le projet MUSE s'intéresse au RUM comme indicateur déterminant de la fonction « source de biomasse » et ne considère pas la rétention en eau dans la fonction de régulation quantitative de l'eau. Les projets ARTISOL et MUSE ont une approche convergente basée sur une fonction de pédotransfert utilisant la texture du sol, l'abondance en éléments grossiers et la profondeur pour estimer le RUM. Le projet DESTISOL ajoute également la structure pour caractériser la fonction, mais sans préciser s'il calcule le réservoir. SOS4Life s'intéresse de son côté à la capacité de stockage au champ.

Tableau 8-9. Fonction « retenir l'eau » et indicateurs associés utilisés dans différents projets de recherche récents.

| Projets | ARTISOL (Rabot <i>et al.</i> , 2022) | Muse (Branchu <i>et al.</i> , 2022) | SOS4LIFE (Calzolari <i>et al.</i> , 2020) | DESTISOL (Cherel <i>et al.</i> , 2017) |
|------------------|---|--|--|--|
| Fonction | Rétention et transfert de l'eau et des polluants | Source de biomasse | Rétention de l'eau | Rétention de l'eau |
| Indicateur | RUM | RUM* | Contenu en eau à la capacité au champ | Cf. paramètres ci-dessous |
| Données d'entrée | Teneurs en eau calculées (à partir de la texture) à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent, abondance en éléments grossiers et profondeur. Types de sols | Calcul par fonction de pédotransfert prenant en compte l'abondance en éléments grossiers, la profondeur et la texture. Types de sols | Teneur en eau à la capacité au champ calculée, profondeur moyenne de la nappe superficielle, abondance en éléments grossiers | Profondeur du sol** , structure, texture, abondance en éléments grossiers |
| Profondeur | Horizon par horizon sur 100 cm max | Horizon par horizon sur 120 cm max | Profondeur de référence 30 cm | Horizon par horizon sur le profil |

* Les auteurs utilisent le terme Réservoir Utile mais désignent en fait le RUM

** Indicateurs pertinents et déterminants ; les autres sont pertinents

Référentiel

Sur une base descriptive des valeurs d'existence et sans présupposer d'usage, Branchu *et al.* (2022) proposent de décliner le RUM pour une profondeur de sol de 1,2 m en 7 classes (< 25 mm ; 25-50 mm ; 50-75 mm ; 75-100 mm ; 100-130 mm ; 130-150 mm et > 150 mm). Dobarco *et al.* (2019) proposent également sur cette base un classement du RUM des sols nationaux sur une profondeur de sol maximale de 2 m en 5 classes (< 50 mm ; 50-90 mm ; 90-130 mm ; 130-200 mm ; > 200 mm).

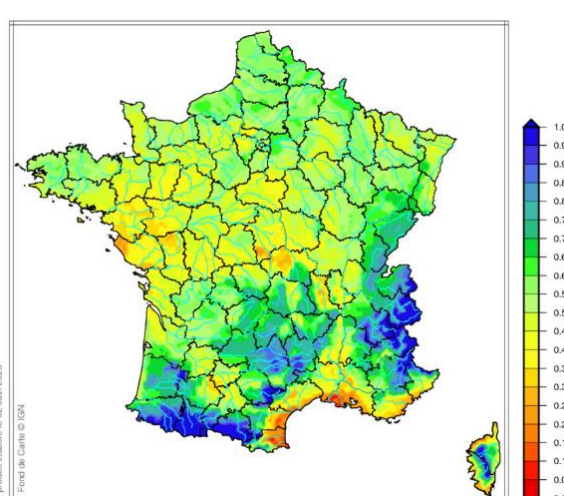
Rabot *et al.* (2022) proposent une classification des valeurs de RUM des sols (en Occitanie) pour qu'il y ait adéquation entre RUM et usage agricole du sol. Ces auteurs jugent que pour un usage du sol donné, une fonction est remplie si les valeurs des indicateurs se situent à l'intérieur de la gamme de valeurs considérées comme acceptables (Tableau 8-10). Ces approches mettent en évidence l'importance du contexte pédoclimatique et de la profondeur de sol prise en compte dans le calcul de l'indicateur (RUM).

Tableau 8-10. Valeur de référence du RUM pour une adéquation vis-à-vis de l'usage des sols en agriculture (Rabot *et al.*, 2022)

| | Cultures annuelles | Cultures pérennes | Prairies permanentes |
|-----------|--------------------|-------------------|----------------------|
| RUM en mm | > 60 | > 60 | > 40 |

L'indice d'humidité des sols de la chaîne de modélisation de Météo-France (Figure 8-14), qui exprime la réserve utile à un instant donné rapportée au RUM, est calculé de 0 à 1 en séparant des sols secs (0 à 0,5), humides (0,5 à 0,8) à très humides (0,8 à 1).

Figure 8-14. Distribution de l'indice d'humidité du sol (SWI) au 1^{er} juin 2023 à l'échelle nationale (Météo-France, 2023⁹).



⁹ Météo-France (2023). Bulletin de Situation Hydrologique - Situation au 1^{er} juin 2023.

https://meteofrance.fr/sites/meteofrance.fr/files/files/editorial/bsh_eau_sol_202306_0.pdf

5.2.4. Des fonctions de pédotransfert pour l'estimation des indicateurs de la fonction « réguler quantitativement l'eau »

On l'a vu précédemment, les indicateurs ou propriétés complexes des sols sont en relation avec d'autres paramètres des sols. Sur la base de ce constat, souvent fondé sur des approches statistiques, des fonctions de pédotransfert (FPT) ont été développées pour mettre en relation différentes caractéristiques et propriétés du sol (Bouma, 1989). Ces fonctions déclinent des équations prédisant les caractéristiques hydrauliques des sols (Botula *et al.*, 2014 ; Gruber *et al.*, 2019 ; Patil et Singh, 2016 ; Vereecken *et al.*, 2010 ; Wösten *et al.*, 2001).

Les paramètres le plus souvent utilisés dans les FPT sont la texture, la densité apparente et la teneur en carbone/matière organique (Botula *et al.*, 2014 ; Vereecken *et al.*, 2010). Certains auteurs associent à cela l'abondance en éléments grossiers (Calzolari *et al.*, 2020 ; Rabot *et al.*, 2022) et leur nature (Bouthier *et al.*, 2022). Les FPT peuvent être mises en œuvre à partir des données facilement mesurables et/ou déjà disponibles dans les bases de données. Leur précision est améliorée lorsqu'elles sont utilisées dans un contexte pédoclimatique et une couverture de sol identiques à celles dans lesquelles elles ont été définies. L'utilisation de paramètres complémentaires tels que les caractéristiques du site, la topographie ou la végétation peuvent améliorer la précision des paramètres acquis par FPT (Patil et Singh, 2016).

Les points caractéristiques de la courbe de rétention en eau ou la courbe elle-même peuvent être estimés via des fonctions de pédotransfert (Tableau 8-11).

Assouline (2021) détaille la possibilité d'avoir accès à des propriétés hydrauliques des sols associées à la rétention et à l'infiltration de l'eau, via les courbes de rétention en eau (qu'elles aient été acquises en laboratoire, sur le terrain ou par fonctions de pédotransfert).

Lassabatère *et al.* (2006) ont développé la méthode BEST (*Beerkan Estimation of Soil Transfer parameters*) pour déterminer les propriétés hydrauliques des sols (fonctions de rétention d'eau et de conductivité hydraulique) à partir d'un essai simple de perméabilité complété par des teneurs en eau initiale et finale, une mesure de la densité apparente du sol et de la distribution granulométrique du sol.

Tableau 8-11. Exemples de fonctions de pédotransfert utilisées pour l'estimation du RUM sur le territoire métropolitain français (Bouthier *et al.*, 2022).

| Paramètres estimés | | |
|--|---|--|
| Type de fonction | Teneurs en eau à des valeurs particulières de pF (le plus souvent pF2 et pF4.2) | Paramètres d'un modèle de courbe décrivant la relation θ (h) |
| Fonctions de pédotransfert par classes (CPT) : variables d'entrée par classes | Estimation en fonction de classes de propriétés des sols - Classes de texture : Jamagne <i>et al.</i> , 1967 ; Bruand <i>et al.</i> , 2004 ; Al Majou <i>et al.</i> , 2008, Roman-Dobarco <i>et al.</i> , 2019. - Classes de texture et de structure : Bruand <i>et al.</i> , 2004, Al Majou <i>et al.</i> , 2008 ; Roman-Dobarco <i>et al.</i> , 2019. | Non décrit dans ce document. |
| Fonctions de pédotransfert au sens strict (FPT) : variables d'entrée continues | Estimation en fonction des teneurs en argile[argile], sable [sable], carbone organique [CO] et de la masse volumique apparente du sol en appliquant des coefficients de régression multilinéaire de type : θ (pF 2) = a1 + b1 [argile] + c1 [sable] + ... θ (pF4.2) = a2 + b2 [argile] + c2 [sable] + ... | Estimation de paramètres du modèle de Van Genuchten, en fonction des teneurs en argile[argile], sable [sable], carbone organique [CO] et de la masse volumique apparente du sol en appliquant des coefficients de régression multilinéaire de type : θ s = a1 + b1 [argile] + c1 [sable] + ... θ r = a2 + b2 [argile] + c2 [sable] + ... |

pF : potentiel matriciel

θ : teneur en eau

5.3. Indicateurs pour la fonction « réguler qualitativement l'eau »

Cette fonction correspond à l'aptitude ou la capacité du sol à retenir les composés potentiellement nocifs de l'eau et à limiter leur exportation vers les eaux de surface et souterraine. Elle est associée à la fois aux processus hydriques de transfert de l'eau à la surface du sol (infiltration, ruissellement) et dans le sol (percolation) et aux processus bio-physico-chimiques tels que l'adsorption, la dénitrification, le lessivage, l'érosion hydrique (Debeljak *et al.*, 2019 ; Wall *et al.*, 2020). La majorité des publications du corpus étudié s'intéressent à la purification des eaux circulant dans le sol.

Les fonctions de régulations quantitative et qualitative sont parfois agrégées pour considérer le transfert gravitaire de l'eau et des composés : un drainage de l'eau rapide dans les sols favorise ainsi le transfert des composés potentiellement nocifs vers la nappe (Rabot *et al.*, 2022). Cette dynamique est analysée au regard de la cinétique des processus biologiques et chimiques.

Dans le corpus bibliographique, cette fonction qualitative concerne essentiellement le cycle des nutriments (N, P) dans un objectif de maintien de l'intégrité de l'écosystème (Schulte *et al.*, 2015). L'azote et le phosphore étant considérés comme polluants d'intérêt à large échelle (celle des bassins versants), les processus d'adsorption, de transformation, de lessivage et d'entraînement des matières particulaires par ruissellement et infiltration orientent le choix des indicateurs de la fonction (Evangelista *et al.*, 2023 ; Rabot *et al.*, 2022).

Les pertes en azote sont principalement liées au transfert du nitrate (Skaalsveen *et al.*, 2019) ; ces pertes se font par des mouvements d'eau dans le sol, soit horizontaux (ruissellement), soit verticaux (lixiviation).

L'évaluation de la dénitrification (ou de la capacité de dénitrification du sol) est préconisée par Coyle *et al.* (2016), Evangelista *et al.* (2023), Schulte *et al.* (2015), Skaalsveen et Clarke (2021). La dénitrification est principalement liée à la teneur en eau du sol, elle-même influencée par des facteurs tels que la topographie, le climat et le drainage. D'autres propriétés du sol, concentration en nitrate et en carbone organique du sol, pH et température, sont des paramètres clés affectant le taux de dénitrification (Coyle *et al.*, 2016).

Les pertes en phosphore impliquent à la fois les phases particulaire (adsorption du phosphore sur les particules) et dissoute. La capacité de sorption du phosphore est également un indicateur de la fonction de régulation qualitative de l'eau (Coyle *et al.*, 2016 ; Evangelista *et al.*, 2023). Cette capacité de sorption du phosphore est directement influencée par la teneur en matière organique, le ratio Fe/Al et la CEC du sol. La teneur en eau, le pH et la texture du sol sont également des paramètres d'importance. Des teneurs fortes en argiles (Coyle *et al.*, 2016), ou en oxydes de fer-aluminium (Achat *et al.*, 2016), sont souvent associées à une forte sorption du phosphore.

Schulte *et al.* (2014) proposent plusieurs proxies indicateurs, pour évaluer la fonction de régulation qualitative de l'eau : i) la capacité de dénitrification du sol, ii) la capacité du sol à adsorber un excès de phosphate, et iii) d'autres indicateurs alternatifs complémentaires de la fonction visant la capacité à éliminer les pathogènes et les produits phytopharmaceutiques mais aussi la capacité à maintenir l'intégrité structurale du sol et prévenir la perte de matière. Le spectre des substances nocives mériterait d'être élargi à l'ensemble des pesticides.

Skaalsveen *et al.* (2019) proposent comme indicateurs de cette fonction : i) la stabilité du sol en caractérisant les agrégats (structure) et la teneur en carbone organique pour la résistance à l'érosion et ii) la lixiviation des nutriments en caractérisant la fraction soluble de l'azote inorganique du sol.

D'autres auteurs s'intéressent à qualifier une fonction plus large associée à la filtration, à la transformation des nutriments et des polluants et au rôle tampon du sol en mettant en avant les facteurs d'agrégation (Banwart *et al.*, 2017 ; Bouma, 2006), la teneur en carbone organique seule (Andrews *et al.*, 2004 ; Yang *et al.*, 2020) ou associée au pH et à la texture (Gruber *et al.*, 2019). Calzolari *et al.* (2020) utilisent pour caractériser cette fonction la CEC (calculée à partir des teneurs en argile et en carbone organique), le pH et la profondeur moyenne de la nappe superficielle.

5.4. Synthèse des indicateurs des fonctions de régulation quantitative et qualitative de l'eau

Le Tableau 8-12 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** propose une synthèse des principaux indicateurs des fonctions de régulation quantitative et qualitative de l'eau et de leurs sous-fonctions. Leurs **déterminants proximaux** sont également résumés, ainsi que la profondeur d'intérêt pour caractériser l'indicateur. Les indicateurs de la fonction « réguler quantitativement l'eau », le réservoir en eau et la conductivité hydraulique, peuvent être caractérisés directement par des mesures en laboratoire et/ou sur le terrain, ou indirectement via des fonctions de pédotransfert, ce qui présente un avantage lorsque les bases de données existent. Les caractérisations concernant l'ensemble du profil, il est nécessaire de réaliser des fosses pédologiques.

Parmi les indicateurs présentés dans ce tableau, la conductivité hydraulique est le seul paramètre directement mesuré.

La majeure partie des discussions porte sur la manière de mesurer/estimer les indicateurs (réservoir en eau, conductivité hydraulique), les incertitudes associées aux FPT et la variabilité spatiale notamment. Cette variabilité spatiale plaide pour l'usage des FTP à l'échelle des unités typologiques de sols.

Tableau 8-12. Principaux indicateurs des fonctions de régulation quantitative et qualitative de l'eau

| Fonctions | Sous-fonctions | Indicateurs | Déterminants proximaux | Profondeur d'intérêt |
|--------------------------|------------------|---|--|----------------------|
| Réguler quantitativement | Transférer l'eau | Conductivité hydraulique | Texture, densité apparente, abondance en éléments grossiers structure, pH, CEC, hydromorphie | Ensemble du profil |
| | Retenir l'eau | Réservoir utilisable maximum ou capacité de rétention | Densité apparente, texture, abondance en éléments grossiers, profondeur, teneur en carbone organique | Ensemble du profil |
| Réguler qualitativement | Retenir N et P | Capacité de dénitrification, capacité d'adsorption du P | Teneur en carbone organique, teneurs en phosphates et nitrate solubles, teneur en eau, CEC, pH, texture, Fe/Al | Ensemble du profil |

Les sols étant situés au sein d'un paysage qu'ils supportent et d'un bassin versant, ils vont, ainsi que leur fonctionnement, être influencés par la composition et la structure du paysage. Les déterminants proximaux de la fonction hydrologique doivent ainsi être complétés par des **déterminants distaux** ou environnementaux qui vont pouvoir moduler l'indicateur, voire être réhibitoires par rapport à la capacité d'exercer la fonction. Les principaux sont la topographie, l'occupation des sols, l'usage, les pratiques, la présence d'une nappe à faible profondeur, les sols environnants (au sein d'une catena par exemple)... La question de l'échelle à laquelle sont évaluées les fonctions est peu renseignée par la littérature consultée mais paraît en effet essentielle (Curmi *et al.*, 1998 ; Keesstra *et al.*, 2021 ; Saco *et al.*, 2021). Ces jeux d'échelle vont alors se traduire dans la gestion des sols à l'échelle de la parcelle et/ou à celle du bassin versant. Le bassin versant permet d'appréhender à l'échelle macroscopique différents termes : ruissellement, érosion, recharge de la nappe, transfert de contaminants, ce qui a moins de sens à l'échelle du profil de sol.

Le taux d'imperméabilisation des sols (rapport entre la surface imperméabilisée ou scellée et la surface totale considérée – parcelle, commune, agglomération...) lié à la construction d'infrastructures (urbaines, industrielles, agricoles, de transport...), et plus largement l'état de surface des sols, peuvent constituer un bon indicateur de la perte de la fonction de régulation quantitative et qualitative de l'eau exercée par les sols (accentuant le ruissellement et sa charge en matières particulaires et dissoutes, et limitant le transfert et donc la rétention d'eau par les sols) ce qui se traduit aussi par le ruissellement (Robert *et al.*, 2013 ; Tardieu *et al.*, 2021 ; Tóth *et al.*, 2022).

Scalenghe et Marsan (2009) ont réalisé une revue des effets du scellement des sols sur les fonctions environnementales qu'ils exercent. Cet indicateur de scellement des sols est disponible à différentes échelles temporelles et spatiales en France (OCS-GE) et en Europe (programme Copernicus).

De même, le projet DESTISOL qui considère un ensemble de 16 fonctions, dont la fonction de circulation et infiltration de l'eau et celle de rétention de l'eau, intègre un paramètre supplémentaire pour l'évaluation des fonctions : la couverture des sols (Cherel *et al.*, 2017). Les fonctions hydrologiques vont être influencées par la couverture des sols, et elles vont elles-mêmes influencer cette couverture.

6. La fonction « réguler les contaminants »

On rappelle que la fonction « réguler les contaminants » peut être réalisée par trois sous-fonctions complémentaires, effectives ou non selon le type de sol et selon le contaminant :

- la capacité à retenir des contaminants et ainsi à préserver les écosystèmes connexes (par ex. par sorption ; Frossard *et al.*, 2000 ; Nortjé et Laker, 2021) ;
- la capacité à diminuer la biodisponibilité des contaminants (par ex. par complexation ou par changement de la spéciation ; Li *et al.*, 2022 ; Lin *et al.*, 2016) ;
- la capacité à dégrader les contaminants (notamment via l'activité des microorganismes du sol ; Alkorta *et al.*, 2017 ; Wolejko *et al.*, 2020).

6.1. Indicateurs de la fonction « capacité à retenir les contaminants »

Cette capacité est fortement partagée avec la fonction « réguler la qualité de l'eau », présentée *in extenso* dans la section précédente. Ne seront ici traités (ou rappelés) que des aspects spécifiques aux dynamiques de transformation des contaminants dans le sol : la présente section traite des dynamiques de transformation des contaminants dans le sol alors que la section dédiée à la qualité de l'eau traite des flux de matières associées à l'eau qui sort du sol considéré.

Les sols retiennent une partie des contaminants qui arrivent à leur surface, ce qui préserve les systèmes en aval, notamment les aquifères. Ces contaminants incluent bien sûr les substances nocives pour les organismes, mais aussi les nutriments causant l'eutrophisation des eaux (Cheng *et al.*, 2021). Il est à noter que le pendant de cette capacité est une possible accumulation de ces contaminants dans les sols eux-mêmes (cf. des exemples sur la Figure 8-15). Les conséquences de cette possible accumulation pourront néanmoins être atténuées si ces contaminants voient leur biodisponibilité diminuée ou s'ils sont dégradés.

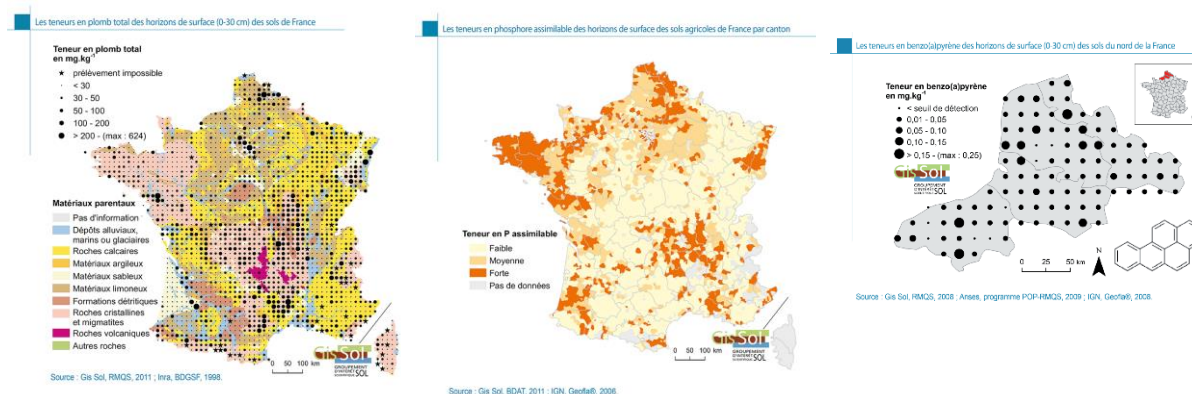


Figure 8-15. Teneurs des sols en plomb (teneurs totales ; carte de gauche), en phosphore (formes assimilables ; carte du milieu), et en benzo(a)pyrène (carte de droite) ; source GIS Sol (<https://www.gissol.fr>)

Deux types de propriétés des sols influencent leur capacité à réguler les contaminants : 1) les propriétés de conduction hydrique, et 2) les propriétés de fixation des contaminants sur la phase minérale.

6.1.1. Des indicateurs en lien avec les propriétés liées au fonctionnement hydrique du sol

Un sol ayant une bonne capacité à retenir l'eau aura tendance à augmenter le temps de résidence des solutés en son sein, et ainsi augmentera les possibilités de fixation-dégradation des contaminants. Cette capacité dépend de propriétés physiques du sol comme sa profondeur (Zhao *et al.*, 2021), la teneur en eau à la capacité au champ et la présence de macropores (Keesstra *et al.*, 2018), la vitesse de percolation (Bouma, 2006), et l'existence de voies de transfert préférentiel (Keesstra *et al.*, 2012). Les indicateurs de ces propriétés sont les suivants : les tailles de pores et la structure du sol (Keesstra *et al.*, 2018), la distribution de la taille des particules du sol y compris les éléments grossiers (Zhao *et al.*, 2021), le Réservoir en Eau Utilisable (Bouma, 2006), et la présence visible de chenaux verticaux au sein du profil de sol (Keesstra *et al.*, 2012).

6.1.2. Des indicateurs en lien avec les propriétés de rétention des contaminants

Les contaminants peuvent être retenus sur la phase solide des sols au travers de différents mécanismes comme ceux de sorption, de complexation avec des matières organiques, de précipitation, ou de formation de liaisons chimiques (Barber, 1995; Lin *et al.*, 2016 ; Figure 8-16). Les indicateurs de ces processus sont le plus souvent des propriétés physico-chimiques des sols : CEC, teneur en matières organiques (ou carbone organique), concentration en carbone organique dissous, teneur en carbonates, teneur en oxydes de fer et d'aluminium, teneurs en particules fines (« argiles » ou « argiles + limons fins ») et leur composition minéralogique, pH et taux de saturation de la CEC, signes d'oxydo-réduction, et conductivité électrique (García-Jaramillo *et al.*, 2016 ; Giovannetti *et al.*, 2023 ; González-Méndez et Chávez-García, 2020 ; González *et al.*, 2013 ; Thakur *et al.*, 2022 ; Zhao *et al.*, 2021). Il est notable qu'il est aussi possible de faire appel à des indicateurs mesurant directement les capacités d'échanges et de sorption au travers de mesures au laboratoire, comme des tests de sorption/désorption ou l'usage de radio-isotopes (Burauel et Bassmann, 2005 ; cf. aussi section 6.2).

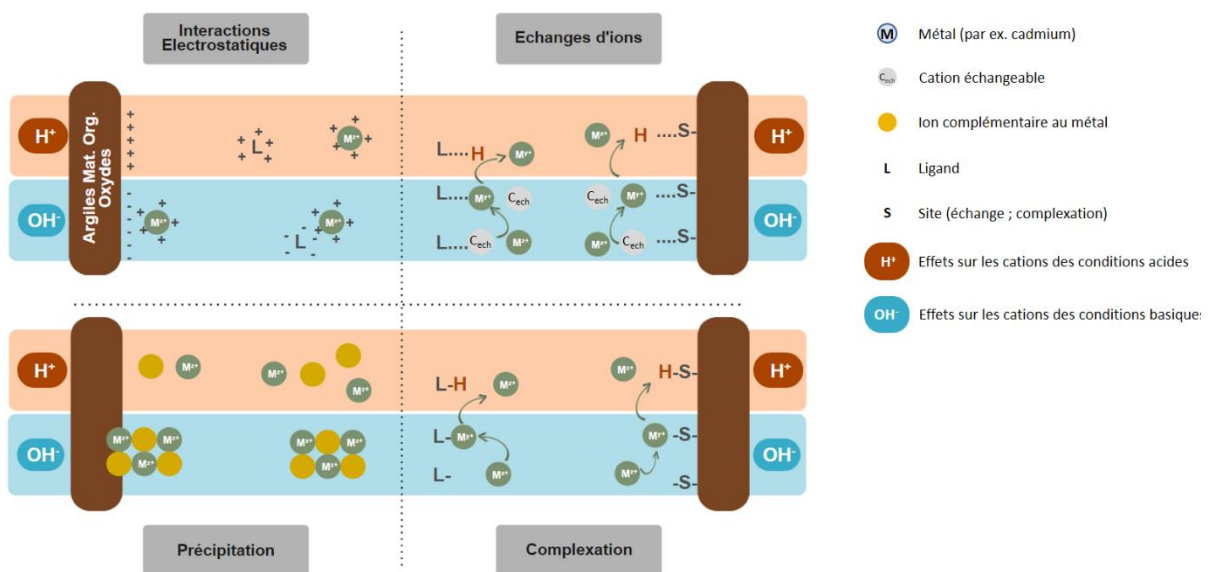


Figure 8-16. Mécanismes de rétention des contaminants métalliques sur la phase solide du sol (adapté d'un support de cours ; courtoisie de C. Nguyen, INRAE)

6.2. Indicateurs de la fonction « capacité à diminuer la biodisponibilité des contaminants »

Cette capacité est conceptuellement proche des « propriétés de rétention des contaminants », traitées à la section 6.1.2, dans le sens où des mécanismes identiques sont impliqués dans les deux cas (exemple de la complexation ; Figure 8-17). Cependant, la capacité à diminuer la biodisponibilité des contaminants diffère en pratique, puisqu'il

s'agit ici non pas seulement de retenir le contaminant, mais aussi d'en caractériser voire diminuer la biodisponibilité (cf. section 4, consacrée aux nutriments pour plus d'informations sur la biodisponibilité). Un premier groupe d'indicateurs pertinents regroupe les dosages des contaminants. La teneur totale en un contaminant donné, bien qu'elle constitue un indicateur imparfait en raison des différences de biodisponibilité entre les différentes formes du contaminant (Chojnacka *et al.*, 2005), peut être informative sur le niveau général d'exposition, notamment pour les éléments traces métalliques et les pesticides (Blouin *et al.*, 2013), si le dosage concerne la solution du sol (Viala *et al.*, 2017). Il est toutefois préférable d'utiliser des extractants plus sélectifs, visant à quantifier une forme particulière du contaminant et de préférence une forme bioassimilable (Sappin-Didier *et al.*, 1997 ; Schneider *et al.*, 2009 ; Viala *et al.*, 2017).

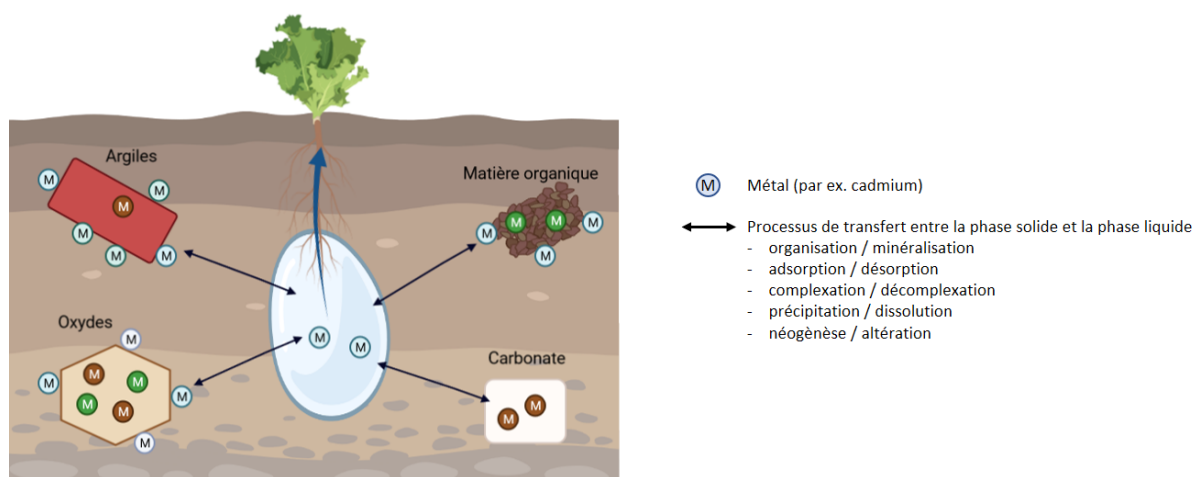


Figure 8-17. Principales phases solides réactives du sol
(adapté d'un support de cours ; courtoisie de V. Sappin-Didier, INRAE)

La biodisponibilité des contaminants peut être modifiée en fonction des conditions de sol (et bien sûr selon la nature du contaminant), qui influencent notamment la spéciation du contaminant (Figure 8-18). Les constituants du sol susceptibles de réduire la disponibilité des contaminants sont : les argiles minéralogiques (« phyllosilicates »), les oxydes Al-Fe, les carbonates et les matières organiques (González-Méndez et Chávez-García, 2020 ; Zhao *et al.*, 2021). Par ailleurs, des propriétés comme le niveau d'oxydo-réduction et surtout le pH peuvent modifier la disponibilité des contaminants, notamment en modifiant la spéciation du contaminant (Giovannetti *et al.*, 2023 ; González-Méndez et Chávez-García, 2020 ; Viala *et al.*, 2017 ; Zhao *et al.*, 2021).

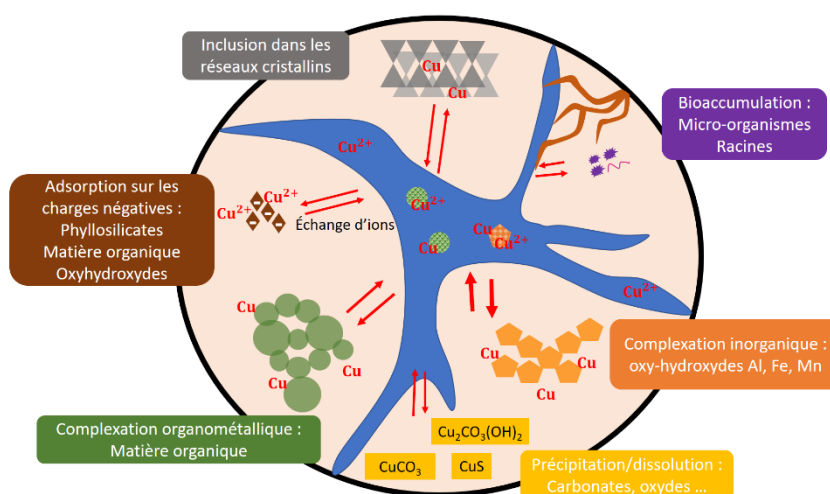


Figure 8-18. Spéciation des contaminants chimiques : exemple du cuivre
(adapté d'un support de cours ; courtoisie de L. Denaix, INRAE)

6.3. Indicateurs de la fonction « capacité à dégrader les contaminants »

La capacité à dégrader les contaminants dépend en premier lieu de la nature même de ces contaminants, car tous ne sont pas dégradables. Ceci implique que des contaminants comme les éléments traces métalliques, ou les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS), sont exclus de cette sous-fonction.

A l'inverse, des contaminants comme des molécules nutritives (ex. : nitrate), certains pesticides ou des pathogènes sont susceptibles d'être dégradés dans le sol. Il s'agit principalement de processus biologiques, impliquant la biocénose du sol (bactéries, champignons, nématodes, lombrics...). De ce fait, les indicateurs de la capacité à dégrader les contaminants peuvent être des quantifications de la biocénose : biomasse microbienne, dénombrement ou biomasse de populations (De Corato, 2021 ; García-Jaramillo *et al.*, 2016 ; Mishra *et al.*, 2022). Il peut s'agir aussi de prendre en compte la composition ou la structure de certaines communautés, comme les fourmis, les bactéries, les nématodes, les champignons (y compris mycorhiziens), ou les pathogènes eux-mêmes¹⁰ (Achat *et al.*, 2016 ; De Corato, 2021 ; Folgarait, 1998 ; García-Jaramillo *et al.*, 2016 ; Giovannetti *et al.*, 2023 ; Lazarova *et al.*, 2021 ; Nikitin *et al.*, 2022 ; Rinot *et al.*, 2019 ; Ye *et al.*, 2019). Il est enfin possible d'utiliser des indicateurs qui rendent compte de l'activité de la biocénose, en particulier des microorganismes, comme le flux de minéralisation ou des processus spécifiques comme la (dé)nitrification (García-Jaramillo *et al.*, 2016 ; Giovannetti *et al.*, 2023 ; Schulte *et al.*, 2014).

6.4. Synthèse des indicateurs de la fonction « réguler les contaminants »

Nous avons vu qu'il est possible de classer les indicateurs de la fonction « réguler les contaminants » en trois sous-fonctions : i) la capacité à retenir des contaminants, ii) la capacité à diminuer la biodisponibilité des contaminants, et iii) la capacité à dégrader les contaminants. Ces différentes catégories font intervenir des indicateurs de natures différentes, comme le présente le Tableau 8-13.

Tableau 8-13. Indicateurs de la fonction « réguler les contaminants »

| Catégories | Types de processus | Indicateurs | Types d'indicateurs |
|------------------------------|--------------------|---|---|
| Retenir | Hydrologiques | Texture et porosité Réserve utile ; profondeur de sol Structure et passages préférentiels Vitesse de percolation | Facteur Fonction Facteur Fonction |
| | Physico-chimiques | CEC Matières organiques Carbonates Particules fines ou argiles Oxydes Al-Fe pH et taux de saturation de la CEC Conductivité électrique | Fonction Fonction, Facteur Fonction Facteur Fonction Facteur Cadrage |
| Diminuer la biodisponibilité | Physico-chimiques | Teneurs totales Teneurs de fractions spécifiques Extractions chimiques sélectives Matières organiques Carbonates Particules fines ou argiles Oxydes Al-Fe pH Eh (potentiel d'oxydo-réduction) | Cadrage, Fonction Fonction Fonction Fonction, Facteur Fonction Fonction Facteur Facteur, Fonction Facteur |
| Dégrader | Biologiques | Quantification de certaines communautés Composition et/ou structure des communautés Activité biologique des sols | Facteur, Fonction Facteur Fonction |

¹⁰ Etude des gènes des pathogènes et de leurs antagonistes.

7.2. Un indicateur classique de caractérisation de la structure du sol : la masse volumique apparente

La masse volumique apparente (MVA), aussi connue sous le terme de densité apparente, rapport de la masse de sol à son volume total, est fortement influencée par les pratiques agricoles ou sylvicoles, en particulier le passage d'engins à la surface du sol. La MVA du sol peut donc représenter un indicateur simple de l'état de compacité du sol.

Cependant, comme la plupart des propriétés physiques du sol, la MVA dépend aussi fortement des constituants du sol. La comparaison entre types de sol doit donc être faite avec prudence. Pour la France métropolitaine, comme ailleurs, il existe une relation inverse entre la MVA et la teneur en matière organique et en argile du sol (Martin *et al.*, 2009). En effet, ces deux constituants favorisent le développement et le maintien de la porosité, et donc une plus faible MVA (Kay et Angers, 1999). De façon générale, les sols sous cultures annuelles ou verger/vignoble sont plus denses que les sols sous forêt ou prairie. Cette tendance est clairement illustrée par les données du réseau RMQS pour la France métropolitaine (Figure 8-20).

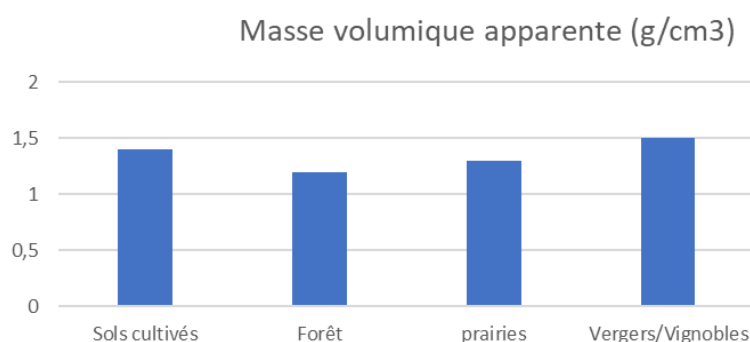


Figure 8-20. Valeurs moyennes de MVA du sol dans la couche 0-30 cm pour la France métropolitaine, selon l'usage. Données du RMQS.

Comme on distingue souvent le tassement de la couche de surface (*topsoil compaction*) du tassement en profondeur (*subsoil compaction*), la MVA peut classiquement être déterminée en surface et dans les couches inférieures.

Les valeurs normales ou habituelles observées dans l'horizon de surface sont plus faibles pour les sols argileux (généralement de 1,0-1,2 g/cm³) que pour les sols sableux (1,5-1,7 g/cm³) (données RMQS).

Comme la MVA varie en fonction des caractéristiques du sol et de son usage, il est difficile d'en établir des valeurs cibles (optimales) ou seuils (critiques) pour la croissance des plantes (développement des racines). Dans une synthèse bibliographique, Kaufmann *et al.* (2010) proposent des équations qui relient les valeurs de MVA optimale d'une part, et la MVA critique d'autre part, à la teneur en argile (ou argile + limon) des sols (Tableau 8-14).

Tableau 8-14. Exemple de valeurs optimales et critiques de MVA en fonction de la teneur en argile (ou argile + limon) (Kaufmann *et al.*, 2010)

Table 4: Regression equations for optimum and limiting bulk density. BD_{opt} is optimum bulk density (g cm⁻³), BD_{lim} is limiting bulk density (g cm⁻³), C is clay content (weight-%), and S is silt content (weight-%). Standard errors of the coefficients are indicated between parentheses.

| Eq. no. | Function | r^2 | Significance |
|---------|---|-------|--------------|
| (3) | $BD_{opt} = 1.493 - 0.00564 C$ (± 0.017) (± 0.00068) | 0.53 | $p < 0.001$ |
| (4) | $BD_{opt} = 1.524 - 0.00558 C - 0.0000211 S^2$ (± 0.018) (± 0.00063) (± 0.0000062) | 0.60 | $p < 0.001$ |
| (5) | $BD_{lim} = 1.778 - 0.00673 C$ (± 0.024) (± 0.000980) | 0.53 | $p < 0.001$ |
| (6) | $BD_{lim} = 1.816 - 0.00602 C - 0.0000721 S^2$ (± 0.023) (± 0.00087) (± 0.0000188) | 0.66 | $p < 0.001$ |

Le USDA Natural Resources Conservation (2008) propose des valeurs idéales de : $<1,1 \text{ g/cm}^3$ pour les sols argileux, $<1,4 \text{ g/cm}^3$ pour les sols limoneux et $<1,6 \text{ g/cm}^3$ pour les sols sableux.

La proposition de directive européenne sur la surveillance et la résilience des sols préconise des seuils critiques de MVA seulement pour le *subsoil*, qui varient de $1,47 \text{ g/cm}^3$ pour les sols argileux à $1,80 \text{ g/cm}^3$ pour les sols sableux. Elle reconnaît également la MVA de la couche de surface comme indicateur mais ne propose pas de valeurs seuils ou critiques, probablement parce que, sous l'influence directe des pratiques agricoles, la MVA de la couche de surface varie au cours de l'année. Dans cette proposition de directive, les seuils critiques définissent le niveau de masse volumique à partir duquel la structure du sol est considérée comme dégradée.

7.3. Caractériser la fonction « Entretenir la structure du sol » par l'analyse de la porosité et de la morphologie du réseau poreux

Au-delà de la porosité totale, qui est simplement calculée à partir de la MVA du sol, l'organisation spatiale des vides à l'échelle fine (sub-centimétrique) détermine un nombre considérable, sinon l'essentiel, des processus de transfert des fluides et de transformation de la matière et des éléments dans les sols. Son étude a fait l'objet d'un développement important d'approches méthodologiques, dont certaines peuvent servir d'indicateurs de la qualité physique des sols.

A partir de la courbe de rétention en eau, peuvent être estimés différents paramètres décrivant la porosité du sol, dont la macro-porosité (porosité $> 50 \mu\text{m}$), qui a souvent été utilisée comme indicateur de la qualité physique des sols étant donné sa grande sensibilité aux impacts des pratiques agricoles (ex. : Carter, 1988).

L'analyse d'image permet d'appréhender la micromorphologie de la structure du sol. Largement utilisée en recherche, cette approche a permis de mieux comprendre l'organisation spatiale des pores et des solides à l'échelle sub-millimétrique. Elle permet elle aussi de mettre en évidence des effets de pratiques agricoles sur la qualité physique des sols (ex. : Bottinelli *et al.*, 2013). Cette approche est basée sur l'analyse de lames minces préparées au laboratoire. De façon générale, cette approche est exigeante en temps et en matériel spécialisé, et elle est donc utilisée surtout dans des programmes de recherche visant à mieux comprendre les déterminants et le rôle de la microstructure des sols. Il en est de même pour d'autres approches d'étude de la microporosité telles que la porosimétrie au mercure (Rabot *et al.*, 2018).

7.4. Des indicateurs de la fonction « Entretenir la structure du sol » basés sur l'analyse de la stabilité de la structure

7.4.1. Stabilité des agrégats

La stabilité des agrégats est de loin la mesure de stabilité structurale la plus utilisée. Elle peut être définie comme la résistance des agrégats du sol à la contrainte induite par l'action de l'eau. On cherche ainsi à simuler l'action de la pluie sur la structure et à quantifier sa sensibilité à l'érosion et à la formation de croûte de battance (LeBissonnais, 1996) ; elle est donc implicitement un bon indicateur de ces formes de dégradation. Un très grand nombre de méthodes ont été proposées pour mesurer la stabilité des agrégats (cf. Chapitre 10).

LeBissonnais et Arrouays (1997) ont bien démontré le lien étroit qui existe pour les sols agricoles français entre la stabilité structurale des agrégats et la teneur en matière organique. De plus, la stabilité des agrégats est généralement considérée comme un indicateur de la qualité physique des sols sensible aux différents usages et pratiques agricoles (ex. : Arshad et Coen, 1992). Par exemple, pour la France métropolitaine, on note des écarts du simple au triple entre les sols cultivés et les sols forestiers, alors que des valeurs intermédiaires sont observées pour les sols sous prairie (Figure 8-21). Les sols sous verger et vignoble présentent les valeurs les plus faibles.

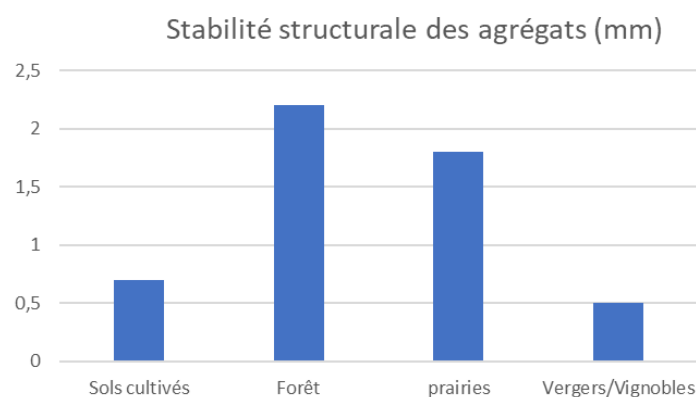


Figure 8-21. Valeurs moyennes de stabilité structurale du sol dans la couche 0-30 cm pour la France métropolitaine selon l'usage. Données du RMQS. Tiré de Rabot et al., 2024.

7.4.2. Stabilité du système poral

Le sol peut se déformer sous les contraintes mécaniques induites par le passage d'engins à la surface du sol ou celles induites par les processus de retrait et gonflement. De par leurs compositions minérale et organique très variables, cette sensibilité varie selon le type de sol. Par exemple, Larson *et al.* (1980) ont mis en évidence le rôle de la teneur en argile, et Angers (1990) celui de la teneur en matière organique sur la sensibilité des sols agricoles au tassement sous une contrainte uni-axiale.

Par ailleurs, Boivin *et al.* (2009) ont mis en évidence le rôle de la matière organique dans la stabilité hydro-structurale (*hydro-structural stability*) des sols soumis à des contraintes de retrait et gonflement.

Bien que beaucoup moins utilisés que les indicateurs de stabilité des agrégats, ces indicateurs de stabilité du système poral peuvent présenter un certain intérêt. Leur relation avec la teneur en matière organique suggère qu'ils peuvent représenter un indicateur de la dégradation physique des sols. Ces deux indicateurs sont surtout utilisés dans le cadre de programmes de recherche.

7.5. Synthèse des indicateurs de la fonction « entretenir la structure du sol »

Le Tableau 8-15 propose une synthèse des indicateurs de la qualité des sols pour la fonction « entretenir la structure ». Leurs déterminants sont également résumés. Tous ces indicateurs sont globalement déterminés par les mêmes facteurs, soit le climat, l'usage et les pratiques et les caractéristiques du sol.

Tableau 8-15. Indicateurs de la fonction « entretenir la structure »

| | Indicateurs |
|-----------------------|----------------------------------|
| Etat structural | Observation visuelle du profil |
| | Masse volumique apparente |
| | Porosité et sa morphologie |
| Stabilité structurale | Stabilité des agrégats (à l'eau) |
| | Stabilité du système poral |

Les indicateurs considérés permettent tous de rendre compte de différents processus impliqués dans la fonction « entretenir la structure ». Cependant, certains pourraient être privilégiés dans un contexte de suivi de la qualité des sols. La MVA et la stabilité structurale présentent plusieurs avantages, dont la facilité et le faible coût de leur mesure, l'existence d'une base de données détaillée et exhaustive pour la France, et de méthodes d'analyse largement acceptées et normalisées et de référentiels d'interprétation.

Enfin, ces indicateurs devraient permettre de rendre compte d'un état structural fonctionnel existant dans l'horizon de surface et en profondeur, mais aussi de la stabilité de cette structure.

8. Conclusion

L'analyse de la littérature a mis en évidence un **grand nombre d'indicateurs potentiels** des 6 fonctions écologiques des sols. Un indicateur peut être **généraliste** et donc mobilisé pour caractériser différentes fonctions mais avec un niveau de pertinence variable selon la fonction considérée, ou **spécifique** d'une fonction unique. Cependant, un indicateur généraliste peut n'être finalement retenu que pour une seule fonction, car considéré malgré sa généralité comme moins pertinent pour les autres fonctions (par exemple, la biomasse microbienne retenue uniquement pour la fonction « supporter la biodiversité », et non pour la fonction « réguler les contaminants »). Certains indicateurs génériques ont été proposés pour plusieurs fonctions, tels que, par exemple, le pH, indicateur des fonctions « réguler les contaminants » et « supporter la végétation ». Une liste des indicateurs les plus utilisés pour qualifier les fonctions et, plus généralement, la qualité et la santé des sols est disponible dans le Chapitre 19.

Parmi les indicateurs repérés, on retrouve notamment **6 indicateurs généralistes** (communs à au moins 3 fonctions) : matière organique, granulométrie, pH, CEC, profondeur du sol et teneurs en nutriments N et P. Ces variables/propriétés, hormis la profondeur du sol, sont courantes dans la littérature analysée et communément mesurées par les laboratoires d'analyses conventionnelles. La profondeur de sol et les oxydes de fer et d'aluminium ressortent de la littérature comme étant importants, mais ils sont peu renseignés dans les bases de données disponibles à large échelle et nécessitent un travail d'acquisition globalisé.

Les indicateurs sélectionnés servent à décrire un état, une propriété, un processus ou une fonction. Ils sont associés à la fois à des flux (ex. : transfert de l'eau) et à des réservoirs (ex. : réservoirs en eau). Parmi l'ensemble des indicateurs, il faut distinguer les **indicateurs de réalisation** de fonctions (ex. : CEC pour la fonction réguler les nutriments), des **facteurs déterminant** cette fonction (pH et rapport C/N de la fonction « réguler les nutriments »). La liste des variables finalement retenues présente d'avantage de déterminants, que d'indicateurs de réalisation des fonctions, ce qui reflète l'état de la littérature.

Les indicateurs de fonctions identifiés (ex. : CEC, pH) sont **applicables de manière universelle**, quels que soient l'usage du sol ou le contexte pédoclimatique. Toutefois, il apparaît comme incontournable de **définir les valeurs de référence et valeurs seuils de manière contextualisée, selon les types d'usage des sols** (ex. : grandes cultures, prairies permanentes, prairies temporaires, forêts sub-naturelles, forêts de plantations) **et le contexte pédoclimatique et paysager**. Pourtant, la littérature analysée montre, en l'état des connaissances, la difficulté de proposer des valeurs-seuil réalistes par indicateur, occupation du sol et contexte pédoclimatique. A l'inverse, il apparaît plus réaliste de proposer des **valeurs cibles ou des valeurs de référence** à partir des connaissances déjà acquises sur les sols français. Par exemple, il est courant de voir des valeurs-seuil établies (pour une combinaison donnée de : indicateur × occupation du sol × contexte pédoclimatique) sur la base de la distribution statistique des valeurs observées. Les valeurs cible ou seuil peuvent alors correspondre par exemple à un quartile, la médiane ou résulter d'une modélisation. Contrairement à des valeurs seuils qui définissent une limite fonctionnelle au-delà de laquelle la fonction est compromise, ce type d'approche consiste à positionner le sol évalué par rapport à l'ensemble des sols comparables (c'est-à-dire relevant du même usage et/ou contexte pédoclimatique).

Pour la plupart des fonctions, on note que les indicateurs sont proposés et évalués pour l'horizon ou la couche de **surface du sol**. Cependant, pour certaines fonctions, comme « entretenir la structure », « stocker du carbone » ou « réguler quantitativement l'eau », les indicateurs prennent en compte de façon explicite les processus qui prennent place dans les **couches et horizons profonds**. Par ailleurs, si la profondeur du sol n'est pas considérée dans la littérature comme un indicateur réel de la fonction « support de la biodiversité », elle aura pourtant des conséquences indéniables sur l'expression de la niche écologique des organismes (elle détermine le stock de

ressources disponibles, l'espace de colonisation...) et sur la probabilité d'apparition de gradients verticaux de déterminants de ces biodiversités (répartitions des organismes dans le volume de sol). Les organismes étant concentrés dans l'horizon le plus organique, la connaissance de la profondeur de cet horizon permettrait de calculer un stock et d'évaluer la perte ou le gain de niche.

La question de la prise en compte de l'échelle de restitution des résultats est importante et vient compléter celle de la profondeur. Certaines fonctions peuvent en effet s'apprécier plutôt à l'échelle du profil (supporter la biodiversité, stocker le carbone, fournir des nutriments à la biocénose, entretenir la structure) ou à celle du paysage (réguler l'eau, réguler les contaminants), mais dans de nombreux cas la compréhension des dynamiques en jeu nécessite d'associer ces deux angles de vue.

Les indicateurs proximaux de fonction doivent être complétés par des indicateurs distaux ou environnementaux (pente, occupation du sol...) qui peuvent être explicatifs et rendre compte de la position du sol dans le paysage. Ces indicateurs distaux peuvent permettre de pondérer l'indicateur proximal et ainsi influencer la capacité du sol à exercer la fonction. C'est par exemple le cas de la pente dont la valeur peut modérer, voire même être réhibitoire, vis-à-vis de la capacité d'infiltration du sol.

Les **particularités** suivantes sont soulignées pour chacune des 6 fonctions :

- Fonction « **supporter la biodiversité : organismes du sol et végétation** » : les indicateurs de la sous-fonction « supporter les organismes du sol » devraient permettre de **caractériser l'abondance**, la **diversité** et l'**activité d'organismes du sol** et/ou de **caractériser leur habitat**. Les indicateurs de la sous-fonction « supporter la végétation » devraient permettre de prendre en compte les différents étapes ou **stades de l'évolution d'une plante** (phénologie) **et/ou d'une communauté végétale** (succession).
- Fonction « **stocker du carbone** » : les indicateurs devraient permettre de rendre compte de la **teneur et des stocks actuels**, de leur **variation dans le temps**, mais aussi du **potentiel de stockage additionnel de carbone**. Des indicateurs émergents existent pour estimer ce potentiel.
- Fonction « **fournir des nutriments à la biocénose** » : du fait de : i) la grande diversité des processus en jeu, et ii) de la nécessaire prise en compte de leur variabilité dans le temps (effets saisonniers et météorologiques) et dans l'espace (gradient vertical des sols), il est **difficile de mettre en avant une liste réduite d'indicateurs à la fois précis, sensibles, simples et déployables à large échelle**. De manière indirecte, l'abondance et la composition des **communautés d'organismes vivants** (microbes, faune du sol, plantes, etc.) présentent l'intérêt d'être à la fois des conséquences de la disponibilité en nutriments, et des facteurs déterminants de la capacité du sol à fixer, dégrader et/ou rendre disponibles les différents nutriments. La caractérisation ou le suivi de ces communautés peut ainsi représenter une approche de proxy satisfaisante. Par ailleurs, l'utilisation de méthodes de test de décomposition (à base de composés organiques standardisés et laissés dans les sols pour décomposition) peut aussi constituer une approche alternative à l'utilisation d'indicateurs évaluant directement la disponibilité en nutriments.
- Fonction « **réguler quantitativement l'eau** » : les indicateurs devraient rendre compte **du transfert gravitaire** de l'eau à travers la surface du sol mais également dans tout le profil, et de la rétention de l'eau à l'intérieur de ce profil. Les indicateurs de la fonction « **réguler qualitativement l'eau** » devraient rendre compte de la **rétention des substances potentiellement nocives transportées gravitairement par l'eau** sous forme dissoute et/ou particulaire. Ces indicateurs sont à rapprocher de certains de la fonction « réguler les contaminants ».
 - Fonction « **réguler les contaminants** » : à l'inverse de fonctions qui sont centrées sur une variable d'intérêt (comme pour le carbone, l'eau, la structure), cette fonction concerne un objet (les contaminants) de nature particulièrement diversifiée (éléments chimiques ou organiques, molécules complexes, organismes pathogènes...). Les indicateurs devraient rendre compte à la fois de la rétention de ces éléments, de leur décomposition, et des nouvelles molécules qui résultent de cette décomposition. Une identification des contaminants présents est nécessaire pour raisonner l'évaluation de la capacité du sol à les réguler. Ce n'est que sur la base d'une telle liste que les indicateurs les plus pertinents peuvent être

identifiés. Cette liste des contaminants présents doit être confrontée aux teneurs du fond pédogéochimique naturel (FPGN ; référentiel ASPITET) local afin d'évaluer si le niveau rencontré est naturel ou probablement lié à des activités anthropiques. Par ailleurs, la **caractérisation des matières organiques** apparaît avec un intérêt particulier pour cette fonction, du fait qu'elle intervienne à la fois dans la régulation du transfert gravitaire, de la biodisponibilité des polluants et de l'activité de dégradation des microorganismes.

- Fonction « **entretenir la structure** » : les indicateurs devraient permettre de rendre compte d'un **état structural fonctionnel existant** dans l'horizon de surface et en profondeur, mais aussi de la **stabilité de la structure** du sol face à une contrainte extérieure, ou de sa dynamique temporelle.

Références bibliographiques

- Achat, D.L.; Pousse, N.; Nicolas, M.; Brédoire, F.; Augusto, L., 2016. Soil properties controlling inorganic phosphorus availability: general results from a national forest network and a global compilation of the literature. *Biogeochemistry*, 127 (2-3): 255-272. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0178-0>
- Ademe, 2014. *Carbone organique des sols. L'énergie de l'agroécologie, une solution pour le climat*. Angers: Ademe Editions.
- Adopta, 2014. Etude la Perméabilité des Sols - Fiches Méthodologiques. 3p. https://www.o2d-environnement.com/wp-content/uploads/2017/07/Etudes_de_la_Permeabilite_des_Sols_ADOPTA.pdf
- Aksoy, E.; Louwagie, G.; Gardi, C.; Gregor, M.; Schröder, C.; Löhnertz, M., 2017. Assessing soil biodiversity potentials in Europe. *Science of the Total Environment*, 589: 236-249. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.173>
- Alkorta, I.; Epelde, L.; Garbisu, C., 2017. Environmental parameters altered by climate change affect the activity of soil microorganisms involved in bioremediation. *Fems Microbiology Letters*, 364 (19): 9. <https://doi.org/10.1093/femsle/fnx200>
- Allen, B.L.; Mallarino, A.P.; Klatt, J.G.; Baker, J.L.; Camara, M., 2006. Soil and surface runoff phosphorus relationships for five typical USA midwest soils. *Journal of Environmental Quality*, 35 (2): 599-610. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0135>
- Andrews, S.S.; Karlen, D.L.; Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (6): 1945-1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>
- Angers, D.A., 1990. Compression of agricultural soils from Quebec. *Soil & Tillage Research*, 18 (4): 357-365. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(90\)90120-3](https://doi.org/10.1016/0167-1987(90)90120-3)
- Angers, D.A.; Arrouays, D.; Saby, N.P.A.; Walter, C., 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. *Soil Use and Management*, 27 (4): 448-452. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00366.x>
- Antisari, L.V.; Ferronato, C.; De Feudis, M.; Natali, C.; Bianchini, G.; Falsone, G., 2021. Soil Biochemical Indicators and Biological Fertility in Agricultural Soils: A Case Study from Northern Italy. *Minerals*, 11 (2): 14. <Go to ISI>://WOS:000622846300001
- Arshad, M.A.; Coen, G.M., 1992. Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7: 25-32. <https://doi.org/10.1017/S0889189300004410>
- Ashworth, A.J.; Allen, F.L.; DeBruyn, J.M.; Owens, P.R.; Sams, C., 2018. Crop Rotations and Poultry Litter Affect Dynamic Soil Chemical Properties and Soil Biota Long Term. *Journal of Environmental Quality*, 47 (6): 1327-1338. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.12.0465>
- Assouline, S., 2021. What Can We Learn From the Water Retention Characteristic of a Soil Regarding Its Hydrological and Agricultural Functions? Review and Analysis of Actual Knowledge. *Water Resources Research*, 57 (12): 16. <https://doi.org/10.1029/2021wr031026>
- Balkovic, J.; Orfánus, T.; Skalsky, R., 2004. Potential water storage capacity of the root zone of cultural phytocoenoses in the Zahorska Nizina lowland -: A quantification of soil accumulation function. *Ekologia-Bratislava*, 23 (4): 393-407. <http://publikacie.uke.sav.sk/node/2433>
- Ball, B.C.; Scott, A.; Parker, J.P., 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research*, 53 (1): 29-39. [https://doi.org/10.1016/s0167-1987\(99\)00074-4](https://doi.org/10.1016/s0167-1987(99)00074-4)
- Banwart, S.A.; Bernasconi, S.M.; Blum, W.E.H.; de Souza, D.M.; Chabaux, F.; Duffy, C.; Kercheva, M.; Krám, P.; Lair, G.J.; Lundin, L.; Menon, M.; Nikolaidis, N.P.; Novak, M.; Panagos, P.; Ragnarsdottir, K.V.; Robinson, D.A.; Rousseva, S.; de Ruiter, P.; van Gaans, P.; Weng, L.; White, T.; Zhang, B., 2017. Soil Functions in Earth's Critical Zone: Key Results and Conclusions. In: Banwart, S.A.; Sparks, D.L., eds. *Quantifying and Managing Soil Functions in Earth's Critical Zone Combining Experimentation and Mathematical Modelling*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 1-27. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.11.001>
- Barber, S.A., 1995. *Soil Nutrient bioavailability: a mechanistic approach*. 2nd Ed. . New York, USA: John Wiley, 432 p. <https://www.wiley.com/en-be/Soil+Nutrient+Bioavailability%3A+A+Mechanistic+Approach%2C+2nd+Edition-p-9780471587477>
- Barré, P.; Angers, D.A.; Basile-Doelsch, I.; Bispo, A.; Céçillon, L.; Chenu, C.; Chevallier, T.; Derrien, D.; Eglin, T.K.; Pellerin, S., 2017. *Ideas and perspectives: Can we use the soil carbon saturation deficit to quantitatively assess the soil carbon storage potential, or should we explore other strategies?* : Biogeochemistry: Soils. preprint. <https://bg.copernicus.org/preprints/bg-2017-395/>
- Barrios-García, M.N.; Gonzalez-Polo, M.; Simberloff, D.; Classen, A.T., 2023. Wild boar rooting impacts soil function differently in different plant community types. *Biological Invasions*, 25 (2): 583-592. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02936-x>
- Bastida, F.; Zsolnay, A.; Hernández, T.; García, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147 (3-4): 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>
- Begill, N.; Don, A.; Poeplau, C., 2023. No detectable upper limit of mineral-associated organic carbon in temperate agricultural soils. *Global Change Biology*, 29 (16): 4662-4669. <https://doi.org/10.1111/gcb.16804>

- Blair, J.M.; Bohlen, P.J.; Freckman, D.W., 1997. Soil invertebrates as indicators of soil quality. *Methods for assessing soil quality*, 49: 273-291.
- Blanchart, A.; Sere, G.; Cherel, J.; Warot, G.; Stas, M.; Consales, J.N.; Schwartz, C., 2017. Contribution des sols à la production de services écosystémiques en milieu urbain – une revue. *Environnement urbain*, 11. <https://doi.org/10.7202/1050486ar>
- Blanchy, G.; Bragato, G.; Di Bene, C.; Jarvis, N.; Larsbo, M.; Meurer, K.; Garré, S., 2023. Soil and crop management practices and the water regulation functions of soils: a qualitative synthesis of meta-analyses relevant to European agriculture. *Soil*, 9 (1): 20. <https://doi.org/10.5194/soil-9-1-2023>
- Blomquist, K.W.; Lyon, G.E., 1993. Effects of Soil Quality and Depth on Seed Germination and Seedling Survival at the Nevada Test Site. *Wildland Shrub and Arid Land Restoration Symposium*. Las Vegas, Nv. Oct 19-21. Us Dept Agr, Forest Serv Intermountain Research Stn, 57-62.
- Bloor, J.M.G.; Si-Moussi, S.; Taberlet, P.; Carrère, P.; Hedde, M., 2021. Analysis of complex trophic networks reveals the signature of land-use intensification on soil communities in agroecosystems. *Scientific Reports*, 11 (1): 10. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-97300-9>
- Blouin, M.; Hodson, M.E.; Delgado, E.A.; Baker, G.; Brussaard, L.; Butt, K.R.; Dai, J.; Dendooven, L.; Peres, G.; Tondoh, J.E.; Cluzeau, D.; Brun, J.J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, 64 (2): 161-182. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>
- Boivin, P.; Schäffer, B.; Sturny, W., 2009. Quantifying the relationship between soil organic carbon and soil physical properties using shrinkage modelling. *European Journal of Soil Science*, 60 (2): 265-275. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01107.x>
- Boizard, H.; Peigné, J.; Sasal, M.C.; Guimaraes, M.D.F.; Piron, D.; Tomis, V.; Vian, J.F.; Cadoux, S.; Ralisch, R.; Tavares, J.; Heddadj, D.; De Battista, J.; Duparque, A.; Franchini, J.C.; Roger-Estrade, J., 2017. Developments in the "profil cultural" method for an improved assessment of soil structure under no-till. *Soil & Tillage Research*, 173: 92-103. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.007>
- Boizard, H.; Peigné, J.; Vian, J.-F.; Duparque, A.; Tomis, V.; al, e., 2019. Les méthodes visuelles d'évaluation de la structure du sol au service d'une démarche clinique en agronomie. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 9 (2): 55-76.
- Bolinder, M.A.; Angers, D.A.; Gregorich, E.G.; Carter, M.R., 1999. The response of soil quality indicators to conservation management. *Canadian Journal of Soil Science*, 79 (1): 37-45. <https://doi.org/10.4141/s97-099>
- Bonilla-Bedoya, S.; Valencia, K.; Herrera, M.A.; López-Ulloa, M.; Donoso, D.A.; Pezzopane, J.E.M., 2023. Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators. *Ecological Indicators*, 148: 13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110091>
- Bottinelli, N.; Menasseri-Aubry, S.; Cluzeau, D.; Hallaire, V., 2013. Response of soil structure and hydraulic conductivity to reduced tillage and animal manure in a temperate loamy soil. *Soil Use and Management*, 29 (3): 401-409. <https://doi.org/10.1111/sum.12049>
- Botula, Y.D.; Van Ranst, E.; Cornelis, W.M., 2014. Pedotransfer functions to predict water retention for soils of the humid tropics: a review. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 38 (3): 679-698. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832014000300001>
- Bouma, J., 1989. Using soil survey data for quantitative land evaluation. *Advances in Soil Science*, 9: 177-213. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3532-3_4
- Bouma, J., 2006. Soil functions and land use. *Soils. Basic concepts and future challenges*. 211-221.
- Bouthier, A.; Scheurer, O.; Seger, M.; Lagacherie, P.; Beaudoin, N.; Deschamps, T.; Sauter, J.; Fort, J.-L.; Cousin, I., 2022. *Réservoir en eau du sol utilisable par les cultures - Guide d'estimation*. <https://hal.science/hal-03906315>
- Branchu, P.; Marseille, F.; Béchet, B.; Bessière, J.P.; Boithias, L.; Duvigneau, C.; Genesco, P.; Keller, C.; Lambert, M.L.; Laroche, B.; Le Guern, C.; Lemot, A.; Métois, R.; Néel, C.; Sheriff, R., 2022. MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme. Rapport et annexes. 219 p. <https://librairie.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/5415-muse-integrer-la-multifonctionnalite-des-sols-dans-les-documents-d-urbanisme.html>
- Breure, A.M.; Mulder, C.; Römcke, J.; Ruf, A., 2005. Ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62 (2): 211-229. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.03.025>
- Brunet, J.-F.; Branchu, P.; Eychène, C.; Belbeze, S.; Guyonnet, D., 2023. L'offre du GIS Sol aux politiques d'aménagement urbain. *Étude et Gestion des Sols*, 30: 195-206. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_2023_30_Brunet_195-206.pdf
- Buckerfield, J.C.; Lee, K.E.; Davoren, C.W.; Hannay, J.N., 1997. Earthworms as indicators of sustainable production in dryland cropping in southern Australia. *Soil Biology & Biochemistry*, 29 (3-4): 547-554. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(96\)00033-8](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(96)00033-8)
- Burauel, P.; Bassmann, F., 2005. Soils as filter and buffer for pesticides - experimental concepts to understand soil functions. *Environmental Pollution*, 133 (1): 11-16. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.04.011>
- Burger, J.A.; Kelting, D.L., 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *Forest Ecology and Management*, 122 (1-2): 155-166. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(99\)00039-0](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(99)00039-0)
- Burkle, L.A.; Irwin, R.E., 2010. Beyond biomass: measuring the effects of community-level nitrogen enrichment on floral traits, pollinator visitation and plant reproduction. *Journal of Ecology*, 98 (3): 705-717. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01648.x>
- Caló, L.O.; Caldeira, M.V.W.; da Silva, C.F.; Camara, R.; Castro, K.C.; de Lima, S.S.; Pereira, M.G.; de Aquino, A.M., 2022. Epigeal fauna and edaphic properties as possible soil quality indicators in forest restoration areas in Espírito Santo, Brazil. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 117: 10. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2022.103870>
- Calzolari, C.; Tarocco, P.; Lombardo, N.; Marchi, N.; Ungaro, F., 2020. Assessing soil ecosystem services in urban and peri-urban areas: From urban soils survey to providing support tool for urban planning. *Land Use Policy*, 99: 12. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105037>
- Cambi, M.; Hoshika, Y.; Mariotti, B.; Paoletti, E.; Picchio, R.; Venanzi, R.; Marchi, E., 2017. Compaction by a forest machine affects soil quality and Quercus robur L. seedling performance in an experimental field. *Forest Ecology and Management*, 384: 406-414. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.045>
- Campbell, J.L.; Hornbeck, J.W.; Mitchell, M.J.; Adams, M.B.; Castro, M.S.; Driscoll, C.T.; Kahl, J.S.; Kochenderfer, J.N.; Likens, G.E.; Lynch, J.A.; Murdoch, P.S.; Nelson, S.J.; Shanley, J.B., 2004. Input-output budgets of inorganic nitrogen for 24 forest watersheds in the northeastern United States: A review. *Water Air and Soil Pollution*, 151 (1-4): 373-396. <https://doi.org/10.1023/b:wate.0000009908.94219.04>
- Carter, M.R., 1988. Temporal variability of soil macroporosity in a fine sandy loam under mouldboard ploughing and direct drilling. *Soil & Tillage Research*, 12 (1): 37-51. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(88\)90054-2](https://doi.org/10.1016/0167-1987(88)90054-2)

- Cécillon, L.; Baudin, F.; Chenu, C.; Houot, S.; Jolivet, R.; Kätterer, T.; Lutfalla, S.; Macdonald, A.; van Oort, F.; Plante, A.F.; Savignac, F.; Soucémarianadin, L.N.; Barré, P., 2018. A model based on Rock-Eval thermal analysis to quantify the size of the centennially persistent organic carbon pool in temperate soils. *Biogeosciences*, 15 (9): 2835-2849. <https://doi.org/10.5194/bg-15-2835-2018>
- Chang, Y.J.; Peacock, A.D.; Long, P.E.; Stephen, J.R.; McKinley, J.P.; Macnaughton, S.J.; Hussain, A.; Saxton, A.M.; White, D.C., 2001. Diversity and characterization of sulfate-reducing bacteria in groundwater at a uranium mill tailings site. *Applied and Environmental Microbiology*, 67 (7): 3149-3160. <https://doi.org/10.1128/aem.67.7.3149-3160.2001>
- Chen, S.C.; Arrouays, D.; Angers, D.A.; Chenu, C.; Barre, P.; Martin, M.P.; Saby, N.P.A.; Walter, C., 2019a. National estimation of soil organic carbon storage potential for arable soils: A data-driven approach coupled with carbon-landscape zones. *Science of the Total Environment*, 666: 355-367. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.249>
- Chen, S.C.; Arrouays, D.; Angers, D.A.; Martin, M.P.; Walter, C., 2019b. Soil carbon stocks under different land uses and the applicability of the soil carbon saturation concept. *Soil & Tillage Research*, 188: 53-58. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.001>
- Chen, S.C.; Martin, M.P.; Saby, N.P.A.; Walter, C.; Angers, D.A.; Arrouays, D., 2018. Fine resolution map of top- and subsoil carbon sequestration potential in France. *Science of the Total Environment*, 630: 389-400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.209>
- Cheng, K.; Xu, X.R.; Cui, L.Q.; Li, Y.P.; Zheng, J.F.; Wu, W.N.; Sun, J.F.; Pan, G.X., 2021. The role of soils in regulation of freshwater and coastal water quality. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 376 (1834): 10. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0176>
- Cherel, J.; Sere, G.; Boithias, L.; Warot, G.; Schwartz, C.; Morandas, P., 2017. Destisol: Les sols, une opportunité pour un aménagement durable. <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/3923-destisol-les-sols-une-opportunit-e-pour-un-amenagement-urbain-durable.html>
- Chojnacka, K.; Chojnacki, A.; Górecka, H.; Górecki, H., 2005. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. *Science of the Total Environment*, 337 (1-3): 175-182. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.06.009>
- Chown, S.L.; Marais, E.; Terblanche, J.S.; Klok, C.J.; Lighton, J.R.B.; Blackburn, T.M., 2007. Scaling of insect metabolic rate is inconsistent with the nutrient supply network model. *Functional Ecology*, 21 (2): 282-290. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01245.x>
- Cianfaglione, K.; Crisan, F.; Gafta, D., 2023. Soil Quality Enhances Seed Germination Success in Ephedra major-A Pilot Experiment. *Plants-Basel*, 12 (3): 8. <https://doi.org/10.3390/plants12030438>
- Ciesielski, H.; Sterckeman, T., 1997. A comparison between three methods for the determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils. *Agronomie*, 17 (1): 9-16. <https://doi.org/10.1051/agro:19970102>
- Cluzeau, D.; Guernion, M.; Chaussod, R.; Martin-Laurent, F.; Villenave, C.; Cortet, J.; Ruiz-Camacho, N.; Pernin, C.; Mateille, T.; Philippot, L.; Bellido, A.; Rougé, L.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Pérès, G., 2012. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology*, 49: 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.11.003>
- Coban, O.; De Deyn, G.B.; van der Ploeg, M., 2022. Soil microbiota as game-changers in restoration of degraded lands. *Science*, 375 (6584): 990-+. <https://doi.org/10.1126/science.abe0725>
- Colombini, G.; Watteau, F.; Auclerc, A., 2022. Technosol rehabilitation strategies drive soil physico-chemical properties and fauna diversity on a former coking plant area. *Applied Soil Ecology*, 177: 12. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104542>
- Condron, L.M.; Newman, S., 2011. Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils. *Journal of Soils and Sediments*, 11 (5): 830-840. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0363-2>
- Cotrufo, M.F.; Ranalli, M.G.; Haddix, M.L.; Six, J.; Lugato, E., 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12 (12): 989-+. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>
- Cousin, I.; Buis, S.; Lagacherie, P.; Doussan, C.; Le Bas, C.; Guéris, M., 2022. Available water capacity from a multidisciplinary and multiscale viewpoint. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42 (3): 29. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00774-8>
- Coyle, C.; Creamer, R.E.; Schulte, R.P.O.; O'Sullivan, L.; Jordan, P., 2016. A Functional Land Management conceptual framework under soil drainage and land use scenarios. *Environmental Science & Policy*, 56: 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.012>
- Cronan, C.S.; Grigal, D.F., 1995. Use of Calcium/Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 24 (2): 209-226. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400020002x>
- Curmi, P.; Durand, P.; Gascuel-Odoux, C.; Merot, P.; Walter, C.; Taha, A., 1998. Hydromorphic soils, hydrology and water quality: spatial distribution and functional modelling at different scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 50 (1-3): 127-142. <https://doi.org/10.1023/a:1009775825427>
- da Silva, L.D.M.; Avanzi, J.C.; Peixoto, D.S.; Merlo, M.N.; Borghi, E.; de Resende, A.V.; Acuña-Guzman, S.F.; Silva, B.M., 2021. Ecological intensification of cropping systems enhances soil functions, mitigates soil erosion, and promotes crop resilience to dry spells in the Brazilian Cerrado. *International Soil and Water Conservation Research*, 9 (4): 591-604. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.06.006>
- de Bello, F.; Lavorel, S.; Diaz, S.; Harrington, R.; Cornelissen, J.H.C.; Bardgett, R.D.; Berg, M.P.; Cipriotti, P.; Feld, C.K.; Hering, D.; da Silva, P.M.; Potts, S.G.; Sandin, L.; Sousa, J.P.; Storkey, J.; Wardle, D.A.; Harrison, P.A., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, 19 (10): 2873-2893. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9850-9>
- de Castilho, C.V.; Magnusson, W.E.; de Araújo, R.N.O.; Luizao, R.C.C.; Lima, A.P.; Higuchi, N., 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*, 234 (1-3): 85-96. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.06.024>
- De Corato, U., 2021. Effect of value-added organic co-products from four industrial chains on functioning of plant disease suppressive soil and their potentiality to enhance soil quality: A review from the perspective of a circular economy. *Applied Soil Ecology*, 168: 19. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104221>
- De Deyn, G.B.; Raaijmakers, C.E.; Van der Putten, W.H., 2004. Plant community development is affected by nutrients and soil biota. *Journal of Ecology*, 92 (5): 824-834. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00924.x>
- De Kimpe, C.R.; Morel, J.L., 2000. Urban soil management: A growing concern. *Soil Science*, 165 (1): 31-40. <https://doi.org/10.1097/00010694-200001000-00005>
- Debeljak, M.; Trajanov, A.; Kuzmanovski, V.; Schröder, J.; Sandén, T.; Spiegel, H.; Wall, D.O.; Van de Broeks, M.; Rutgers, M.; Bampa, F.; Creamer, R.E.; Henriksen, C.B., 2019. A Field-Scale Decision Support System for Assessment and Management of Soil Functions. *Frontiers in Environmental Science*, 7: 14. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00115>

- Delahaie, A.A.; Cécillon, L.; Stojanova, M.; Abiven, S.; Arbelet, P.; Arrouays, D.; Baudin, F.; Bispo, A.; Boulonne, L.; Chenu, C.; Heinonsalo, J.; Jolivet, C.; Karhu, K.; Martin, M.P.; Pacini, L.; Poeplau, C.; Ratié, C.; Roudier, P.; Saby, N.P.A.; Savignac, F.; Barré, P., 2024. Investigating the complementarity of thermal and physical soil organic carbon fractions. *EGUsphere*, 2024: 1-25. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-197>
- Dexter, A.R.; Richard, G.; Arrouays, D.; Czyz, E.A.; Jolivet, C.; Duval, O., 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma*, 144 (3-4): 620-627. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.022>
- Dixon, J.B.; Weed, S.B.; Parpitt, R.L., 1990. Minerals in soil environments. *Soil Science*, 150 (2): 562. <https://doi.org/10.1097/00010694-199008000-00011>
- Dobarco, M.R.; Bourennane, H.; Arrouays, D.; Saby, N.P.A.; Cousin, I.; Martin, M.P., 2019. Uncertainty assessment of GlobalSoilMap soil available water capacity products: A French case study. *Geoderma*, 344: 14-30. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.036>
- Durante, S.; Augusto, L.; Achat, D.L.; Legout, A.; Brédoire, F.; Ranger, J.; Seynave, I.; Jabiol, B.; Pousse, N., 2019. Diagnosis of forest soil sensitivity to harvesting residues removal - A transfer study of soil science knowledge to forestry practitioners. *Ecological Indicators*, 104: 512-523. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.035>
- Eisenhauer, N.; Hines, J.; Isbell, F.; van der Plas, F.; Hobbie, S.E.; Kazanski, C.E.; Lehmann, A.; Liu, M.Y.; Lochner, A.; Rilling, M.C.; Vogel, A.; Worm, K.; Reich, P.B., 2018. Plant diversity maintains multiple soil functions in future environments. *Elife*, 7: 20. <https://doi.org/10.7554/elife.41228>
- Eisto, A.K.; Kuitunen, M.; Lammi, A.; Saari, V.; Suhonen, J.; Syrjäsoo, S.; Tikka, P.M., 2000. Population persistence and offspring fitness in the rare bellflower *Campanula cervicaria* in relation to population size and habitat quality. *Conservation Biology*, 14 (5): 1413-1421. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99283.x>
- Ellers, J.; Berg, M.P.; Dias, A.T.C.; Fontana, S.; Ooms, A.; Moretti, M., 2018. Diversity in form and function: Vertical distribution of soil fauna mediates multidimensional trait variation. *Journal of Animal Ecology*, 87 (4): 933-944. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12838>
- Ertiban, S.M., 2019. Soil fauna as webmasters, engineers and bioindicators in ecosystems: implications for conservation ecology and sustainable agriculture. *American Journal of Life Sciences*, 7: 17-26. <https://doi.org/10.11648/j.ajls.20190701.14>
- Evangelista, S.J.; Field, D.J.; McBratney, A.B.; Minasny, B.; Ng, W.; Padarian, J.; Román Dobarco, M.; Wadoux, A.M.J.C., 2023. A proposal for the assessment of soil security: Soil functions, soil services and threats to soil. *Soil Security*, 10: 100086. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2023.100086>
- Fanin, N.; Moorhead, D.; Bertrand, I., 2016. Eco-enzymatic stoichiometry and enzymatic vectors reveal differential C, N, P dynamics in decaying litter along a land-use gradient. *Biogeochemistry*, 129 (1-2): 21-36. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0217-5>
- Fenner, M.; Thompson, K., 2005. *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press.
- Fierer, N., 2017. Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nature Reviews Microbiology*, 15 (10): 579-590. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2017.87>
- Fierer, N.; Jackson, R.B., 2006. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103 (3): 626-631. <https://doi.org/10.1073/pnas.0507535103>
- Fierer, N.; Wood, S.A.; de Mesquita, C.P.B., 2021. How microbes can, and cannot, be used to assess soil health. *Soil Biology & Biochemistry*, 153: 7. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108111>
- Folgarait, P.J., 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, 7 (9): 1221-1244. <https://doi.org/10.1023/a:1008891901953>
- Francaviglia, R., 2008. *Agricultural Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analyses*. OECD, Paris.
- Froger, C.; Pelfrène, A.; Volatier, J.-L.; Roussel, H.; Marot, F.; Saby, N.P.A.; Bispo, A.; Brunet, J.-F., 2023. L'offre du GIS Sol en appui aux questions de santé : les données disponibles et leur utilisation pour les politiques publiques et la recherche. *Étude et Gestion des Sols*, 30 (numéro spécial virtuel "20 ans du GIS Sol"): 235-252. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/10/EGS_2023_30_Froger_235-252.pdf
- Frossard, E.; Condon, L.M.; Oberson, A.; Sinaj, S.; Fardeau, J.C., 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *Journal of Environmental Quality*, 29 (1): 15-23. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010003x>
- Frouz, J.; Prach, K.; Pizl, V.; Hánel, L.; Stary, J.; Tajovský, K.; Materna, J.; Balík, V.; Kalcík, J.; Rehounková, K., 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, 44 (1): 109-121. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.09.002>
- Frouz, J.; Toyota, A.; Mudrák, O.; Jílková, V.; Filipová, A.; Cajthaml, T., 2016. Effects of soil substrate quality, microbial diversity and community composition on the plant community during primary succession. *Soil Biology & Biochemistry*, 99: 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.024>
- Fu, B.J.; Liu, Y.; Lü, Y.H.; He, C.S.; Zeng, Y.; Wu, B.F., 2011. Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. *Ecological Complexity*, 8 (4): 284-293. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2011.07.003>
- Gallagher, M.K.; Campbell, D.R., 2017. Shifts in water availability mediate plant-pollinator interactions. *New Phytologist*, 215 (2): 792-802. <https://doi.org/10.1111/nph.14602>
- Gálvez, M.; Parra, M.A.; Navarro, C., 2004. Relating tree vigour to the soil and landscape characteristics of an olive orchard in a marly area of southern Spain. *Scientia Horticulturae*, 101 (3): 291-303. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2003.12.001>
- García-Jaramillo, M.; Cox, L.; Hermosín, M.C.; Cerli, C.; Kalbitz, K., 2016. Influence of green waste compost on azimsulfuron dissipation and soil functions under oxic and anoxic conditions. *Science of the Total Environment*, 550: 760-767. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.142>
- George, P.B.L.; Keith, A.M.; Creer, S.; Barrett, G.L.; Lebron, I.; Emmett, B.A.; Robinson, D.A.; Jones, D.L., 2017. Evaluation of mesofauna communities as soil quality indicators in a national-level monitoring programme. *Soil Biology & Biochemistry*, 115: 537-546. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.022>
- Georgiou, K.; Jackson, R.B.; Vindusková, O.; Abramoff, R.Z.; Ahlström, A.; Feng, W.T.; Harden, J.W.; Pellegrini, A.F.A.; Polley, H.W.; Soong, J.L.; Riley, W.J.; Torn, M.S., 2022. Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. *Nature Communications*, 13 (1): 12. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31540-9>
- Ghaley, B.B.; Rusu, T.; Sandén, T.; Spiegel, H.; Menta, C.; Visioli, G.; O'Sullivan, L.; Gattin, I.T.; Delgado, A.; Liebig, M.A.; Vrebos, D.; Szegi, T.; Michéli, E.; Cacovean, H.; Henriksen, C.B., 2018. Assessment of Benefits of Conservation Agriculture on Soil Functions in Arable Production Systems in Europe. *Sustainability*, 10 (3): 17. <https://doi.org/10.3390/su10030794>

- Giovanetti, M.; di Fossalunga, A.S.; Stringlis, I.A.; Proietti, S.; Fiorilli, V., 2023. Unearthing soil-plant-microbiota crosstalk: Looking back to move forward. *Frontiers in Plant Science*, 13: 10. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1082752>
- Glover, J.D.; Culman, S.W.; DuPont, S.T.; Broussard, W.; Young, L.; Mangan, M.E.; Mai, J.G.; Crews, T.E.; DeHaan, L.R.; Buckley, D.H.; Ferris, H.; Turner, R.E.; Reynolds, H.L.; Wyse, D.L., 2010. Harvested perennial grasslands provide ecological benchmarks for agricultural sustainability. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 137 (1-2): 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.001>
- González-Méndez, B.; Chávez-García, E., 2020. Re-thinking the Technosol design for greenery systems: Challenges for the provision of ecosystem services in semiarid and arid cities. *Journal of Arid Environments*, 179: 14. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104191>
- González, V.; Simón, M.; García, I.; Sánchez, J.A.; del Moral, F., 2013. Effectiveness of amendments to restore metal-arsenic-polluted soil functions using *Lactuca sativa* L. bioassays. *Journal of Soils and Sediments*, 13 (7): 1213-1222. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0701-7>
- Gottschall, F.; Davids, S.; Newiger-Dous, T.E.; Auge, H.; Cesarz, S.; Eisenhauer, N., 2019. Tree species identity determines wood decomposition via microclimatic effects. *Ecology and Evolution*, 9 (21): 12113-12127. <https://doi.org/10.1002/ece3.5665>
- Govaerts, B.; Sayre, K.D.; Deckers, J., 2006. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil & Tillage Research*, 87 (2): 163-174. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.03.005>
- Greenwood, S.; Chen, J.C.; Chen, C.T.; Jump, A.S., 2015. Temperature and sheltering determine patterns of seedling establishment in an advancing subtropical treeline. *Journal of Vegetation Science*, 26 (4): 711-721. <https://doi.org/10.1111/jvs.12269>
- Gregory, P.J.; Nortcliff, S., 2013. *Soil Conditions and Plant Growth*. Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781118337295>
- Griffiths, B.S.; Ball, B.C.; Daniell, T.J.; Hallett, P.D.; Neilson, R.; Wheatley, R.E.; Osler, G.; Bohanec, M., 2010. Integrating soil quality changes to arable agricultural systems following organic matter addition, or adoption of a ley-arable rotation. *Applied Soil Ecology*, 46 (1): 43-53. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.06.012>
- Griffiths, B.S.; Daniell, T.J.; Donn, S.; Neilson, R., 2012. Bioindication potential of using molecular characterisation of the nematode community: Response to soil tillage. *European Journal of Soil Biology*, 49: 92-97. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.09.002>
- Gruber, F.E.; Schaber, E.; Baruck, J.; Geitner, C., 2019. How and to What Extent Does Topography Control the Results of Soil Function Assessment: A Case Study From the Alps in South Tyrol (Italy). *Soil Systems*, 3 (1): 27. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3010018>
- Haslmayr, H.P.; Geitner, C.; Sutor, G.; Knoll, A.; Baumgarten, A., 2016. Soil function evaluation in Austria - Development, concepts and examples. *Geoderma*, 264: 379-387. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.023>
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191 (1): 77-87. <https://doi.org/10.1023/a:1004213929699>
- Hatten, J.; Liles, G., 2019. A 'healthy' balance - The role of physical and chemical properties in maintaining forest soil function in a changing world. In: Busse, M.; Giardina, C.P.; Morris, D.M.; PageDumroese, D.S., eds. *Global Change and Forest Soils: Cultivating Stewardship of a Finite Natural Resource, Vol 36*. Amsterdam: Elsevier (Developments in Soil Science), 373-396. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63998-1.00015-x>
- He, X.; Augusto, L.; Goll, D.S.; Ringeval, B.; Wang, Y.P.; Helfenstein, J.; Hou, E., 2023. Global patterns and drivers of phosphorus pools in natural soils. *Biogeosciences Discussions*: 1-27.
- Hedeneq, P.; Jiménez, J.J.; Moradi, J.; Domene, X.; Hackenberger, D.; Barot, S.; Frossard, A.; Oktaba, L.; Filser, J.; Kindlmann, P.; Frouz, J., 2022. Global distribution of soil fauna functional groups and their estimated litter consumption across biomes. *Scientific Reports*, 12 (1): 14. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-21563-z>
- Hermans, S.M.; Buckley, H.L.; Case, B.S.; Curran-Cournane, F.; Taylor, M.; Lear, G., 2020. Using soil bacterial communities to predict physico-chemical variables and soil quality. *Microbiome*, 8 (1): 13. <https://doi.org/10.1186/s40168-020-00858-1>
- Hill, M.O.; Latter, P.M.; Bancroft, G., 1985. A standard curve for inter-site comparison of cellulose degradation using the cotton strip method. *Canadian Journal of Soil Science*, 65 (4): 609-619. <https://doi.org/10.4141/cjss85-067>
- Hoffland, E.; Kuyper, T.W.; Comans, R.N.J.; Creamer, R.E., 2020. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil*, 455 (1-2): 1-22. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>
- Holthusen, D.; Brandt, A.A.; Reichert, J.M.; Horn, R., 2018. Soil porosity, permeability and static and dynamic strength parameters under native forest/grassland compared to no-tillage cropping. *Soil & Tillage Research*, 177: 113-124. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.003>
- Jenkins, J.R.; Viger, M.; Arnold, E.C.; Harris, Z.M.; Ventura, M.; Miglietta, F.; Girardin, C.; Edwards, R.J.; Rumpel, C.; Fornasier, F.; Zavalloni, C.; Tonon, G.; Alberti, G.; Taylor, G., 2017. Biochar alters the soil microbiome and soil function: results of next-generation amplicon sequencing across Europe. *Global Change Biology Bioenergy*, 9 (3): 591-612. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12371>
- Joimel, S.; Cortet, J.; Jolivet, C.C.; Saby, N.P.A.; Chenot, E.D.; Branchu, P.; Consalès, J.N.; Lefort, C.; Morel, J.L.; Schwartz, C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of the Total Environment*, 545: 40-47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035>
- Joimel, S.; Schwartz, C.; Hedde, M.; Kiyota, S.; Krogh, P.H.; Nahmani, J.; Pérès, G.; Vergnes, A.; Cortet, J., 2017. Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. *Science of the Total Environment*, 584: 614-621. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.086>
- Kardol, P.; Bezemer, T.M.; van der Putten, W.H., 2006. Temporal variation in plant-soil feedback controls succession. *Ecology Letters*, 9 (9): 1080-1088. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00953.x>
- Karimi, B.; Villerd, J.; Dequiedt, S.; Terrat, S.; Bouré, N.C.P.; Djemiel, C.; Lelièvre, M.; Tripied, J.; Nowak, V.; Saby, N.P.A.; Bispo, A.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Ranjard, L., 2020. Biogeography of soil microbial habitats across France. *Global Ecology and Biogeography*, 29 (8): 1399-1411. <https://doi.org/10.1111/geb.13118>
- Karlen, D.; Veum, K.S.; Sudduth, K.A.; Obyrcki, J.F.; Nunes, M.R., 2019. Soil health assessment: Past accomplishments, current activities, and future opportunities. *Soil & Tillage Research*, 195: 10. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104365>
- Kaufmann, M.; Tobias, S.; Schulz, R., 2010. Comparison of critical limits for crop plant growth based on different indicators for the state of soil compaction. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173 (4): 573-583. <https://doi.org/10.1002/jpln.200900129>
- Kay, B.D.; Angers, D.A., 1999. Soil structure. In: Sumner, M., ed. *The Handbook of Soil Science*. Boca Raton, FL: CRC Press, 229-276.
- Keesstra, S.; Nunes, J.; Novara, A.; Finger, D.; Avelar, D.; Kalantari, Z.; Cerdà, A., 2018. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 610: 997-1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077>

- Keesstra, S.; Sannigrahi, S.; López-Vicente, M.; Pulido, M.; Novara, A.; Visser, S.; Kalantari, Z., 2021. The role of soils in regulation and provision of blue and green water. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 376 (1834): 8. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0175>
- Keesstra, S.D.; Geissen, V.; Mosse, K.; Piirainen, S.; Scudiero, E.; Leistra, M.; van Schaik, L., 2012. Soil as a filter for groundwater quality. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4 (5): 507-516. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.007>
- Keuskamp, J.A.; Dingemans, B.J.J.; Lehtinen, T.; Sarneel, J.M.; Hefting, M.M., 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4 (11): 1070-1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12097>
- Kibblewhite, M.G.; Ritz, K.; Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1492): 685-701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Kneller, T.; Harris, R.J.; Bateman, A.; Muñoz-Rojas, M., 2018. Native-plant amendments and topsoil addition enhance soil function in post-mining arid grasslands. *Science of the Total Environment*, 621: 744-752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.219>
- Knoepp, J.D.; Coleman, D.C.; Crossley, D.A.; Clark, J.S., 2000. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management*, 138 (1-3): 357-368. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(00\)00424-2](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00424-2)
- Koudahe, K.; Allen, S.C.; Djaman, K., 2022. Critical review of the impact of cover crops on soil properties. *International Soil and Water Conservation Research*, 10 (3): 343-354. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.03.003>
- Kuzyakov, Y.; Gunina, A.; Zamanian, K.; Tian, J.; Luo, Y.; Xu, X.L.; Yudina, A.; Aponte, H.; Alharbi, H.; Ovsepyan, L.; Kurganova, I.; Ge, T.D.; Guillaume, T., 2020. New approaches for evaluation of soil health, sensitivity and resistance to degradation. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 7 (3): 282-288. <https://doi.org/10.15302/j-fase-2020338>
- Larson, W.E.; Gupta, S.C.; Useche, R.A., 1980. Compression of Agricultural Soils from Eight Soil Orders. *Soil Science Society of America Journal*, 44 (3): 450-457. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400030002x>
- Lassabatère, L.; Angulo-Jaramillo, R.; Ugalde, J.M.S.; Cuenca, R.; Braud, I.; Haverkamp, R., 2006. Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments -: BEST. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (2): 521-532. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0026>
- Lau, T.C.; Stephenson, A.G., 1993. Effects of Soil Nitrogen on Pollen Production, Pollen Grain Size, and Pollen Performance in Cucurbita pepo (Cucurbitaceae). *American Journal of Botany*, 80 (7): 763-768. <https://doi.org/10.2307/2445596>
- Lazarova, S.; Coyne, D.; Rodriguez, M.G.; Peteira, B.; Ciancio, A., 2021. Functional Diversity of Soil Nematodes in Relation to the Impact of Agriculture-A Review. *Diversity-Basel*, 13 (2): 22. <https://doi.org/10.3390/d13020064>
- LeBissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility .1. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47 (4): 425-437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>
- LeBissonnais, Y.; Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility .2. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science*, 48 (1): 39-48. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00183.x>
- Lehman, A., 2010. Evaluation and importance of soil functions in cities considering infiltration and climatic regulation. *19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1 - 6 August 2010*. Brisbane, Australia. (IUSS) International Union of Soil Sciences <https://old.iuss.org/19th%20WCSS/Symposium/pdf/0563.pdf>
- Lehmann, J.; Bossio, D.A.; Kögel-Knabner, I.; Rillig, M.C., 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1 (10): 544-553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Li, Q.; Wang, Y.H.; Li, Y.C.; Li, L.F.; Tang, M.D.; Hu, W.F.; Chen, L.; Ai, S.Y., 2022. Speciation of heavy metals in soils and their immobilization at micro-scale interfaces among diverse soil components. *Science of the Total Environment*, 825: 15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153862>
- Li, Y.F.; Luo, A.C.; Wei, X.H.; Yao, X.G., 2008. Changes in Phosphorus Fractions, pH, and Phosphatase Activity in Rhizosphere of Two Rice Genotypes. *Pedosphere*, 18 (6): 785-794. [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(08\)60074-0](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(08)60074-0)
- Libessart, G.; Franck-Neel, C.; Branchu, P.; Schwartz, C., 2022. The human factor of pedogenesis described by historical trajectories of land use: The case of Paris. *Landscape and Urban Planning*, 222: 13. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104393>
- Lin, Z.B.; Schneider, A.; Sterckeman, T.; Nguyen, C., 2016. Ranking of mechanisms governing the phytoavailability of cadmium in agricultural soils using a mechanistic model. *Plant and Soil*, 399 (1-2): 89-107. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2663-6>
- Linden, D.R.; Hendrix, P.F.; Coleman, D.C.; van Vliet, P.C.J., 1994. Faunal Indicators of Soil Quality. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. 91-106. <https://doi.org/10.2136/sssaspepub35.c6>
- Liptzin, D.; Norris, C.E.; Cappellazzi, S.B.; Mac Bean, G.; Cope, M.; Greub, K.L.H.; Rieke, E.L.; Tracy, P.W.; Aberle, E.; Ashworth, A.; Tavarez, O.B.; Bary, A.I.; Baumhardt, R.L.; Gracia, A.B.; Brainard, D.C.; Brennan, J.R.; Reyes, D.B.; Bruhjel, D.; Carlyle, C.N.; Crawford, J.J.W.; Creech, C.F.; Culman, S.W.; Deen, B.; Dell, C.J.; Derner, J.D.; Ducey, T.F.; Duiker, S.W.; Dyck, M.F.; Ellert, B.H.; Entz, M.H.; Solorio, A.E.; Fonte, S.J.; Fonteyne, S.; Fortuna, A.M.; Foster, J.L.; Fultz, L.M.; Gamble, A.V.; Geddes, C.M.; Griffin-LaHue, D.; Grove, J.H.; Hamilton, S.K.; Hao, X.Y.; Hayden, Z.D.; Honsdorf, N.; Howe, J.A.; Ippolito, J.A.; Johnson, G.A.; Kautz, M.A.; Kitchen, N.R.; Kumar, S.; Kurtz, K.S.M.; Larney, F.J.; Lewis, K.L.; Liebman, M.; Ramirez, A.L.; Machado, S.; Maharjan, B.; Gamino, M.A.M.; May, W.E.; McClaran, M.P.; McDaniel, M.D.; Millar, N.; Mitchell, J.P.; Moore, A.D.; Moore, P.A.; Gutierrez, M.M.; Nelson, K.A.; Omondi, E.C.; Osborne, S.L.; Alcalá, L.O.; Owens, P.; Pena-Yewtukhiw, E.M.; Poffenbarger, H.J.; Lira, B.P.; Reeve, J.R.; Reinbott, T.M.; Reiter, M.S.; Ritchey, E.L.; Roozeboom, K.L.; Rui, Y.C.; Sadeghpour, A.; Sainju, U.M.; Sanford, G.R.; Schillinger, W.F.; Schindelbeck, R.R.; Schipanski, M.E.; Schlegel, A.J.; Scow, K.M.; Sherrod, L.A.; Shober, A.L.; Sidhu, S.S.; Moya, E.S.; St Luce, M.; Strock, J.S.; Suyker, A.E.; Sykes, V.R.; Tao, H.Y.; Campos, A.T.; Van Eerd, L.L.; van Es, H.; Verhulst, N.; Vyn, T.J.; Wang, Y.T.; Watts, D.B.; Wright, D.L.; Zhang, T.Q.; Morgan, C.L.S.; Honeycutt, C.W., 2022. An evaluation of carbon indicators of soil health in long-term agricultural experiments. *Soil Biology & Biochemistry*, 172: 15. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108708>
- Liu, J.F.; Su, S.J.; He, Z.S.; Jiang, L.; Gu, X.G.; Xu, D.W.; Ma, R.F.; Hong, W., 2020. Relationship between Pinus taiwanensis seedling regeneration and the spatial heterogeneity of soil nitrogen in Daiyun Mountain, southeast China. *Ecological Indicators*, 115: 7. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106398>
- Llovet, A.; Mattana, S.; Chin-Pampillo, J.; Otero, N.; Carrey, R.; Mondini, C.; Gascó, G.; Martí, E.; Margalef, R.; Alcañiz, J.M.; Domene, X.; Ribas, A., 2021. Fresh biochar application provokes a reduction of nitrate which is unexplained by conventional mechanisms. *Science of the Total Environment*, 755: 15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142430>

- Loveland, P.; Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research*, 70 (1): 1-18. [https://doi.org/10.1016/s0167-1987\(02\)00139-3](https://doi.org/10.1016/s0167-1987(02)00139-3)
- Luijten, S.H.; Dierick, A.; Oostermeijer, J.G.B.; Rajjmann, L.E.L.; Den Nijs, H.C.M., 2000. Population size, genetic variation, and reproductive success in a rapidly declining, self-incompatible perennial (*Arnica montana*) in The Netherlands. *Conservation Biology*, 14 (6): 1776-1787. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99345.x>
- Maini, A.; Sharma, V.; Sharma, S., 2020. Assessment of soil carbon and biochemical indicators of soil quality under rainfed land use systems in North Eastern region of Punjab, India. *Carbon Management*, 11 (2): 169-182. <https://doi.org/10.1080/17583004.2020.1721976>
- Majetic, C.J.; Fetters, A.M.; Beck, O.M.; Stachnik, E.F.; Beam, K.M., 2017. Petunia floral trait plasticity in response to soil nitrogen content and subsequent impacts on insect visitation. *Flora*, 232: 183-193. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2016.08.002>
- Mäkipää, R.; Menichetti, L.; Martínez-García, E.; Törmänen, T.; Lehtonen, A., 2024. Is the organic carbon-to-clay ratio a reliable indicator of soil health? *Geoderma*, 444: 8. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116862>
- Marquart, A.; Eldridge, D.J.; Geissler, K.; Lobas, C.; Blaum, N., 2020. Interconnected effects of shrubs, invertebrate-derived macropores and soil texture on water infiltration in a semi-arid savanna rangeland. *Land Degradation & Development*, 31 (16): 2307-2318. <https://doi.org/10.1002/ldr.3598>
- Martin, M., 2019. La carte nationale des stocks de carbone des sols intégrée dans la carte mondiale de la FAO Portail Data INRAE. <https://doi.org/10.15454/JCONRJ>
- Martin, M.P.; Dimassi, B.; Dobarco, M.R.; Guenet, B.; Arrouays, D.; Angers, D.A.; Blache, F.; Huard, F.; Soussana, J.F.; Pellerin, S., 2021. Feasibility of the 4 per 1000 aspirational target for soil carbon: A case study for France. *Global Change Biology*, 27 (11): 2458-2477. <https://doi.org/10.1111/gcb.15547>
- Martin, M.P.; Lo Seen, D.; Boulonne, L.; Jolivet, C.; Nair, K.M.; Bourgeon, G.; Arrouays, D., 2009. Optimizing Pedotransfer Functions for Estimating Soil Bulk Density Using Boosted Regression Trees. *Soil Science Society of America Journal*, 73 (2): 485-493. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0241>
- Martin, M.P.; Wattenbach, M.; Smith, P.; Meersmans, J.; Jolivet, C.; Boulonne, L.; Arrouays, D., 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8 (5): 1053-1065. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1053-2011>
- Menta, C.; Leoni, A.; Bardini, M.; Gardi, C.; Gatti, F., 2008. Nematode and microarthropod communities: comparative use of soil quality bioindicators in covered dump and natural soils. *Environmental Bioindicators*, 3: 35-46. <https://doi.org/10.1080/1555270701885762>
- Menta, C.; Remelli, S., 2020. Soil Health and Arthropods: From Complex System to Worthwhile Investigation. *Insects*, 11 (1): 21. <https://doi.org/10.3390/insects11010054>
- Mishra, C.S.K.; Samal, S.; Samal, R.R., 2022. Evaluating earthworms as candidates for remediating pesticide contaminated agricultural soil: A review. *Frontiers in Environmental Science*, 10: 12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.924480>
- Mizuta, K.; Grunwald, S., 2022. Reshaping How We Think about Soil Security. *Soil Systems*, 6 (4): 13. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040074>
- Morel, C.; Tunney, P.; Plenet, D.; Pellerin, S., 2000. Transfer of Phosphate Ions between Soil and Solution: Perspectives in Soil Testing. *Journal of Environmental Quality*, 29 (1): 50-59. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010007x>
- Moretti, M.; Dias, A.T.C.; de Bello, F.; Altermatt, F.; Chown, S.L.; Azcarate, F.M.; Bell, J.R.; Fournier, B.; Hedde, M.; Hortal, J.; Ibanez, S.; Öckinger, E.; Sousa, J.P.; Eilers, J.; Berg, M.P., 2017. Handbook of protocols for standardized measurement of terrestrial invertebrate functional traits. *Functional Ecology*, 31 (3): 558-567. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12776>
- Morpeth, D.R.; Hall, A.M., 2000. Microbial enhancement of seed germination in *Rosa corymbifera* 'Laxa'. *Seed Science Research*, 10 (4): 489-494. <https://doi.org/10.1017/s0960258500000520>
- Mukherjee, A.; Lal, R., 2014. Comparison of Soil Quality Index Using Three Methods. *Plos One*, 9 (8): 15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105981>
- Muñoz, A.; Celedon-Neghme, C.; Cavieres, L.A.; Arroyo, M.T.K., 2005. Bottom-up effects of nutrient availability on flower production, pollinator visitation, and seed output in a high-Andean shrub. *Oecologia*, 143 (1): 126-135. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1780-3>
- Nahmani, J.; Lavelle, P., 2002. Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. *European Journal of Soil Biology*, 38 (3-4): 297-300. [https://doi.org/10.1016/s1164-5563\(02\)01169-x](https://doi.org/10.1016/s1164-5563(02)01169-x)
- Naz, H.; Sayyed, R.Z.; Khan, R.U.; Naz, A.; Wani, O.A.; Maqsood, A.; Maqsood, S.; Fahad, A.; Ashraf, S.; Show, P.L., 2023. Mesorhizobium improves chickpea growth under chromium stress and alleviates chromium contamination of soil. *Journal of Environmental Management*, 338: 8. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117779>
- Newman, B.D.; Wilcox, B.P.; Archer, S.R.; Breshears, D.D.; Dahm, C.N.; Duffy, C.J.; McDowell, N.G.; Phillips, F.M.; Scanlon, B.R.; Vivoni, E.R., 2006. Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. *Water Resources Research*, 42 (6): 15. <https://doi.org/10.1029/2005wr004141>
- Nikitin, D.A.; Semenov, M.V.; Chernov, T.I.; Ksenofontova, N.A.; Zhelezova, A.D.; Ivanova, E.A.; Khitrov, N.B.; Stepanov, A.L., 2022. Microbiological Indicators of Soil Ecological Functions: A Review. *Eurasian Soil Science*, 55 (2): 221-234. <https://doi.org/10.1134/s1064229322020090>
- Nishar, A.; Bader, M.K.F.; O'Gorman, E.J.; Deng, J.Y.; Breen, B.; Leuzinger, S., 2017. Temperature Effects on Biomass and Regeneration of Vegetation in a Geothermal Area. *Frontiers in Plant Science*, 8: 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00249>
- Noellemeyer, E.; Quiroga, A.R.; Estelrich, D., 2006. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 65 (1): 142-155. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.07.007>
- Noor, I.; Sohail, H.; Sun, J.X.; Nawaz, M.A.; Li, G.H.; Hasanuzzaman, M.; Liu, J.W., 2022. Heavy metal and metalloid toxicity in horticultural plants: Tolerance mechanism and remediation strategies. *Chemosphere*, 303: 15. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135196>
- Norris, C.E.; Hogg, K.E.; Maynard, D.G.; Curran, M.P., 2014. Stumping trials in British Columbia - organic matter removal and compaction effects on tree growth from seedlings to midrotation stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 44 (11): 1402-1418. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0168>
- Nortjé, G.P.; Laker, M.C., 2021. Factors That Determine the Sorption of Mineral Elements in Soils and Their Impact on Soil and Water Pollution. *Minerals*, 11 (8): 20. <https://doi.org/10.3390/min11080821>
- Novák, P.; Vopravil, J.; Lagová, J., 2010. Assessment of the Soil Quality as a Complex of Productive and Environmental Soil Function Potentials. *Soil and Water Research*, 5 (3): 113-119. <https://doi.org/10.17221/39/2009-sw>

- Nunes, M.R.; Karlen, D.L.; Veum, K.S.; Moorman, T.B.; Cambardella, C.A., 2020. Biological soil health indicators respond to tillage intensity: A US meta-analysis. *Geoderma*, 369: 12. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114335>
- O'Riordan, R.; Davies, J.; Stevens, C.; Quinton, J.N., 2021. The effects of sealing on urban soil carbon and nutrients. *Soil*, 7 (2): 661-675. <https://doi.org/10.5194/soil-7-661-2021>
- Obalum, S.E.; Chibuike, G.U.; Peth, S.; Ouyang, Y., 2017. Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189 (4): 19. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5881-y>
- Oliveira, P.H.G.; Gama-Rodrigues, A.C.; Gama-Rodrigues, E.F.; Sales, M.V.S., 2018. Litter and soil-related variation in functional group abundances in cacao agroforests using structural equation modeling. *Ecological Indicators*, 84: 254-262. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.030>
- Olsen, S.R.; Cole, C.V.; Watanabe, F.S.; Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with NaHCO₃. *US Department of Agriculture Circular*, (939).
- Oostermeijer, J.G.B.; Lijiten, S.H.; Krenova, Z.V.; Den Nijs, H.C.M., 1998. Relationships between population and habitat characteristics and reproduction of the rare *Gentiana pneumonanthe* L. *Conservation Biology*, 12 (5): 1042-1053. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.97090.x>
- Pacini, L.; Arbelet, P.; Chen, S.C.; Bacq-Labreuil, A.; Calvaruso, C.; Schneider, F.; Arrouays, D.; Saby, N.P.A.; Cécillon, L.; Barré, P., 2023. A new approach to estimate soil organic carbon content targets in European croplands topsoils. *Science of the Total Environment*, 900: 14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165811>
- Pant, M.; Negi, G.C.S.; Kumar, P., 2017. Macrofauna contributes to organic matter decomposition and soil quality in Himalayan agroecosystems, India. *Applied Soil Ecology*, 120: 20-29. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.019>
- Paoletti, M.G., 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74 (1-3): 137-155. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00034-1](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00034-1)
- Paoletti, M.G.; Cantarino, C.M., 2002. Sex ratio alterations in terrestrial woodlice populations (Isopoda: Oniscidea) from agroecosystems subjected to different agricultural practices in Italy. *Applied Soil Ecology*, 19 (2): 113-120. [https://doi.org/10.1016/s0929-1393\(01\)00184-6](https://doi.org/10.1016/s0929-1393(01)00184-6)
- Paoletti, M.G.; Hassall, M., 1999. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74 (1-3): 157-165. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00035-3](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00035-3)
- Paolo, A.G.; Raffaella, B.; Danio, A.; Del Re, A.A.M.; Ettore, C., 2010. Assessment of soil-quality index based on microarthropods in corn cultivation in Northern Italy. *Ecological Indicators*, 10 (2): 129-135. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.03.012>
- Parisi, V.; Menta, C.; Gardi, C.; Jacomini, C.; Mozzanica, E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 323-333. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002>
- Patil, N.G.; Singh, S.K., 2016. Pedotransfer Functions for Estimating Soil Hydraulic Properties: A Review. *Pedosphere*, 26 (4): 417-430. [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(15\)60054-6](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(15)60054-6)
- Paustian, K.; Lehmann, J.; Ogle, S.; Reay, D.; Robertson, G.P.; Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature*, 532 (7597): 49-57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; de Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Métay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques*
- Rapport d'étude, INRA (France)*, 455 p. <https://doi.org/10.15454/3nsz-s553>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Launay, C.; Martin, R.; Schiavo, M.; Angers, D.; Augusto, L.; Balesdent, J.; Basile-Doelsch, I.; Bellassen, V.; Cardinael, R.; Cécillon, L.; Ceschia, E.; Chenu, C.; Constantin, J.; Daroussin, J.; Delacote, P.; Delame, N.; Gastal, F.; Gilbert, D.; Graux, A.-I.; Guenet, B.; Houot, S.; Klumpp, K.; Letort, E.; Litrico, I.; Martin, M.; Menasseri-Aubry, S.; Meziere, D.; Morvan, T.; Mosnier, C.; Roger-Estrade, J.; Saint-André, L.; Sierra, J.; Therond, O.; Viaud, V.; Grateau, R.; Le Perchec, S.; Savini, I.; Rechauchère, O., 2020. *Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? : Rapport scientifique de l'étude. Étude réalisée pour l'ADEME et le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation.* <https://doi.org/10.15454/NHXT-GN38>
- Poeplau, C.; Don, A., 2023. A simple soil organic carbon level metric beyond the organic carbon-to-clay ratio. *Soil Use and Management*, 39 (3): 1057-1067. <https://doi.org/10.1111/sum.12921>
- Postma-Blaauw, M.B.; de Goede, R.G.M.; Bloem, J.; Faber, J.H.; Brussaard, L., 2010. Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. *Ecology*, 91 (2): 460-473. <https://doi.org/10.1890/09-0666.1>
- Pribadi, T., 2011. Termites community as environmental bioindicators in highlands: A case study in eastern slopes of Mount Slamet, Central Java. *Biodiversitas J. Biol. Divers.*, 12: 235-240.
- Puglisi, E.; Nicelli, M.; Capri, E.; Trevisan, M.; Del Re, A.A.M., 2005. A soil alteration index based on phospholipid fatty acids. *Chemosphere*, 61 (11): 1548-1557. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.106>
- Qaderi, M.M., 2023. Environmental Regulation of Weed Seed Dormancy and Germination. *Seeds*, 2 (3): 259-277. <https://doi.org/10.3390/seeds2030020>
- Rabot, E.; Guisresse, M.; Pittatore, Y.; Angelini, M.; Keller, C.; Lagacherie, P., 2022. Development and spatialization of a soil potential multifunctionality index for agriculture (Agri-SPMI) at the regional scale. Case study in the Occitanie region (France). *Soil Security*, 6: 100034. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100034>
- Rabot, E.; Saby, N.P.A.; Martin, M.P.; Barré, P.; Chenu, C.; Cousin, I.; Arrouays, D.; Angers, D.; Bispo, A., 2024. Relevance of the organic carbon to clay ratio as a national soil health indicator. *Geoderma*, 443: 12. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116829>
- Rabot, E.; Wiesmeier, M.; Schlüter, S.; Vogel, H.J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314: 122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Ramos, D.D.; Bustamante, M.M.C.; Silva, F.; Carvalheiro, L.G., 2018. Crop fertilization affects pollination service provision - Common bean as a case study. *Plos One*, 13 (11): 16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204460>
- Ranger, J.; Turpault, M.P., 1999. Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. *Forest Ecology and Management*, 122 (1-2): 139-154. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(99\)00038-9](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(99)00038-9)

- Riches, D.; Porter, I.J.; Oliver, D.P.; Bramley, R.G.V.; Rawnsley, B.; Edwards, J.; White, R.E., 2013. Review: soil biological properties as indicators of soil quality in Australian viticulture. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 19 (3): 311-323. <https://doi.org/10.1111/ajgw.12034>
- Rinot, O.; Levy, G.J.; Steinberger, Y.; Svoray, T.; Eshel, G., 2019. Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. *Science of the Total Environment*, 648: 1484-1491. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.259>
- Robert, S.; Ajmone-Marsan, F.; Ambrosi, J.P.; Biasioli, M.; Cormier, C.; Criquet, S.; Keller, C.; Lambert-Habib, M.L.; Rabot, E., 2013. *UQualisol-ZU. Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine – Application du bassin minier de Provence*: Ademe, 273-p. http://www.gessol.fr/sites/default/files/UQUALISOL-ZU_final_2_comp1-Rapport_0.pdf
- Robins, N.S.; Pye, K.; Wallace, H., 2013. Dynamic coastal dune spit: the impact of morphological change on dune slacks at Whiteford Burrows, South Wales, UK. *Journal of Coastal Conservation*, 17 (3): 473-482. <https://doi.org/10.1007/s11852-013-0245-4>
- Ros, G.H.; Temminghoff, E.J.M.; Hoffland, E., 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science*, 62 (1): 162-173. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01318.x>
- Ruggiero, M.A.; Gordon, D.P.; Orrell, T.M.; Bailly, N.; Bourgoin, T.; Brusca, R.C.; Cavalier-Smith, T.; Guiry, M.D.; Kirk, P.M., 2015. A Higher Level Classification of All Living Organisms. *Plos One*, 10 (4): 60. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119248>
- Rutgers, M.; Orgiazzi, A.; Gardi, C.; Römbke, J.; Jänsch, S.; Keith, A.M.; Neilson, R.; Boag, B.; Schmidt, O.; Murchie, A.K.; Blackshaw, R.P.; Pérès, G.; Cluzeau, D.; Guernion, M.; Briones, M.J.I.; Rodeiro, J.; Piñeiro, R.; Cosin, D.J.D.; Sousa, J.P.; Suhadolc, M.; Kos, I.; Krogh, P.H.; Faber, J.H.; Mulder, C.; Bogte, J.J.; van Wijnen, H.J.; Schouten, A.J.; de Zwart, D., 2016. Mapping earthworm communities in Europe. *Applied Soil Ecology*, 97: 98-111. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.015>
- Rutgers, M.; Schouten, A.J.; Bloem, J.; van Eekeren, N.; de Goede, R.G.M.; Akkerhuis, G.; van der Wal, A.; Mulder, C.; Brussaard, L.; Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil Science*, 60 (5): 820-832. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01163.x>
- Ryan, M.G.; Binkley, D.; Fownes, J.H., 1997. Age-related decline in forest productivity: Pattern and process. In: Begon, M.; Fitter, A.H., eds. *Advances in Ecological Research*, Vol 27. London: Academic Press Ltd-Elsevier Science Ltd (Advances in Ecological Research), 213-262. [https://doi.org/10.1016/s0065-2504\(08\)60009-4](https://doi.org/10.1016/s0065-2504(08)60009-4)
- Saco, P.M.; McDonough, K.R.; Rodriguez, J.F.; Rivera-Zayas, J.; Sandi, S.G., 2021. The role of soils in the regulation of hazards and extreme events. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 376 (1834): 10. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0178>
- Sainju, U.M.; Allen, B.A.; Caesar-TonThat, T.; Lenssen, A.W., 2015. Dryland Soil Carbon and Nitrogen after Thirty Years of Tillage and Cropping Sequence Combination. *Agronomy Journal*, 107 (5): 1822-1830. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0106>
- Sainju, U.M.; Liptzin, D.; Dangi, S.; Ghimire, R., 2021. Soil health indicators and crop yield in response to long-term cropping sequence and nitrogen fertilization. *Applied Soil Ecology*, 168: 10. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104182>
- Sambatti, J.B.M.; Rice, K.J., 2006. Local adaptation, patterns of selection, and gene flow in the Californian serpentine sunflower (*Helianthus exilis*). *Evolution*, 60 (4): 696-710. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2006.tb01149.x>
- Sappin-Didier, V.; Mench, A.; Masson, P., 1997. Evaluation by single extractions of Cd immobilization following the addition of inorganic amendments in two metal-contaminated soils. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences. Serie 3*.
- Scalenghe, R.; Marsan, F.A., 2009. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90 (1-2): 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.011>
- Schaeffer, S.M.; Sharp, E.; Schimel, J.P.; Welker, J.M., 2013. Soil-plant N processes in a High Arctic ecosystem, NW Greenland are altered by long-term experimental warming and higher rainfall. *Global Change Biology*, 19 (11): 3529-3539. <https://doi.org/10.1111/gcb.12318>
- Scharenbroch, B.C.; Catania, M., 2012. Soil quality attributes as indicators of urban tree performance. *Arboriculture & Urban Forestry*, 38 (5): 214-228. <https://doi.org/10.48044/jauf.2012.030>
- Schlöter, M.; Nannipieri, P.; Sorensen, S.J.; van Elsas, J.D., 2018. Microbial indicators for soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 54 (1): 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1248-3>
- Schneider, A., 1997. Release and fixation of potassium by a loamy soil as affected by initial water content and potassium status of soil samples. *European Journal of Soil Science*, 48 (2): 263-271. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00546.x>
- Schneider, A.; Morel, C., 2000. Relationship between the isotopically exchangeable and resin-extractable phosphate of deficient to heavily fertilized soil. *European Journal of Soil Science*, 51 (4): 709-715. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00351.x>
- Schneider, A.; Nguyen, C.; Denaix, L., 2009. Estimation of the association and dissociation rate constants of Cd complexes with various aminopolycarboxylic acids by an exchange method. *Environmental Chemistry*, 6 (4): 334-340. <https://doi.org/10.1071/en09053>
- Schoenholtz, S.H.; Van Miegroet, H.; Burger, J.A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138 (1-3): 335-356. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(00\)00423-0](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00423-0)
- Schröder, J.J.; Ten Berge, H.F.M.; Bampa, F.; Creamer, R.E.; Giraldez-Cervera, J.V.; Henriksen, C.B.; Olesen, J.E.; Rutgers, M.; Sandén, T.; Spiegel, H., 2020. Multi-Functional Land Use Is Not Self-Evident for European Farmers: A Critical Review. *Frontiers in Environmental Science*, 8: 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.575466>
- Schulte, R.P.O.; Bampa, F.; Bardy, M.; Coyle, C.; Creamer, R.E.; Fealy, R.; Gardi, C.; Ghaley, B.B.; Jordan, P.; Laudon, H.; O'Donoghue, C.; Ó'Uallacháin, D.; O'Sullivan, L.; Rutgers, M.; Six, J.; Toth, G.L.; Vrebos, D., 2015. Making the Most of Our Land: Managing Soil Functions from Local to Continental Scale. *Frontiers in Environmental Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00081>
- Schulte, R.P.O.; Creamer, R.E.; Donnellan, T.; Farrelly, N.; Fealy, R.; O'Donoghue, C.; O'Uallacháin, D., 2014. Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. *Environmental Science & Policy*, 38: 45-58. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.10.002>
- Schwartz, C.; Bispo, A.; Consales, J.-N.; Ducommun, C.; Le Guern, C.; Saby, N.; Séré, G.; Vidal-Beaudet, L.; Blanchard, A.; Brunet, J.-F.; Cambou, A.; Cannavo, P.; Fouquet, C.; Sauvaget, B., 2022. *Sols urbains et projets d'aménagement (SUPRA) : de l'échantillonnage des sols urbains à l'outil d'aide à la décision d'affectation des sols*, 209 p. <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/6231-sols-urbains-et-projets-d-amenagement-supra.html>
- Shukla, M.K.; Lal, R.; Ebinger, M., 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil & Tillage Research*, 87 (2): 194-204. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.03.011>
- Simfukwe, P.; Hill, P.W.; Emmett, B.A.; Jones, D.L., 2021. Identification and predictability of soil quality indicators from conventional soil and vegetation classifications. *Plos One*, 16 (10): 22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0248665>

- Six, J.; Bossuyt, H.; Degryze, S.; Deneff, K., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 79 (1): 7-31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- Six, J.; Paustian, K.; Elliott, E.T.; Combrink, C., 2000. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (2): 681-689. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x>
- Skaalsveen, K.; Clarke, L., 2021. Impact of no-tillage on water purification and retention functions of soil. *Journal of Soil and Water Conservation*, 76 (2): 116-129. <https://doi.org/10.2489/jswc.2021.00012>
- Skaalsveen, K.; Ingram, J.; Clarke, L.E., 2019. The effect of no-till farming on the soil functions of water purification and retention in north-western Europe: A literature review. *Soil & Tillage Research*, 189: 98-109. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.01.004>
- Skjemstad, J.O.; Spouncer, L.R.; Cowie, B.; Swift, R.S., 2004. Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Australian Journal of Soil Research*, 42 (1): 79-88. <https://doi.org/10.1071/sr03013>
- Sofo, A.; Mininni, A.N.; Ricciuti, P., 2020. Comparing the effects of soil fauna on litter decomposition and organic matter turnover in sustainably and conventionally managed olive orchards. *Geoderma*, 372: 8. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114393>
- Soubeyrou, J.-M.; Kitova, N.; Blanchard, M.; Vidal, J.-P.; Martin, É.; Dandin, P., 2012. Sécheresses des sols en France et changement climatique : Résultats et applications du projet ClimSec. *La Météorologie*, 8 (78): 21. <https://doi.org/10.4267/2042/47512>
- Stork, N.E.; Eggleton, P., 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7 (1-2): 38-47. <https://doi.org/10.1017/S0889189300004446>
- Swift, M.J.; Heal, O.W.; Anderson, J.M., 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Oxford: Blackwell, 372 p.
- Tardieu, L.; Hamel, P.; Viguié, V.; Coste, L.; Levrel, H., 2021. Are soil sealing indicators sufficient to guide urban planning? Insights from an ecosystem services assessment in the Paris metropolitan area. *Environmental Research Letters*, 16 (10): 14. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac24d0>
- Terrat, S.; Horrigue, W.; Dequiedt, S.; Saby, N.P.A.; Lelièvre, M.; Nowak, V.; Tripied, J.; Régner, T.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Karimi, B.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Prévost-Bouré, N.C.; Ranjard, L., 2017. Mapping and predictive variations of soil bacterial richness across France. *Plos One*, 12 (10): 19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186766>
- Thakur, P.; Paliyal, S.S.; Dev, P.; Datt, N., 2022. Methods and Approaches-Soil Quality Indexing, Minimum Data Set Selection & Interpretation-A Critical Review. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 53 (15): 1849-1864. <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2063328>
- Thoumazeau, A.; Bessou, C.; Renevier, M.S.; Trap, J.; Marichal, R.; Mareschal, L.; Decaens, T.; Bottinelli, N.; Jaillard, B.; Chevallier, T.; Suvannang, N.; Sajjaphan, K.; Thaler, P.; Gay, F.; Brauman, A., 2019. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecological Indicators*, 97: 100-110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.023>
- Tobias, S.; Conen, F.; Duss, A.; Wenzel, L.M.; Buser, C.; Alewell, C., 2018. Soil sealing and unsealing: State of the art and examples. *Land Degradation & Development*, 29 (6): 2015-2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.2919>
- Tóth, G.; Ivits, E.; Prokop, G.; Gregor, M.; Fons-Esteve, J.; Agràs, R.M.; Mancosu, E., 2022. Impact of Soil Sealing on Soil Carbon Sequestration, Water Storage Potentials and Biomass Productivity in Functional Urban Areas of the European Union and the United Kingdom. *Land*, 11 (6): 15. <https://doi.org/10.3390/land11060840>
- Tsaliki, M.; Diekmann, M., 2010. Effects of habitat fragmentation and soil quality on reproduction in two heathland *Genista* species. *Plant Biology*, 12 (4): 622-629. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2009.00266.x>
- Turbé, A.; de Toni, A.; Benito, P.; Lavelle, P.; Lavelle, P.; Ruiz Camacho, N.; van Der Putten, W.H.; Labouze, E.; Mudgal, S., 2010. *Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers*. Rapport de synthèse. <https://hal-bioemco.ccsd.cnrs.fr/bioemco-00560420>
- Turner, B.L.; Cade-Menun, B.J.; Condon, L.M.; Newman, S., 2005. Extraction of soil organic phosphorus. *Talanta*, 66 (2): 294-306. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2004.11.012>
- Urzelai, A.; Hernández, A.J.; Pastor, J., 2000. Biotic indices based on soil nematode communities for assessing soil quality in terrestrial ecosystems. *Science of the Total Environment*, 247 (2-3): 253-261. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(99\)00494-5](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(99)00494-5)
- USDA Natural Resources Conservation, 2008. *Soil quality indicators. Bulk density*.
- Valdez, A.S.; Bosch-Serra, A.D.; Yagüe, M.R.; Poch, R.M.; Puigpinós, E., 2020. Earthworm community and soil microstructure changes with long-term organic fertilization. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 66 (7): 957-970. <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1648792>
- Valverde-Asenjo, I.; Diéguez-Antón, A.; Martín-Sanz, J.P.; Molina, J.A.; Quintana, J.R., 2020. Soil and vegetation dynamics in a chronosequence of abandoned vineyards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 301: 11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107049>
- van Eekeren, N.; Bommele, L.; Bloem, J.; Schouten, T.; Rutgers, M.; de Goede, R.; Reheul, D.; Brussaard, L., 2008. Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *Applied Soil Ecology*, 40 (3): 432-446. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.06.010>
- van Leeuwen, J.P.; Creamer, R.E.; Cluzeau, D.; Debeljak, M.; Gatti, F.; Henriksen, C.B.; Kuzmanovski, V.; Menta, C.; Pérès, G.; Picaud, C.; Saby, N.P.A.; Trajanov, A.; Trinsoutrot-Gattin, I.; Visioli, G.; Rutgers, M., 2019. Modeling of Soil Functions for Assessing Soil Quality: Soil Biodiversity and Habitat Provisioning. *Frontiers in Environmental Science*, 7: 13. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00113>
- VandenBygaart, A.J.; McConkey, B.G.; Angers, D.A.; Smith, W.; de Gooijer, H.; Bentham, M.; Martin, T., 2008. Soil carbon change factors for the Canadian agriculture national greenhouse gas inventory. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (5): 671-680. <https://doi.org/10.4141/cjss07015>
- Vereecken, H.; Weynants, M.; Javaux, M.; Pachepsky, Y.; Schaap, M.G.; van Genuchten, M.T., 2010. Using Pedotransfer Functions to Estimate the van Genuchten-Mualem Soil Hydraulic Properties: A Review. *Vadose Zone Journal*, 9 (4): 795-820. <https://doi.org/10.2136/vzj2010.0045>
- Viala, Y.; Laurette, J.; Denaix, L.; Gourdain, E.; Méléard, B.; Nguyen, C.; Schneider, A.; Sappin-Didier, V., 2017. Predictive statistical modelling of cadmium content in durum wheat grain based on soil parameters. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (25): 20641-20654. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9712-z>
- Wall, D.P.; Delgado, A.; O'Sullivan, L.; Creamer, R.E.; Trajanov, A.; Kuzmanovski, V.; Henriksen, C.B.; Debeljak, M., 2020. A Decision Support Model for Assessing the Water Regulation and Purification Potential of Agricultural Soils Across Europe. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4: 11. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00115>

- Wiesmeier, M.; Urbanski, L.; Hobbey, E.; Lang, B.; von Lützw, M.; Marin-Spiotta, E.; van Wesemael, B.; Rabot, E.; Liess, M.; Garcia-Franco, N.; Wollschläger, U.; Vogel, H.J.; Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333: 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Wolejko, E.; Jablonska-Trypuc, A.; Wydro, U.; Butarewicz, A.; Lozowicka, B., 2020. Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides - A review. *Applied Soil Ecology*, 147: 13. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006>
- Woolery, M.E.; Olson, K.R.; Dawson, J.O.; Bollero, G., 2002. Using soil properties to predict forest productivity in southern Illinois. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (1): 37-45. <https://www.jsowconline.org/content/57/1/37>
- Wösten, J.H.M.; Pachepsky, Y.A.; Rawls, W.J., 2001. Pedotransfer functions : bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology*, 251 (3-4): 123-150. [https://doi.org/10.1016/s0022-1694\(01\)00464-4](https://doi.org/10.1016/s0022-1694(01)00464-4)
- Xia, J.Y.; Wan, S.Q., 2008. Global response patterns of terrestrial plant species to nitrogen addition. *New Phytologist*, 179 (2): 428-439. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02488.x>
- Xu, G.R.; Zhang, Y.X.; Zhang, S.; Ma, K.M., 2020. Biodiversity associations of soil fauna and plants depend on plant life form and are accounted for by rare taxa along an elevational gradient. *Soil Biology & Biochemistry*, 140: 9. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107640>
- Yan, S.K.; Singh, A.N.; Fu, S.L.; Liao, C.H.; Wang, S.L.; Li, Y.L.; Cui, Y.; Hu, L.L., 2012. A soil fauna index for assessing soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 47: 158-165. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.014>
- Yang, J.J.; Li, A.Y.; Yang, Y.F.; Li, G.H.; Zhang, F., 2020. Soil organic carbon stability under natural and anthropogenic-induced perturbations. *Earth-Science Reviews*, 205: 9. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103199>
- Ye, M.; Sun, M.M.; Huang, D.; Zhang, Z.Y.; Zhang, H.; Zhang, S.T.; Hu, F.; Jiang, X.; Jiao, W.T., 2019. A review of bacteriophage therapy for pathogenic bacteria inactivation in the soil environment. *Environment International*, 129: 488-496. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.062>
- Yeates, G.W., 2003. Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. *Biology and Fertility of Soils*, 37 (4): 199-210. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0586-5>
- Yu, C.; Zhang, J.; Pang, X.P.; Wang, Q.; Zhou, Y.P.; Guo, Z.G., 2017. Soil disturbance and disturbance intensity: Response of soil nutrient concentrations of alpine meadow to plateau pika bioturbation in the Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Geoderma*, 307: 98-106. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.041>
- Zhao, R.; Li, J.Y.; Wu, K.N.; Kang, L., 2021. Cultivated Land Use Zoning Based on Soil Function Evaluation from the Perspective of Black Soil Protection. *Land*, 10 (6): 29. <https://doi.org/10.3390/land10060605>
- Zhu, Y.J.; Chen, Y.C.; Ali, M.A.; Dong, L.; Wang, X.R.; Archontoulis, S.V.; Schnable, J.C.; Castellano, M.J., 2021. Continuous in situ soil nitrate sensors: The importance of high-resolution measurements across time and a comparison with salt extraction-based methods. *Soil Science Society of America Journal*, 85 (3): 677-690. <https://doi.org/10.1002/saj2.20226>

Chapitre 9.

Les mesures de qualité des sols en économie

Auteur : **Jean-Sauveur AY**

Documentaliste : Sybille de Mareschal

Sommaire

| | |
|---|------------|
| Sommaire | 235 |
| 1. Constitution du corpus bibliographique | 237 |
| 1.1. Les requêtes dans le Web of Science (WoS) | 237 |
| 1.2. Grille de lecture | 238 |
| 1.3. Aperçu général | 239 |
| 1.4. Principales limites du corpus | 240 |
| 2. Classification des mesures utilisées | 241 |
| 2.1. Sources de données | 241 |
| 2.2. Paramètres et indicateurs | 242 |
| 2.3. Thématiques abordées | 244 |
| 2.4. Cadres interprétatifs | 245 |
| 3. Une piste prometteuse : les « frontières de production » | 246 |
| 3.1. Fondements des approches basées sur les frontières de production | 246 |
| 3.2. Intérêts et limites pour l'appui de la prise de décision | 248 |
| Références bibliographiques | 249 |
| Annexe | 250 |

Mesurer la qualité/santé ou la fonctionnalité du sol en termes économiques passe tout d'abord par quelques précisions sémantiques, qui permettent d'identifier et de classifier le corpus bibliographique. D'une part, le recours à une littérature internationale requiert un positionnement du sol (*soil*) comme un sous-ensemble de la terre (*land*). Ainsi, le chapitre se concentre sur cette composante sol de la terre, ce qui réduit le corpus *land* et en permet une analyse systématique. D'autre part, l'analyse économique, et plus généralement la théorie de la décision, distinguent l'amont (*input*) de l'aval (*output*) d'une action. Dans les recherches en économie, la qualité/santé ou fonctionnalité des sols peut être située en amont, en aval ou dans les deux cas vis-à-vis des choix d'usage ou de pratique en lien avec le sol. Cette distinction permet en outre de positionner les décisions étudiées et le statut ambivalent que peuvent avoir les mesures de qualité/santé ou fonctionnalité de sols (*input*, *output* ou les deux). Notons enfin que notre focus sur les mesures de qualité des sols a mécaniquement orienté le corpus vers l'économie quantitative, et que ce chapitre n'a pas vocation à couvrir l'ensemble de la composante économique de la qualité des sols. Des éléments sur ce point sont présents dans la section 5 du Chapitre 16.

1. Constitution du corpus bibliographique

La constitution du corpus bibliographique se décompose en trois parties. D'une part, nous utilisons des requêtes WoS ciblées sur les revues en économie pour présenter une vision globale de la discipline. Les références obtenues sont catégorisées selon une grille de lecture systématique, orientée vers les mesures de qualité des sols (source des données, indicateur, thématique et interprétation). D'autre part, les références les plus significatives sont sélectionnées et citées dans la section 5 du Chapitre 16, conjointement à des références externes identifiées par expertise, recherches ponctuelles et citations croisées. Enfin, une bibliographie spécifique de 20 références a été mobilisée à dire d'expert à l'appui des précisions apportées sur un type de d'approche, les frontières de production (cf. section 3), choisi pour son intérêt au regard des politiques publiques.

1.1. Les requêtes dans le Web of Science (WoS)

Notre stratégie de constitution du corpus se caractérise donc par une orientation disciplinaire, en ne retenant que les articles publiés dans des revues identifiées comme économiques par le WoS (par l'utilisation des *Web of Science Core Collection Subject Categories*). Cela nous permet de sélectionner les références sur seulement deux mots clés très englobants (LAND et SOIL) pour faire apparaître dans un premier temps leurs interactions. En opérant ensuite une sélection des revues qui présentent le plus de références *soil* ainsi que la présence des mots clés dans les *titles* et les *keywords*, le nombre de références devient analysable systématiquement.

Cette constitution du corpus nous permet de faire apparaître quatre faits saillants sur l'économie des sols :

1. Il y a une grande majorité (90%) de travaux économiques qui concernent *land* sans *soil*.

La restriction (A) reportée dans la première ligne du Tableau 9-1 montre qu'en plus d'être quantitativement plus abondante (10 fois plus de références contiennent uniquement *land* relativement à toutes les références *soil*), la littérature sur *land* ne considère *soil* que dans 5% des références. Cette observation n'est pas symétrique car le nombre de références conjointes *land* et *soil* (1 008) est de 35% inférieur au nombre des références exclusivement *soil* (1 549).

2. Le terme *soil* est absent des références en économie urbaine et économie des transports.

La restriction (B) du Tableau 9-1 limite le corpus économique aux 30 revues qui contiennent le plus de références *land* et *soil* (en Annexe). Cette sélection des revues modifie peu la part exclusive de *land* (de 88,5% à 86,7%). Une analyse non reportée indique que 55% des références uniquement *land* (ici exclues) sont issues des revues d'économie urbaine et d'économie des transports. La plupart des autres références exclues sont issues de revues non exclusivement économiques (car une revue peut appartenir à plusieurs disciplines dans le WoS).

3. Les mots clés *land* et *soil* correspondent à des littératures économiques disjointes.

Dans le but de restreindre le corpus pour mener une analyse systématique, nous limitons le corpus aux occurrences des mots clés dans *titles* et *keywords*. Comme cela apparaît dans la troisième ligne du Tableau 9-1, où cette restriction (C) n'est pas cumulée avec la restriction (B) précédente, il y a un faible taux de recouvrement (1,4%) entre *land* et *soil* pour l'ensemble des revues économiques. Ainsi, cette restriction (C) permet une séparation quasiment univoque des références dans lesquelles *soil* est au centre de l'analyse.

4. La limitation du corpus aux occurrences *soil* est analysable systématiquement.

Dans le but d'étudier la littérature qui utilise spécifiquement des mesures de la qualité des sols, la combinaison des restrictions (B) sur les principaux journaux et (C) sur le terme *soil* dans *title* ou *keywords* dans la quatrième ligne du Tableau 9-1 (avec ou sans *land*) donne un corpus final de 376 références. C'est ce corpus qui sera analysé dans son entièreté par le biais de la grille de lecture harmonisée présentée ci-après.

Tableau 9-1. Sélection du corpus bibliographique. Le corpus final compte 376 références qui sont : A) des articles scientifiques revus par les pairs en économie, B) publiés dans les 30 principales revues où SOIL apparaît, et dont C) le terme SOIL apparaît dans titles ou keywords. Les occurrences avec seulement le terme LAND ne sont pas considérées.

| | Mots-clés utilisés dans les requêtes | | |
|--|--------------------------------------|-----------------|-----------------|
| | (LAND NOT SOIL) | (SOIL NOT LAND) | (LAND AND SOIL) |
| (A) Articles en économie (Core Collection Subject Categories) | 19 774 (88,5%) | 1 549 (6,9%) | 1 008 (4,5%) |
| (A) + (B) Sélection des revues (30 revues avec le plus d'occurrences A) | 8 880 (86,7%) | 744 (7,2%) | 624 (6,1%) |
| (A) + (C) Sélection des occurrences (seulement dans titles et keywords) | 6 586 (90,3%) | 602 (8,3%) | 106 (1,4%) |
| (A) + (B) + (C) Sélection finale (combinaison des trois restrictions) | 2 691 (87,8%) | 316 (10,3%) | 60 (1,9%) |

1.2. Grille de lecture

L'analyse systématique de ces 376 références s'opère donc par une grille de lecture qui comprend tout d'abord des caractéristiques générales : date de publication, localisation de l'étude, usages du sol considérés et type d'approche. Ensuite, le contenu de chaque référence est analysé afin d'extraire et de classifier : i) les sources de données utilisées pour mesurer la qualité des sols, ii) les paramètres et indicateurs mobilisés, iii) les thématiques abordées et iv) les cadres conceptuels qui permettent l'interprétation.

Une première remarque est que, malgré la forte généralité des mots clés et la simplicité des règles de sélection, le corpus obtenu présente une grande majorité de références (81%) qui utilisent des paramètres ou des indicateurs de qualité des sols. De plus, notre grille de lecture orientée « mesure » se révèle pertinente dans 70% des cas. Cela indique que l'utilisation du terme *soil* en économie fait implicitement référence à sa qualité. Pour les articles non retenus (72 / 376 soit 20%), les principales raisons de leur exclusion sont :

- Il n'est pas question de qualité de sols (les sols sont considérés homogènes) (46) ;
- Le sol n'est pas au centre de l'analyse (pratiques agricoles ou services écosystémiques généraux) (18) ;
- Les références sont trop anciennes (avant 1979) ou jugées trop faibles méthodologiquement (8).

Ces premiers éléments confirment l'intérêt de n'avoir que 16% des références du corpus qui incluent *land* en plus de *soil* dans *title* ou *keywords* (60 / 376, Tableau 9-1). Ces références sont en général parmi les non pertinentes et sont surreprésentées parmi celles qui n'incluent pas de mesure de qualité des sols. Cela indique une faible présence de faux positifs où la terre serait étudiée indépendamment de la qualité de sa composante sol.

Une première dimension de notre grille de lecture porte sur les sources des données utilisées. De la description des données présentes dans chaque référence, nous distinguons les données issues d'enquêtes de terrains,

d'enquêtes officielles, de modèles prédictifs ou d'expérimentations. En complément, nous distinguons les mesures effectuées spécifiquement pour les besoins de la recherche en question, des mesures systématiquement déployées indépendamment de l'usage qui peut en être fait pour d'autres recherches.

Une deuxième dimension concerne les paramètres et indicateurs utilisés. À partir des tableaux de résultats reportés dans les références du corpus, nous identifions les paramètres utilisés pour mesurer la qualité de sols. Sur la base de leur dénomination, nous distinguons les paramètres intrinsèques (topographie, composition, profondeur), modifiables (carbone, nutriments, acidité, humidité, biologie), et de menaces (érosion, dégradation).

La troisième dimension de la grille de lecture se rapporte aux thématiques de recherche. Pour établir notre classification, nous identifions les *keywords* proposés par les auteurs de chaque référence. Nous sélectionnons ensuite ceux qui ont plus de quatre occurrences dans l'ensemble de corpus (en enlevant les termes génériques et méthodologiques). Ces *keywords* sont ensuite classés en quatre catégories de thématiques : menaces, pratiques, production agricole, et services (par ordre décroissant du nombre total d'occurrences).

La dernière dimension de notre grille de lecture est relative au cadre conceptuel qui guide l'interprétation. Comme présenté dans l'introduction de ce chapitre, nous distinguons les références du corpus qui considèrent la qualité du sol comme *input* (moyen), *output* (fin) ou les deux. Cette distinction est importante en termes d'interprétation et d'implication des résultats pour la construction d'indicateurs économiques (voir Chapitre 16, section 5).

1.3. Aperçu général

La Figure 9-1 présente la dynamique du nombre de références selon le continent de la zone d'étude (A) et le type d'approche (B). Il apparaît une moyenne de 6,75 références par an sur la période 1989-2023, avec un pic en 2007/2008 et une reprise en 2017 (qui persiste jusqu'en 2022/2023). Il est intéressant de remarquer que l'utilisation de paramètres sur la qualité des sols précède les débats conceptuels sur la définition de la qualité qui ont eu lieu en sciences du sol dans la deuxième moitié des années 90. Le continent américain (et l'Amérique du nord en particulier) est historiquement la zone qui compte le plus de références. Elle regroupe la grande majorité des références jusqu'au début des années 2000 mais marque un certain déclin relatif sur la dernière décennie. Nous observons également que l'augmentation du nombre de références en 2017 est majoritairement le fait des continents africain et européen. Les références sans localisation mentionnée sont en décroissance sur la période ; il s'agit principalement de travaux théoriques ou de simulations qui ne se basent pas sur des données issues d'observation.

Cette interprétation se confirme dans la partie B de la Figure 9-1, avec une augmentation absolue et relative des références empiriques sur données observationnelles, en lien avec le développement de l'économétrie appliquée. Cette tendance est commune à l'ensemble de la discipline économique, et s'explique par l'augmentation de la quantité de données disponibles, des méthodes et des capacités de calcul. En parallèle, les approches théoriques diminuent en relatif, tout comme les approches par simulation qui se distinguent des approches par calibration par l'absence d'utilisation de données sur la qualité des sols. Les deux derniers types (revue de littérature et description) représentent une faible quantité du corpus dont la part relative tend à diminuer sur la période.

En croisant les localisations et les types d'articles (résultats non présentés), nous confirmons sans surprise que presque toutes les références sans localisation (92,3%) sont des modèles théoriques, des simulations ou des revues de littérature. Il apparaît relativement plus d'approches empiriques sur le continent africain (78,6% contre 52,6% pour l'ensemble) et relativement plus de calibrations pour les continents américain et européen (29% contre 18%). D'autres analyses non reportées montrent que l'usage agricole est présent dans quasiment toutes les références du corpus et est donc incontournable dans l'analyse économique des sols et de leur qualité. En revanche, le pic de 2007 et la croissance des dernières années correspondent, dans une certaine mesure, à l'apparition de nouveaux usages des sols comme la forêt et les usages environnementaux (conservation, restauration, compensation). Malgré leur tendance à la hausse, ces usages sont toujours étudiés en interaction avec l'usage agricole et ne concernent au total que 8,2% du corpus (jusqu'à 12,7% pour la période 2017-2023).

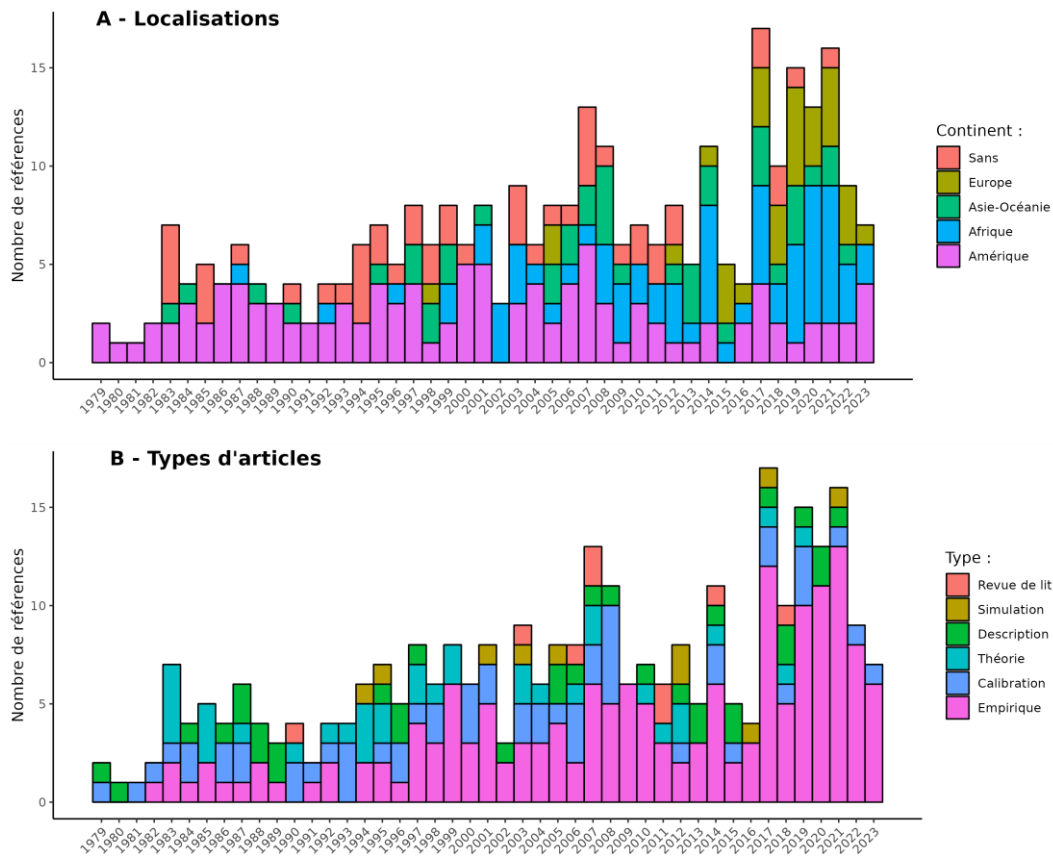


Figure 9-1. Nombre de références dans le corpus selon **A)** la localisation de l'étude et **B)** le type d'article.

Les **localisations** reportées correspondent aux zones d'études (et non à celles des auteurs), la catégorie « sans » correspond aux références sans application sur données. La classification des **types** comprend les revues de littérature, les simulations (basées sur la génération aléatoire de paramètres), les approches descriptives (avec des données mais sans analyse statistique multivariée), les approches exclusivement théoriques, les méthodes de calibration (avec des données qui servent à caler un modèle théorique) et les approches empiriques (avec utilisation de méthodes économétriques multivariées).

1.4. Principales limites du corpus

Avant d'entrer spécifiquement dans les résultats issus de la saisie des références dans la grille de lecture, nous mentionnons ici quelques limitations inhérentes à la constitution du corpus et à son analyse.

Le corpus omet les travaux où la qualité de la terre ou du sol est une variable de contrôle. L'analyse économétrique s'intéresse souvent à des relations causales (ex. : effet du prix des engrais sur leur utilisation) qui nécessitent de contrôler par la qualité non observée. Cette littérature n'apparaît pas dans le corpus analysé à cause du choix d'exclure les références exclusivement *land*. La sélection du corpus sur *soil*, moins utilisé que *land* en économie, permet de bien caractériser les utilisations de mesures de la qualité des sols et de les distinguer des méthodes plus fréquentes qui prennent en compte la qualité de la terre sans la mesurer explicitement (approches en termes d'effets fixes, de régressions discontinues). L'omission des occurrences *land* néglige également des paramètres qui pourraient être vus comme en lien avec la qualité des sols (localisation, fragmentation des parcelles).

L'approche *mainstream* est surreprésentée par la sélection des revues principales. Afin de réduire le corpus, nous avons sélectionné les 30 revues économiques qui présentent le plus de références *land* et *soil* (en Annexe). Nous avons vu que cette sélection ne change pas le ratio de *land* sur *soil* (Tableau 9-1), ce qui permet de supposer une représentativité relative de ces revues vis-à-vis de l'ensemble de la discipline. De plus, l'approche *mainstream* en économie est plus quantitative, et le choix de sélectionner ces revues est renforcé par le focus sur les mesures de qualité des sols. En revanche, il peut y avoir des publications importantes dans des revues non *mainstream* ou

non spécialisées en économie qui sont novatrices par rapport à cette approche. Sur ce point, nous renvoyons à la section 5 du Chapitre 16 où les 28 références les plus significatives de ce corpus sont analysées conjointement à plus de 43 références additionnelles issues de revues non spécialisées en économie (sciences du sol et sciences de l'environnement), de revues non *mainstream* et françaises.

2. Classification des mesures utilisées

Cette section catégorise les références du corpus selon les mesures de la qualité du sol utilisées, en distinguant les sources de données, les paramètres et indicateurs, les thématiques de recherche et les cadres interprétatifs. D'abord considérées indépendamment, ces quatre dimensions sont ensuite croisées entre elles.

2.1. Sources de données

Nous distinguons d'abord les **enquêtes de terrain** qui sont effectuées pour des besoins de recherche et dont les données produites n'ont pas vocation à être réutilisées. Le cas le plus fréquent est l'enquête d'une ou quelques centaines d'agriculteurs sur des éléments économiques combinés avec des éléments sur la qualité de leurs sols (déclarés ou mesurés). La première ligne du Tableau 9-2 montre que ce type de source représente 40% du corpus et qu'il est surreprésenté dans les pays en développement. Intuitivement, il concerne surtout les approches empiriques, bien que presque 27% des approches par calibration reposent sur cette source de données. Ensuite, nous considérons les **enquêtes officielles** par le fait qu'elles ne sont pas effectuées pour la recherche mais plutôt pour l'administration ou la gestion. Elles échantillonnent généralement une ou plusieurs dizaines de milliers d'individus. Par contraste avec les enquêtes de terrain, les pays développés sont surreprésentés, avec les continents américain et européen pour lesquels les pourcentages d'utilisation de ces sources sont supérieurs à la moyenne globale. De par la taille de leurs échantillons, les enquêtes officielles couvrent des territoires plus larges et incluent des considérations de représentativité. Ces différences illustrent l'écart entre pays de la disponibilité des données sur la qualité des sols et leur intégration dans l'administration et la gestion selon leur niveau de développement.

Tableau 9-2. Répartition du nombre de références selon les sources de données. Les enquêtes de terrains sont effectuées pour les besoins spécifiques de la recherche, les enquêtes officielles sont encadrées par une institution nationale ou internationale (et concernent en général des échantillons plus gros), les modèles prédictifs peuvent être mécanistes ou statistiques, alors que les expérimentations sont des mesures de qualité du sol en conditions contrôlées. La légende de la Figure 9-1 fournit les détails de la classification en types d'approche.

| | Total | Continent de l'étude | | | | Type d'approche | | |
|----------------------|----------------|----------------------|---------------|---------------|--------------|-----------------|---------------|---------------|
| | | Afrique | Amérique | Asie-Océanie | Europe | Calibration | Empirique | Autres |
| Enquêtes de terrain | 110 (43,1%) | 46 (65,7%) | 39 (34,5%) | 22 (53,7%) | 3 (9,7%) | 15 (26,8%) | 90 (56,2%) | 5 (5,7%) |
| Enquêtes officielles | 47 (18,4%) | 5 (7,1%) | 28 (24,8%) | 5 (12,2%) | 9 (29%) | 13 (23,2%) | 28 (17,5%) | 6 (6,8%) |
| Modèles prédictifs | 23 (9%) | 4 (5,7%) | 8 (7,1%) | 3 (7,3%) | 8 (25,8%) | 6 (10,7%) | 11 (6,9%) | 6 (6,8%) |
| Expérimentations | 19 (6,8%) | 3 (4,3%) | 9 (8%) | 3 (7,3%) | 4 (12,9%) | 0 (0%) | 16 (10%) | 3 (3,4%) |
| Pas de données | 56 (23%) | 12 (17,1%) | 29 (25,7%) | 8 (19,5%) | 7 (22,6%) | 22 (39,3%) | 15 (9,4%) | 68 (77,3%) |

Les mesures de la qualité des sols issues de modèles prédictifs (mécanistes ou statistiques) ou d'expérimentations sont moins utilisées que celles issues d'enquêtes, bien que la différence s'affaiblisse au cours du temps. Les **modèles prédictifs** représentent 8,2% sur l'ensemble de la période, alors qu'ils atteignent 17,1% des références entre 2017 et 2023. Plus étonnant, cette source est relativement plus utilisée pour les approches par calibration que pour les approches empiriques multivariées. Ce résultat illustre la faible utilisation en économie de cartes et

de modèles prédictifs sur la qualité des sols. Il peut y avoir de nombreuses explications à cela (échelles inappropriées, méconnaissances de leur existence), le point important semble toutefois être la présence de marges de progression et l'apparition d'opportunités sur l'utilisation de ces données dans l'analyse économique. Enfin, nous retrouvons les 30% de références qui n'utilisent pas de mesures sur la qualité des sols, avec une distribution globalement uniforme entre les continents.

2.2. Paramètres et indicateurs

Nous compilons ici l'ensemble des paramètres repérés dans le corpus à partir des intitulés reportés dans les références. Nous proposons 10 types de paramètres à partir de la quarantaine identifiée, que nous regroupons en trois catégories en lien avec le cadre conceptuel de Dominati *et al.* (2010). La distinction entre les paramètres intrinsèques et les paramètres modifiables nous a permis de lever quelques incertitudes de classement sur des termes *a priori* ambivalents. Avec la distinction *input/output* (analysée plus en détails dans la section 2.4), nous observons que la fertilité est toujours un *input*, tout comme la capacité de stockage en eau (WHC) ou la densité apparente (*Bulk*). Cela nous permet de les définir comme des paramètres intrinsèques. La matière organique (MO) pouvait apparaître comme carbone ou nutriment, l'orientation agricole du corpus et son caractère d'*input* dans les références nous amène à l'inclure dans les nutriments. La prépondérance de l'érosion nous conduit à la distinguer des autres menaces classées comme des dégradations.

– PARAMETRES INTRINSEQUES

- **Topographie** : "Slope", "Topography".
- **Composition** : "Texture", "Silt", "Clay", "Bulk", "WHC", "Fertility", "Type", "Classes", "Index".
- **Profondeur** : "Depth", "Thickness".

– PARAMETRES MODIFIABLES

- **Carbone** : "Carbon", "Organic", "SOC".
- **Nutriments** : "Nutrients", "Nitrogen", "N", "Phosphorus", "P", "Potassium", "K", "Calcium", "OM".
- **Acidité** : "pH", "Acidity".
- **Humidité** : "Moisture", "CEC", "Drainage", "Electroconductivity".
- **Biologie** : "Earthworms".

– PARAMETRES DE MENACES

- **Érosion** : "Erosion", "Loss", "Erosivity", "RUSLE".
- **Dégradation** : "Salinity", "Sealing", "Pollution", "Cadmium".

La Figure 9-2 présente les occurrences des différents paramètres et indicateurs dans les références du corpus, selon qu'ils apparaissent séparément ou conjointement. Une première observation majeure est que les sous-groupes de paramètres et d'indicateurs sont souvent utilisés séparément (62%), au sens où la mesure d'un sous-groupe se fait peu conjointement avec un autre. La majorité des références apparaît dans la diagonale de la Figure 9-2, un constat qui s'amplifie en opérant des regroupements en trois sous-groupes (intrinsèque, modifiable et menace, avec une diagonale qui représente alors 68% de l'ensemble). Dans le détail de chaque catégorie, il apparaît que les indicateurs de composition sont les plus employés (seuls ou en combinaison). Ce résultat peut s'expliquer par la volonté de prendre en compte la qualité des sols sans entrer dans les mécanismes pédologiques qui nécessiteraient de recourir à des données plus complexes. Ensuite, c'est l'érosion qui représente le second groupe le plus important, avec 40 références dédiées (bien que cette tendance soit à la baisse, 10% sur la période et 8,5% après 2017). Ensuite, trois types de paramètres modifiables (nutriments, carbone, acidité) arrivent à un nombre d'occurrences à peu près équivalent à ceux de la topographie et de la profondeur (plus d'une vingtaine). L'humidité est moins présente que les autres paramètres modifiables, tout comme les paramètres biologiques (seulement deux références qui concernent l'abondance des vers de terre).

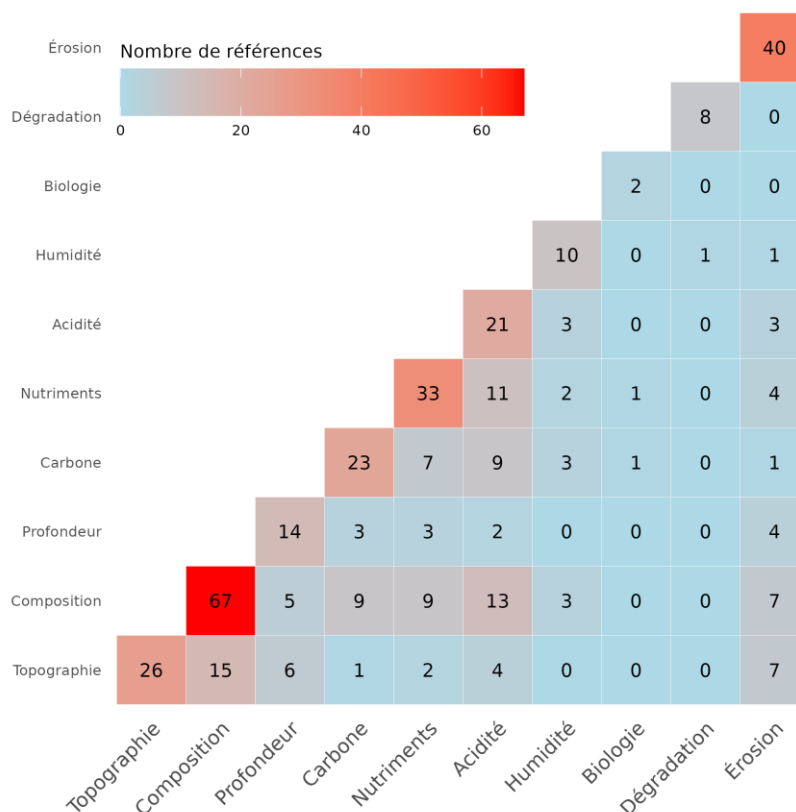


Figure 9-2. Effectifs des références du corpus (n=304) selon les paramètres et indicateurs de qualité des sols. La diagonale principale représente le nombre de références où un seul groupe de paramètres et d'indicateurs est utilisé. Le triangle en bas à droite représente les utilisations combinées de plusieurs groupes d'indicateurs au sein des références du corpus.

En termes d'utilisations combinées, il apparaît que les indicateurs de composition sont souvent utilisés en combinaison avec la topographie. Sachant la plus grande disponibilité des données topographiques (avec les modèles numériques de terrain), cela semble indiquer que ces deux groupes correspondent à des disponibilités plus systématiques de données qui offrent des possibilités de prise en compte conjointe. Les indicateurs de composition sont relativement peu associés à d'autres sous-groupes (hors topographie), ce qui sous-entend la perception d'une certaine redondance (perçue ou statistiquement constatée) entre les paramètres intrinsèques des sols et les paramètres modifiables ou les menaces. Notons également que la topographie est souvent considérée conjointement avec les groupes composition et profondeur (au sein de la catégorie des paramètres intrinsèques). Les paramètres modifiables principaux (carbone, nutriments, acidité) sont régulièrement associés entre eux, avec une mention spéciale pour l'acidité qui apparaît aussi fréquemment associée à la composition des sols et semble donc être porteuse d'une information particulière qui compterait économiquement.

Dans des analyses non présentées, nous observons une tendance à l'augmentation de l'utilisation conjointe de paramètres et d'indicateurs de différents groupes (71% après 2017 au lieu de 62% sur l'ensemble). En croisant avec la classification des sources de données précédente, nous observons que les indicateurs de composition sont présents de manière uniforme entre les différentes sources (sauf pour les données expérimentales où ils sont absents). Ensuite, il apparaît que l'utilisation de paramètres et d'indicateurs sur les nutriments est quasiment le monopole des enquêtes de terrains, ce qui semble indiquer une difficulté à la mesure systématique ou à la prédiction. Les enquêtes officielles et les modèles prédictifs sont surtout concernés par des paramètres et indicateurs topographiques et liés à l'érosion (probablement parce qu'ils sont plus facilement observables). Ces sources de données présentent en particulier un niveau d'association de différents sous-groupes plus important que pour les autres sources. Les enquêtes de terrain ne sont pas nécessairement celles qui contiennent la plus grande diversité de paramètres et d'indicateurs, au contraire des sources expérimentales.

2.3. Thématiques abordées

Nous étudions désormais les thématiques de recherche dans lesquelles s'insèrent les paramètres et indicateurs. À partir de la trentaine de *keywords* fournis par les auteurs qui présentent plus de quatre occurrences sur l'ensemble du corpus, nous considérons les quatre thématiques en lien avec les mesures de qualité des sols :

- **Agriculture** : "agriculture", "production", "productivity", "fertility", "agricultural", "yield".
- **Menaces** : "dégradation", "érosion", "conservation", "sustainability", "sustainable".
- **Pratiques** : "management", "adoption", "technology", "tenure", "fertilizer", "cost", "fertilizer", "nitrogen", "tillage", "phosphorus", "nutrient".
- **Services** : "carbon", "water", "ecosystem", "sequestration", "environmental", "pollution", "organic".

Comme nous l'avons déjà mentionné, la thématique agricole est intimement liée à la mesure de la qualité des sols, et en particulier dans sa composante productive. La Figure 9-3 fait apparaître 70 références (23%) qui portent uniquement sur la production agricole. Les menaces arrivent ensuite, avec l'érosion en deuxième position et l'inclusion du concept de durabilité (qui compte tout de même significativement moins de références et des références plus récentes). Ce groupe thématique monopolise 1/3 des références à lui seul, avec 100 occurrences exclusives dans les *keywords*. Viennent ensuite les pratiques, qui sont en réalité des pratiques agricoles et les services que l'on peut décrire comme des composantes agricoles non directement liées à la production animale ou végétale. Il reste vrai que la thématique agricole est présente dans l'ensemble des références économiques qui utilisent des mesures de la qualité des sols. Dans la Figure 9-3, ces deux catégories apparaissent néanmoins assez présentes, avec respectivement 89 (30%) et 67 (23%) occurrences exclusives.

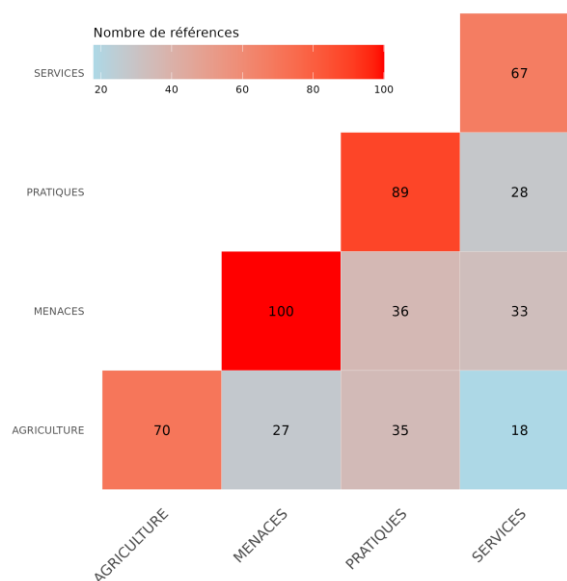


Figure 9-3. Effectifs des références du corpus selon les thématiques abordées. La diagonale principale représente le nombre de références où un seul groupe de thématiques est utilisé (voir le texte principal pour la classification). Le triangle en bas à droite représente les utilisations combinées de plusieurs thématiques au sein des références du corpus.

La Figure 9-3 montre également que les thématiques qui présentent le plus d'associations sont les pratiques et les menaces. Elles présentent des associations avec respectivement l'agriculture et les services. Alors que l'association entre pratiques et agriculture a déjà été soulignée, les associations entre les menaces et les services montrent l'importance des décisions dans l'étude des services fournis par les sols (où une fourniture « naturelle » semble peu envisagée). Ensuite, nous obtenons un faible nombre d'associations entre les productions agricoles et les services, ce qui illustre une certaine segmentation de la littérature et une déconnexion des thématiques (elles apparaissent simultanément dans seulement 6% des références). En termes de croisement avec les autres dimensions de la grille de lecture, il apparaît (résultats non reportés) que les menaces et services sont plus présents

dans les approches théoriques, alors que les pratiques agricoles sont plus souvent abordées en termes empiriques (où la question de la disponibilité des données se pose encore). Les pratiques et menaces sont relativement plus présentes dans les continents africain et américain du sud, et les services dans les autres continents. Les enquêtes de terrain sont focalisées sur les pratiques agricoles et (dans une moindre mesure) sur les menaces, les modèles prédictifs sont surreprésentés dans l'étude des menaces, et les expérimentations sont majoritairement sur les services. Enfin, les paramètres intrinsèques sont assez transversaux dans les thématiques, les paramètres modifiables sont reliés aux pratiques et, sans surprise, les menaces des deux dimensions se combinent fortement entre elles, et les services sont plus associés aux paramètres de menaces.

2.4. Cadres interprétatifs

Comme présenté dans l'introduction du chapitre, une distinction importante sur l'utilisation des mesures de qualité d'un sol en économie tient à son statut *input*, *output* ou les deux. Dans le premier cas, il s'agit d'étudier les effets de la qualité des sols sur des variables économiques d'intérêt, alors que si elle est considérée comme *output*, il s'agit d'étudier les mécanismes économiques qui ont amené ce niveau de qualité. Dans ce deuxième cas, la qualité du sol n'est pas donnée par la nature (exogène) et les impacts des décisions humaines sur la qualité mesurée sont au centre des analyses. Une troisième possibilité revient à considérer que la qualité des sols est à la fois *input* et *output*, comme dans le cas emblématique du carbone (voir section 3).

Le Tableau 9-3 présente la distribution du corpus entre ces trois catégories, avec 36,2% pour *input*, 42,8% pour *output* et 21,1% pour les deux. Des analyses complémentaires (non présentées) indiquent que les proportions sont équilibrées entre les continents et, plus étonnant, entre les années de publication. Mise à part une légère augmentation récente de l'analyse entre termes d'*input* (39,2% après 2017), nous n'observons pas réellement de tendance allant vers une approche plus intégrée où la qualité du sol serait reconnue à la fois comme *input* et *output*. Ce résultat peut s'expliquer par la baisse du nombre d'approches théoriques que nous avons vue dans la partie B de la Figure 9-1, sachant que les travaux théoriques sont ceux qui considèrent le plus souvent la qualité du sol à la fois comme *input* et *output*. Notons aussi que les analyses empiriques considèrent majoritairement la qualité du sol comme *input*, et que les analyses uniquement *output* sont majoritaires dans les approches par calibration et par simulation (ce qui peut s'expliquer par la nature dynamique de ses approches).

Tableau 9-3. Répartition du nombre de références du corpus selon les cadres interprétatifs, sources de données, paramètres de qualité de sols et thématiques abordées. Les pourcentages sont définis par les sommes en lignes.

| | Cadre interprétatif | | |
|---------------------------------------|---------------------|-------------|------------|
| | INPUT | OUTPUT | LES DEUX |
| Corpus entier | 110 (36,2%) | 130 (42,8%) | 64 (21,1%) |
| <i>Sources de données</i> | | | |
| Enquêtes de terrain | 55 (50%) | 43 (39,1%) | 12 (10,9%) |
| Enquêtes officielles | 13 (27,7%) | 26 (55,3%) | 8 (17%) |
| Modèles prédictifs | 9 (39,1%) | 13 (56,5%) | 1 (4,3%) |
| Expérimentations | 7 (36,8%) | 6 (31,6%) | 6 (31,6%) |
| <i>Paramètres de qualité des sols</i> | | | |
| Intrinsèques | 56 (52,3%) | 25 (23,4%) | 26 (24,3%) |
| Modifiables | 43 (48,3%) | 25 (28,1%) | 21 (23,6%) |
| Menaces | 12 (25%) | 26 (54,2%) | 10 (20,8%) |
| <i>Thématiques de recherche</i> | | | |
| Agriculture | 28 (40%) | 31 (44,3%) | 11 (15,7%) |
| Menaces | 29 (29%) | 45 (45%) | 26 (26%) |
| Pratiques | 31 (34,8%) | 35 (39,3%) | 23 (25,8%) |
| Services | 18 (26,9%) | 31 (46,3%) | 18 (26,9%) |

La dépendance des cadres conceptuels à la disponibilité des données sur la qualité des sols s'observe également dans le Tableau 9-3 (lignes 3 à 6). Il apparaît que les mesures issues d'expérimentations sont celles qui considèrent le plus la qualité du sol à la fois comme *input* et *output* (31,6%), alors qu'à l'inverse les modèles prédictifs ne sont utilisés de manière intégrée que dans une seule référence. Les enquêtes officielles et les modèles prédictifs sont majoritairement utilisés pour étudier la qualité du sol en *output*, ce qui va dans le sens de leur orientation thématique sur les pratiques et les menaces. En termes de paramètres, il apparaît naturellement que les caractéristiques intrinsèques des sols sont majoritairement présentées en termes *input*, bien que 23,4% des références les étudient en termes *output*. Dans la plupart de ces cas néanmoins, nous avons vérifié que ces caractéristiques intrinsèques sont étudiées simultanément avec d'autres paramètres plus orientés *output*, ce qui biaise notre appréciation au niveau des références. Les paramètres concernant les menaces sont peu utilisés simultanément en *input* et *output*, ce qui illustre que leur analyse s'effectue plus en termes de causes que de conséquences. Ce résultat fait écho à la difficulté de mesurer économiquement l'effet de l'érosion et plus généralement de la dégradation des sols (voir Chapitre 16, section 5). Sur les thématiques de recherche, il apparaît dans les quatre dernières lignes du Tableau 9-3 que les thématiques agricoles font peu intervenir les mesures de qualité des sols conjointement comme *input* et *output*, alors que la distribution séparée est assez équilibrée. Ce n'est pas le cas pour les trois autres thématiques, qui présentent des proportions d'interprétations jointes supérieures à l'ensemble du corpus. Aucun cadre interprétatif n'est majoritaire dans les thématiques étudiées, les services, menaces et pratiques (par ordre décroissant) étant le plus souvent étudiés comme *output* mais moins que ce que l'on aurait attendu. La qualité du sol a bien le statut *input* dans certaines de ces références, ce qui illustre une certaine ambivalence des mesures de la qualité des sols dans les analyses économiques.

3. Une piste prometteuse : les « frontières de production »

Comme cela apparaît sur le plan méthodologique (cf. Chapitres 10, 11 et 12), les indicateurs usuels de la qualité/santé des sols sont confrontés à des problèmes d'harmonisation, de normalisation et de choix du cadre de référence pour comparer leurs variations dans l'espace et dans le temps. De plus, les méthodes mathématiques typiquement utilisées, telles que l'ordination et l'analyse factorielle, contredisent certains critères axiomatiques usuels en sciences humaines et sociales (Mizuta, 2022) (et en particulier en économie). Cette section présente une revue de la littérature économétrique sur le concept de « frontières de production » appliqué à la qualité/santé des sols. Les indicateurs qui en sont issus peuvent constituer des compléments utiles aux indicateurs les plus communs qui font l'objet de la présente sous-partie de l'étude.

3.1. Fondements des approches basées sur les frontières de production

Ces approches économiques permettent de calculer la « production » (ou *output* noté y) maximale que l'on peut atteindre avec une quantité donnée de facteurs entrants (ou *inputs* notés x). Les combinaisons ainsi définies sont regroupées dans une frontière, qui peut être interprétée comme le regroupement des meilleures pratiques (Ray *et al.*, 2022) (Figure 9-4). Pour la qualité d'un sol, la valeur d'*output* que l'on cherche à maximiser est souvent la fourniture d'une ou plusieurs fonctions et/ou services (ex. : production végétale, séquestration du C) avec comme facteurs entrants des caractéristiques intrinsèques (profondeur du sol, granulométrie), des facteurs environnementaux (climat, topographie) et des facteurs humains (drainage, fertilisation). L'unité décisionnaire est typiquement l'utilisateur du sol (exploitant agricole, agence de gestion) qui va être jugé plus ou moins « efficace » selon la « distance » de sa propre combinaison *input/output* à la frontière des meilleures pratiques. Ainsi, pour un vecteur de projection donné (noté g dans la Figure 9-4), il est possible de définir pour chaque unité décisionnaire un point observé de la frontière qui représente un niveau de référence ou objectif à atteindre (*benchmark*). Comme nous allons le voir, plusieurs conceptualisations de la qualité du sol existent dans cette littérature, avec différentes propriétés axiomatiques des indicateurs, qui correspondent à différentes frontières et distances.

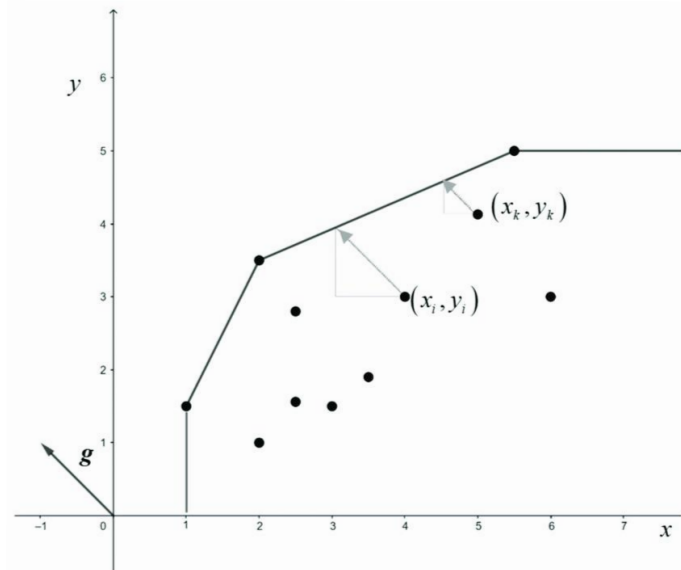


Figure 9-4. Une frontière de production et les distances des unités décisionnaires associées. (source : auteur).
Le vecteur $g=(-1, 1)$ qui définit les distances est choisi pour être simple, il correspond au cas où une unité d'input coûte la même chose que rapporte une unité d'output. Les points noirs représentent des combinaisons d'input et d'output observés dans l'échantillon, dont certains servent à établir la frontière.

Une première conceptualisation de la qualité/santé d'un sol en ces termes a consisté à estimer deux frontières de production, l'une estimée avec les caractéristiques des sols et l'autre sans (Jaenicke et Lengnick, 1999). La première frontière étant toujours au-dessous de la seconde par construction (car elle intègre les contraintes associées aux caractéristiques des sols), le ratio entre les distances donne un indicateur de la qualité des sols toujours compris entre 0 et 1. Plus l'intégration des caractéristiques intrinsèques rapproche cette frontière de l'axe des abscisses (et donc l'éloigne de la frontière sans contrainte), moins le sol sera jugé de bonne qualité. Ensuite, sous l'hypothèse forte d'une relation multiplicative entre la qualité du sol et les autres facteurs entrants dans leurs effets sur le niveau d'output (ce qui suppose une certaine indépendance entre les *inputs*), cette approche permet d'estimer dans une deuxième étape le poids de chaque caractéristique du sol dans la métrique de sa qualité. Ce cadre est proposé dans la référence actuellement la plus citée de la littérature, avec quelques extensions disponibles sur la prise en compte de la dynamique de la qualité du sol (Jaenicke, 2000) ou l'utilisation de distances non radiales (directionnelles) et la spécification d'outputs intermédiaires (Hailu et Chambers, 2011) (comme le carbone du sol qui est à la fois *input* et *output* pour l'agriculture, voir section 2.2).

D'autres conceptualisations et méthodes d'estimation existent dans la littérature, par l'utilisation de distances orientées selon les *inputs* (Malcolm et Soule, 2003), par un relâchement partiel de l'hypothèse de séparabilité multiplicative qui permet l'introduction de relations non monotones (Pieralli, 2017), ou par la prise en compte des troncations dans les mesures d'efficacités (Kaiser et Schaffer, 2022). Les applications de cette méthode sont encore majoritairement centrées sur des usages et services agricoles des sols avec, par exemple, le cas de la production de viande en Australie (Azad et Ancev, 2020) (où il y a la prise en compte du progrès technique dans une logique de capital naturel), de la productivité primaire nette observée par satellite (Mizuta, 2022) (*above-ground net primary productivity*, avec une approche originale pour la sélection des *inputs*), ou la définition d'une éco-efficacité pour la production agricole en termes d'érosion des sols en Autriche (Eder *et al.*, 2021) (avec une décomposition de l'efficacité technique et de l'efficacité de conservation). Les deux méthodes les plus utilisées pour estimer empiriquement ces frontières sont l'analyse en enveloppement des données (*Data Envelopment Analysis, DEA*) et l'analyse en frontières stochastiques (*Stochastic Frontier Analysis, SFA*). Globalement, la méthode DEA est une version non paramétrique de la SFA (qui ne nécessite donc pas de donner une forme fonctionnelle à la relation entre les *inputs* et les *outputs*), elle est privilégiée dans la littérature combinée entre économétrie et sciences du sol, bien que des approches SFA existent également (Ekbom *et al.*, 2013).

Ces approches en termes de frontières de production sont compatibles avec de nombreuses conceptions de la qualité/santé des sols utilisées en sciences du sol, en particulier parce qu'elles intègrent explicitement les choix humains et la dépendance de la qualité aux usages. (Karlen *et al.*, 1997). De plus, les frontières de production peuvent se définir pour plusieurs *inputs* et *outputs*, ce qui est fondamental en présence d'effets joints entre les facteurs naturels et humains (choix en termes de pratiques, d'intensité du travail ou d'investissement) et de multifonctionnalité. Elles fournissent surtout un cadre opérationnel sur les relations entre la qualité et la santé des sols, en prenant en compte les contextes environnementaux et socio-économiques de chaque unité décisionnaire. Elles permettent ainsi de calculer les améliorations potentielles pour rapprocher des fonctionnements potentiels et réalisés (Viscarra Rossel *et al.*, 2024). Il a enfin été montré que ce cadre conceptuel est en adéquation avec des approches en termes de sécurité des sols (Mizuta et Grunwald, 2022) (*soil security*) dans un cadre défini comme « pédo-économétrique ».

3.2. Intérêts et limites pour l'appui de la prise de décision

Quelle que soit la méthode d'estimation (DEA ou SFA), la principale limite de ces approches est leur demande forte en termes de données. La nécessité de travailler à l'échelle du preneur de décision nécessite une correspondance entre des données d'*input* et d'*output* au niveau des parcelles. Cela est très coûteux en analyses de sol, surtout lorsqu'une dimension temporelle est recherchée. Il est important de noter que la validité des indicateurs de qualité des sols obtenus repose sur la prise en compte de l'ensemble des caractéristiques des sols. Lorsque certaines sont omises (car non mesurées), leurs effets sont attribués à tort à d'autres caractéristiques intrinsèques ou à d'autres facteurs entrants, ce qui entraîne une sous-estimation de l'importance de la qualité/santé des sols dans sa globalité. Cette nécessité semble *a priori* incompatible avec les approches en termes de données minimales (*minimum data set*) qui reposent sur la considération d'un sous-ensemble de caractéristiques. Dans la littérature, les propositions pour pallier le manque de données, comme l'utilisation des pratiques pour calculer un niveau de conservation des sols (Eder *et al.*, 2021), ne sont en général pas satisfaisantes car elles introduisent d'autres sources endogènes de variabilité de la qualité des sols.

La plupart des axiomes utilisés pour définir les frontières de production et calculer des distances interprétables en termes de qualité/santé des sols sont triviaux : impossibilité de pouvoir produire à partir de rien, possibilité de choisir de ne pas produire, possibilité de produire des combinaisons convexes d'*inputs* et d'*outputs* (Jaenicke et Lengnick, 1999) (ce qui suppose une divisibilité des variables mais qui peut être relâché avec des méthodes plus récentes). D'autres axiomes sont en revanche moins consensuels et varient en fonction des méthodologies utilisées : la mesure dans laquelle un preneur de décision peut « disposer » des *inputs* ou *outputs* (non désirables) ou le signe des rendements marginaux (nuls, positifs ou négatifs). Bien que les résultats se montrent robustes à ces choix de spécification dans le cas de la séquestration du carbone par les sols (Mizuta *et al.*, 2021), ces choix sont souvent difficiles à valider. Enfin, toujours quelle que soit la méthode d'estimation, les résultats sont sensibles aux erreurs de mesure ou toute forme de bruit dans les données qui produiraient des observations atypiques.

Les possibilités d'application de ces approches pour produire des indicateurs de la qualité/santé de sols semblent néanmoins réelles, d'autant plus en envisageant des perspectives de développement. Pour des données systématiques de type Réseau de mesure de la qualité des sols (voir Chapitre 15), l'arrivée de mesures répétées doit permettre d'analyser les variations temporelles de la qualité/santé de sols (avec des indices dynamiques de type Malmquist) (Färe *et al.*, 1994) mais également de mieux contrôler pour les facteurs entrants environnementaux ou humains relativement fixes dans le court terme (microclimat, structure des exploitations). Un autre enjeu est l'obtention de données sur les fonctions remplies par les sols, hors production de biomasse. La possibilité d'utiliser les préférences des preneurs de décision en termes de perceptions des fonctions (monétisées ou pas, avec une prise en compte du non-usage ou pas) peut permettre d'inclure plus de dimensions dans les objectifs à atteindre et dans la définition des frontières de production (Su et Jiang, 2021).

D'autres méthodes d'estimation des frontières, dérivées par exemple des régressions quantiles (comme la *convex expectile regression*) (Wen *et al.*, 2022), sont apparues récemment pour permettre à la fois de disposer d'une

théorie asymptotique et d'être intégrée avec des approches causales (variables instrumentales ou scores de propension). De telles approches seraient plus appropriées pour des données bruitées (avec des erreurs de mesure par exemple), des approches *proxy* ou des données incomplètes qui ne permettraient pas de contrôler l'ensemble des facteurs entrants. Ces méthodes de frontières de production pourraient être utilisées plus systématiquement pour l'évaluation des politiques publiques liées à la qualité des sols, comme pour l'efficacité-coût du programme de conversion des terrains en pente (*Sloping Land Conversion Program*) en Chine. Une application des frontières de production montre aussi que l'utilisation de cartes de rendements et de sols à une échelle infra-parcellaire (en lien avec l'agriculture de précision) permet d'augmenter les rendements d'une parcelle de respectivement 5,6% et 11,9% (McFadden *et al.*, 2022). Cela permet de faire le pont avec une littérature économique sur la « valeur de l'information » relative à la qualité des sols, définie comme les bénéfices potentiellement associés aux meilleures décisions que cette information permet de prendre. Il s'agit d'une valeur fondamentale pour évaluer la demande en information sur la qualité des sols et l'intérêt de faire progresser les connaissances sur cette question.

Références bibliographiques

- Azad, M.A.S.; Ancev, T., 2020. Assessing the dynamics of natural capital on farms: A soil natural capital indicator. *Ecological Economics*, 168: 106500. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106500>
- Dominati, E.; Patterson, M.; Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69 (9): 1858-1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- Eder, A.; Salhofer, K.; Scheichel, E., 2021. Land tenure, soil conservation, and farm performance: An eco-efficiency analysis of Austrian crop farms. *Ecological Economics*, 180: 106861. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106861>
- Ekbom, A.; Alem, Y.; Sterner, T., 2013. Integrating soil science into agricultural production frontiers. *Environment and Development Economics*, 18. <https://doi.org/10.1017/S1355770X13000089>
- Färe, R.; Grosskopf, S.; Norris, M.; Zhang, Z., 1994. Productivity Growth, Technical Progress, and Efficiency Change in Industrialized Countries. *The American Economic Review*, 84 (1): 66-83. <http://www.jstor.org/stable/2117971>
- Hailu, A.; Chambers, R.G., 2011. A Luenberger soil-quality indicator. *Journal of Productivity Analysis*, 38 (2). <https://doi.org/10.1007/s11123-011-0255-x>
- Jaenicke, E.; Lengnick, L., 1999. A Soil-Quality Index and Its Relationship to Efficiency and Productivity Growth Measures: Two Decompositions. *American Journal of Agricultural Economics*, 81: 881-893. <https://doi.org/10.2307/1244331>
- Jaenicke, E.C., 2000. Testing for Intermediate Outputs in Dynamic DEA Models: Accounting for Soil Capital in Rotational Crop Production and Productivity Measures. *Journal of Productivity Analysis*, 14 (3): 247-266. <https://doi.org/10.1023/A:1026503104672>
- Kaiser, A.; Schaffer, A., 2022. Considering Environmental Factors in Technical Efficiency Analysis of European Crop Production. *German Journal of Agricultural Economics*, 71 (2): 92-106. <https://doi.org/10.30430/gjae.2022.0222>
- Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E., 1997. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Science Society of America Journal*, 61 (1): 4-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Malcolm, S.A.; Soule, M.J., 2003. Land Quality and Agricultural Efficiency: A Distance Function Approach. In: Wiebe, K., ed. *Land Quality, Agricultural Productivity, and Food Security*. Edward Elgar Publishing 10, 207-220, .
- McFadden, J.R.; Rosburg, A.; Njuki, E., 2022. Information inputs and technical efficiency in midwest corn production: evidence from farmers' use of yield and soil maps. *American Journal of Agricultural Economics*, 104 (2): 589-612. <https://doi.org/10.1111/ajae.12251>
- Mizuta, K.; Grunwald, S., 2022. Reshaping How We Think about Soil Security. *Soil Systems*, 6 (4): 74. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040074>
- Mizuta, K.; Grunwald, S.; Phillips, M.; Moss, C.; Bacon, A.; Cropper, W., 2021. Sensitivity assessment of metafrontier data envelopment analysis for soil carbon sequestration efficiency. *Ecological Indicators*, 125: 107602. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107602>
- Mizuta, K.G., S.; Bacon A.R.; Cropper, Jr.; Phillips, M.A.; Moss, C.B.; Gonzalez-Benecke, C.A.; Markewitz, D.; Clingensmith, C.M.; Xiong, X., 2022. Holistic aboveground ecological productivity efficiency modeling using data envelopment analysis in the southeastern U.S. *Sci Total Environ*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153802>
- Pieralli, S., 2017. Introducing a new non-monotonic economic measure of soil quality. *Soil and Tillage Research*, 169: 92-98. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.01.015>
- Ray, S.C.; Chambers, R.G.; Kumbhakar, S.C., 2022. *Handbook of Production Economics*. Springer Nature Singapore, 1797.
- Su, Q.; Jiang, X., 2021. Evaluate the economic and environmental efficiency of land use from the perspective of decision-makers' subjective preferences. *Ecological Indicators*, 129: 107984. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107984>
- Viscarra Rossel, R.A.; Webster, R.; Zhang, M.; Shen, Z.; Dixon, K.; Wang, Y.P.; Walden, L., 2024. How much organic carbon could the soil store? The carbon sequestration potential of Australian soil. *Global Change Biology*, 30 (1): e17053. <https://doi.org/10.1111/gcb.17053>
- Wen, X.; Yao, S.; Sauer, J., 2022. Shadow prices and abatement cost of soil erosion in Shaanxi Province, China: Convex expectile regression approach. *Ecological Economics*, 201: 107569. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107569>

Annexe

Liste des 30 revues comportant le plus grand nombre de références répondant aux mots-clés *land* et *soil* (entre parenthèses, le nombre d'occurrences pour *soil*)

| | |
|--|------|
| AGRICULTURAL AND RESOURCE ECONOMICS REVIEW | (3) |
| AGRICULTURAL AND RESOURCE ECONOMICS-INTERNATIONAL SCIENTIFIC E-JOURNAL | (3) |
| AGRICULTURAL ECONOMICS | (38) |
| AGRICULTURAL ECONOMICS-ZEMEDELKA EKONOMIKA | (5) |
| AMERICAN JOURNAL OF AGRICULTURAL ECONOMICS | (41) |
| ANNALS OF REGIONAL SCIENCE | (3) |
| APPLIED ECONOMIC PERSPECTIVES AND POLICY | (5) |
| AUSTRALIAN JOURNAL OF AGRICULTURAL AND RESOURCE ECONOMICS | (7) |
| BRITISH FOOD JOURNAL | (1) |
| CANADIAN JOURNAL OF AGRICULTURAL ECONOMICS | (16) |
| CHINA ECONOMIC REVIEW | (1) |
| ECOLOGICAL ECONOMICS | (63) |
| ENERGY POLICY | (2) |
| ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT ECONOMICS | (3) |
| ENVIRONMENTAL & RESOURCE ECONOMICS | (7) |
| EUROPEAN ECONOMIC REVIEW | (1) |
| EUROPEAN REVIEW OF AGRICULTURAL ECONOMICS | (5) |
| FOOD POLICY | (14) |
| FOREST POLICY AND ECONOMICS | (8) |
| JOURNAL OF AGRICULTURAL AND APPLIED ECONOMICS | (4) |
| JOURNAL OF AGRICULTURAL AND RESOURCE ECONOMICS | (18) |
| JOURNAL OF AGRICULTURAL ECONOMICS | (11) |
| JOURNAL OF DEVELOPMENT ECONOMICS | (5) |
| JOURNAL OF ECONOMIC DYNAMICS & CONTROL | (2) |
| JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ECONOMICS AND MANAGEMENT | (10) |
| JOURNAL OF PRODUCTIVITY ANALYSIS | (3) |
| LAND ECONOMICS | (19) |
| RESOURCE AND ENERGY ECONOMICS | (2) |
| REVIEW OF AGRICULTURAL ECONOMICS | (3) |
| WORLD DEVELOPMENT | (1) |

Partie III.

Mesurer la qualité des sols

Sous-partie III.II.

Méthodes de mesure des paramètres et d'élaboration des indicateurs

Introduction sur les méthodes de mesure des paramètres et d'élaboration des indicateurs

Chapitre 10. Caractérisation et mesure des indicateurs monoparamétriques les plus communs

Chapitre 11. Construction d'indices agrégés

Chapitre 12. Démarches pour la surveillance et la cartographie de la qualité des sols

Chapitre 13. Evaluation de la qualité des sols par proxidtection et télédtection

Conclusion sur les méthodes de mesure des paramètres et d'élaboration des indicateurs

Introduction sur les méthodes de mesure des paramètres et d'élaboration des indicateurs

Articulation entre indicateurs et méthodes

Comme vu précédemment, un indicateur doit s'inscrire dans un cadre interprétatif bien précis et a une signification au-delà de la mesure qu'il représente. Ce cadre dépend donc des fonctions qui sont visées pour l'évaluation. Sa construction ou création nécessite des informations issues de paramètres de caractérisation du sol.

Ainsi, d'après Bünemann *et al.* (2018)¹, l'évaluation de la qualité des sols repose sur un ensemble « d'attributs sensibles du sol qui reflètent la capacité d'un sol à fonctionner », ce sont les indicateurs. Vogel *et al.* (2020)² ajoutent que les indicateurs utiles sont les attributs du sol qui fournissent des informations substantielles sur les fonctions du sol, les « attributs du sol » étant des propriétés mesurables du sol et donc des paramètres. Van-Camp *et al.* (2004)³ distinguent les paramètres généraux requis pour la classification typologique du sol (principalement les paramètres morphologiques et physiques du sol), tandis que les paramètres spécifiques du sol traitent de menaces et de fonctions spécifiques (paramètres obligatoires et facultatifs).

D'un point de vue technique, les indicateurs peuvent être monoparamétriques ou multiparamétriques (Barot *et al.* 2017⁴). Les indicateurs monoparamétriques sont issus d'une mesure ou d'une observation directe. Les indicateurs multiparamétriques peuvent être juste le résultat d'une « évolution » d'un paramètre simple, ou la combinaison de deux paramètres (par ex. : C/N), ou bien une combinaison de différents paramètres via, par exemple, des fonctions de pédotransfert ou des agrégations selon des modalités traitées dans le Chapitre 11. Mazzon *et al.* (2021)⁵ parlent alors d'indices simples pour les premiers, et complexes pour les derniers incluant les SQI (*Soil Quality Index*), SFI (*Soil Function Index*) ou indices similaires. AbdelRahman *et al.* (2022)⁶ vont jusqu'à intégrer un indice complexe concernant le sol dans un SI (*Suitability Index*), un indice plus intégrateur combinant des données sur le sol, le climat et la végétation. Dans cette partie, nous nous restreindrons à l'aspect « sol » qui peut cependant concerner des caractéristiques physiques (incluant les descriptions morphologiques), chimiques et biologiques, combinées ou non.

Les sols varient dans un espace à quatre dimensions, d'un point de l'espace géographique à l'autre, de la surface vers la profondeur, mais également dans le temps, et cette variabilité concerne par conséquent les indicateurs simples ou complexes. Dans ce contexte, les méthodes permettant l'évaluation statistique de la distribution spatiale de la qualité des sols et la compréhension de ses déterminants doivent intégrer ces sources de variabilité, en particulier pour en caractériser les incertitudes associées

¹ Bünemann E.K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R.E., De Deyn G., de Goede R., Fleskens L., Geissen V., Kuyper T.W., Mäder P., Pulleman M., Sukkel W., van Groenigen J.W., Brussaard L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120: 105-125. doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030

² Vogel, H. J., *et al.*, 2020, 'Quantitative evaluation of soil functions: potential and state', *Frontiers in Environmental Science*, 22 (https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00164).

³ Van-Camp. L., *et al.*, 2004, Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection. Volume V: Monitoring, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

⁴ <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.071>

⁵ <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107673>

⁶ <https://doi.org/10.1038/s41598-022-22727-7>

Base commune de constitution du corpus

La qualité/santé des sols ne peut pas être appréhendée par l'utilisation d'un paramètre unique, mais c'est bien au contraire la prise en compte de plusieurs paramètres qui, associés, agrégés, pondérés entre eux, permettent l'évaluation de la santé/qualité des sols. De ce fait, pour l'ensemble des chapitres de la partie III relative aux méthodes, une requête générale a été effectuée via le Web of Science (WoS) afin d'avoir un socle commun d'articles traitant d'indicateurs utilisés dans les travaux portant sur la qualité ou de la santé des sols.

La requête générale suivante, est ainsi dénommée « requête initiale » : $TI= ("composite\ indicator" OR "multicriteria\ evaluat" OR "multi\ criteria\ evaluat" OR aggregation OR "reference\ value" OR assess* OR design) AND (indic* OR index*) OR AK= ("composite\ indicator" OR "multicriteria\ evaluat" OR "multi\ criteria\ evaluat" OR aggregation OR "reference\ value" OR assess* OR design) AND (indic* OR index*) AND TI=(soil* OR land OR lands) OR AK=(soil* OR land OR lands)$. Elle a permis d'identifier 1 255 publications dont 30 revues de littérature. On notera que la requête initiale ne comporte pas de termes relatifs à la qualité/santé, ou aux fonctions, ou à la multifonctionnalité : ce choix a permis de couvrir de façon très large les articles qui proposent des évaluations de sol par la mise en œuvre d'indicateurs. 791 articles ont été sélectionnés à dire d'experts (Figure III-1) sur la base des mots-clés et des résumés (ont été éliminés par exemple les articles hors sujet portant sur l'eau, certains articles ne présentant que des cas d'étude particuliers...), mais des manques ont également été identifiés, en particulier des revues de littérature, connues par ailleurs des experts. Les articles issus de cette requête ont été mobilisés de manière différente selon les chapitres : ce corpus a majoritairement été un socle commun pour les chapitres traitant de méthodes de calcul et de transfert ; dans la sous-partie III.II relative aux méthodes de mesure, il a été mobilisé pour consolider la sélection des descripteurs les plus utilisés (Chapitre 7). Au sein de chaque section, les approches spécifiques, et notamment les requêtes complémentaires, seront détaillées.

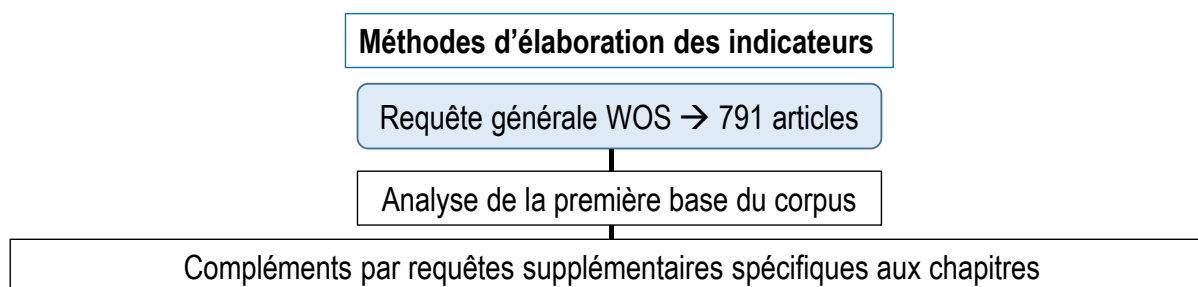


Figure III-1. Démarche générale pour utilisation du corpus commun et des références bibliographiques spécifiques aux Chapitres 10 à 13.

Une première analyse de ce corpus commun met en avant la forte représentation de certains items dans les travaux portant sur la qualité/santé des sols. La Figure III-2 présente le nuage de mots produit à partir des mots clés des 764 articles, qui ont bien une forte connotation évaluation de la « qualité des sols » impliquant l'identification d'indicateurs (« *indicators* ») et leur combinaison probable dans des indices. Il est intéressant de noter que dans la plage des dates investiguées (essentiellement 2000 à 2022), le terme « santé des sols » (« *soil health* ») est très peu présent à l'inverse du terme « qualité des sols » (« *soil quality* »). L'aspect contamination par les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM, ici « *heavy metals* ») est aussi très présent, et de ce fait les méthodes principales associées aux indicateurs de contamination seront aussi décrites dans le Chapitre 10 (ce qui n'avait pas été envisagé initialement). La Figure III-3 a été réalisée avec les mots des résumés de ces mêmes articles, en retenant les mots clés individuels cités plus de 7 fois (ce qui élimine $791-764 = 27$ articles) qui ont été pour certains regroupés (par ex. : SOC, SOM, OC, TOC... ont été regroupés sous le terme « *organic matter* ») ; le nuage de la Figure III-3.B est construit avec le sous-ensemble de ces mots permettant d'identifier le contexte des études.

Dans la Figure III-3.B, seuls les mots faisant référence à un type de contexte ont été gardés. On note une prédominance des articles s'intéressant à l'agriculture dans sa modalité « cultures », mais les contextes forestiers et urbains sont aussi identifiés comme importants. On observe également une forte représentation des articles portant sur des territoires chinois, ce qui pourrait biaiser les conclusions finales, la Chine n'ayant pas les mêmes contextes climatiques et politiques que l'Europe et la France en particulier.

Structure de la sous-partie

Les objectifs de cette sous-partie sont donc : i) de présenter les méthodes, et les stratégies d'échantillonnage, permettant de caractériser/mesurer sur le terrain ou au laboratoire, de manière directe ou indirecte, les indices monoparamétriques ou mixtes, d'état et de fonction pouvant être mobilisés comme indicateurs, ces paramètres couvrant les composantes physiques, chimiques, et biologiques des sols ; ii) de présenter les méthodes de calcul permettant : a) de sélectionner les indicateurs, b) d'agréger et/ou pondérer pour aboutir à des indices multiparamétriques, pouvant rendre compte notamment de la multifonctionnalité des sols, c) de définir des gammes ou références (*benchmark*) et seuils (*threshold*), d) de tester la robustesse et validité de ces indicateurs au regard des contextes et e) d'appréhender par des méthodes statistiques la variabilité spatiale et temporelle de ces indicateurs ; iii) d'évaluer l'opérationnalité de ces méthodes (Figure III-4).

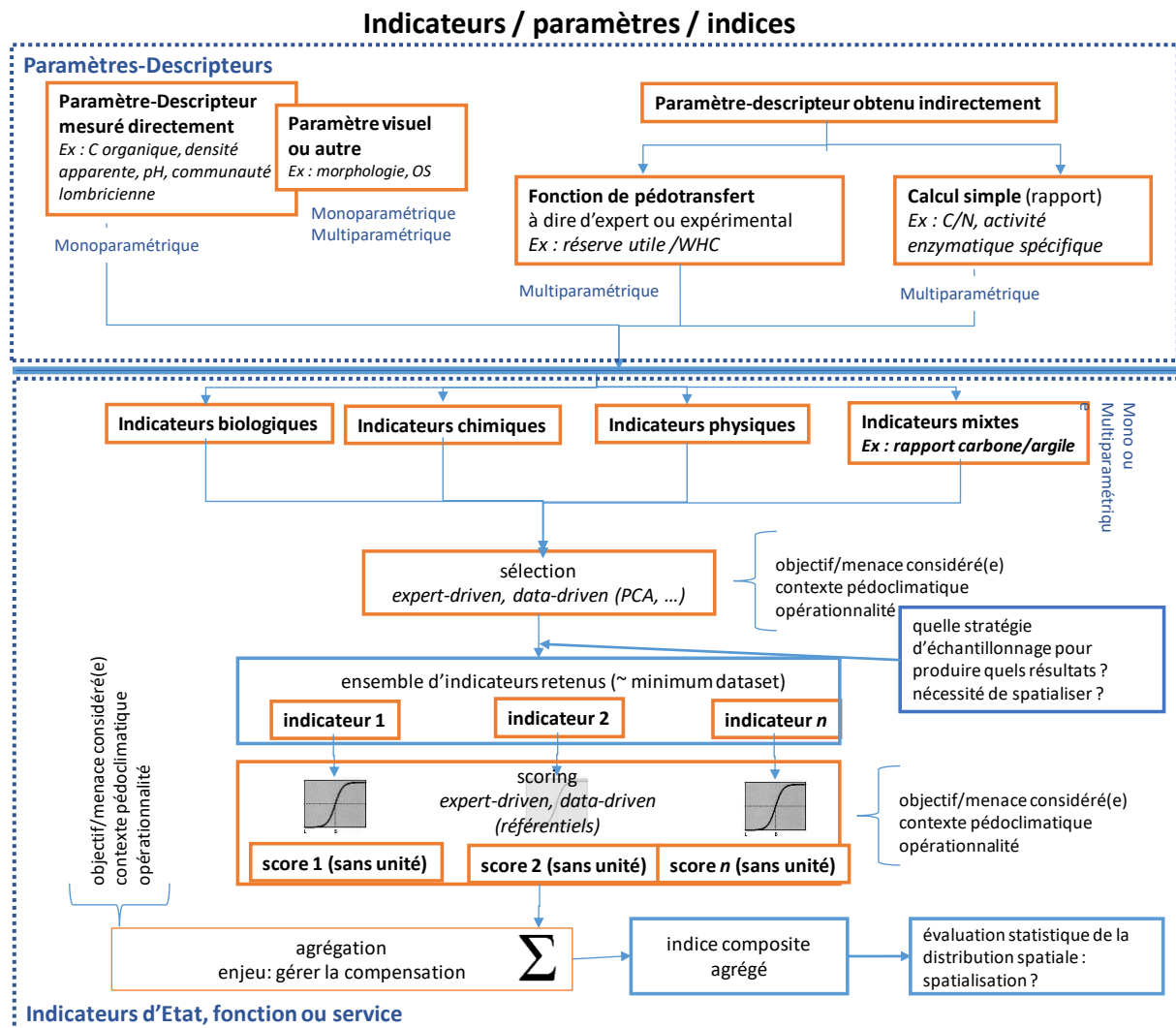


Figure III-4. Panorama des modalités relatives aux indicateurs, leur caractérisation, leur calcul : synoptique des Chapitres 10, 11 et 12.

L'articulation des chapitres de cette sous-partie est représentée par la Figure III-4. Le Chapitre 10 traite des méthodes de caractérisation basées sur les indicateurs monoparamétriques ou mixtes. Il comprend un descriptif des méthodes, leurs avantages et limites, le degré de consensus sur leur utilisation (leur fréquence d'utilisation, l'existence de normes et/ou leur présence dans les recommandations institutionnelles), les gammes d'existence et valeurs de références lorsqu'elles existent, et leur degré d'opérationnalité technique. S'ensuit le Chapitre 11 relatif à la construction des indices composites détaillant les trois étapes successives : sélection des indicateurs élémentaires, interprétation de ces indicateurs à travers un cadre interprétatif (*scoring*) et enfin agrégation des indicateurs scorés pour former un indice composite. Chaque étape distingue les méthodes guidées par l'expertise et les méthodes guidées par les données. Elle inclut une discussion sur la manière d'appréhender la multifonctionnalité. A ces trois étapes, s'ajoute au Chapitre 12 le choix des méthodes permettant de caractériser la distribution statistique des valeurs des indicateurs et des incertitudes associées, sur le terrain d'étude qui peut correspondre à une parcelle, un bassin versant, une région, voire un continent. Le Chapitre 13 traite des méthodes de proxi et télédétection de manière transversale à l'ensemble des dimensions abordées dans les autres chapitres, puisque ces méthodes présentent la particularité de fournir des mesures pour des paramètres, des indicateurs ou des indices agrégés, directement spatialisés.

Chapitre 10.

Caractérisation et mesure des indicateurs monoparamétriques les plus communs

Autrices : **Catherine Keller, Guénola Pérès**

Documentaliste : Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|--|------------|
| 1. Introduction | 259 |
| 1.1. Démarche et structure du chapitre | 259 |
| 1.2. Acquisition de références bibliographiques sur les méthodes de mesure | 260 |
| 2. Méthodes de mesure des paramètres microbiens | 263 |
| 2.1. Biomasse microbienne | 266 |
| 2.2. Diversité et structure des communautés microbiennes | 276 |
| 2.3. Activités microbiennes | 280 |
| 2.4. Indices microbiens multiparamétriques | 287 |
| 2.5. Alerte : effet de la conservation des sols sur les réponses microbiennes | 290 |
| 3. Méthodes de mesure/caractérisation des paramètres de la faune du sol | 290 |
| 3.1. Nématodes | 291 |
| 3.2. Enchytréides | 297 |
| 3.3. Microarthropodes | 299 |
| 3.4. Lombriciens | 303 |
| 3.5. Indicateur d'activité biologique en lien avec la dynamique de la MO | 310 |
| 3.6. Méthode d'activité biologique en relation avec les propriétés physiques | 312 |
| 4. Méthodes de mesure/caractérisation des paramètres chimiques des sols | 313 |
| 4.1. Azote total et azote soluble | 313 |
| 4.2. Rapport C/N | 315 |
| 4.3. pH | 315 |
| 4.4. Capacité d'échange cationique, cations échangeables et acidité d'échange | 317 |
| 4.5. Phosphore | 319 |
| 4.6. Conductivité électrique | 323 |
| 4.7. Carbone organique et matière organique | 325 |

| | |
|---|------------|
| 4.8. Rapport carbone/argile..... | 330 |
| 4.9. Eléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) totaux | 331 |
| 4.10. Eléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) extractibles..... | 337 |
| 4.11. Polluants organiques..... | 343 |
| 5. Méthodes de mesure/caractérisation des paramètres physiques des sols | 345 |
| 5.1. Evaluation visuelle de la structure du sol (<i>Visual soil assessment</i>) | 345 |
| 5.2. Profondeur du sol..... | 349 |
| 5.3. Teneur en eau du sol | 350 |
| 5.4. Texture et granulométrie | 351 |
| 5.5. Densité apparente (ou masse volumique apparente) | 356 |
| 5.6. Stabilité des agrégats – stabilité structurale..... | 358 |
| 5.7. Réservoir en eau utilisable | 360 |
| 5.8. Conductivité hydraulique..... | 365 |
| 5.9. Résistance à la pénétration..... | 366 |
| 6. Les fonctions de pédotransfert..... | 367 |
| 7. Quelques indicateurs/paramètres et méthodes alternatifs ou émergents..... | 368 |
| 7.1. Le silicium disponible aussi important que N, P ou K ? | 368 |
| 7.2. Spécificités concernant les sols urbains | 369 |
| 7.3. Les polluants émergents | 373 |
| 7.4. Le besoin de méthodes simples - Les sciences participatives..... | 375 |
| 7.5. Outils d'avenir | 376 |
| Références bibliographiques | 378 |
| Annexes | 397 |

1. Introduction

1.1. Démarche et structure du chapitre

Selon l'USDA (*United States Department of Agriculture*), les indicateurs de qualité du sol, monoparamétriques ou mixtes, sont classés en quatre catégories : les indicateurs visuels, physiques, chimiques et biologiques. Les indicateurs visuels (ex. : érosion, couleur) peuvent être obtenus par des visites sur le terrain, la perception des agriculteurs et les connaissances locales. Ils sont identifiés par l'observation ou l'interprétation photographique et par la comparaison entre les systèmes exploités, ce qui permet d'évaluer si la qualité du sol a été affectée positivement ou négativement (12). Les indicateurs physiques sont liés à l'organisation des particules et des pores, reflétant les effets sur la croissance racinaire, la vitesse d'émergence des plantes et l'infiltration de l'eau ; ils comprennent la profondeur, la densité apparente, la porosité, la stabilité des agrégats, la texture et le niveau de tassement. Les indicateurs chimiques comprennent notamment le pH, la salinité, la teneur en matière organique, la disponibilité du phosphore, la capacité d'échange cationique, la teneur en nutriments et la présence de contaminants. Enfin, les indicateurs biologiques comprennent les paramètres relatifs à la microflore (bactéries, champignons, archées) et à la faune, à savoir microfaune (ex. : nématodes), mésofaune (ex. : microarthropodes [collembolés, acariens], enchytréides) et macrofaune (vers de terre, araignées, cloportes, mille-pattes, insectes tels que fourmis et termites...). Plusieurs métriques sont utilisées rendant compte de la structure des communautés : densité (abondance, biomasse), diversité (ex. : richesse taxonomique, indice de Shannon) ou composition. Les indicateurs biologiques comprennent également des processus métaboliques (ex. : respiration, minéralisation) ou les produits métaboliques des organismes, en particulier les enzymes.

Selon la source, le paramètre n'est pas toujours clairement identifié (par ex. : « *water content* », dont on ne sait s'il est mesuré en référence massique ou volumique) ou, s'agissant d'un paramètre méthode-dépendant, la méthode n'est pas indiquée (par ex. : la résistance à la pénétration), ou encore le groupe de paramètres n'est pas clairement défini ou est laissé à l'appréciation de l'évaluateur (par ex. : « *heavy metals* »), ou enfin le support de la mesure n'est pas précisé (mesure sur le profil de sol ou sur un horizon ; taille de l'échantillon pour la mesure). Il s'ensuit un certain « flou » dans l'évaluation des méthodes utilisées.

La Figure 10-1 montre l'articulation entre le travail réalisé au Chapitre 7 sur les indicateurs les plus communément utilisés (phase 1), et le présent chapitre qui traite des méthodes de mesure et de caractérisation des paramètres associés à ces indicateurs monoparamétriques ou mixtes (phase 2). Les indices issus d'une agrégation de ces paramètres seront traités dans le Chapitre 11. Il ne s'agit pas d'une liste exhaustive des méthodes de mesure/ caractérisation car nous ne présenterons ici que les méthodes les plus utilisées et les plus robustes, afin de proposer un jeu de paramètres mobilisables dans le cadre d'un suivi de la qualité/santé des sols.

Comme discuté dans le Chapitre 7, l'analyse des indicateurs les plus utilisés a mis en évidence l'absence de certains indicateurs dans la liste finale (Tableau 7-1) en raison de leur forte dépendance aux contextes pollués ou contaminés, ce champ spécifique n'ayant pas été retenu dans la saisine. Les méthodes relatives à ces indicateurs (ex. : bioindicateurs d'effet ou d'accumulation de métaux) ne seront donc pas présentées dans ce travail.

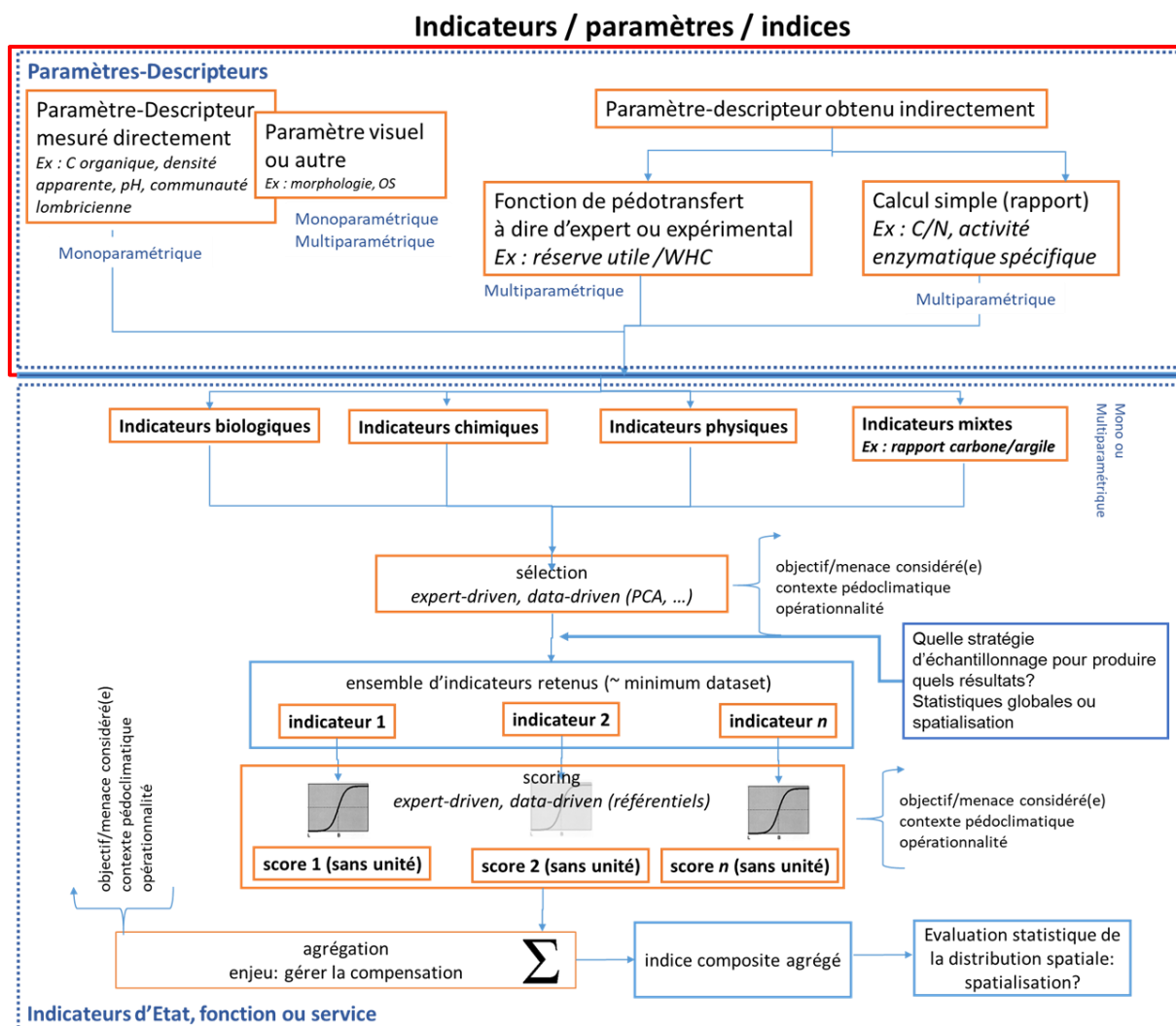


Figure 10-1. Panorama des modalités relatives aux indicateurs et leur caractérisation : synoptique des Chapitres 10, 12 et 13. Le rectangle rouge correspond au Chapitre 10.

1.2. Acquisition de références bibliographiques sur les méthodes de mesure

1.2.1. Démarche générale

Comme indiqué ci-dessus, dans cette partie (phase 2 – Figure 10-2), les indicateurs les plus communément utilisés, identifiés à l'issue d'un premier travail bibliographique présenté au Chapitre 7 (phase 1 - Figure 10-2) ont été ciblés. Comme la requête bibliographique initiale (Section 1.3) ne permettait pas d'identifier les **méthodes** associées aux paramètres ou indicateurs identifiés, la recherche des méthodes analytiques relatives aux indicateurs sélectionnés a fait l'objet de requêtes supplémentaires mobilisant un corpus scientifique, un corpus de normes, un corpus de cadres institutionnels, et un corpus technique.

Ce travail a conduit à proposer pour chaque paramètre :

- une description du paramètre, ses liens avec les fonctions,
- le degré de consensus pour son utilisation comme indicateur (pour ce faire les résultats issus de la phase 1 et présentés au Chapitre 7, sont mobilisés),
- les méthodes de mesures et d'analyse, pouvant présenter pour certains paramètres notamment biologiques les méthodes de prélèvement, d'extraction et de détermination des organismes.

- les valeurs de références, c'est-à-dire les gammes de valeurs d'existence et les valeurs seuils quand elles existent,
- l'opérationnalité quand cette information est disponible dans la littérature consultée.

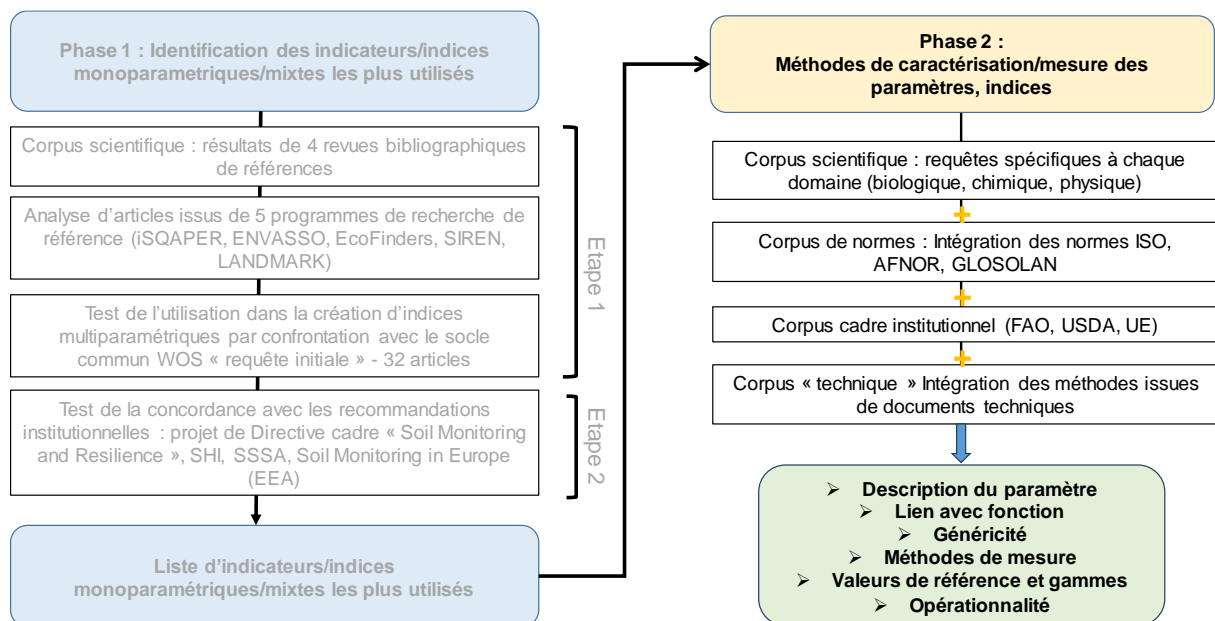


Figure 10-2. Description des deux phases ayant abouti à : i) la liste des indicateurs/indices monoparamétriques/mixtes identifiés comme les plus utilisés (Chapitre 7),
ii) la description dudit indicateur/indice et de sa méthode de caractérisation, mesure (Chapitre 10).

1.2.2. Constitution du corpus sur les méthodes de caractérisation/mesure des indicateurs (Phase 2)

Le corpus cité dans le présent chapitre est constitué de 536 références, parmi lesquelles 418 articles publiés dans des revues scientifiques à comité de lecture, dont 77 sont répertoriés dans le WoS comme revues de littérature. Les autres références se répartissent entre différents types, notamment ouvrages ou chapitres d'ouvrages (48 références), rapports, et thèses.

Ce corpus a été obtenu à partir des indicateurs listés dans le tableau construit et consolidé à partir de la phase 1 (Chapitre 7, Tableau 7-A1), regroupés ici en 4 catégories : indicateurs biologiques (en distinguant la composante microbienne de la faune du sol), chimiques, physiques, les fonctions de pédotransfert et divers. Une seconde phase de recherche a été ciblée sur les revues de méthodes d'analyse des trois premières catégories. Les mots clés permettant les requêtes ont différé selon les composantes investies, chimique, physique ou biologique, afin de couvrir au mieux les articles portant sur les méthodes mesure et/ou d'analyse.

Concernant la **composante chimique**, la requête « soil AND chem* AND anal* AND method AND review » a produit 562 articles de 1992 à 2023. Affiner la requête via une sélection des « highly cited OR hot papers » AND « review » a permis d'identifier 18 articles dont uniquement 3 étaient pertinents. La sélection sur les titres a donc finalement été faite sur les 562 articles, parmi lesquels 79 ont été retenus. 6 ont finalement été utilisés pour la recherche de méthodes proprement dite. Il est à noter que sur les 79 articles retenus, et bien que la requête ait porté sur les paramètres chimiques, 6 étaient relatifs à des paramètres biologiques, et plus spécifiquement des paramètres microbiologiques, mettant en évidence les interrelations entre la les composantes chimique et microbienne. De la même manière, 6 articles portaient sur des paramètres physiques associés à la composante chimique.

Concernant la **composante physique**, la même démarche a été effectuée, en remplaçant « chem » par « phys ». Elle a donné 1 372 articles. La requête affinée via une sélection des « highly cited OR hot papers » AND « review » a permis d'identifier 47 articles dont aucun ne nous a paru pertinent sur la base des titres. Nous avons donc repris les 1 372 articles triés par pertinence et nous avons identifié 16 articles relevant de notre recherche. Comme pour la requête précédente, des articles relatifs aux analyses chimiques et biologiques ont été extraits. Quatre de ces articles ont été finalement intégrés dans notre bibliographie.

Pour ces 2 requêtes, le nombre d'articles a augmenté très fortement à partir de 2020, probablement à cause de la multiplication des articles de revue sur les polluants émergents (micro et nanoplastiques, pharmaceutiques, pesticides...) ainsi que de l'émergence de nouvelles méthodes d'analyses, en particulier les méthodes spectroscopiques.

Concernant la **composante biologique**, en complément des 6 articles issus de la requête relative à la composante « chimique », une autre requête a été menée associant « soil AND biodiversity AND method AND review + review-Abstract » appliquée sur tous les champs. Elle a produit 88 articles au sein desquels 11 ont été sélectionnés pour leur pertinence. Cette requête a permis d'avoir accès à des revues récentes relatives aux méthodes (prélèvement, extraction, caractérisation) pour certains taxa (ex : le compartiment microbien, les nématodes), mais cela n'a pas été possible pour tous les paramètres biologiques sélectionnés. Des requêtes complémentaires ont dû être menées pour certains taxa, l'envergure des requêtes étant dépendante de l'existence ou non de revue récente :

- Pour les lombriciens, plusieurs requêtes complémentaires ont été réalisées : i) la requête « earthworm AND soil AND sampling AND method » (appliquée sur tous les champs) a produit 88 articles pour la plupart des études de cas dans lesquelles les méthodes étaient explicitées, 16 articles ont été sélectionnés pour leur pertinence ; la requête « earthworm AND soil AND method AND review » a produit 22 articles dont 5 ont été retenus ; la requête « earthworm AND soil AND extraction AND review » a produit 15 publications, dont 4 ont été retenues ; *in fine* pour les lombriciens, 22 articles ont été retenus, 12 ont été utilisés pour ce travail bibliographique (3 étant communs aux 3 requêtes) auxquels 9 autres articles à dire d'experts ont été rajoutés.
- Pour les microarthropodes (collembes, acariens), la requête « microarthropods AND soil AND method » (appliquée sur tous les champs) a produit 14 articles, 6 articles ont été sélectionnés pour leur pertinence, cependant il a été nécessaire de rajouter 5 autres articles à dire d'experts.
- Pour les activités enzymatiques, les requêtes « enzym* AND activity AND micro* AND soil AND method (appliquée sur tous les champs) AND review (appliqué à Abstract) » ont produit 28 articles dont 4 sélectionnés ; cette requête a été complétée par TI (enzym* AND soil AND activity AND method AND review) OR Abstract (enzym* AND soil AND activity AND method AND review) qui a produit 100 articles dont 9 intéressants, et 3 ont été mobilisés pour cette synthèse bibliographique.
- Pour les PLFA, la requête "PLFA" OR "phospholipid" AND "fatty" AND "Acid" And "soil" sur la période de 2012-2023 (appliquée sur tous les champs) a produit 25 publications, dont 6 ont été mobilisées.

Pour l'ensemble des composantes chimiques, physiques et biologiques, en complément des méthodes issues du travail bibliographique, nous y avons ajouté les normes ISO et AFNOR disponibles ainsi que les méthodes proposées par : i) le Groupement d'Etudes Méthodologiques pour l'Analyse des Sols, GEMAS (<https://gemas.asso.fr/?documentation=normes>), ii) l'ICP Forests (Cools et De Vos, 2010), iii) la FAO (SOP - *Standard Operating Procedure* - réseau GLOSOLAN)¹, iv) l'ouvrage de Baize (2018), v) le programme Bioindicateur² phase 2 de l'ADEME qui regroupait 70 experts en biodiversité des sols.

L'ensemble des normes est rassemblé dans les Tableaux 10-A1 (paramètres biologiques), 10-A2 (paramètres chimiques) et 10-A3 (paramètres physiques) figurant en Annexe. Concernant la partie biologique, le Tableau 10-A1 distingue les normes associées aux différentes méthodes pour les mesures de terrain (indicateurs d'effet et

¹ GLOSOLAN est un réseau international de laboratoires d'analyses des sols, créé en 2017 dans le cadre du *Global Soil Partnership*. Il a pour vocation d'harmoniser des protocoles expérimentaux de mesures des propriétés des sols, dans l'optique de produire des évaluations/cartographies des caractéristiques des sols homogènes sur l'ensemble de la planète (<https://www.fao.org/global-soil-partnership/glosolan-old/soil-analysis/standard-operating-procedures/en/>)

² <https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/>

indicateurs d'accumulation) et les mesures de laboratoire. Notre étude portant sur les sols agricoles, forestiers et urbains, les indicateurs relatifs aux sols contaminés n'ont pas été retenus dans la liste des indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7, Tableau 7-A1) et pour cette raison, nous n'avons pas développé les méthodes associées ou les tests écotoxicologiques de laboratoire. Cependant, il est important de noter que des indicateurs et méthodes complémentaires pourraient être mobilisés dans le cadre de diagnostic de santé de sols contaminés.

1.2.3. Proposition de gammes de valeurs d'existence et valeurs seuils

Les valeurs seuils sont beaucoup débattues dans la littérature et ne présentent pas toujours de consensus, parce que le seuil est très contexte-dépendant ou parce que le paramètre ou indicateur est encore trop récent. C'est pourquoi tous les paramètres ne seront pas renseignés de la même manière. Selon le rapport de l'Agence européenne pour l'environnement (EEA ; European Environment Agency, 2023), les seuils sont perçus comme des valeurs au-dessus ou en dessous desquelles se produit un changement significatif ou un changement négatif rapide (Van Lynden *et al.*, 2004, *in* European Environment Agency, 2023). Il peut s'agir d'une valeur critique unique ou des limites critiques d'une plage de valeurs (si la variabilité des conditions du sol l'exige).

Dans la suite du chapitre, nous nous référons aux définitions suivantes :

Base de référence : minimum ou point de départ d'une valeur d'indicateur (par exemple, mesure qui sert de base à laquelle toutes les mesures suivantes sont comparées ; une valeur caractéristique – telle que la valeur de fond – pour un élément contenu dans le sol).

Seuil (threshold) : valeur indicatrice à laquelle un état critique du sol est atteint, qui limite ou menace le fonctionnement durable du sol (par ex. valeur pour la teneur en métaux lourds, valeur pH limite pour les cultures). Un seuil est un point ou un niveau qui, s'il est approché ou dépassé, devrait déclencher l'examen de politiques ou d'autres actions afin d'atténuer les impacts négatifs sur l'environnement ou la santé humaine et animale (European Environment Agency, 2005).

Les **gammes de valeurs d'existence** sont factuelles et établies selon les données à disposition. Comme elles sont aussi très contexte-dépendantes, nous donnerons en général les gammes de valeurs d'existence pour différents usages de sol (prairie, cultures annuelles, forêt) telles qu'observées en France.

1.2.4. Prise en compte de l'opérationnalité

Concernant l'opérationnalité de mise en œuvre et de mesure des indicateurs, ceci est un point important lors de l'évaluation des méthodes. Pour un indicateur donné, il est certaines fois possible de recueillir l'information de la normalisation ou du niveau de publication de la méthode employée, rendant ainsi compte d'un élément de l'opérationnalité technique décrite au Chapitre 14 et pouvant être traduit en niveau de *tier* ; cependant, l'opérationnalité technique basée sur le coût, la durée, la facilité de mise en œuvre et l'opérationnalité d'usage, sur le cadre de mise en œuvre (science participative, recherche, démarche individuelle) n'est que peu renseignée dans les articles. L'information a été complétée sur la base de fiches outils ou guides techniques issus de programme de recherche (ex. : programme Boindicateur : les fiches-outils, consultables dans la librairie ADEME³, ont été créées par les porteurs d'indicateurs ; elles donnent un ensemble de détails scientifiques et méthodologiques sur la mise en oeuvre des bioindicateurs), des informations données par la FAO pour les fiches GLOSOLAN, ou des initiatives individuelles.

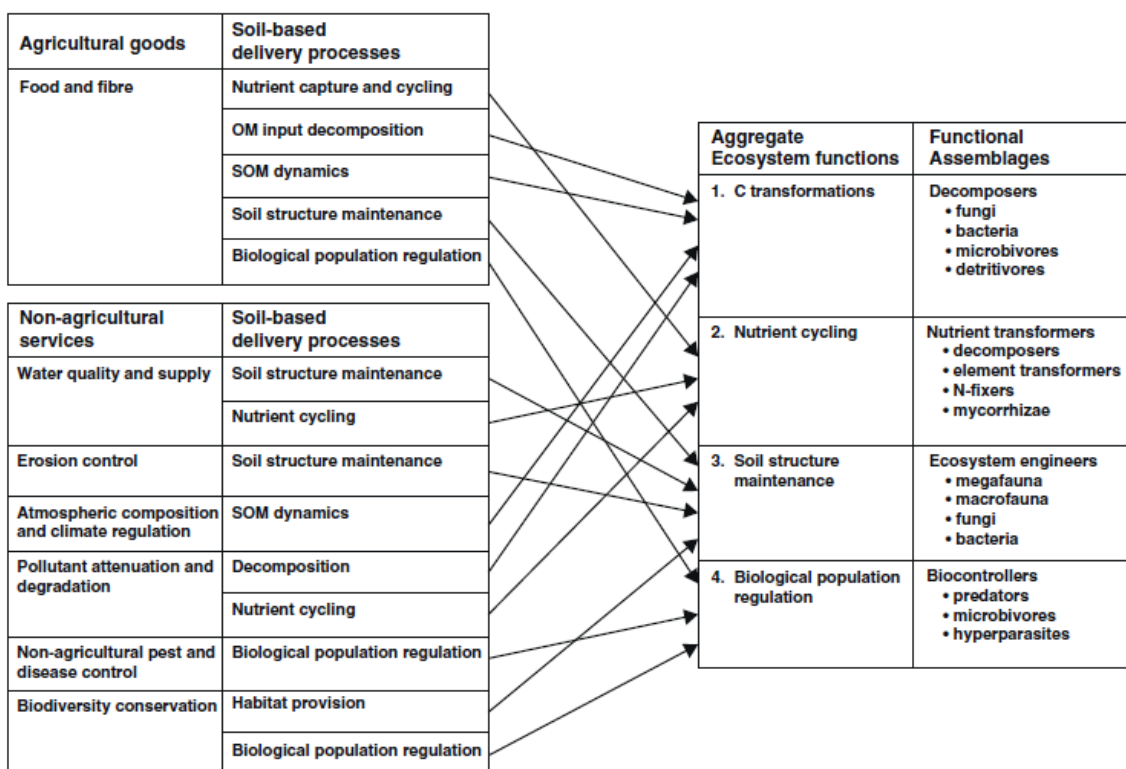
2. Méthodes de mesure des paramètres microbiens

Dans le sol, les organismes dont la taille est inférieure à 5-50 μm correspondent aux microorganismes (FAO *et al.*, 2020). Ils représentent la majorité des organismes vivants (nombre, biomasse) et sont les plus diversifiés

³ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

taxonomiquement et fonctionnellement (Karimi *et al.*, 2018 ; Torsvik et Ovreås, 2002). La terminologie diverse liée au compartiment microbien peut porter certaines fois à confusion. Ainsi, le compartiment microbien est le plus communément associé aux microorganismes qui dans le sol couvrent trois grands domaines : les bactéries, les archées (procaryotes) et les champignons (eucaryotes). On peut trouver le terme « microflore », ou encore le terme « microbe ». Il est à noter que dans la littérature, le terme microorganismes peut intégrer la microfaune (ex : protozoaires) (Brookes *et al.*, 2013).

Bien que la biomasse microbienne, partie vivante de la matière organique totale d'un sol, représente généralement moins de 5% de la matière organique du sol (Dalal, 1998), les microorganismes réalisent de nombreuses fonctions majeures dans le fonctionnement du sol (Bastida *et al.*, 2008 ; Christel *et al.*, 2021) : à la fois une source et un puits pour les nutriments, ils sont centraux dans le bouclage des cycles des éléments C, N, P et S (Maron *et al.*, 2018 ; Philippot *et al.*, 2013), jouent un rôle actif dans la dégradation des composés organiques xénobiotiques et dans l'immobilisation de métaux lourds, contribuent à la régulation des pathogènes (Vivant *et al.*, 2013), participent à la formation et la structure des sols et contribuent à la résilience des plantes face aux stress hydriques (Prudent *et al.*, 2020), etc. La synthèse de Kibblewhite *et al.* (2008), met en évidence le lien entre les assemblages de taxa, les fonctions associées et les services écosystémiques qui en découlent (Figure 10-3). En raison de leur très forte contribution à la dynamique de la matière organique en tant que décomposeurs et à la dynamique des nutriments, mais aussi à tous les autres rôles cités en amont, les microorganismes du sol sont reconnus comme étant les principaux ingénieurs chimiques du sol (Pulleman *et al.*, 2012).



Current Opinion in Environmental Sustainability

Figure 10-3. Relation entre les assemblages fonctionnels des organismes du sol, les fonctions du sol, les processus et services écosystémiques (Kibblewhite *et al.*, 2008)

La présence des microorganismes dans les sols a été observée au XIX^e siècle ; leur importance et la nécessité de développer des méthodes spécifiques ont été soulignées lors de différents congrès au début du XX^e siècle (Stoklasa, 1911, et Vinogradsky, 1924, *in* Gabriel, 2010). Cependant, les méthodes pour caractériser ces microorganismes du sol ont mis du temps à se développer ; elles furent très diverses tant sur leur conception, que leur mise en œuvre et leur finalité (étude à l'échelle individuelle, puis de la population, la communauté et enfin la métacommunauté afin de rendre compte et comprendre la complexité des interactions entre individus et interactions avec le milieu), comme le décrivent Gabriel (2010), Maron *et al.* (2011), Philippot *et al.* (2012), et

récemment Nkongolo et Narendrula-Kotha (2020). Ces quatre synthèses mettent en évidence les très grands progrès réalisés majoritairement depuis les années 1990, notamment grâce au fort développement des méthodes biochimiques et aujourd'hui à l'existence des méthodes moléculaires permettant de caractériser la diversité microbienne (Figure 10-4).

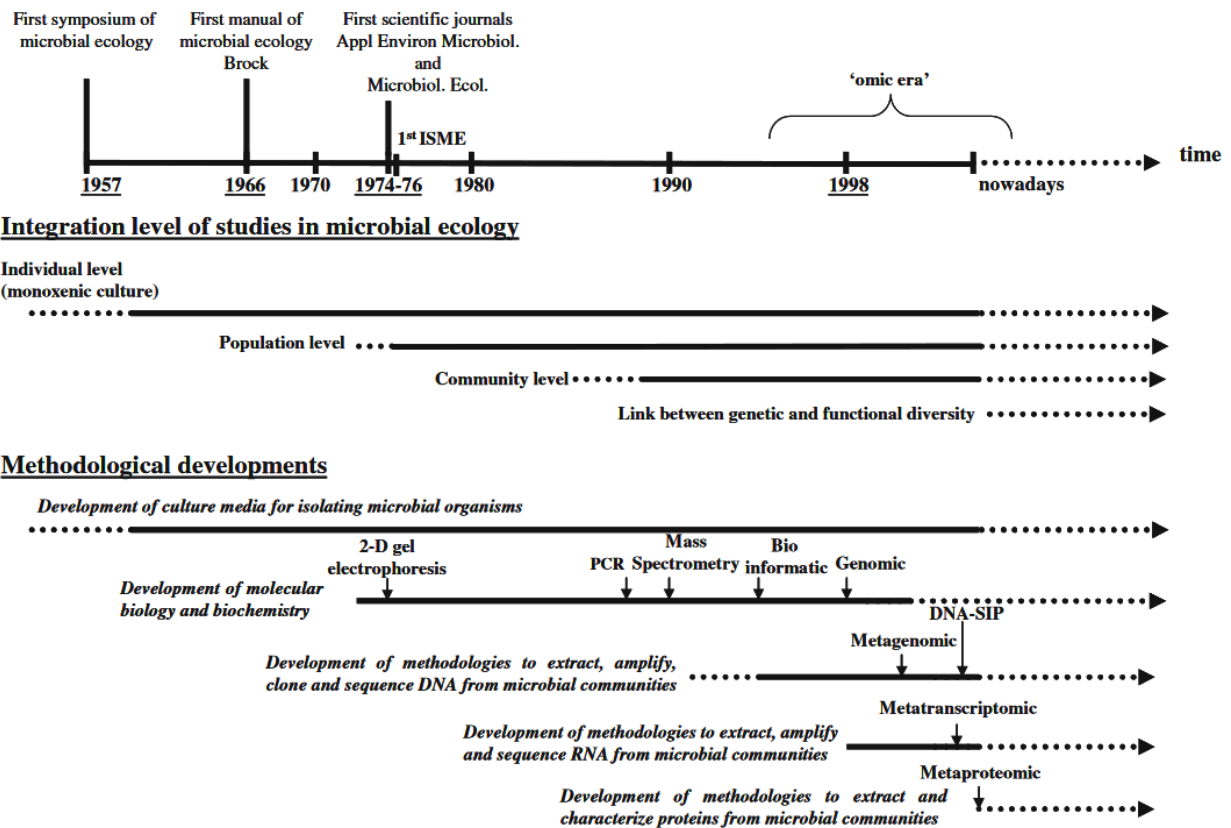


Figure 1. Historical and step-by-step evolution of microbial ecology.

Figure 10-4. Histoire et évolution pas à pas de l'écologie microbienne (Maron et al., 2007)

Du fait de leurs caractéristiques génétiques et physiologiques, les microorganismes du sol sont susceptibles d'intégrer et de s'adapter aux pressions (perturbations) environnementales (anthropiques ou naturelles) que subit le sol. Ils sont reconnus comme des bio-indicateurs pertinents, précoces et sensibles de l'évolution des sols (Djemiel *et al.*, 2022 ; Ranjard *et al.*, 2010). La rapidité de la réponse du compartiment microbien, comparée à celle d'autres indicateurs, a été soulignée il y a plus de 30 ans dans les travaux de Jenkinson (1988) : la biomasse microbienne met en évidence des changements de gestion des sols plus rapidement que le carbone organique (Corg) ou l'azote total (Ntot) (Powlson *et al.*, 1987).

Les communautés microbiennes vont répondre aux changements environnementaux (naturels ou anthropiques), par la modification de : i) leur abondance/biomasse, ii) leur diversité taxonomique, iii) leur composition, iv) leur activité (Christel *et al.*, 2021 ; Griffiths *et al.*, 2012 ; Ritz *et al.*, 2009). Les communautés microbiennes peuvent ainsi être caractérisées par plusieurs descripteurs : i) leur abondance ou biomasse totale, ii) la densité de certains groupes (ex : densité bactérienne, densité fongique, ratio champignons/bactéries), iii) leur diversité taxonomique via des indices de diversité qui tiennent compte de la présence et/ou des effectifs des espèces (Richesses, indice de diversité, indice d'équitabilité), iv) leur diversité à travers leur composition (liste et proportion des espèces), v) les fonctions potentielles qu'elles peuvent assurer .

Dans la section suivante, nous détaillerons donc les méthodes de mesure et de caractérisation les plus communément employées (Bhaduri *et al.*, 2022 ; Joergensen et Emmerling, 2006), en distinguant les méthodes associées aux indicateurs d'état (biomasse microbienne), de diversité (diversité microbienne, composition des communautés) et d'activité (respiration basale, quotient microbien, activités enzymatiques).

2.1. Biomasse microbienne

2.1.1. Généralités sur la biomasse microbienne

■ Présentation du paramètre – Lien avec des fonctions

La biomasse microbienne du sol correspond à la partie vivante de la matière organique du sol. Ce paramètre est considéré comme l'un des indicateurs les plus sensibles et les plus efficaces car la biomasse microbienne est directement influencée par des facteurs biotiques et abiotiques du milieu (Karlen *et al.*, 2019 ; Nunes *et al.*, 2020), et en milieu contaminé c'est un indicateur précoce de la contamination par des métaux (Xin *et al.*, 2022). Comparant différents paramètres biochimiques du sol (biomasse microbienne, activité déshydrogénase, potentiel de minéralisation d'azote, phosphatase, glucosidase, uréase), la synthèse de Gil-Sotres *et al.* (2005) mettent en évidence que 41% des auteurs considèrent que la biomasse microbienne est un indicateur pertinent.

La biomasse microbienne du sol est caractérisée de plusieurs manières : biomasse microbienne totale, ou en termes de carbone de la biomasse microbienne, aussi dénommé carbone microbien avec plusieurs acronymes (MBC, Cmic), d'azote de la biomasse microbienne aussi dénommé azote microbien (MBN, Nmic), de phosphore de la biomasse microbienne aussi dénommé phosphore microbien (MBP, Pmic), ou soufre de la biomasse microbienne aussi dénommé soufre microbien (Smic). La synthèse de Bhaduri *et al.* (2022) liste les éléments suivants :

- Le carbone microbien (MBC, Cmic) est une fraction labile relativement petite du pool total du carbone organique des sols (1 à 4%). Il réagit rapidement à la disponibilité du carbone et est également fortement influencée par les pratiques de gestion des cultures et les perturbations du système habituellement suivies (Verma *et al.*, 2010). Il indique la capacité du sol à stocker et à recycler les nutriments et l'énergie, et sert également d'indicateur sensible du changement et des tendances futures des niveaux et de l'équilibre de la matière organique.

- L'azote microbien (MBN, Nmic) constitue une partie importante de l'azote du sol et de l'azote potentiellement minéralisable ; il sert à la fois d'agent de transformation, de puits et de source d'azote (Li *et al.*, 2019). Par conséquent, le MBN peut avoir des impacts importants sur la disponibilité de l'azote pour les plantes et sur le cycle global de l'azote dans le sol (Singh *et al.*, 2009).

- Le phosphore microbien (MBP, Pmic) représente environ 2 à 10% du phosphore total du sol, mais en fonction des différents stades de développement du sol et s'agissant des couches de litière, le phosphore microbien peut atteindre 50% du phosphore total du sol (Achat *et al.*, 2010). Le renouvellement rapide du P dans le pool microbien peut contribuer à une source majeure du pool de P disponible, car le P libéré par la biomasse microbienne est hautement disponible pour l'absorption par les plantes, et l'immobilisation microbienne du P inorganique protège le P des effets physico-chimiques (Oberson *et al.*, 2001).

- Le soufre microbien (Smic).

La biomasse microbienne peut aussi être caractérisée par :

- les composés lipidiques cellulaires (acides gras dérivés des phospholipides -PLFA)
- les alcools polycycliques cellulaires (ergostérol)
- l'ADN ou l'ARN.

Toutes ces différentes manières de caractériser et de quantifier la biomasse microbienne sont étroitement liées aux méthodes ; ces dernières sont développées dans les sections suivantes.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

La biomasse microbienne est l'indicateur biologique qui fait le plus consensus, comme le démontre le travail présenté au chapitre 7.

Ainsi, dans Bünemann *et al.* (2018), il est spécifié que la biomasse microbienne fait partie des 4 indicateurs biologiques les plus utilisés, en 2^e position après la respiration du sol et à égalité avec l'azote minéralisable,

devançant les lombriciens. Cet indicateur apparaît même plus utilisé que 5 des 13 indicateurs chimiques de la qualité des sols, et que la moitié des 10 indicateurs physiques. La revue récente de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023) redonne encore plus de poids à cet indicateur, en soulignant que la biomasse microbienne est de loin l'indicateur biologique le plus utilisé. La biomasse microbienne, qui n'est pas ressortie des projets ENVASSO (Huber *et al.*, 2008), SIREN ou Ecofinders, a été retenue dans le projet LANDMARK. Enfin, toutes les recommandations institutionnelles mobilisées dans cette étude (directive européenne *Soil Monitoring and Resilience*, SHI-USA 2022 ; Wienhold *et al.*, 2004 ; European Environment Agency, 2023) soulignent la nécessité d'utiliser cet indicateur pour contribuer à rendre compte de la perte de biodiversité des sols.

S'intéressant à d'autres descripteurs de la biomasse microbienne, le travail réalisé dans le chapitre 7 met en avant que le carbone microbien (Cmic) et dans une moindre mesure l'azote microbien (Nmic) sont aussi deux indicateurs biologiques fréquemment utilisés.

Il est à noter que dans les ressources mobilisées dans le travail ayant permis d'identifier les indicateurs les plus utilisés (revues, projets de recherche, recommandations institutionnelles - Chapitre 7), les méthodes associées à la quantification de la « biomasse microbienne » ne sont pas précisées, l'indicateur « biomasse microbienne » étant potentiellement mesuré par différentes méthodes. Dans la nouvelle version de la proposition de la directive européenne *Soil Monitoring and Resilience*, la « biomasse microbienne » est listée comme un indicateur à mesurer sans qu'aucune méthode de quantification ne soit spécifiée, mais d'autres indicateurs permettant aussi de mesurer la biomasse microbienne (totale ou d'un groupe spécifique) sont proposés et via leur terminologie sont directement associés à des méthodes de caractérisation, tels que l'indicateur « PLFA » ou « metabarcoding bactérien et fongique », ce dernier étant lié à la « biomasse moléculaire microbienne ».

Cette polysémie (indicateur-méthode) qui permet d'identifier la méthode mise en oeuvre pour la caractérisation de la biomasse microbienne est observée dans la littérature récente : la revue de Balami *et al.* (2020), portant sur l'analyse de 190 études de cas, cite « PLFA » et « Ergostérol » comme des indicateurs.

■ Méthodes de mesure

La biomasse microbienne peut être mesurée de manière directe ou indirecte (Tableau 10-1).

Les mesures directes : la biomasse microbienne peut être mesurée directement par une approche globale de la composante microbienne ou par des approches ciblées des domaines de la biosphère (bactéries, champignons, archées). Plusieurs méthodes sont utilisées :

- culture cellulaire,
- fumigation-extraction (FE),
- acides gras dérivés des phospholipides (PLFA),
- ergostérol,
- approche moléculaire : extraction d'ADN (biomasse microbienne moléculaire), ARN18S, ARN16S.

Les mesures indirectes : la biomasse peut aussi être mesurée de manière indirecte via la courbe de respiration

2.1.2. Méthode « Culture cellulaire »

La méthode la plus ancienne recensée pour quantifier la composante microbienne fait référence au dénombrement de bactéries cultivables sur des géloses sélectives ou non, permettant ainsi de quantifier l'abondance et la diversité bactériennes. Selon les travaux de Gattin *et al.* (2011), il s'agit d'une méthode rapide et peu onéreuse qui fournit des informations sur les populations hétérotrophes, mais présente des limites liées à : la difficulté à déloger les bactéries (ou leurs spores) des particules de sol, la sélectivité des milieux de culture (Tabacchioni *et al.*, 2000), les conditions de culture (température, pH, lumière), l'incapacité à cultiver un grand nombre d'espèces, la potentielle inhibition de croissance de colonie à colonie, le caractère envahissant de certaines colonies (Trevors, 1998), et le développement favorisé des microorganismes à croissance rapide sur milieu solide. Cette méthode est donc plus rarement utilisée que celles détaillées ci-après, d'autant qu'elle se limite au compartiment bactérien.

Tableau 10-1. Liste des méthodes permettant la caractérisation et quantification de la biomasse microbienne

| | | Abondance/Biomasse microbienne, Carbone microbien, Azote microbien, Phosphore microbien, Souffre microbien | Abondance, biomasse bactérienne | Abondance, biomasse des archées | Abondance, biomasse fongique | Intérêts | Limites |
|--------------------------------|--|--|--|--|--|--|--|
| Méthodes directes | Culture cellulaire | | Abondance bactérienne | | | Rapide, peu onéreuse | Espèces cultivables limitées ; difficulté du substrat sol |
| | Fumigation-extraction | Cmic, Nmic, Pmic, Smic | | | | Facilement réalisable. Peu coûteuse. Développée en routine en laboratoire | Nécessite un stockage des échantillons en conditions contrôlées (4°C). Analyses doivent être réalisées rapidement. |
| | PLFA | PLFA totaux : biomasse microbienne | PLFA spécifiques Gram-, Gram+ : biomasse bactérienne | | PLFA spécifiques : biomasse fongique | Caractérisation de groupe spécifique Rapide Peu coûteuse | Nécessite un stockage des échantillons en conditions contrôlées (4°C). Analyses doivent être réalisées rapidement. |
| | Ergosterol | | | | Abondance fongique (µg/g sol) | | |
| | Outil moléculaire : Extraction de l'ADN métagénomique | Biomasse moléculaire microbienne | | | | Analyses réalisées sur échantillons secs ou stockés entre -20 et -40°C, ce qui permet de réanalyser au besoin les échantillons. Le matériel génétique peut être utilisé pour d'autres mesures. | Moins rapides que autres méthodes. |
| | Outil moléculaire : ARN 16S (q-PCR) | | Densité bactérienne (copies d'ADNr 16S .g ⁻¹ sol) | Densité des archées (copies d'ADNr 16S .g ⁻¹ sol) | | | |
| | Outil moléculaire : ARN18S (q-PCR) | | | | Densité des champignons (copies d'ADNr 18S.g ⁻¹ | | |
| Outil moléculaire : ITS | | | | Densité des champignons | | | |
| Méthodes indirectes | Courbe de respiration | Biomasse microbienne | | | | | |

2.1.3. Méthode « Fumigation-extraction » (FE)

■ Méthode de mesure

Cette méthode est encadrée par une norme ISO 14240-2 (1997) « *Determination of microbial biomass Part1: Method by respiration du to substrate; Part 2: Method by fumigation-extraction* ».

Retraçant l'évolution des méthodes mesurant la biomasse microbienne (Joergensen *et al.*, 2011), il apparaît que la méthode fumigation-extraction (FE ; Jenkinson et Powlson, 1976) fait suite à la méthode fumigation-incubation (FI ; Jenkinson, 1966) et l'a rapidement remplacée (Jenkinson *et al.*, 2004). En effet, la méthode de fumigation-extraction présente l'avantage de pouvoir être utilisée sur tous les types de sol et sur des échantillons de tailles très variées, ainsi que sur des sédiments de rivière, sur de la litière et sur des composts (Joergensen *et al.*, 2011).

Principe de la méthode

La mesure de la biomasse microbienne C, N ou P repose sur la différence entre la teneur en éléments dissous mesurée sur des échantillons fumigés avec un biocide et les teneurs mesurées sur un sol non fumigé ; une correction est nécessaire, basée sur le fait que 100% des microorganismes ne seront jamais extraits par fumigation. De manière plus détaillée, les méthodes FI et FE commencent toutes deux par la fumigation du sol humide avec du chloroforme (lyse des cellules microbiennes) puis élimination du fumigant. A ce stade les méthodes divergent.

La méthode FI utilise une période d'incubation de 10 jours pendant laquelle les cellules tuées sont minéralisées par des microorganismes survivants ou inoculés, produisant du CO₂ qui est piégé et mesuré ; la mesure de CO₂ est étalonnée par la soustraction du CO₂ dégagé à partir d'un « contrôle » non fumigé pour tenir compte de la minéralisation des sols sans microorganisme ; une autre correction (k_C), basée sur le fait qu'environ 45% de la biomasse tuée est libérée sous forme de CO₂-C est ensuite appliquée (soit k_C = 0,45).

In fine, la biomasse microbienne est calculée comme suit : Biomasse microbienne = [(CO₂-C issu de la fumigation au CHCl₃ du sol pendant 10 jours) - (CO₂-C issu du sol non fumigé pendant 10 jours)]/k_C.

La méthode FE exige quant à elle l'extraction immédiate des composants cellulaires après fumigation à l'aide de solutions salines simples (par exemple 0,5 M K₂SO₄ pour la biomasse C). A noter qu'en fonction de la cible, différents extractants seront utilisés : C (se référer à Vance *et al.*, 1987), N (se référer à Brookes *et al.*, 1985), P (se référer à Brookes *et al.*, 1982), S (se référer à Wu *et al.*, 1994). Une valeur de contrôle est également évaluée, analogue à celle de FI et basée sur une correction pour la non-biomasse C organique du sol extrait, ainsi que la correction relative à l'incomplétude de l'extraction microbienne, en appliquant une valeur de conversion analogue à celle de FI (k_{EC}) égale à 0,45 comme proposé par Wu *et al.* (1990). Cette dernière valeur, même si elle présente certaines limites en raison de la complexité des situations, est reconnue comme pouvant être appliquée dans la plus grande majorité des cas (Joergensen *et al.*, 2011).

La méthode pour la mise en œuvre de l'indicateur est consultable dans la librairie de l'ADEME⁴.

Métriques

La méthode de fumigation-extraction, en fonction des extractants utilisés, aboutit à la biomasse microbienne C (Cmic, mg/kg sol sec), biomasse microbienne N (Nmic, mg/kg sol sec), biomasse microbienne P (Pmic, mg/kg sol sec), biomasse microbienne S (Smic, mg/kg sol sec).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Des gammes de variations, gammes de valeurs d'existence, existent dans la littérature. Cependant, bien que cette méthode soit ancienne et bien développée, aucune base de données conséquente n'a pu être trouvée. Les valeurs présentées ci-dessous sont issues du programme Bioindicateur-Phase 2⁵ (188 points en France) et de la publication de Cluzeau *et al.* (2012 ; 109 points en Bretagne) (Tableau 10-2).

Tableau 10-2. Biomasse microbienne : gammes de valeurs d'existence issues du programme Bioindicateur-Phase 2⁶ et de (Cluzeau *et al.*, 2012)

| Para-mètre | Source | Usage non différencié | | | Prairie | | | Culture | | | Forêt | | | Friche | | | |
|------------------------------------|--------------------------------------|-----------------------|-------|--------|---------|--------------------------|--------|-------------------------|--------------------------|-------|-------------------------|-------|--------|--------|-------|--------|--|
| | | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | |
| Biomasse microbienne (mg C/kg sol) | Bioindicateur (n=188) | 99,53 | 544,4 | 2076,2 | | | | | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=24) | | | | 243,88 | 717,0 | 1380,0 | | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n= 84) | | | | | | | 95,5 | 343,75 | 685,5 | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n= 20) | | | | | | | | | | 285,2 | 978,6 | 2076,2 | | | | |
| | Bioindicateur (n= 60) | | | | | | | | | | | | | 100,0 | 651,7 | 1544,7 | |
| | | | | | | 1 ^{er} quartile | Moy | 3 ^e quartile | 1 ^{er} quartile | Moy | 3 ^e quartile | | | | | | |
| | Cluzeau <i>et al.</i> , 2012 (n=109) | | | | 326,5 | 465 | 446 | 203,8 | 248 | 291,5 | | | | | | | |

■ Opérationnalité technique

La méthode fumigation-extraction est une méthode simple à mettre en œuvre et conduit à des résultats significatifs et clairs (Joergensen *et al.*, 2011).

⁴ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

⁵ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bducible_micro.php

⁶ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bducible_micro.php

Cette méthode est largement employée dans les laboratoires d'analyses au-delà de la recherche (ex : Celesta-lab, SEMSE, Auréa).

2.1.4. Méthode Acides gras phospholipidiques (PLFA)

■ Présentation du paramètre

La biomasse microbienne peut être mesurée par la quantification des acides gras dérivés des phospholipides (PLFA). Les acides gras phospholipidiques (PLFA) sont des constituants des membranes cellulaires des êtres vivants qui sont rapidement métabolisés après la mort de l'organisme. Le dosage des PLFA totaux à partir d'un échantillon de sol fournit donc une mesure quantitative de la biomasse viable du sol, reflétant ainsi la biomasse microbienne vivante (bactéries, champignons et archaebactéries).

Le dosage des PLFA ne permet pas de distinguer les espèces microbiennes entre elles, mais certains PLFA étant spécifiques de groupes d'organismes, les profils de PLFA peuvent être utilisés pour déterminer les abondances/biomasses des champignons, des bactéries (gram-négatives et gram-positives) et des actinomycètes (Frostegård et Baath, 1996). Les PLFA représentatifs du compartiment fongique sont 18:3 ω 3c, 18:2 ω 6c et 16:1 ω 5, ce dernier étant spécifique aux champignons mycorhiziens à arbuscules (AMF). Les PLFA représentatifs des bactéries Gram – sont principalement 16:1 ω 7c, 18:1 ω 9c. Les PLFA représentatifs des bactéries Gram + sont principalement i16:0, i17:0, a17:0, 17:0, 18:0.

La quantification des PLFA, en raison de sa rapidité de mesure, son faible coût, sa reproductibilité et sa sensibilité aux paramètres environnementaux, s'est très fortement développée au début des années 1990, et est devenue une des méthodes les plus utilisées pour étudier les communautés microbiennes, comme le souligne les synthèses de Frostegård *et al.* (2011), Nkongolo et Narendrula-Kotha (2020) et Willers *et al.* (2015).

Plusieurs métriques sont associées à la quantification des PLFA et sont utilisées comme bioindicateurs d'état et de fonctionnement potentiel du sol :

- La concentration totale de PLFA (nmol de PLFA/g sol sec) est utilisée comme indicatrice de la variabilité spatiale (Potthoff *et al.*, 2006) et temporelle (Bossio *et al.*, 1998) de la biomasse microbienne ainsi que de l'effet des pratiques culturales (Balami *et al.*, 2020 ; D'Hose *et al.*, 2018 ; Francisco *et al.*, 2016 ; Klamer et Bååth, 2004) ou de la contamination (Francisco *et al.*, 2022 ; Frostegård *et al.*, 1993 ; Törneman *et al.*, 2008).
- Le ratio PLFA fongique/bactérien est reconnu comme un indicateur de gestion des sols (Bardgett et McAlister, 1999) et de pH (Bååth et Anderson, 2003).
- Les bactéries changeant la composition de leur acides gras membranaires en réponse à un stress, le ratio PLFA saturé/PLFA monoinsaturé rend compte, à travers sa diminution, d'un stress nutritif des bactéries gram-négative (McKinley *et al.*, 2005).

De manière plus ciblée, une augmentation du PLFA cy19 :0 a été décrite comme indicateur potentiel de famine microbienne ou d'un déficit d'oxygène (Simmons et Coleman, 2008) ou encore de contamination (Frostegård *et al.*, 1993).

■ Méthodes de mesure

La mesure de PLFA est encadrée par deux normes ISO :

- ISO/TS 29843-1 (2010) « *Determination of microbial diversity Part1: Method by analysis of phospholipidic fat acid (PLFA) and analysis of phospholipidic ether lipids (PLEL)* »,
- ISO/TS 29843-2 (2011) « *Determination of microbial diversity Part2: Method by analysis of phospholipidic fat acid (PLFA) using simple extraction method of PLFA* ».

Principe de la méthode : La méthodologie analytique classique est d'extraire les lipides du sol puis de les séparer en lipides neutres, glycolipides et PLFA (Frostegård *et al.*, 1993). Les PLFA subissent ensuite une transméthylation par méthanolyse alcaline afin d'obtenir les esters méthyliques (FAME = *Fatty Acid Methyl Ester*) correspondants, facilement analysables par chromatographie gazeuse (GC) couplée soit à un détecteur à ionisation de flamme

(GC-FID) comme souvent utilisé (Bååth et Anderson, 2003 ; Frostegård *et al.*, 1993 ; Ruess *et al.*, 2002), ou à un spectromètre de masse de type piège à ion (GC-MS, mode SIM) plus spécifique (Cheviron *et al.*, 2011).

Différents types d'acides gras (cyclopropyl, saturé branché terminal, branché mono-insaturé, mono-insaturé, poly-insaturé, insaturé) sont ainsi obtenus, associés aux différents indicateurs (bactéries gram-négatives, ou gram-positives, champignons, plantes, protozoaires).

La méthode pour la mise en œuvre de l'indicateur est consultable dans la librairie de l'ADEME⁷.

Métriques : La méthode de mesure des PLFA conduit à différentes métriques : PLFA totaux (nmol/g sol sec) qui est décrite comme une mesure de la biomasse microbienne (Zelles, 1997), PLFA saturé/PLFA monoinsaturé, et quantification de PLFA spécifique (PLFA cy19:0).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Des gammes de variations, gammes de valeurs d'existence, n'ont pas été trouvées dans la littérature. Les valeurs présentées ci-dessous sont issues du programme Bioindicateur-Phase 2⁸ (188 points en France) (Tableau 10-3).

Tableau 10-3. PLFA totaux : gamme de valeurs d'existence issues du programme Bioindicateur-Phase 2

| Paramètre | Source | Usage non différencié | | | Prairie | | | Culture | | | Forêt | | | Urbain | | |
|---------------------------------|--------------------------|-----------------------|-------|--------|---------|-------|--------|---------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|-----|-----|
| | | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max |
| PLFA totaux (nmol/g sol sec) | Bioindicateur (n=188) | 23,8 | 247,2 | 1846,6 | | | | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=24) | | | | 160,6 | 527,4 | 1846,6 | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=84) | | | | | | | 35,9 | 146,9 | 534,6 | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=20) | | | | | | | | | | 68,6 | 268,66 | 813,23 | | | |

■ Opérationnalité

Le travail de synthèse de Frostegård *et al.* (2011 ; environ 70 publications) souligne l'intérêt de cette méthode (rapidité, faible coût, reproductibilité et sensibilité) pour détecter des changements de communautés microbiennes du sol. Il en dégage aussi les limites notamment concernant la définition de PLFA spécifiques de groupes de microorganismes, le taux de renouvellement et la diversité des PLFA. La synthèse de Olsson et Lekberg (2022), met aussi en garde sur l'utilisation des PLFA 16:1 ω 5 dans la quantification des champignons mycorhiziens à arbuscules (AMF), car cette signature peut aussi couvrir la composante bactérienne ; cette revue, tout en soulignant l'intérêt des PLFA 16:1 ω 5, propose différentes recommandations notamment la nécessité de combiner cette mesure à des mesures PLFA rendant compte du compartiment bactérien.

Il est à noter que cette méthode est régulièrement revisitée afin d'en améliorer l'opérationnalité et des conseils sur la mise en œuvre de l'indicateurs sont proposés (Benabdallah *et al.*, 2011 ; Buyer *et al.*, 2019 ; Willers *et al.*, 2015).

2.1.5. Biomasse fongique estimée par la quantification de l'ergostérol

■ Présentation du paramètre

L'ergostérol (alcool polycyclique) joue un rôle essentiel pour les cellules fongiques (régulation de la perméabilité et fluidité), ce qui explique qu'elle soit la molécule cible d'un grand nombre d'antifongiques. Cette molécule existe sous deux formes au sein des cellules fongiques : i) la forme libre est présente au sein de la bicouche lipidique membranaire, le plus souvent en plus grande quantité ; ii) l'ergostérol sous forme d'ester (qualifié aussi de lié) est, quant à lui, présent dans le cytoplasme. Elle est largement utilisée comme biomarqueur pour estimer la biomasse fongique dans les sols (Sae-Tun *et al.*, 2020). Cependant, ceci doit être pris avec précaution en raison : i) du turnover de l'ergosterol dans le sol après la mort des cellules (Zhao *et al.*, 2005), et ii) de l'absence d'ergostérol dans

⁷ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

⁸ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bducible_micro.php

la membrane des champignons mycorrhiziens arbusculaires (van Groenigen *et al.*, 2010) ; cette méthode exclue donc la quantification des champignons mycorrhiziens arbusculaires.

■ Méthode de mesure

Cette méthode n'est encadrée par aucune norme, hormis une norme en alimentation animale (NF V18-112).

Principe de la méthode : L'ergostérol est dans un premier temps extrait de la matrice sol, puis les extraits sont séparés, détectés et quantifiés par chromatographie liquide à haute pression (HPLC), ou par chromatographie en phase gazeuse (CPG). Trois types d'ergostérol sont analysés : i) ergostérol libre (marqueur reflétant la biomasse fongique en cours de dégradation), ii) ergostérol lié (marqueur reflétant la biomasse fongique viable), iii) ergostérol (marqueur du potentiel mycorrhizogène du sol). L'ergostérol libre se différencie de l'ergostérol total.

La phase d'extraction de l'ergostérol reste une phase très importante (Beni *et al.*, 2014 ; Joergensen et Wichern, 2008). Le travail de Sae-Tun *et al.* (2020) comparant, dans différents types de sol, les méthodes d'extraction les plus communément utilisées (lyse par méthode alcaline, ou par billes de verre ou par ultrasons, en association avec une simple agitation), souligne la pertinence de la méthode alcaline, ainsi que dans une moindre mesure celle des billes de verre ; cependant au regard de la facilité de mise en œuvre (durée, absence de produits chimiques à manipuler, équipement), les auteurs recommandent l'utilisation de la méthode à base de billes de verre, excepté pour des sols très riches en MO.

La méthode pour la mise en œuvre de l'indicateur est consultable dans la librairie de l'ADEME⁹.

Métrique : µg d'ergostérol par g de sol sec.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Les gammes de variations, gammes de valeurs d'existence, présentées ci-dessous sont issues du programme Bioindicateur-Phase 2¹⁰ (188 points en France) (Tableau 10-4).

Tableau 10-4. Biomasse fongique – ergostérol : gamme de valeurs d'existence issues du programme Bioindicateur-Phase 2

| Paramètre | Source | Usage non différencié | | |
|------------------------|-----------------------|-----------------------|------|-------|
| | | Min | Moy | Max |
| Ergostérol total (ppm) | Bioindicateur (n=179) | 0,433 | 5,6 | 45,43 |
| | Bioindicateur (n=183) | 0,083 | 2,81 | 13,0 |

■ Opérationnalité

Selon la fiche descriptive de la mise en œuvre de cet indicateur issue du programme Bioindicateur¹¹ et consultable dans la librairie de l'ADEME¹², la méthode est peu coûteuse et rapide (6 heures par série de 36 échantillons).

2.1.6. Biomasse moléculaire microbienne

Les outils moléculaires vont permettre de caractériser la biomasse (ou abondance) microbienne totale ainsi que la diversité microbienne (voir Section 2.2) sur un même échantillon de sol. La quantification de l'ADN directement extrait permet la mesure de la biomasse moléculaire microbienne correspondant à la quantité d'ADN extrait par gramme de sol, résultat qui constitue une mesure de la biomasse microbienne au même titre que la méthode de fumigation-extraction (Blagodatskaya *et al.*, 2003).

⁹ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

¹⁰ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bducible_micro.php

¹¹ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

¹² <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

■ Méthode de mesure

La biomasse moléculaire microbienne est mesurée en faisant une extraction et une quantification de l'ADN directement à partir de l'échantillon environnementale (c'est-à-dire un échantillon de sol composite). L'extraction d'ADN du sol est encadrée par la norme NF ISO 11063 (2020), intégrant les modifications de Terrat *et al.* (2015).

Principe de la méthode : La méthode comprend généralement trois étapes :

- Une lyse mécanique des microorganismes par broyage de l'échantillon,
- Une lyse chimique (à chaud 70°C) des microorganismes dans un tampon contenant des détergents,
- Une quantification de l'ADN extrait par comparaison avec une gamme étalon.

L'interprétation des résultats de l'indicateur se fait par comparaison des valeurs avec un référent local (situation témoin) ou par positionnement dans le référentiel national (Figure 10-5).

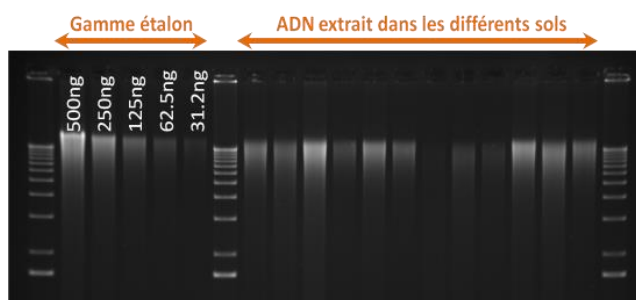


Figure 10-5. Exemple de profils d'ADN extraits dans différents sols, comparés à la gamme étalon

La méthode pour la mise en œuvre de l'indicateur est consultable dans la librairie de l'ADEME¹³.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

En France, plusieurs programmes de recherche ont permis de créer des valeurs de références en lien avec l'usage des sols (Tableau 10-5). Exemples de programmes : i) RMQS (échelle nationale, à laquelle les 2 200 points du Réseau ont permis de produire une cartographie nationale de la biomasse moléculaire (Figure 10-6) et de constituer le premier référentiel d'interprétation intégrant l'occupation des sols ; Dequiedt *et al.*, 2011) ; ii) programme Bioindicateur (à l'échelle nationale, 188 points incluant des sols agricoles, des sols forestiers et des sols contaminés).

Tableau 10-5. Quantité d'ADN : gamme de valeurs d'existence issues du programme RMQS, et du programme Bioindicateur

| Para- mètre | Source | Usage non différencié | | | Prairie | | | Culture | | | Forêt | | | Vignes et Vergers | | |
|---------------------------------|--------------------------|-----------------------|-------|-------|---------|-------|-------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------------------|------|-------|
| | | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max |
| Quantité ADN (µg / g de sol) | RMQS (n=2200) | 1,1 | 75,3 | 412,5 | 2,3 | 84,7 | 455,0 | 0,4 | 38,5 | 306,2 | 0,2 | 76,8 | 629,6 | 0,2 | 24,4 | 249,2 |
| | Bioindicateur (n=188) | 1,76 | 123,5 | 751,5 | | | | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=24) | | | | 54,2 | 148,7 | 318,9 | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=84) | | | | | | | 40,9 | 100,4 | 196,5 | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=20) | | | | | | | | | | 39,4 | 177,9 | 751,5 | | | |

¹³ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

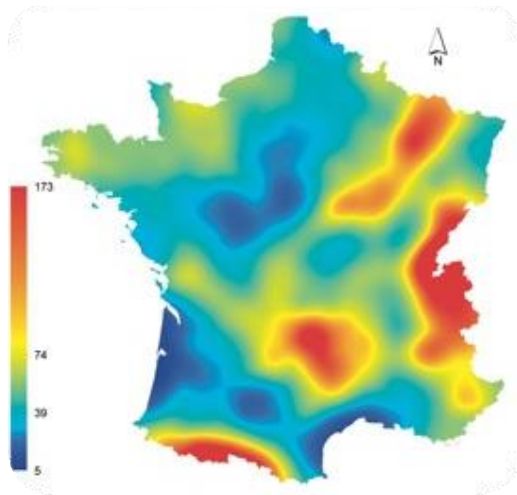


Figure 10-6. Carte de la biomasse moléculaire microbienne des sols en France issue des mesures du programme RMQS (Karimi et al., 2018)

Sur la base de ce référentiel, un modèle prédictif a été développé visant à estimer une valeur de référence de biomasse moléculaire microbienne à la parcelle sur la base des propriétés du sol (texture, carbone, pH) et de la localisation (altitude) (Horrigue *et al.*, 2016). La confrontation de cette valeur de référence à la valeur de biomasse moléculaire mesurée permet d'évaluer et de diagnostiquer l'impact des modes d'usages des sols, notamment des pratiques agricoles, sur la biomasse moléculaire microbienne des sols, une composante de la santé des sols, à un moment donné. A titre d'exemple, l'impact du travail du sol sur la biomasse moléculaire microbienne a été évalué sur des sols prélevés en région dijonnaise, sur le paysage de Fenay (Figure 10-7). Cette démarche a également été mise en oeuvre dans d'autres programmes de recherche (ex. : AgrInnov¹⁴, EcoVitiSol)

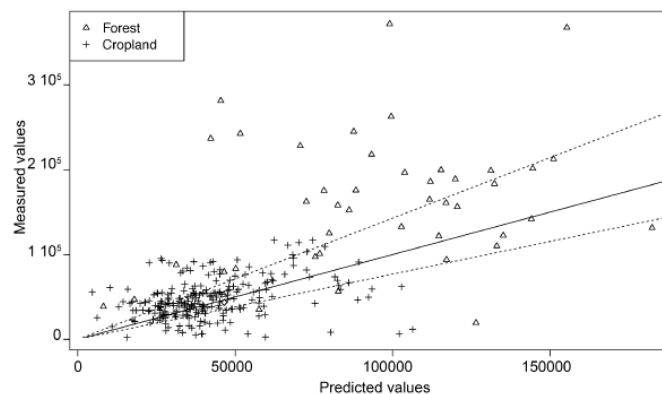


Fig. 4. Relationship between the measured and adjusted values of soil microbial biomass in the Fenay landscape. Adjusted values were derived from the third degree polynomial model. The black line represents the 1:1 line ($y=x$), dotted lines correspond to measurement uncertainty of soil microbial biomass ($\pm 20\%$), black crosses represent cropland soils and open triangles the forest soils.

Figure 10-7. Relation entre valeurs de biomasse moléculaire microbienne mesurées et prédites, dans l'environnement de Fenay. La ligne noire représente la ligne 1 : 1 ($y=x$), les lignes discontinues correspondent aux incertitudes ($\pm 20\%$), les croix représentent les sols cultivés et les triangles les sols forestiers. (Horrigue et al., 2016)

■ Opérationnalité

La méthode d'extraction d'ADN est rapide, peu coûteuse (Maron *et al.*, 2007).

Développée dans les structures de recherche (par exemple, GenoSol), elle est déjà mobilisée et proposée aux agriculteurs et gestionnaires de site dans le cadre de recherches participatives (AgrInnov, REVA, EcoVitiSol), et elle est accessible au grand public sous forme de prestation de service (programme AgroEcoSol, Auréa AgroSciences) et dans un cadre d'accompagnement via un bureau d'études (NovaSol Experts).

¹⁴ <http://www.jiag.info/>

2.1.7. Densités des bactéries et champignons estimées par réaction de polymérisation en chaîne (PCR) quantitative

Les outils moléculaires s'appuient sur le séquençage de l'ADN directement extrait du sol. Il est possible de quantifier le nombre de copies de gènes taxonomiques cibles au sein de cet ADN métagénomique afin de mesurer la densité des microorganismes (bactéries et archées ; champignons). Les gènes taxonomiques ciblés sont spécifiques d'un groupe particulier : région du gène de l'ADN ribosomique 16S pour les organismes procaryotes (bactéries et archées), région du gène de l'ADN ribosomique 18S pour les champignons. A partir de ces quantifications, il est possible de calculer un ratio Champignons /Bactéries qui est reconnu comme un indicateur de gestion des sols (Wang *et al.*, 2019) dans un objectif de séquestration du C ou de résistance du fonctionnement du sol au changement climatique (Delgado-Baquerizo *et al.*, 2017) ; ceci en lien avec le fonctionnement du sol (e.g., décomposition de la litière). Différentes méthodes ont été mobilisées pour le quantifier, notamment des méthodes moléculaires par PCR quantitative en temps réel (qPCR). Cette méthodologie a été appliquée sur l'ensemble du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS ; Djemiel *et al.*, 2023) et le Projet Territoire d'Innovation « Dijon Alimentation Durable 2030 » (Christel *et al.*, 2024).

■ Méthode de mesure

La quantification de densités bactériennes et fongiques est encadrée par une norme ISO 11063 (2021) « *Method of direct extraction of DNA for soil sample* ».

■ Gammas de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Un programme d'envergure a permis d'obtenir des gammes d'existence : le suivi du RMQS (Djemiel *et al.*, 2023) (Tableau 10-6).

Tableau 10-6. Densités en bactéries et en champignons, ratio champignons/bactéries : gamme de valeurs d'existence issues du programme RMQS

| Paramètre | Source | Prairie | | | Culture | | | Forêt | | | Vignes et Vergers | | |
|--|--------------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|-------|---------|---------|-------------------|--------|---------|
| | | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max |
| Densité des bactéries (10 ⁶ copies ADNr 16S /g sol) | RMQS (n=743) | | | | 162,8 | 9261,7 | 49996,8 | | | | | | |
| | RMQS (n=463) | 472,6 | 14148,3 | 50193,4 | | | | | | | | | |
| | RMQS (n=490) | | | | | | | 135,9 | 10152,4 | 50563,8 | | | |
| | RMQS (n=47) | | | | | | | | | | 200 | 6185,5 | 22737,1 |
| Densité des champignons (10 ⁶ copies ADNr 18S /g sol) | RMQS (n=847) | | | | 3 | 252 | 1485 | | | | | | |
| | RMQS (n=489) | 3,9 | 353,6 | 1484 | | | | | | | | | |
| | RMQS (n=503) | | | | | | | 3,1 | 387,3 | 527,3 | | | |
| | RMQS (n=48) | | | | | | | | | | 4,1 | 180,4 | 1199,9 |
| Ratio champignons/bactéries | RMQS (n=849) | | | | 0,24 | 3,05 | 11,59 | | | | | | |
| | RMQS (n=509) | 0,25 | 2,52 | 11,75 | | | | | | | | | |
| | RMQS (n=521) | | | | | | | 0,36 | 4,45 | 12,15 | | | |
| | RMQS (n=50) | | | | | | | | | | 1,08 | 3,07 | 10,75 |

2.1.8. Autre méthode : la NIRS

La spectroscopie proche infrarouge (NIRS) apparaissait il y a 10 ans comme étant une méthode prometteuse (Joergensen *et al.*, 2011) ; en effet, elle peut être appliquée sur un grand nombre d'échantillons et permet d'étudier la variabilité spatiale et temporelle de la biomasse microbienne (Orwin *et al.*, 2010 ; Terhoeven-Urselmans *et al.*, 2008). Testée en milieu forestier, la NIRS est apparue très pertinente pour appréhender le ratio Corg/Nt, ainsi que, mais dans une moindre mesure, pour mesurer le Corg, le Nt, le carbone microbien et la respiration basale (Chodak *et al.*, 2007).

2.2. Diversité et structure des communautés microbiennes

2.2.1. Généralités sur la structure des communautés microbiennes

■ Description du paramètre

La diversité microbienne, représentant la structure des communautés microbiennes, est un indicateur très fortement mobilisé dans des contextes très variés, notamment agricoles. Elle peut être caractérisée par plusieurs métriques :

- la richesse taxonomique (S) qui exprime le nombre d'espèces,
- les indices de diversité de Shannon (H') ou de Simpson (L) qui expriment la diversité spécifique du peuplement étudié, c'est-à-dire le nombre plus ou moins grand d'espèces présentes. Contrairement à la richesse spécifique, l'indice de Shannon est lié à la taille de l'échantillon (nombre total d'individus). Si le peuplement est homogène (une seule espèce) alors l'indice $H' = 0$; plus le nombre d'espèces différentes est important et plus la valeur H' augmente de façon logarithmique. Cet indice, en raison de son lien avec la taille de l'échantillon, donne une place importante aux espèces rares. L'indice de Simpson se base lui sur la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. Cet indice donne donc plus de poids aux espèces qui sont les plus abondantes.

La diversité microbienne peut aussi être caractérisée par la composition des communautés (bactéries, champignons, les différentes espèces représentées par les unités taxonomiques opérationnelles – OTU pour *operational taxonomic unit*)).

Tous ces descripteurs sont sensibles aux variations environnementales (Terrat *et al.*, 2017), à l'usage des sols (Christel *et al.*, 2024), aux pratiques agricoles (Constancias *et al.*, 2015), ou encore aux contaminations (Xin *et al.*, 2022).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

L'analyse des indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7) met en avant que la diversité microbienne fait partie des indicateurs biologiques les plus cités dans la littérature selon Valani *et al.* (2020) et Bonilla-Bedoya *et al.* (2023). Dans ces deux revues, la méthode utilisée pour la caractérisation de la biodiversité n'est pas précisée. La biodiversité microbienne n'est pas ressortie dans les projets de recherche ENVASSO ou LANDMARK, mais a été identifiée dans SIREN. Dans le projet Ecofinders, la diversité microbienne n'est pas listée parmi les 3 indicateurs les plus rentables et pertinents pour les politiques (Griffiths *et al.*, 2016), mais est reconnue comme pertinente pour discriminer les contextes agro-pédoclimatiques (Plassart *et al.*, 2019). Concernant les recommandations institutionnelles à l'échelle européenne, on observe que l'EAA (European Environment Agency, 2005) propose la diversité génétique (ADN) comme indicateur de la perte de biodiversité des sols. Cet indicateur de diversité est aussi considéré dans la dernière version de la proposition de directive européenne *Soil Monitoring and Resilience* où la biodiversité microbienne est recommandée, qu'elle soit mesurée par outil moléculaire (2 indicateurs sont listés : « metabarcoding bactérien et fongique », « diversité bactérienne basée sur ADN ») ou par PLFA (Chapitre 7, Tableau 7-1).

■ Méthodes de mesure

La diversité microbienne peut être mesurée par des techniques physiologiques, biochimiques ou moléculaires (Fuhrman, 2009). Les méthodes dites pasteuriennes ne permettaient l'observation et la caractérisation que d'une part restreinte de la diversité microbienne des sols (moins de 10% des microorganismes sont cultivables au laboratoire sur milieu nutritif ; Torsvik et Ovreås, 2002). Le développement des méthodes moléculaires ou encore biochimiques a réellement permis de lever ce verrou.

Deux grands types de méthodes permettant la caractérisation de la diversité microbienne sont identifiées : les méthodes moléculaires et les mesures des Acides gras phospholipidiques membranaires (PLFA).

2.2.2. Méthodes moléculaires

■ Description du paramètre

Les méthodes moléculaires s'appuient sur le séquençage de l'ADN directement extrait du sol (cf. Section 2.1.6 « biomasse moléculaire microbienne »). Elles permettent de caractériser des groupes taxonomiques particuliers en fonction de la région cible choisie. Les régions les plus couramment considérées de par leur spécificité sont celles codant pour tout ou partie de l'ARN ribosomal : les gènes de l'ADN ribosomique 16S sont utilisés pour caractériser les communautés procaryotiques (bactéries et archées), les gènes de l'ADN ribosomique 18S ou la région de l'ITS sont utilisés pour les communautés fongiques. Après amplification par PCR, les fragments amplifiés sont séquencés. Le traitement bioinformatique des séquences obtenues permet d'identifier des OTU. Chaque OTU regroupe des séquences à un niveau de similarité de séquence ADN donné, ce dernier variant en général entre 95% et 97% (niveau taxonomique entre le genre et l'espèce). Ainsi, il est possible d'identifier les OTU présentes dans les sols, et de quantifier leurs abondances relatives, c'est-à-dire leur proportion au sein de la communauté (Terrat *et al.*, 2015).

La chaîne de séquençage-amplification est encadrée par la norme ISO/DIS 17601 (2015) « Abondance et Diversité taxonomique - séquences de gènes microbiens par PCR à partir d'ADN extrait du sol et amplification ». Les travaux de Terrat *et al.* (2015) ont évalué par une approche de metabarcoding, la procédure d'extraction d'ADN de la norme ISO 11063 pour caractériser la diversité et la composition des communautés bactériennes et fongiques du sol. La méthode déployée pour constituer le référentiel de biomasse moléculaire microbienne des sols français a été validée pour la caractérisation des communautés microbiennes des sols.

L'identification des OTU présentes et la caractérisation de leurs abondances relatives permet de mesurer différents indices de diversité : la richesse taxonomique, indice de Shannon, indice de Simpson...) et de caractériser la composition des communautés microbiennes. Ces deux approches, diversité et composition, sont réellement complémentaires, car si les indices de diversité sont basés sur des effectifs, ils ne renseignent pas de la liste des espèces présentes et donc ne peuvent être associés aux fonctions du sol.

Au-delà de la connaissance de la structure des communautés, la connaissance des réseaux de co-occurrences, de leur complexité et des interactions entre microorganismes va renseigner sur la résilience d'un système face à une perturbation (Karimi *et al.*, 2018). Perspectives : la caractérisation de la composition des communautés microbiennes des sols en termes d'abondances relatives rendra prochainement possible de relier les fonctions, et donc les services écosystémiques des sols, aux différents microorganismes présents sur la base des matrices d'OTU grâce à des méthodes d'inférence (Djemiel *et al.*, 2022).

Il existe aussi d'autres méthodes permettant la caractérisation de la diversité microbienne (Gabriel, 2010), à savoir : i) Dénaturation électrophorèse sur gel à gradient (DGGE), ii) Gradient de température électrophorèse sur gel (TGGE) ; iii) ARISA : *Automated Ribosomal Intergenic Spacer Analysis*. Ces méthodes ont été largement utilisées dans les années 2000 à 2015 et ont été progressivement remplacées par les méthodes de séquençage à haut-débit présentées ci-dessus.

■ Gamme de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Tout comme la biomasse microbienne, la richesse microbienne des sols mesurée par des outils moléculaires (qPCR) a fait l'objet de nombreuses études et a permis d'établir des référentiels à l'échelle nationale sur la base du RMQS (Terrat *et al.*, 2017) en France (Tableau 10-7), ou du référentiel européen LUCAS (van Leeuwen *et al.*, 2017) à l'échelle européenne. D'autres monitorings ont pu être menés à des échelles spatiales plus petites comme le paysage (Constancias *et al.*, 2015), de petits territoires (Dijon Métropole ; Christel *et al.*, 2023 ; Christel *et al.*, 2024) ou la région, mais ils n'ont pas nécessairement fait l'objet d'une publication scientifique (référentiel Saône-et-Loire).

Tableau 10-7. Gamme de valeurs d'existence pour la diversité bactérienne issues du programme RMQS

| Para- mètre | Source | Prairie | | | Culture | | | Forêt | | | Vignes et Vergers | | |
|----------------------|--------------|---------|------|------|---------|------|------|-------|------|------|-------------------|------|------|
| | | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max |
| N OTU bactéries | RMQS (n=470) | 1141 | 2109 | 2901 | | | | | | | | | |
| | RMQS (n=743) | | | | 1192 | 2181 | 3075 | | | | | | |
| | RMQS (n=501) | | | | | | | 870 | 1902 | 2962 | | | |
| | RMQS (n=27) | | | | | | | | | | 1748 | 2212 | 2579 |
| N OTU champignons | RMQS (n=848) | | | | 703 | 1497 | 2363 | | | | | | |
| | RMQS (n=510) | 501 | 1464 | 2316 | | | | | | | | | |
| | RMQS (n=542) | | | | | | | 452 | 1392 | 2577 | | | |
| | RMQS (n=57) | | | | | | | | | | 813 | 1370 | 2112 |

Concernant la richesse bactérienne, utilisant 2 173 points du RMQS, une cartographie de la richesse bactérienne (Figure 10-8) et un modèle prédictif (Equation 1) de variation de cette richesse bactérienne ont été proposés à l'échelle nationale. De même, une cartographie de richesse des champignons a été proposée à l'échelle nationale sur la base du RMQS (Djemiel *et al.*, 2024). Le modèle prédictif permet d'obtenir des valeurs de référence pour une condition pédo-climatique donnée, la limite de ce modèle étant qu'il ne prend pas en compte la variabilité temporelle inter-annuelle et/ou intra-annuelle (Terrat *et al.*, 2017).

Equation 1 : Modèle prédictif de la richesse bactérienne. $Richness = 1044 + 3.305 * pH^4 + 0.0457 * Clay^2 + 0.0597 + 0.00298 * Clay^2 * C:N - 1.54 * 10^{-6} * Clay^3 * C:N + 2.336 * 10^{-5} * (C:N)^2 * X$

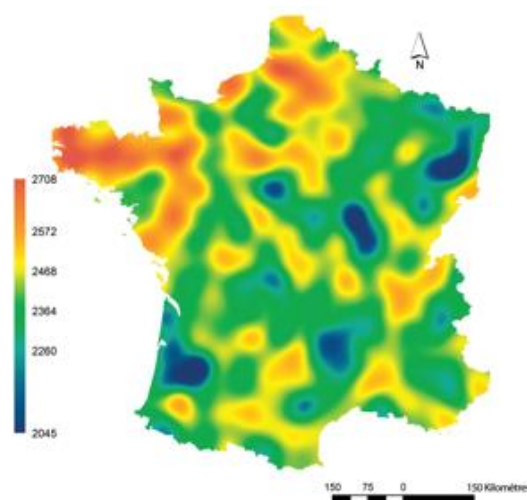


Figure 10-8. Carte de la richesse taxonomique des bactéries du sol en France (Karimi *et al.*, 2018)

Des cartographies de différents phylums bactériens ont aussi été proposées à l'échelle nationale, renseignant ainsi la structuration spatiale et des paramètres majeurs influençant la distribution de ces phylums bactériens, à savoir de manière hiérarchique le pH, l'occupation des sols, la texture, la teneur en éléments du sol et le climat (Karimi *et al.*, 2018), et définissant des habitats bactériens. La même démarche a été menée pour les champignons, définissant des habitats des champignons (Djemiel *et al.*, 2024). Par ailleurs, les réseaux d'interactions entre micro-organismes ont pu être évalués pour leur sensibilité à l'occupation du sol (Djemiel *et al.*, 2024 ; Karimi *et al.*, 2019).

■ Opérationnalité

Des outils ont pu être créés et utilisés pour le diagnostic de la qualité microbiologique et plus largement de la qualité des sols dans différents contextes, notamment dans le cadre du projet AgrInnov (Chemidlin Prévost-Bouré *et al.*, 2018) ou du projet TI Dijon Métropole (Christel *et al.*, 2023). La fiche de mise en œuvre est consultable sur le site de l'ADEME¹⁵.

¹⁵ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

La mobilisation de ces indicateurs moléculaires pour le diagnostic de la qualité microbiologique des sols dans le cadre de projets participatifs (AgrInnov, REVA, ECOVITISOL) abouti à l'édition d'une fiche de résultats dans laquelle chaque indicateur est positionné par rapport à sa référence à la parcelle et où un bilan microbiologique est proposé (Figure 10-9).

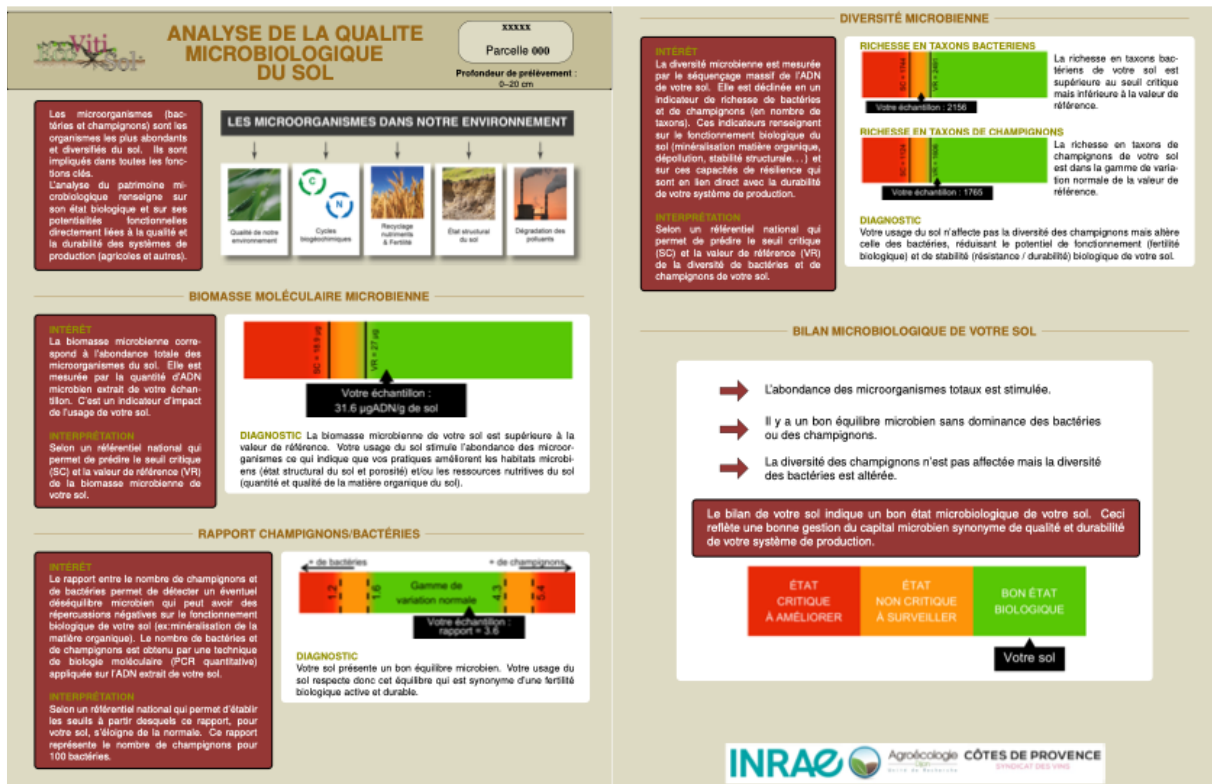


Figure 10-9. Exemple de fiche technique-diagnostique de la qualité microbiologique du sol (UMR Agroécologie, INRAE, Dijon)

Cependant, ces outils à disposition ne sont pour le moment pas en mesure de prendre en compte la variabilité temporelle de la biomasse et de la richesse microbiennes des sols (Dunn *et al.*, 2021) ; des modèles prédictifs rendant compte de cette variabilité temporelle seront utiles en ce sens.

2.2.3. Méthodes biochimiques - PLFA

Les méthodes biochimiques basées sur les PLFA, décrites dans la Section 2.1.4, permettent de réaliser une différenciation de groupes taxonomiques larges au sein de communautés microbiennes complexes. Cette approche est désormais bien établie dans le domaine de l'écologie des sols et sert d'outil phénotypique. Elle est complémentaire des approches moléculaires pour déterminer la diversité microbienne à un niveau taxonomique large. En plus des descriptions taxonomiques, la technique PLFA permet de déterminer les modifications physiologiques au sein des consortiums microbiens. Par exemple, les PLFA monoéniques 16:1 ω 7c et 18:1 ω 7c sont progressivement convertis en acides gras cyclopropyliques cy17:0 et cy19:0 dans les bactéries Gram-négatives en réponse aux contraintes environnementales.

La méthode est encadrée par 2 normes : ISO/TS 29843-1 (2010) « *Determination of microbial diversity Part1: Method by analysis of phospholipidic fat acid (PLFA) and analysis of phospholipidic ether lipids (PLEL)* » et ISO/TS 29843-2 (2011) « *Determination of microbial diversity Part2: Method by analysis of phospholipidic fat acid (PLFA) using simple extraction method of PLFA* ».

La méthode pour la mise en œuvre est consultable dans la librairie de l'ADEME¹⁶.

¹⁶ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

2.2.4. Méthode cytofluorométrie en flux

Concernant le domaine bactérien, la cytofluorométrie en flux (CMF) permet de la quantification des bactéries du sol ; elle présente l'avantage de différencier les bactéries viables de celles qui ne le sont pas, en distinguant les trois états cellulaires : bactéries se développant activement, bactéries viables mais inactives, bactéries mortes et inactives ; cela se fait en étudiant la capacité d'une cellule à assurer les fonctions nécessaires à sa survie et notamment l'intégrité de sa membrane cytoplasmique. En microbiologie environnementale, cette méthode était encore peu utilisée dans le sol en 2011, de par la complexité de la matrice sol (Tsuji *et al.*, 1995), mais elle semblait offrir de nouvelles perspectives pour le dénombrement des bactéries du sol (Gattin *et al.*, 2011). Cependant, nous n'avons pas trouvé d'articles récents citant cette méthode, hormis le travail de thèse de Helmi (2016) portant sur l'application de la méthode dans l'analyse de l'efficacité du traitement des eaux.

Cette méthode n'est encadrée par aucune norme.

2.3. Activités microbiennes

2.3.1. Respiration basale et respiration induite

■ Description du paramètre – Lien aux fonctions

La respiration microbienne (qCO_2) ($mm^3 O_2 \cdot g^{-1} \cdot hr^{-1}$) est le processus biochimique aérobie ou anaérobie au cours duquel des composés contenant de l'énergie sont oxydés pour produire de l'énergie (Pell *et al.*, 2005). Elle est liée à la minéralisation de la matière organique du sol par l'activité des microorganismes ; le CO_2 dégagé dans l'atmosphère constitue la dernière étape du cycle du carbone dans le sol (Thoumazeau *et al.*, 2020). Dans la plupart des situations, la respiration microbienne est aérobie, et les écologistes emploient généralement le taux de consommation d' O_2 ou de production de CO_2 pour déterminer l'intensité de la respiration (Pell *et al.*, 2005).

Deux types de respiration peuvent être mesurés sur un échantillon de sol :

- La respiration basale qui correspond à la respiration du sol sans ajout de matière organique.
- La respiration induite, mieux connue sous le terme anglo-saxon SIR (*Substrate-Induced Respiration*), qui correspond à la respiration du sol suite à l'ajout d'une source de C facilement métabolisable pour les microorganismes, le plus souvent du glucose.

La synthèse de Che *et al.* (2016) (69 articles) met en avant que les liens entre respiration microbienne et divers indices de communauté microbienne (rDNA copies, rRNA copies, and rDNA- or rRNA-based community structures), sont loin d'être établis de manière simple et systématique : i) les relations entre les copies d'ADNr bactérien et la respiration microbienne sont incohérentes d'une étude à l'autre, tandis que les copies d'ADNr (ou ITS) des champignons et des archées ont montré des corrélations modérées, respectivement positives et négatives, avec la respiration microbienne du sol ; ii) les structures communautaires basées sur l'ADNr 16S bactérien sont significativement corrélées à la respiration microbienne du sol dans certaines études, mais pas dans certaines situations à court terme ; iii) bien que les copies d'ARNr soient largement utilisées comme proxys de l'activité microbienne, aucune corrélation significative entre les copies d'ARNr et la respiration du sol n'a été démontrée ; *a contrario*, les structures communautaires basées sur l'ARNr 16S bactérien étaient corrélées avec la respiration microbienne (sur le court terme, et avec réhumectation ou apport d'amendement) et surpassant clairement les autres indices basés sur l'ADNr ou l'ARNr.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

L'analyse réalisée au Chapitre 7 (indicateurs les plus utilisées dans la littérature) met en évidence que la respiration basale comme un indicateur biologique « phare » apparaît très controversée. Ainsi dans Bünemann *et al.* (2018), parmi les indicateurs mobilisés dans les travaux portant sur la qualité des sols, la respiration du sol (sans spécifier s'il s'agit de la respiration basale ou induite), apparaît comme étant l'indicateur biologique le plus utilisé parmi les 4 bioindicateurs, supplantant même certains indicateurs chimiques (Cd, Pb, Cu, Ni, Zn disponibles, Azote

minéralisable, conductivité électrique, ou CEC), et supplantant 12 des 14 indicateurs physiques. Cette position de « leader » des bioindicateurs est aussi observée dans le choix d'indicateurs à dire d'experts, tel que dans les programmes ENVASSO et SIREN. C'est aussi un indicateur recommandé par le Comité de Qualité des sols aux Etats-Unis (USDA, 2015), ainsi qu'à l'échelle européenne par l'Agence européenne pour l'environnement (European Environment Agency, 2023) et par la directive *Soil Monitoring and Resilience* pour laquelle la respiration du sol et la respiration basale sont retenues.

Cependant, la revue récente de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023) « décline » cet indicateur en ne le positionnant qu'à la 19^e position sur les 25 indicateurs biologiques les plus utilisés très loin de la biomasse microbienne (occurrence 118).

■ Méthode de mesure

La respiration basale est encadrée par une norme ISO 16072 (2002) ; DIN 19 737) « *Laboratory method to measure microbial respiration* ».

La respiration induite est aussi encadrée par une norme ISO 17155 (2012) « *mettre le nom* » (Joergensen et Emmerling, 2006).

Plusieurs méthodes peuvent être mises en œuvre :

- méthode basée sur l'enregistrement en continu de la pression en oxygène. Les travaux menés dans le cadre du programme Bioindicateur (2012) font référence au système **Oxitop**[®] (marque déposée ; WTW, Weilheim, Allemagne) ; la méthode pour la mise en œuvre de l'indicateur est consultable dans la librairie de l'ADEME¹⁷. L'équipement, ainsi que les protocoles de mesure, sont disponibles auprès du fournisseur et des distributeurs. Ils ont fait l'objet de procédures de normalisation (normes ISO 16072 : 2002 et DIN 19 737). Ce système permet de mesurer les deux respirations (basale et induite), la mesure de la respiration induite nécessitant simplement le rajout de glucose. Ces mesures sont réalisées sur des échantillons frais rapportés au laboratoire.
- méthode **SituResp**[®] qui permet d'évaluer la respiration basale du sol sur le terrain (Thoumazeau *et al.*, 2020). Un échantillon de sol frais, grossièrement tamisé à 5 mm, est incubé pendant 24 heures dans un contenant hermétique, auquel est ajoutée une cuvette spectrophotométrique contenant un gel coloré. Ce gel coloré, contenant un indicateur pH (rouge de crésol), va changer de couleur suite à l'acidification par le CO₂ émis par le sol. La mesure du changement de couleur du gel, par lecture de la densité optique (DO) effectuée par spectrophotométrie, permet une évaluation de la quantité totale de CO₂ émis, rendant compte de l'activité métabolique des micro-organismes du sol (Thoumazeau *et al.*, 2017) (unité : do correspondant à la différence d'absorbance entre T0 et T24h).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Les gammes de valeurs d'existence présentées ci-dessous, relatives à la méthode Oxitop, sont issues du programme Bioindicateur¹⁸ (187 sites) (Tableau 10-8).

Tableau 10-8. Respirométrie Oxitop : gamme de valeurs d'existence issues du programme Bioindicateur¹⁹

| Para- mètre | Source | Usage non différencié | | | Prairie | | | Culture | | | Forêt | | | Friches | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------|-------|-------|---------|-------|-------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|---------|-------|-------|
| | | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max |
| Respirométrie Oxitop | Bioindicateur (n=187) | 0 | 0,638 | 1,633 | | | | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=24) | | | | 0,66 | 1,023 | 1,493 | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=83) | | | | | | | 0 | 0,486 | 1,311 | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=20) | | | | | | | | | | 0,183 | 0,612 | 1,251 | | | |
| | Bioindicateur (n=60) | | | | | | | | | | | | | 0,052 | 0,701 | 1,633 |

¹⁷ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

¹⁸ <https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bdu.php>

¹⁹ <https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bdu.php>

■ Opérationnalité

Les avantages et inconvénients de la méthode SituResp ont été analysés dans le cadre du projet SECuRE²⁰ (Tableau 10-9).

Cette méthode est appliquée dans l'outil multi-paramètres BioFuncTool (Thoumazeau *et al.*, 2019).

Tableau 10-9. Analse des avantages et inconvénients de la méthode SituResp

| Méthode | Avantages | Inconvénients | Source |
|------------------|---|--|--|
| Méthode SituResp | Directement opérationnelle au terrain (spectrophotomètre portable), le temps d'incubation est court (24h), le coût est faible | Nécessite une calibration du spectrophotomètre pour établir la relation entre le changement de couleur du substrat et la quantité de CO ₂ Résultats variables en fonction de la texture, de l'humidité et de la température du sol | Projet SECuRE - Groupe PEI n°29 (Sols agro-éco) : J. Andriamampianina, A. Charles, L. Cornaert, B. Maubé, C. Willaume, 2018 |

2.3.2. Azote minéralisable – Minéralisation de l'azote

■ Description du paramètre

Le développement de la plupart des plantes est conditionné par l'accès à de l'azote inorganique pendant la phase de croissance. Or une grande partie de cet azote résulte de la minéralisation de la matière organique. De ce fait, il est important de pouvoir estimer l'azote potentiellement minéralisable, dans un but de limiter la fertilisation minérale (Picone *et al.*, 2002). Dans cette section, nous traiterons la quantité d'azote minéralisable et la vitesse de minéralisation de l'azote, deux indicateurs qui traduisent *in fine* le même processus.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Notre analyse des indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7) a identifié une seule fois le N minéralisable comme indicateur : il n'est apparu que dans les recommandations issues du Comité américain « *soil quality* » (Wienhold *et al.*, 2004).

A contrario, la minéralisation de l'azote est apparue dans notre analyse des indicateurs les plus utilisés. Cet indicateur, s'il n'a pas été identifié par Bonilla-Bedoya *et al.* (2023), a cependant été identifié par Bünemann *et al.* (2018) avec une fréquence d'occurrence >25% (tout aussi important que la biomasse microbienne et que la respiration), ainsi que par Valani *et al.* (2020) mais avec une très faible fréquence d'occurrence. L'Agence européenne pour l'environnement (European Environment Agency, 2023) recommande cet indicateur dans l'évaluation de la perte de biodiversité des sols.

■ Méthode

La revue de Picone *et al.* (2002) sur les méthodes permettant la mesure du N minéralisable fait état qu'un grand nombre de méthodes biologiques et chimiques ont été proposées pour réaliser cette mesure (Keeney, 1982 ; Stanford, 1982) ; cependant, selon Picone *et al.* (2002), au début des années 2000 ces méthodes étaient encore peu développées en routine dans les laboratoires d'analyse car trop chronophages. Des méthodes biologiques basées sur la mesure d'émission de CO₂ les 3 premiers jours d'incubation à 25°C se sont avérées performantes (Franzluebbers *et al.*, 2000). Une méthode chimique basée sur la mesure de NH₄⁺ par un sol traité à 100°C pendant 4 heures et soumis à KCl (Gianello et Bremner, 1986) a aussi été plébiscitée. Les travaux de Picone *et al.* (2002) proposent une méthode rapide (<1 heure) pour mesurer l'azote potentiellement minéralisable basée sur la mesure de la pression gazeuse émise par un sol traité par du Ca(ClO)₂.

²⁰ <https://www.secure.mg/le-projet-secure>

2.3.3. Activités enzymatiques

■ Description du paramètre

Les enzymes du sol sont principalement excrétées par les microbes du sol et participent à de nombreux processus biogéochimiques, tels que le cycle des éléments nutritifs, le maintien de la structure du sol et sa désintoxication (Xin *et al.*, 2022). Cette relation simple enzyme-activité microbienne est cependant contestée dans la méta-analyse de Nannipieri *et al.* (2018), qui rappelle que les enzymes hydrolytiques ne sont pas liées aux activités microbiennes et qu'un grand nombre d'activités peuvent être liées aux enzymes catalytiques stabilisées dans la matrice de sol et non liées au vivant : les enzymes une fois libérées par les microbes du sol peuvent être adsorbées sur les argiles ou les substances humiques, et ainsi protégées elles peuvent rester actives plus longtemps.

Les enzymes du sol sont sensibles aux perturbations de l'écosystème du sol et sont largement utilisées comme bioindicateurs des contaminations métalliques des sols, comme souligné dans la revue de Cui *et al.* (2021). Les activités enzymatiques ont été associées à des indicateurs de cycles biogéochimiques, de dégradation de la matière organique et de processus d'assainissement des sols, de sorte qu'elles peuvent déterminer, avec d'autres propriétés physiques ou chimiques, la qualité d'un sol (Gelsomino *et al.*, 2006). Des auteurs tels que Dick *et al.* (2018), Eldor (2007), Nannipieri *et al.* (2002) rapportent que les enzymes sont de bons indicateurs car : a) elles sont étroitement liées à la matière organique, aux caractéristiques physiques, à l'activité microbienne et à la biomasse dans le sol, b) elles fournissent des informations précoces sur les changements de qualité et sont évaluées plus rapidement. Néanmoins, en raison de l'origine des enzymes (bactéries, champignons, plantes et une gamme de macroinvertébrés), des différentes localisations enzymatiques (intra ou extracellulaires), de l'association matricielle (cellules vivantes ou mortes, argiles ou/et molécules humiques) et des conditions de laboratoire de dosage, il a été démontré qu'il est d'une grande importance d'optimiser les procédures de détermination de l'activité enzymatique afin d'obtenir les meilleures valeurs et indices en fonction des propriétés intrinsèques du sol.

Les progrès méthodologiques permettent de mesurer un grand nombre d'activités enzymatiques, qu'elles soient généralistes ou impliquées dans le cycle du carbone, de l'azote, du phosphore ou du soufre (Tableau 10-10)

Les travaux anciens citaient l'importance de la déshydrogénase et de l'uréase dans les travaux de recherche. La synthèse plus récente de Xin *et al.* (2022) met en avant un nombre bien plus important d'activités enzymatiques mesurées : les indicateurs enzymatiques les plus couramment déterminés comprennent notamment l'uréase, la déshydrogénase, la phosphatase, les activités sulfatase, glucosidase et protéase (Xin *et al.*, 2022). La récente revue de Cui *et al.* (2021) souligne aussi le réel intérêt de ne pas se limiter à l'étude de quelques activités enzymatiques, mais bien au contraire l'intérêt du développement d'études stochiométriques écoenzymatiques pour rendre compte de la pollution des sols. Ceci pourrait s'étendre plus largement à la santé des sols.

Tableau 10-10. Synthèse de différentes enzymes – en gras les enzymes plus couramment mesurées
(H = hydrolases ; O = oxydoréductases)

| Enzymes généralistes | Enzymes liées cycle du Carbone | Enzymes liées cycle de l'Azote | Enzymes liées cycle du Phosphore | Enzymes liées cycle du Soufre |
|---|--|--------------------------------|---|-------------------------------|
| - Déshydrogénase (O) - Fluorescéine di acétate (FAD-regroupant : Lipase (H), Protéases (H), Estérases (H) | - Galactosidase - Laccase - Glucosidase (H) - Cellulase (H) - Xylanase (H) - Arylamidase - N-Acétyl Glucosaminidase (Chitinase) (H) | Uréase | - Phosphatase alcaline (H) - Phosphatase acide (H) | - Arylsulfatase |

Ci-dessous sont détaillées les principales enzymes les plus mesurées.

- **Déshydrogénase (intracellulaire - activité oxydoréductase).** Elle est considérée comme étant un indicateur du système redox microbien et de l'activité oxydative du sol (Trevors, 1984). La détermination de l'activité de l'enzyme déshydrogénase présente l'intérêt de faire partie intégrante des microorganismes et d'être impliquée dans l'oxydation de la matière organique. Certains auteurs estiment qu'elle ne peut pas être utilisée pour évaluer les

processus de dégradation du sol car son activité fluctue en réponse à la gestion, aux pratiques et/ou effets climatiques (99), alors que d'autres démontrent son intérêt dans l'évaluation du niveau de régénération de sol dégradé (Margesin *et al.*, 2000).

- **β -glucosidase (extracellulaire).** La glucosidase est largement distribuée dans l'environnement et son activité a été détectée dans le sol, les champignons et les plantes. Cette enzyme a été utilisée comme indicateur clé de la qualité du sol en raison de son importance dans les réactions catalytiques de la dégradation de la cellulose, libérant du glucose comme source d'énergie pour maintenir la biomasse microbienne métaboliquement active dans le sol (Dick *et al.*, 1997 ; Gil-Sotres *et al.*, 2005). Dans le même temps, elle joue un rôle important dans la disponibilité de l'énergie dans le sol qui est directement liée à la teneur en C labile et à la capacité de stabiliser la matière organique du sol, montrant une faible variabilité saisonnière (Knight et Dick, 2004). D'autre part, il a été rapporté que l'activité enzymatique glucosidase pouvait être inhibée par la présence de métaux lourds comme le Cu et le Cd (Makoi et Ndakidemi, 2008).

- **Uréase (extracellulaire – activité hydrolase).** Cette enzyme est impliquée dans l'hydrolyse de l'urée en CO₂ et NH₃ et conduit par conséquent à une augmentation du pH du sol et des pertes de N par volatilisation de NH₃. En raison du rôle de l'urée en tant qu'engrais, un accent fort a été mis afin d'évaluer la contribution de l'uréase aux apports azotés aux plantes ; cependant, les pratiques de fertilisation par l'urée ont été identifiées comme très inefficaces en raison d'importantes pertes de N dans l'atmosphère par volatilisation consécutives à l'activité des uréases. D'autres enzymes liées au cycle de l'azote ont été proposées, telles que monooxygénase ammoniacal (AMO) ; bien que cette enzyme membranaire ne soit pas encore incluse dans les indicateurs de la qualité des sols et qu'il y ait peu de données (Saviozzi *et al.*, 2001), elle pourrait être utile pour quantifier les taux de nitrification et les effets des inhibiteurs de nitrification, plus rapidement que de quantifier les nitrates (Martinez *et al.*, 2010). Les travaux de Gutiérrez *et al.* (2009) ont montré les corrélations positives entre cette enzyme et la teneur en azote disponible, indiquant que cette enzyme pourrait être utilisée pour faire des hypothèses sur le processus de nitrification et identifier si les pertes en azote sont liées à la volatilisation, la nitrification ou la dénitrification.

- **Phosphatase (intracellulaire).** Les phosphatases sont un groupe d'enzymes qui catalysent l'hydrolyse des esters et des anhydrides d'acide phosphorique. Les phosphatases alcalines sont principalement microbiennes (Dick *et al.*, 1997), alors que les phosphatases acides peuvent être d'origine végétale ou microbienne (Krämer et Green, 2000 ; Ndakidemi, 2006). Ces enzymes font partie des plus mesurées dans les sols, notamment car elles sont actives en milieux acides et milieux alcalins, en fonction du pH optimum de l'enzyme, et car elles agissent sur des molécules à faible P moléculaire, notamment les nucléotides, les sucres phosphates et les polyphosphates (Makoi et Ndakidemi, 2008), leur permettant ainsi d'être utilisées comme indicateur de la qualité des sols (Martinez *et al.*, 2010). Elles sont reconnues comme inhibées par les ETM et influencées par les pesticides (Gianfreda et Rao, 2008). Le rapport phosphatase alcaline/phosphatase acide a été proposé comme un bioindicateur potentiel d'une colonisation microbienne (Dick *et al.*, 2000).

- **Arylsulfatase (activités hydrolases).** L'arylsulfatase qui provient essentiellement des bactéries et des champignons (Fitzgerald, 1978), joue un rôle important dans le cycle du soufre. Cette enzyme peut catalyser l'hydrolyse des esters sulfates organiques, et peut parfois constituer une étape limitante dans le processus de recyclage des nutriments. Elle peut être mesurée par plusieurs méthodes, dont la méthode par Fumigation-Extraction permettant de distinguer l'activité arylsulfatase intra et extracellulaire. Cette enzyme est sensible aux rotations de culture, étant favorisée par la présence de prairies dans la rotation (Klose *et al.*, 1999), au couvert végétal en milieu aride (Li et Sarah, 2003), et si dans certains travaux elle n'est pas sensible à la fertilisation azotée (Klose *et al.*, 1999), son activité peut diminuer sous des apports azotés importants (Mori *et al.*, 2020). La plupart des travaux démontrent que cette activité enzymatique est corrélée au carbone microbien et à l'azote microbien, soulignant l'importance des microorganismes dans la fourniture de cette enzyme.

- **Lipases.** L'activité lipase est indicatrice de la dégradation des chaînes aliphatiques (ex. : lipides, hydrocarbures) et est impliquée dans la minéralisation de la matière organique et le cycle du carbone (Criquet, 2011). D'après Margesin *et al.* (1999), cette activité pourrait constituer un indicateur de la décontamination des sols pollués par des hydrocarbures aliphatiques.

- **Arylamidase.** L'activité arylamidase est indicatrice de la dégradation des protéines et intervient donc dans la minéralisation et le cycle de N (Criquet, 2011). Par ailleurs, les travaux de Floch *et al.* (2011) ont montré que cette enzyme pouvait être sensible à des perturbations anthropiques variées. Cette enzyme apparaît aussi pertinente pour évaluer la résilience d'un sol après une perturbation liée à des pesticides (Floch *et al.*, 2011).

- **L'hydrolyse du diacétate de fluorescéine (FDA)** par les protéases, les lipases et l'estérase est utilisée pour déterminer la quantité de champignons et de bactéries actifs. Utilisée notamment en sol contaminé où il a été montré que l'hydrolyse de la FDA diminuait avec l'augmentation de la charge de Pb dans un sol sableux acide. Toutefois la sensibilité de l'hydrolyse de la FDA à la pollution par les métaux varie en fonction du sol (Xin *et al.*, 2022).

- **L'average microbial endpoint (AME)** constitue une alternative qui prend en compte différentes fonctions et est modérée par les caractéristiques du site (Xin *et al.*, 2022).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Notre analyse des indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7) souligne l'importance récente des activités enzymatiques en tant qu'indicateur. Si les activités enzymatiques n'ont pas été identifiées par les revues de Bünemann *et al.* (2018) et de Valani *et al.* (2020), la synthèse récente de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023) démontre que les activités enzymatiques sont fortement étudiées dans les travaux de recherche, puisqu'elles se placent à la deuxième place (après la biomasse microbienne) ; une deuxième place d'autant plus notable que la phosphatase et la déshydrogénase sont toutes deux spécifiquement identifiées, la déshydrogénase ayant une fréquence d'occurrence aussi importante que le carbone microbien (Cmic). Elles faisaient aussi partie des indicateurs sélectionnés par ENVASSO (niveau 2). Elles sont aussi recommandées dans les nouvelles propositions de la directive européenne *Soil Monitoring and Resilience*, sans spécifier aucune enzyme en particulier, pas même la déshydrogénase, ni la phosphatase, le choix étant laissé aux acteurs de terrain.

■ Méthodes de mesure

Un grand nombre de techniques ont été développées afin de couvrir une large diversité d'enzymes. Ces méthodes diffèrent par la nature du substrat utilisé, les conditions opératoires (notamment le pH), les durées d'incubation et les méthodes de détection (colorimétrie, fluorimétrie ou radiomarquage).

Les mesures des activités enzymatiques utilisant des substrats colorimétriques sont encadrées par une norme NF EN ISO 20130 (Qualité du sol - Mesure de l'activité enzymatique dans des échantillons de sol en utilisant des substrats colorimétriques). Celles utilisant des substrats fluorogènes sont encadrées par une norme ISO 22939 (Qualité du sol - Mesure en microplaques de l'activité enzymatique dans des échantillons de sol en utilisant des substrats fluorogènes). Certaines activités enzymatiques, telles que l'arylsulfatase, peuvent être mesurées par la méthode fumigation-extraction.

Principes de la méthode : les analyses sont réalisées sur un échantillon composite de sol. Les échantillons tamisés sont mis en solution et répartis en microplaques. Un substrat spécifique à chaque enzyme est ajouté, le tout est incubé. A la suite de l'arrêt de la réaction, la lecture est faite au spectromètre. Les résultats sont exprimés en unité (U) ou milli-unité (mU) par gramme de sol sec.

La mise en œuvre de l'outil et les gammes de valeur d'existence sont consultables dans la librairie de l'ADEME²¹.

Les mesures d'activités enzymatiques requièrent une attention particulière comme souligné dans la synthèse de Martinez *et al.* (2010) parce que : les enzymes sont difficiles à extraire des sols et perdent régulièrement leur intégrité (Dick *et al.*, 1997 ; Gianfreda et Ruggiero, 2006), la détermination de l'activité enzymatique doit être effectuée dans des conditions de laboratoire strictes en accordant une attention particulière au contrôle de la température, au temps d'incubation, au pH tamponné, à la force ionique de la solution et à la concentration du substrat (Eldor, 2007).

²¹ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

En raison de toutes ces précautions et difficultés des méthodes de mesure, la pertinence des mesures d'activités enzymatiques a souvent été questionnée. Concernant la méthode utilisant des substrats colorimétriques (EN ISO 20130), les récents travaux menés par la plateforme Biochem-Env a prouvé la pertinence, en termes de répétabilité, reproductibilité et sensibilité de cette méthode (Cheviron *et al.*, 2022) : la plateforme a comparé les mesures de dix activités enzymatiques, répétées trois fois, sur six sols aux propriétés physico-chimiques très contrastées, mesures réalisés dans huit laboratoires européens différents (dont 2 français) ; à l'échelle intra-laboratoire, la variabilité apparaît faible et n'excède pas 10% (α -glucosidase), la variabilité inter-laboratoires évolue entre 14% (alkaline phosphatase) et 31% (phosphatase non tamponnée), mais malgré tout la méthode apparaît pertinente. Cette approche a été validée par ISO/TC 190/SC4.

Concernant la méthode utilisant des substrats fluorogènes, les travaux de Dick *et al.* (2018) soulignent l'intérêt croissant des méthodes microplaques basées sur la fluorescence pour mesurer les activités enzymatiques, en lien avec la sensibilité de la détection fluorimétrique et le potentiel de dosage simultané et rapide de plusieurs activités enzymatiques dans la même suspension de sol. Cependant, les méthodes à micro-échelle peuvent introduire des erreurs considérables de la part des opérateurs lors des différentes étapes (mise en suspension de l'échantillon de sol, très faible quantité de sol à mettre dans les microplaques, erreur sur le pipetage en raison de la très faible quantité requise μ l). Comparant les mesures effectuées dans cinq laboratoires différents, et sur des sols différents, les travaux de Dick *et al.* (2018), ont démontré l'importance de la phase du pipetage pour obtenir des résultats constants, l'intérêt de travailler à partir de sol sec (séchage air libre) et la nécessité d'ajustement du pH, pour être au pH optimal selon l'enzyme.

Comparaison des 2 normes : comparant les mesures de 2 activités enzymatiques (phosphomonoestérase acide et β -glucosidase) issues des deux méthodes ISO (substrats colorimétriques vs substrats fluorogènes), les travaux de (Dick *et al.*, 2018) montrent que même si les résultats diffèrent entre méthodes, les mesures apparaissent fortement corrélées, entre elles (phosphomonoestérase acide $r = 0,93$; β -glucosidase $r = 0,81$), et les deux méthodes aboutissent à la même hiérarchisation des sols et des usages de sol.

Dès le début des années 2000, l'intérêt des méthodes de mesure des activités enzymatiques basées sur une approche génomique avait été souligné (Wallenstein et Weintraub, 2008) : des méthodes génomiques ciblant les gènes fonctionnels codant pour des enzymes extracellulaires pourraient identifier le potentiel génétique de communautés microbiennes pour produire des enzymes ; des outils protéomiques (méthodes transcriptomiques de l'ARNm) émergents pourraient être utilisés pour évaluer la taille des pools, diversité et source microbiennes d'enzymes du sol. Bien que nous n'ayons pas trouvé dans notre revue le développement de ces approches, cet intérêt pour les méthodes protéomiques, métabolomiques et transcriptomiques, a de nouveau été mis en avant lors de la revue de Cui *et al.* (2021). Ces derniers auteurs ouvrent aussi la porte à des méthodes de terrain telles que les techniques de zymographie qui permettent de mesurer les activités enzymatiques par la visualisation des composés fluorescents produits lorsqu'un substrat réagit avec une enzyme spécifique du substrat, et aboutissent à une cartographie en 2D des activités enzymatiques (Spohn *et al.*, 2013). L'analyse des intérêts et limites de cette méthode a permis de proposer un certain nombre de conseils sur sa mise en oeuvre et sur l'interprétation des résultats, soulignant notamment la complémentarité de cette méthode et des méthodes plus classiques de mesure d'activités enzymatiques (Razavi *et al.*, 2019). Le champ des méthodes à investir semble donc encore vaste.

■ Gamme de Valeur d'existence – Valeurs seuils, valeurs cibles

Les gammes de références ne sont pas encore disponibles, mais des gammes de valeurs d'existence peuvent être collectées dans la littérature. A titre d'exemple, citons les données de la phosphatase acide issues du programme Bioindicateur (Tableau 10-11) ; les valeurs d'autres activités (fluorescénie diacétate, lipase, galactosidase, glucosidase, cellulase, xylase, arylamidase, laccase, arylsulfatase, N-acétyl-glucosaminidase, phosphatases alcalines) sont consultables sur le site (https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bdu_micro.php).

Ces valeurs d'existence seront très prochainement bien plus nombreuses, grâce aux données acquises sur le site RMQS (2 200 points).

Tableau 10-11. Phosphatase acide (AWCD) : gamme de valeurs d'existence issues du programme Bioindicateur

| Para- mètre | Source | Usage non différencié | | | Prairie | | | Culture | | | Forêt | | | Friches | | |
|-------------------|-----------------------|-----------------------|-------|--------|---------|-------|-------|---------|-------|-------|-------|-------|--------|---------|------|-------|
| | | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max |
| Phosphatase acide | Bioindicateur (n=188) | 0 | 14,74 | 104,43 | | | | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=24) | | | | 0,00 | 19,09 | 44,19 | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=84) | | | | | | | 0 | 10,74 | 56,01 | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=20) | | | | | | | | | | 0 | 20,44 | 104,43 | | | |
| | Bioindicateur (n=60) | | | | | | | | | | | | | 0 | 16,7 | 53,69 |

■ Opérationnalité

Les mesures d'activités enzymatiques permettent d'avoir une vision sur l'ensemble des cycles de dégradation de la matière organique. Etant très sélectives et très sensibles, elles sont utilisables à de faibles niveaux d'activité. Selon la fiche outil produite dans le cadre du programme Bioindicateur et consultable dans la librairie de l'ADEME²², les méthodes sont simples à mettre en œuvre et peu coûteuses.

Nannipieri *et al.* (2018) mettent en garde sur les erreurs d'interprétation des résultats et sur la non-application stricte des protocoles de mesure conduisant à des valeurs erronées.

Les travaux de test de la méthode ISO 20130 (substrat colorimétrique) par la plateforme Biochem-Env démontrent que cette méthode peut être conduite en routine (Cheviron *et al.*, 2022).

2.4. Indices microbiens multiparamétriques

2.4.1. Diversité des indices microbiens multiparamétriques

Les indices microbiens multiparamétriques sont nombreux et dérivent de calculs plus ou moins complexes.

Ainsi, la revue de Joergensen et Emmerling (2006) met en avant la multitude d'indicateurs multiparamétriques microbiens issus de la manipulation des indices monoparamétriques, distinguant les ratios élémentaires (ex : Cmic:Nmic) et les ratios éco-physiologiques (ex : Cmic:Org, qui correspond au quotient microbien).

La récente synthèse de Bhaduri *et al.* (2022) liste les indices suivants :

- *Index of Fertility* (BIF) : implique la mesure de la respiration et des activités enzymatiques pour son calcul (Antisari *et al.*, 2021).
- *Microbial index of soil* (Mi) : implique la mesure du carbone (C) et de l'azote (N) de la biomasse microbienne, du N potentiellement minéralisable, de la respiration du sol, de la population bactérienne, de l'infection mycorhizienne, des activités déshydrogénase et phosphatase, et il est dérivé en combinant toutes les données avec un indice des cultures et un indice des éléments nutritifs (Kang *et al.*, 2005).
- *Enzyme Activity Number* (EAN) : implique les enzymes déshydrogénase, catalase, phosphatase alcaline, amylase et protéase (Beck *et al.*, 1984).
- *Soil Biological Fertility Index* : a été proposé pour le suivi des sols (Pompili *et al.*, 2008 ; Renzi *et al.*, 2017). Il est basé sur la matière organique du sol (SOM = SOC × 1,724), la respiration basale (C_{bas}), la respiration cumulée (C_{cum}), le carbone de la biomasse microbienne (C_{mic}) et le quotient métabolique (qCO₂). Cet indicateur est plus précis et sensible par rapport à d'autres indicateurs d'activités microbiennes et enzymatiques (Pompili *et al.*, 2008 ; Renzi *et al.*, 2017).
- Un changement dans le rapport carbone:azote:phosphore (C:N:P) de la biomasse microbienne du sol peut également être utilisé pour évaluer l'effet de la limitation des nutriments sur l'activité microbienne ; ce rapport

²² <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

renvoie au concept de plasticité stœchiométrique de la biomasse microbienne (Fanin *et al.*, 2016 ; Griffiths *et al.*, 2012 ; Hartman et Richardson, 2013).

2.4.2. Quotient microbien

■ Description du paramètre – Liens aux fonctions

Le quotient microbien ($qMIC$, q_{mic} , ou MQ) est défini comme le rapport entre carbone microbien et carbone organique du sol : $qmic = C_{mic} : C_{org}$

L'intérêt de cet indicateur est qu'il évite les problèmes liés à la comparaison des tendances dans des sols ayant des teneurs différentes en matière organique ou en biomasse microbienne. C'est un indicateur sensible au changement de gestion des sols. Il est influencé négativement par des concentrations croissantes de métaux toxiques, en fonction de la variation de la composition chimique de la source, de la quantité et des types de métaux toxiques et de la durée d'exposition (Xin *et al.*, 2022).

Une faible valeur du ratio quotient microbien indique une réduction de la disponibilité en matière organique pour les microorganismes (Joergensen et Castillo, 2001).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Il est souvent cité comme pertinent pour évaluer la santé des sols (Maini *et al.*, 2020 ; Simfukwe *et al.*, 2021), mais il n'a cependant pas été identifié lors de notre analyse (Chapitre 7) comme faisant partie des indicateurs les plus utilisés dans la littérature ou préconisés par les recommandations institutionnelles. Le fait que ce soit un indicateur multiparamétrique — issu d'un simple calcul entre la biomasse microbienne et le carbone organique du sol —, peut peut-être expliquer cette absence dans notre analyse.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Nous n'avons pas trouvé de gammes de valeurs d'existence pour cet indicateur dans le corpus analysé.

2.4.3. Quotient métabolique microbien

■ Description du paramètre

La seule quantification de la biomasse microbienne du sol peut être insuffisante pour renseigner la santé/qualité du sol ; sa combinaison avec d'autres paramètres, tels que la respiration, permet d'intégrer la dimension fonctionnelle (Simfukwe *et al.*, 2021).

Méthode de calcul : Le quotient métabolique microbien correspond au rapport entre la respiration basale du sol et la biomasse microbienne (ou carbone microbien) : $qCO_2 = \text{respiration basale} : C_{mic}$ (Wardle et Ghani, 1995).

Il est à noter que la définition du quotient métabolique, ainsi que le code qui lui est associé, ne sont pas constants dans la littérature. Le quotient métabolique microbien peut être codifié par MMQ ou encore avec la dénomination « taux de respiration microbien » (Xin *et al.*, 2022).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Ce quotient métabolique est reconnu comme un bioindicateur pertinent pour refléter l'activité microbienne (Xin *et al.*, 2022) et pour évaluer la santé des sols (Maini *et al.*, 2020 ; Simfukwe *et al.*, 2021). Dans notre analyse portant sur les indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7), cet indicateur est identifié dans un seul cas, à savoir dans la revue de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023), où le quotient métabolique présente une fréquence d'occurrence de 10%.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Nous n'avons pas trouvé de gammes de valeurs d'existence pour cet indicateur dans le corpus analysé.

2.4.4. Potentiel métabolique microbien – diversité métabolique potentielle

■ Description du paramètre

La diversité des microorganismes du sol leur confère une grande diversité de fonctions et leur permet ainsi d'occuper toutes les niches écologiques du sol. Mesurer l'activité et la diversité métaboliques potentielles (diversité fonctionnelle) des communautés présente donc un réel intérêt pour l'évaluation de la qualité des sols (Stefanowicz, 2006). Cette mesure peut être réalisée par la méthode BIOLOG.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

L'analyse menée pour identifier les indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7) a mis en avant que la diversité fonctionnelle appréhendée par la méthode Biolog avait été listée uniquement dans le programme iSQAPER, mais sa fréquence d'occurrence étant trop faible, elle n'a pas été retenue dans la synthèse de Bünemann *et al.* (2018).

■ Méthode de mesure

La méthode BIOLOG a pour objectif de mesurer *in situ* le potentiel catabolique des communautés microbiennes (Degens et Harris, 1997). Elle a été mise en place pour la première fois pour comparer l'activité métabolique de communautés microbiennes hétérotrophes dans différents habitats (eau, sol, rhizosphère de blé) (Garland et Mills, 1991). Il existe différentes cibles, mais la méthode BIOLOG GN qui se focalise sur les bactéries gram-négatives est la plus utilisée, comme souligné dans la revue de Stefanowicz (2006).

La méthode pour la mise en œuvre de l'indicateur est consultable dans la librairie de l'ADEME²³.

Principe : La méthode BIOLOG utilise des microplaques (Eco-Plate) de puits (ordre de grandeur : 96 puits) prêtes à l'emploi avec un nombre de substrats carbonés (nombre de substrats variable : 25, 31, 36) de 6 classes différentes (amines, hydrates de carbone, sources de carbones complexes, acides carboxyliques, acides aminés, phosphates de carbone). L'activité métabolique des bactéries cultivables repose sur leur capacité à métaboliser un certain nombre de substrats carbonés. Cette consommation est révélée par un indicateur coloré de développement microbien aérobie (sel de tétrazolium). L'intensité de cette coloration violette est proportionnelle à la consommation du substrat ; elle est mesurée par spectrophotométrie à 590 nm, après une incubation de 48h à 20°C à l'obscurité. Cet outil permet de mesurer : i) la Richesse fonctionnelle (RF) définie par le nombre de puits positifs, ii) l'activité métabolique moyenne des bactéries cultivables (AWCD pour *Average Well Color Development*).

Si la méthode BIOLOG est séduisante, par sa rapidité et sa facilité de mise en œuvre comme souligné par la revue de Stefanowicz (2006), son application au sol a cependant été confrontée à un grand nombre de problèmes. La pertinence des résultats est conditionnée : i) d'une part par le nombre de substrats comparés : les valeurs d'indice de Degens et Harris (1997) sont comprises entre 16 et 22 (pour 36 substrats ; Degens, 1999) et entre 11 et 23 (pour 25 substrats ; Schipper *et al.*, 2001) ; ii) seules les bactéries cultivables et capables de se développer dans des contextes à forte teneur en nutriment seront révélées par cette méthode (Stefanowicz, 2006), c'est-à-dire uniquement 1 à 10% des bactéries du sol (Torsvik *et al.*, 1998) ; iii) cette méthode reflète la diversité fonctionnelle potentielle et non *in situ* (Garland et Mills, 1991) et favorise les bactéries à croissance rapide (Yao *et al.*, 2000). Toutes ces limites et la variabilité des résultats ont limité le développement de cette technique.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Des gammes de valeurs d'existence sont collectées dans la littérature (Tableau 10-12).

²³ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

Tableau 10-12. Activité métabolique globale (AWCD) : gamme de valeurs d'existence issues du programme Bioindicateur²⁴

| Para- mètre | Source | Usage non différencié | | | Prairie | | | Culture | | | Forêt | | | Friches | | |
|----------------|-----------------------|-----------------------|------|--------|---------|------|------|---------|------|------|-------|------|------|---------|------|--------|
| | | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max | Min | Moy | Max |
| AWCD | Bioindicateur (n=188) | 0 | 2,14 | 297,00 | | | | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=24) | | | | 0,04 | 0,12 | 0,25 | | | | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=84) | | | | | | | 0,08 | 0,21 | 0,34 | | | | | | |
| | Bioindicateur (n=20) | | | | | | | | | | 0 | 0,04 | 0,08 | | | |
| | Bioindicateur (n=60) | | | | | | | | | | | | | 0 | 6,34 | 297,00 |

2.5. Alerte : effet de la conservation des sols sur les réponses microbiennes

Les conditions de conservation des sols avant la réalisation des mesures microbiennes restent un point majeur. Les travaux de Stenberg *et al.* (1998) ont comparé, par rapport à un sol frais, l'effet du stockage au réfrigérateur (+2°C) ou au congélateur (-20°C) (1 jour et 1, 3, 6 et 13 mois) de douze sols agricoles différents, sur la biomasse et les activités microbiennes (respiration, minéralisation d'azote, oxydation potentielle de l'ammonium, dégradation pesticides). Les résultats ont montré que la congélation (-20°C) n'avait pas d'effet majeur sur la réponse microbiologique, même après une congélation de 13 mois, et était préférable à un stockage à 2°C. De manière plus détaillée : la biomasse avait diminué de 27% après 3 mois à +2°C, alors que l'indice de biomasse (la respiration induite) n'avait montré que de petites déviations. Le taux de respiration de base et l'activité potentielle de dénitrification ont montré une diminution prononcée des valeurs pour les sols réfrigérés. La capacité de minéralisation de l'azote était la seule mesure fortement influencée par le gel, étant de 25% supérieure dans les sols gelés que dans les sols frais après 6 mois. L'oxydation potentielle de l'ammonium et la vitesse de dégradation de l'herbicide linuron n'ont été que peu ou pas affectées par le stockage pendant 13 mois.

Dans le cadre de la directive cadre européenne Soil Monitoring Law and Resilience, il est demandé de suivre les recommandations issues du travail de Stenberg *et al.* (1998) concernant le stockage des échantillons avant les analyses, renforçant l'intérêt de la congélation à -20°C *versus* la conservation au frigo (+2°C).

Lors de l'application d'outils moléculaires pour quantifier la biomasse et la diversité microbienne, le séchage à l'air libre offre une alternative à la congélation (Dequiedt *et al.*, 2011).

3. Méthodes de mesure/caractérisation des paramètres de la faune du sol

La faune du sol peut être classée selon différentes approches, permettant d'associer ces organismes aux fonctions du sol (Pérès, 2016) :

- au regard de la taille des individus : i) la microfaune regroupe les individus dont le diamètre au stade adulte est inférieur à 0,2 mm (ex : nématodes), ii) la mésofaune regroupe les individus dont le diamètre au stade adulte est compris entre 0,2 et 2 mm (ex : microarthropodes : collemboles, acariens), iii) la macrofaune regroupe les individus dont le diamètre au stade adulte est compris entre 2 et 20 mm (lombriciens, larves d'insecte, myriapodes, araignées, cloportes, fourmis...), iv) la mégafaune regroupe les individus dont le diamètre est supérieur à 20 mm (ex : taupe). Ces limites définissent un cadre général, mais bon nombre d'organismes se situent à l'interface. L'intérêt de cette classification par taille est qu'elle renseigne sur l'univers de vie des organismes et leur rôle fonctionnel dans la structuration du sol : la microfaune vit à l'échelle de l'agrégat (<5 mm), profite de la porosité existante, mais ne creuse pas ; la mésofaune vit à l'échelle de la motte de sol (5 mm à 20 cm) et est en mesure de

²⁴ <https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bdu.php>

modifier en partie la porosité du sol ; la macrofaune investit l'ensemble du profil, modifiant de manière significative la porosité du sol.

- au regard de leur localisation dans le sol lors de leur cycle de vie, en différenciant les géophiles inactifs (cycle de vie majoritairement à la surface du sol, le cas des papillons), les géophiles actifs (le stade d'œuf ou larvaire se fait dans le sol ; cas de beaucoup de diptères), les géobionthes (l'ensemble du cycle se déroule dans le sol ; cas des lombriciens, collemboles, acariens, nématodes). Cette classification va aussi renseigner sur la fonctionnalité des organismes dans la structuration du sol.
- au regard du régime alimentaire des individus, en différenciant les organismes se nourrissant de matière organique morte (consommateur primaire, consommateur secondaire), ou de matière organique vivante que ce soit d'origine microbienne (fongivore, bactérivore), d'origine animale (prédateurs) ou d'origine végétale en attaquant le système racinaire (rhizophages). Le régime alimentaire va conditionner la dynamique de la matière organique et des nutriments, la classification par régime alimentaire renseignant sur la fonctionnalité des organismes dans cette dynamique.

La section suivante est organisée en considérant les organismes par taille croissante (nématodes, enchytréides, collemboles, lombriciens).

3.1. Nématodes

■ Description du paramètre – Liens aux fonctions

Les nématodes représentent une des biomasses les plus importantes de la faune du sol, des effectifs très importants (> 3 millions dans certains sites) et une diversité aussi très importante (> 200 espèces dans certains sites) (Yeates, 2003).

Les nématodes sont reconnus comme étant des indicateurs pertinents de la qualité/santé des sols ; en effet, ayant des régimes alimentaires différents, ils vont réagir différemment aux pressions environnementales, ce qui les rend sensibles à une large gamme de pressions (Villeneuve *et al.*, 2013). La diversité des nématodes est très importante (>11 000 espèces à l'échelle mondiale), mais classiquement seulement 6 groupes fonctionnels (aussi appelés « groupes trophiques » ou « guildes fonctionnelles »²⁵) sont reconnus (Yeates *et al.*, 2002) : fongivores, bactérivores, omnivores, prédateurs, phytophages obligatoires aussi appelés phytoparasites et phytophages facultatifs. Les nématodes phytophages obligatoires se nourrissent sur les racines des végétaux et par conséquent sont susceptibles d'avoir un effet délétère sur le développement des plantes et créer des dégâts sur les cultures. Les phytophages facultatifs qui ne sont pas parasites ne créent pas de dégâts et peuvent dans certaines conditions être fongivores. A contrario, les nématodes libres, et en particulier les nématodes bactérivores, ont une action positive sur le fonctionnement des écosystèmes en participant activement à la dynamique des nutriments, directement par l'excrétion des nutriments et indirectement par le maintien des populations bactériennes dans une phase de croissance logarithmique (Yeates, 2003) ; environ 40 % de la minéralisation des nutriments dans certains écosystèmes est due aux nématodes et à d'autres animaux du sol qui se nourrissent des populations microbiennes (de Ruyter *et al.*, 1994). Quelques espèces clés sont données parmi les nématodes bactérivores : les Cephalobidae représentent souvent le groupe le plus abondant dans les sols ; les Rhabditidae peuvent augmenter suite à une augmentation de la ressource ; dans des environnements naturels soumis au stress, les Plectidae peuvent être importants (Yeates *et al.*, 2002). Par ailleurs, les nématodes prédateurs entomophages qui parasitent des insectes (taupins, chenilles, doryphores) participent à la régulation biologique. Il est donc indispensable de caractériser les communautés des nématodes à minima en fonction des groupes fonctionnels et ne pas se limiter au nombre total de nématodes dans un échantillon de sol.

L'observation de différents traits morphologiques, notamment de leur partie antérieure, informe du régime alimentaire des nématodes (Figure 10-10).

²⁵ Une guilda est un ensemble d'espèces appartenant à un même groupe taxonomique ou fonctionnel qui exploitent une ressource commune de la même manière en même temps, donc partageant la même niche écologique

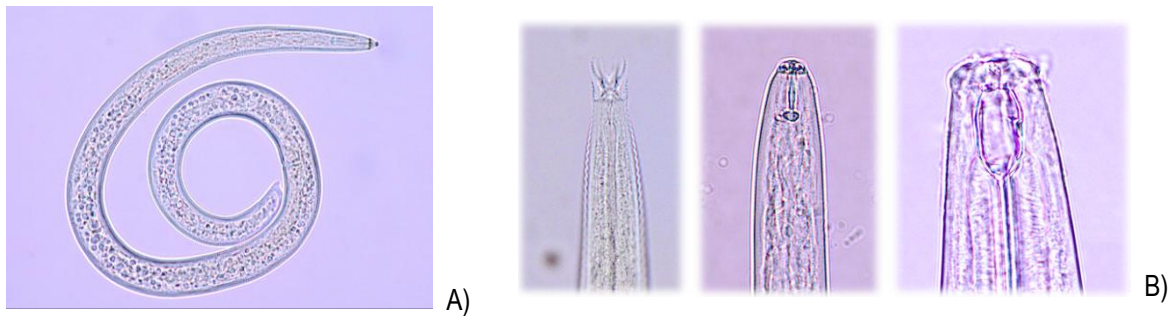


Figure 10-10. Nématodes du sol (photos : ELISOL environnement) : **A.** vue générale d'un nématode ; **B.** (de gauche à droite) : parties antérieures d'un nématode bactériophage, d'un photoparasite, d'un prédateur

L'utilisation initiale des nématodes comme indicateurs était motivée par la nécessité de diagnostiquer le risque de perte de récoltes liée aux attaques de nématodes phytoparasites tels que les nématodes à kystes (Heteroderidae). Mais la reconnaissance de l'action positive des nématodes, autres que phytoparasites, sur le fonctionnement des écosystèmes a conduit à produire différents indices (Yeates, 2003), du plus simple rendant compte de la structure des communautés (indice de diversité Shannon, densité des groupes trophiques) aux plus complexes.

Les indices décrits ci-dessous sont extraits de la revue de Lu *et al.* (2020) qui s'intéresse aux nématodes comme indicateurs de la santé des sols, de la synthèse de Yeates (2003) et de l'étude de cas de Villenave *et al.* (2009) :

- **Indice de Structure (SI)** : reflète la structure du réseau trophique du sol et renseigne sur la stabilité du milieu. Plus la valeur de SI est élevée moins le milieu est perturbé et plus le réseau trophique du sol est complexe. Il est fonction de l'abondance relative de plusieurs familles de nématodes libres : les bactériophages, les fongiphages, les omniphages et les prédateurs (
- **Indice d'Enrichissement (IE)** : donne une indication sur la dynamique des éléments nutritifs. Il reflète la disponibilité des ressources trophiques et l'activité des décomposeurs primaires. Il se base uniquement sur les nématodes libres. Cet indice est particulièrement utile dans les agrosystèmes. L'IE augmente avec la disponibilité en nutriments, et en particulier l'azote.
- **Indice de Maturité (MI)** : reflète un niveau de perturbation et de contamination. Il correspond à la moyenne pondérée de la valeur c-p (colonisateur-persistant, valeur de 1 à 5 prédéterminée au niveau de la famille) des taxons non phytophages présents dans un échantillon de sol représentatif. Il est inversement proportionnel à l'ampleur de la perturbation du sol : la valeur, qui varie entre 1 et 5, augmente avec la stabilité du milieu et diminue avec l'intensité de la perturbation.
- **Indice des nématodes Phytophages (PPI)** : est un équivalent du MI mais pour les nématodes phytophages ; il est positivement corrélé à la perturbation du sol. Les valeurs sont comprises entre 2 et 5.
- **Indice des Voies de Décomposition de la matière organique (IVD)** (en anglais : **Nematode Channel Ratio - NCR**) : renseigne sur les voies de décomposition de la matière organique *via* l'importance relative des nématodes bactériophages (B) et fongiphages (F) ($NCR = B/(B+F)$). Il a des valeurs comprises entre 1 (décomposition de la matière organique totalement contrôlée par les bactériophages) et 0 (totalement contrôlée par les fongiphages).

Il est à noter que les indices MI et PPI qui ont été mis en place par Bongers (1990) sont remis en question sur plusieurs aspects (Yeates, 2003) : i) la pertinence des valeurs cp (colonisateur-persistant) attribuées à certaines familles (DeGoede *et al.*, 1993 ; Fiscus et Neher, 2002 ; Yeates, 1994), ii) la pertinence de la discrimination entre nématodes phytoparasites et nématodes libres (Berney et Bird, 2001 ; Yeates *et al.*, 1993).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Notre analyse des indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7) souligne l'importance récente des nématodes en tant qu'indicateur. Si les nématodes n'ont pas été identifiés par les revues de Bünemann *et al.* (2018) et de Valani *et al.* (2020), la synthèse récente de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023) montre que les nématodes sont maintenant mobilisés pour leur rôle d'indicateur, plus fréquemment que les microarthropodes-collembolles, mais moins fréquemment que les lombriciens. Les nématodes ont aussi été retenus dans le projet LANDMARK (van Leeuwen

et al., 2017) et sont également recommandés dans les nouvelles propositions de la directive européenne *Soil Monitoring and Resilience*.

■ Méthode de prélèvement, extraction, identification

Le prélèvement, l'extraction et l'identification des nématodes sont encadrés par une norme ISO (ISO 23611-4, 2011. « *Soil quality - Sampling soil invertebrates, Part 4: sampling, extraction, identification of soil nematodes* »).

La méthode pour la mise en œuvre de l'indicateur est consultable dans la librairie de l'ADEME²⁶.

Principe général de la méthode ISO : l'analyse nématologique est réalisée à partir d'échantillons composites de sol (300 à 500 g issus de plusieurs carottages dans la strate 0-15 cm du sol, ou sur une profondeur plus importante en fonction de la question). L'échantillonnage peut se faire toute l'année, mais le printemps et l'automne sont cependant les périodes les plus favorables. La détermination des individus requiert de faire appel à un laboratoire spécialisé auquel les échantillons de sol sont à envoyer immédiatement après le prélèvement, l'analyse nécessitant que les nématodes soient vivants. Au laboratoire, les nématodes sont extraits selon différents protocoles (ex : par élutriation, suivi d'un passage actif sur filtre de ouate). Après fixation, ils sont déterminés par microscopie optique en se basant sur des critères morphologiques.

L'extraction

Il existe un grand nombre de revues sur les méthodes d'extraction des nématodes citées dans le bulletin de l'OEPP (Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Plantes, 2013) : Oostenbrink, 1960 ; Coolen & D'Herde, 1972 ; Ayoub, 1980 ; Southey, 1986 ; Seinhorst, 1988 ; Turner, 1998 ; Hooper et al., 2005 ; Van Bezooijen, 2006. Comparant différentes méthodes d'extraction, l'élutriation apparaît la plus pertinente, bien qu'onéreuse ; *a contrario* l'assiette d'Oostenbrink pourrait être une alternative au regard de la facilité de mise en œuvre et du coût, mais la qualité d'extraction est de moins bonne qualité (Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Plantes, 2013). Cette méthode de l'assiette d'Oostenbrink, qui est une méthode à passage actif, consiste à positionner un échantillon de sol frais sur un tamis (diamètre >1 mm), lui-même placé dans une assiette remplie d'eau ; les nématodes vont naturellement se diriger vers l'eau où ils sont collectés pour être dénombrés.

La détermination

Il est relativement difficile de déterminer les nématodes à l'échelle de l'espèce, la détermination se faisant plus facilement à l'échelle de la famille et/ou genre, ou encore à celle des groupes trophiques (principalement bactérivores, fongivores, omnivores, phytoparasites, prédateurs) en se basant sur la forme et la taille de leurs pièces buccales (Jeffery et al., 2010). Cette approche par groupes trophiques est indispensable car si les nématodes sont perçus comme ravageurs de culture pouvant engendrer des pertes économiques importantes, les espèces phytophages sont cependant peu nombreuses au regard du cortège d'espèces que l'on peut trouver dans le sol et qui jouent un rôle important dans le cycle des nutriments.

La détermination des nématodes à l'échelle de l'espèce reste un grand défi, et il y a 20 ans, cette étape apparaissait difficile en raison d'absence de connaissances de la systématique des nématodes (Yeates, 2003). Des méthodes alternatives à l'approche basée sur les traits morphologiques pour la détermination des nématodes se sont développées. La revue de Seesao et al. (2017), qui compare les différentes méthodes, allant des méthodes les plus traditionnelles basées sur des approches morphologiques, jusqu'aux méthodes plus sophistiquées basées sur l'extraction d'ADN et le séquençage à haut débit, en passant par les méthodes biochimiques, met en évidence les intérêts et limites de chacune d'elles. Il ressort notamment de cette étude que : i) les méthodes biochimiques, si elles présentent l'intérêt d'être rapides, peu coûteuses et sensibles, nécessitent (comme pour les approches morphologiques) de travailler sur des organismes vivants, et par ailleurs elles ne peuvent être appliquées qu'à certaines espèces ; ii) les méthodes moléculaires présentent l'avantage de pouvoir travailler à partir d'échantillons archivés, ce qui facilite la gestion des calendriers d'analyse ; elles sont très performantes pour discriminer les espèces de nématodes, mais elles sont chronophages et par ailleurs, elles ne permettent pas de réaliser une

²⁶ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

analyse à l'échelle individuelle, les informations produites rendant compte de la diversité d'espèces pour un échantillon de sol mais pas du nombre d'individus par espèce, ce qui est une vraie limite dès lors que la réalisation d'un diagnostic se base aussi sur le nombre d'individus. Ce n'est pas le lieu d'opposer toutes ces méthodes, car elles présentent toutes des avantages et des limites, et Coomans (2000) soulignait déjà en 2000, leur complémentarité, rappelant que l'approche morphologique venait en appui aux méthodes moléculaires pour confirmer le résultat de l'identification taxonomique et éventuellement conduire à de nouvelles connaissances.

Si les outils moléculaires présentent des limites, il est évident que leur développement présente un réel intérêt d'autant que ces outils sont en constante évolution. La revue de Seesao *et al.* (2017) a analysé l'intérêt des outils moléculaires émergents (qPCR, PCR microfluidique, MALDI-TOF, microarrays, deuxième et troisième générations de séquençage à haut débit) pour faciliter la détermination à grande échelle. Cette revue a ainsi souligné leurs avantages, notamment la possibilité et facilité à déterminer des espèces connues et aussi inconnues de grands nombres d'échantillons, ainsi que leurs inconvénients, le coût restant la limite souvent citée. Certaines méthodes émergentes ne sont pas encore appliquées à la détermination des nématodes (PCR microfluidique, séquençage de troisième génération) mais le séquençage imminent de la troisième génération semble extrêmement prometteur avec une manipulation et une analyse plus faciles. Plusieurs méthodes sont donc proposées pour la détermination des nématodes, depuis les plus simples jusqu'aux plus sophistiquées, les outils doivent simplement être choisis en fonction de l'application souhaitée (Seesao *et al.*, 2017).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Des gammes de valeurs d'existence sont retrouvées dans la littérature, issues de programmes d'envergure. Compte tenu des modes d'expression différents entre les sources, il n'a pas été possible de proposer un tableau synthétique regroupant l'ensemble des métriques caractérisant les communautés de nématodes. Plusieurs tableaux complémentaires de gammes d'existence sont présentés (Tableaux 10-12, 10-13, 10-14) issus de sources différentes (Base de données, publication, programme de recherche)

Le Tableau 10-13 présente des gammes de valeurs d'existence de l'abondance des nématodes totaux, nématodes libres, nématodes phytophages, des indices d'enrichissement, de structure et de diversité. Il est issu du travail réalisé par le laboratoire ELISOL.²⁷ Ce laboratoire a développé une base de données unique d'analyses de la nématofaune des sols (ELIPTO©, SIE Système d'Information Environnemental), à vocation de bio-indication et à vocation de phytoprotection. Cette base de données centralise les données de la littérature²⁸ (Cluzeau *et al.* 2012 ; Coll *et al.* 2013 ; Coll *et al.* 2012 ; Garcin *et al.* 2014 ; Henneron *et al.* 2014 ; Kondratow *et al.* 2019 ; Le Guedard *et al.* 2016 ; Salomé *et al.* 2016 ; Salome *et al.* 2014 ; Sauvadet *et al.* 2016 ; Sun *et al.* 2023 ; Van den Hoogen *et al.* 2019 ; van den Hoogen *et al.*, 2020 ; Villenave, 2012 ; Villenave *et al.* 2018 ; Villenave *et al.* 2013b ; Villenave *et al.* 2011) ainsi que des analyses propres au laboratoire. Elle est complétée par des données concernant le contexte et l'environnement associés à chacune des analyses biologiques : la localisation, le climat, la physico-chimie du sol (physico-chimie classique et polluants), l'occupation du sol, le mode d'usage des sols, les pratiques agricoles, l'historique du site... Cette base de données qui permet de stocker les données de caractérisation de la nématofaune des sols (taxonomique, fonctionnelle) a permis de générer des référentiels d'interprétation des analyses nématofauniques selon le contexte (exemples : parcelles agricoles, sites industriels, espaces naturels...). Ces référentiels sont mobilisés lors des diagnostics de qualité des sols proposés par le laboratoire.

Le Tableau 10-14 complète le Tableau 10-13 en présentant les métriques des différents groupes trophiques. Il est issu du programme RMQS-Biodiv qui portait sur l'échantillonnage de 109 points en Bretagne (Villenave *et al.*, 2013).

Le Tableau 10-15, complémentaire des Tableaux 10-13 et 10-14, présente les métriques des communautés de nématodes (abondance des groupes trophiques, indices) acquises en France dans des contextes pédo-climatiques et d'usage variés. Ces valeurs sont issues de la base de données du programme Bioindicateur, consultable en ligne (https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bducible_faune.php).

²⁷ <https://www.elisol.fr/>

²⁸ <https://www.elisol.fr/team/publications/>

Tableau 10-13. Gammes de valeurs d'existence de l'abondance des nématodes totaux, nématodes libres, nématodes phytophages, des indices d'enrichissement, de structure et de diversité, issues de la base de données ELIPTO®, SIE développée par ELISOL

| | | Surfaces boisées | Cultures annuelles | Surfaces en herbe | Vignes et vergers | Toutes occupations (France métropolitaine) |
|---|----------------|------------------|--------------------|-------------------|-------------------|--|
| Nombre | | 483 | 3367 | 1215 | 1111 | 6176 |
| Nématodes totaux (ind . g ⁻¹ sol sec) | Min. | 0,24 | 0,05 | 0,00 | 0,06 | 0,00 |
| | Max. | 132 | 113 | 149 | 256 | 256 |
| | Moyenne | 14,0 | 16,6 | 18,1 | 11,4 | 15,8 |
| Nématodes libres (ind . g ⁻¹ sol sec) | Min. | 0,13 | 0,00 | 0,00 | 0,01 | 0,00 |
| | Max. | 109 | 97 | 129 | 254 | 254 |
| | Moyenne | 6,5 | 8,9 | 8,9 | 6,1 | 8,2 |
| Nématodes phytophages (ind . g ⁻¹ sol sec) | Min. | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | Max. | 53 | 62 | 56 | 58 | 62 |
| | Moyenne | 7,5 | 7,7 | 9,2 | 5,3 | 7,6 |
| Indice d'Enrichissement (EI) (sans unité) | Min. | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| | Max. | 100 | 100 | 100 | 99 | 100 |
| | Moyenne | 51 | 64 | 58 | 53 | 60 |
| Indice de Structure (SI) (sans unité) | Min. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Max. | 100 | 98 | 98 | 100 | 100 |
| | Moyenne | 63 | 43 | 44 | 46 | 45 |
| Indice de diversité de Shannon (sans unité) | Min. | 0,48 | 0,19 | 0,00 | 0,21 | 0,00 |
| | Max. | 2,84 | 2,69 | 2,78 | 2,63 | 2,84 |
| | Moyenne | 1,86 | 1,91 | 1,81 | 1,98 | 1,90 |

Tableau 10-14. Nématodes : gamme de valeurs d'existence des différents groupes trophiques (Villenave et al., 2013).

Table 3. Means (M), standard deviation (SD), minimum (min) and maximum (max) values of the abundance (ind 100 g⁻¹ dry soil) of the nematode trophic groups and the nematode ecological indices recorded by the RMQS Biodiv programme (n = 109) for the three main land uses: crops (n = 52), meadows (n = 47) and forests (n = 8).

| | | Crops | | Meadows | | Forests | | | | |
|-------------------------------------|-------------------|------------|---------------|-----------|------------|-----------------|--------|------------|-----------------|------|
| | | min - max | M ± SD | min - max | M ± SD | min - max | M ± SD | | | |
| Nematodes trophic groups | | | | | | | | | | |
| Opportunistic bacterial-feeders | Ba ₁ | 32 - 1511 | 326.1 ± 270.2 | c* | 9 - 994 | 224.3 ± 204.1 | b | 0 - 123 | 50.3 ± 52.8 | a*** |
| Others bacterial-feeders | Ba ₂₃₄ | 46 - 1399 | 291.5 ± 211.2 | a | 93 - 1175 | 360.5 ± 261.3 | a | 40 - 668 | 381 ± 203.6 | a** |
| Fungal-feeders | Fu | 6 - 262 | 84.5 ± 61.6 | a | 0 - 570 | 88.5 ± 91.7 | a | 34 - 609 | 305.2 ± 202.9 | b** |
| Omnivores | Om | 0 - 313 | 45.9 ± 58.6 | a | 0 - 522 | 96 ± 112.7 | ab | 1 - 342 | 169.4 ± 106 | b** |
| Carnivores | Ca | 3 - 207 | 53.7 ± 45.8 | b | 0 - 178 | 35 ± 40.4 | a | 0 - 198 | 60 ± 71.5 | ab* |
| Plant-parasitic nematodes | Pf | 20 - 983 | 254.6 ± 214.4 | a | 0 - 3922 | 999.1 ± 1046.7 | b | 12 - 3018 | 497.3 ± 979.7 | a*** |
| Facultative plant-feeders | RHF | 11 - 817 | 255.7 ± 195.4 | a | 0 - 1211 | 257.7 ± 305.3 | a | 78 - 1698 | 907.1 ± 559.8 | b** |
| Total | | 384 - 3548 | 1312 ± 589.7 | a | 370 - 5271 | 2061.1 ± 1289.4 | b | 173 - 5794 | 2370.3 ± 1551.3 | b* |
| Nematode ecological indices | | | | | | | | | | |
| Maturity Index | MI | 1.4 - 3 | 1.98 ± 0.33 | a | 1.4 - 3 | 2.18 ± 0.44 | a | 2.3 - 3.4 | 2.99 ± 0.38 | b*** |
| Maturity Index on bacterial-feeders | BaMI | 1.2 - 2.1 | 1.56 ± 0.22 | a | 1.2 - 2.1 | 1.69 ± 0.22 | b | 1.9 - 2.5 | 2.36 ± 0.18 | c*** |
| Maturity Index on fungal-feeders | FuMI | 2 - 2.8 | 2.08 ± 0.16 | a | 2 - 3.7 | 2.17 ± 0.34 | a | 2.5 - 3.6 | 2.97 ± 0.34 | b*** |
| Nematode Channel Ratio | NCR | 56 - 99 | 86.9 ± 8.5 | b | 66 - 100 | 86.3 ± 8.2 | b | 43 - 88 | 59.1 ± 14.9 | a*** |
| Plant parasitic Index | PPI | 2.1 - 3 | 2.48 ± 0.23 | b | 2 - 3 | 2.65 ± 0.26 | c | 2 - 2.4 | 2.1 ± 0.13 | a*** |
| Enrichment Index | EI | 46 - 96 | 76.4 ± 11.5 | b | 13 - 95 | 64.4 ± 18.6 | a | 6 - 72 | 40.9 ± 23.8 | a*** |
| Structure Index | SI | 16 - 91 | 58.6 ± 17.5 | a | 0 - 91 | 55.5 ± 22.9 | a | 49 - 94 | 82.2 ± 14.7 | b** |
| Channel Index | CI | 1 - 24 | 7.4 ± 5.7 | a | 0 - 69 | 11.1 ± 11.5 | a | 11 - 100 | 51.7 ± 33.6 | b*** |

*Varying letters (a, b, c) indicate significant differences between means (Kruskal-Wallis test followed by Bonferoni correction, *p < 0.05; **p < 0.01; ***p < 0.001).

Tableau 10-15. Gammes de valeurs d'existence des métriques des communautés nématodes, incluant les indices (MI : indice de maturité, PPI : indice de nématodes phytophages, NCR : nematodes channel ratio, EI : indice d'enrichissement, SI : indice de structure) issues du programme Bioindicateur. https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bducible_faune.php).

| | | Tout usage confondus (n=184) | | | | Prairie (n=20) | | | |
|---------------------------|--|------------------------------|---------|---------|--------|----------------|---------|---------|---------|
| | | MIN | MAX | MOY | STD | MIN | MAX | MOY | STD |
| structure des communautés | Phytophages facultatifs (GT) | 0.00 | 269.92 | 1505.24 | 270.00 | 26.45 | 1065.27 | 253.22 | 276.33 |
| | Phytoparasites (GT) | 0.00 | 455.07 | 3980.03 | 681.82 | 138.14 | 3980.03 | 1705.91 | 1203.35 |
| | Bactériovores Totaux (GT) | 14.83 | 403.93 | 1242.89 | 264.16 | 69.42 | 877.52 | 368.53 | 219.65 |
| | Fongivores | 0.00 | 177.75 | 602.12 | 99.41 | 90.85 | 410.48 | 230.91 | 86.39 |
| | Omnivores + Carnivores (GT) | 0.00 | 44.24 | 264.88 | 50.55 | 0.00 | 171.94 | 64.96 | 52.41 |
| | Phytophages (GM) | 0.00 | 724.99 | 4049.45 | 787.43 | 171.94 | 4049.45 | 1959.12 | 1321.09 |
| | Libres (GM) | 100.11 | 618.96 | 1560.84 | 321.69 | 287.76 | 1187.23 | 664.41 | 267.35 |
| | Nématodes totaux sans les entomopathogènes | 207.64 | 1343.95 | 4548.18 | 889.66 | 990.80 | 4548.18 | 2623.53 | 1192.51 |
| Indices | MI | 1.23 | 3.10 | 2.12 | 0.31 | 1.76 | 2.83 | 2.18 | 0.26 |
| | PPI | 0.00 | 2.90 | 2.29 | 0.32 | 2.10 | 2.90 | 2.62 | 0.23 |
| | NCR | 0.15 | 1.00 | 0.64 | 0.18 | 0.15 | 0.77 | 0.58 | 0.16 |
| | EI | 19.05 | 95.47 | 58.10 | 16.37 | 23.08 | 77.19 | 52.94 | 14.14 |
| | SI | 0.00 | 91.07 | 42.00 | 21.56 | 0.00 | 80.59 | 40.89 | 23.06 |

| | | Culture (n=84) | | | | Forêt (n=20) | | | |
|---------------------------|--|----------------|---------|---------|--------|--------------|---------|--------|--------|
| | | MIN | MAX | MOY | STD | MIN | MAX | MOY | STD |
| structure des communautés | Phytophages facultatifs (GT) | 16.75 | 1505.24 | 271.00 | 260.52 | 14.58 | 792.63 | 262.62 | 240.80 |
| | Phytoparasites (GT) | 13.73 | 1605.00 | 475.57 | 416.69 | 0.00 | 116.08 | 16.00 | 31.36 |
| | Bactériovores Totaux (GT) | 68.39 | 1003.14 | 394.38 | 220.16 | 102.90 | 1062.46 | 382.06 | 281.16 |
| | Fongivores | 0.00 | 602.12 | 191.40 | 101.63 | 35.01 | 341.23 | 146.65 | 86.53 |
| | Omnivores + Carnivores (GT) | 0.00 | 264.88 | 44.44 | 55.05 | 0.00 | 130.96 | 38.88 | 41.28 |
| | Phytophages (GM) | 81.00 | 2733.19 | 746.58 | 590.72 | 14.58 | 861.56 | 278.62 | 268.93 |
| | Libres (GM) | 155.52 | 1301.69 | 620.63 | 265.34 | 181.10 | 1465.73 | 567.45 | 368.73 |
| | Nématodes totaux sans les entomopathogènes | 377.38 | 3703.68 | 1367.20 | 741.63 | 347.46 | 1496.75 | 846.07 | 411.17 |
| Indices | MI | 1.23 | 3.10 | 2.10 | 0.34 | 2.08 | 3.10 | 2.28 | 0.26 |
| | PPI | 2.00 | 2.90 | 2.33 | 0.27 | 2.00 | 2.10 | 2.01 | 0.03 |
| | NCR | 0.19 | 1.00 | 0.61 | 0.18 | 0.55 | 0.87 | 0.70 | 0.09 |
| | EI | 19.05 | 95.47 | 62.62 | 16.82 | 26.72 | 85.87 | 45.84 | 15.82 |
| | SI | 0.00 | 84.62 | 38.69 | 22.24 | 16.14 | 91.07 | 46.13 | 23.88 |

■ Opérationnalité

Concernant les périodes de prélèvement, ce dernier peut se faire toute l'année, le printemps et l'automne étant cependant les périodes les plus favorables. L'analyse requiert une faible quantité de sol (300 à 500 g) ; le prélèvement est simple, rapide et peut être réalisé sur tout type de sol (ELISOL²⁹).

Concernant l'extraction des nématodes, la méthode de l'assiette d'Oostenbrink, qui est une alternative à l'éluatriation d'Oostenbrink, est une méthode facile à mettre en œuvre, rapide et peu coûteuse (15 euros par échantillon) (Puech, 2023). Cette méthode d'extraction pourrait être mobilisée pour des sciences participatives.

Cependant, s'il est possible de réaliser une quantification de l'abondance des nématodes grâce à une loupe binoculaire, l'évaluation du risque sanitaire et la réalisation d'un diagnostic complet de la qualité biologique du sol nécessitent de pouvoir déterminer les différents groupes fonctionnels de nématodes, ce qui nécessite d'utiliser une microscopie optique et requiert une expertise. De ce fait, il est nécessaire de faire appel à un laboratoire spécialisé. En France, à ce jour, deux laboratoires réalisant des analyses de nématodes sont identifiés : i) Elisol³⁰ qui va réaliser des analyses destinées tant à des agriculteurs, ou groupement d'agriculteurs et instituts techniques, qu'à des bureaux d'études et des entreprises privées... L'analyse aboutit à la production d'une fiche technique-diagnostic qui va positionner les valeurs obtenues sur la parcelle échantillonnée au regard de valeurs de

²⁹ <https://www.elisol.fr/>

³⁰ <https://www.elisol.fr/>

références issues de la base de données ELIPTO®, SIE Système d'Information Environnemental ; cette fiche technique renseigne du niveau d'activité biologique (abondance des nématodes bénéfiques, c'est-à-dire les nématodes libres), de la structure écologique (abondance des principaux groupes trophiques des nématodes libres, des nématodes phytophages facultatifs et phytoparasites), du réseau trophique des nématodes libres basé sur les indices de stabilité (SI) et d'enrichissement (EI), de la diversité des organismes (indice de Shannon), des indices de voies de décomposition de la matière organique (IDV), de la pression des phytophages (incluant phytophages facultatifs et phytoparasites) et de la pression parasitaire. La prise en compte de l'ensemble de ces métriques aboutit à un diagnostic synthétique du fonctionnement biologique des sols (Figure 10-11). Ceci s'accompagne de formation ; ii) Auréa qui à ce jour s'appuie sur les compétences d'ELISOL.

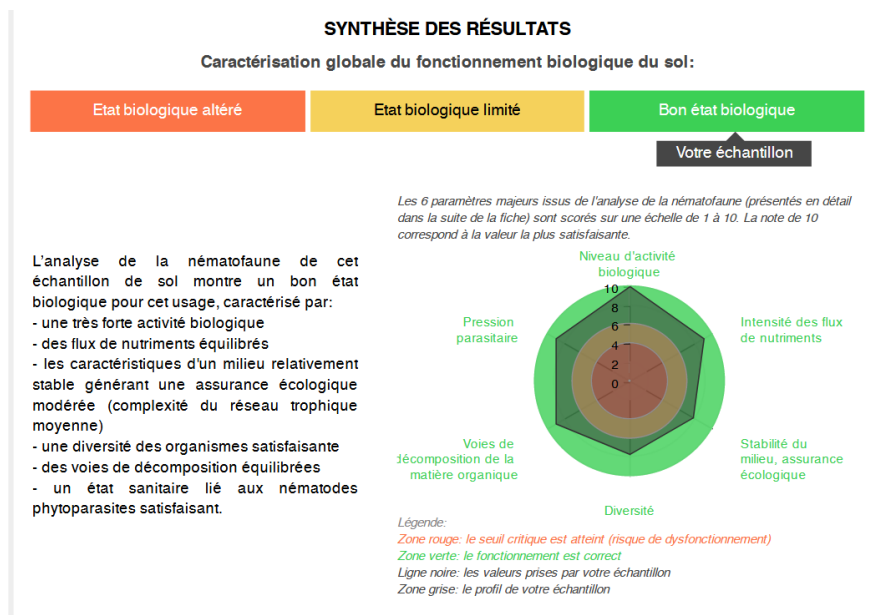


Figure 10-11. Extrait d'un exemple de fiche technique-diagnostic de la nématofaune du sol (ELISOL)

3.2. Enchytréides

■ Description du paramètre – Liens avec les fonctions

Les enchytréides sont des organismes appartenant à la mésofaune, aussi connus sous le nom de vers blancs (Figure 10-12). Ils peuvent être confondus avec les vers de terre, car ils sont aussi composés d'anneaux (famille des Annélides), mais s'en différencient par leur diamètre (0,1 - 2 mm) et leur aspect « ficelle » de couleur blanchâtre. En fonction des espèces, leur longueur varie entre 2 et 50 mm (Jeffery *et al.*, 2010). Il existe environ 700 espèces connues, dont 200 en Europe, mais le nombre augmente régulièrement notamment par l'étude des écosystèmes encore peu explorés jusqu'à ce jour (sols tropicaux, sédiments marins). Le nombre d'espèces varie entre 7 à 20 par site, et le nombre d'individus est fortement conditionné par le milieu : quelques centaines par m² dans un sol sec (les enchytréides n'ont développé aucun moyen de protection contre la dessiccation, ils ont besoin d'humidité), alors qu'ils peuvent atteindre 350 000 individus par m² en forêt de conifères (les enchytréides peuvent supporter des pH très acides) (Jeffery *et al.*, 2010). Ils sont saprophages (mangeant de la MO morte ou en décomposition, riche en azote) et microphages (mangeant des microorganismes), et agissent donc sur la dynamique de la matière organique et le cycle des nutriments (Vanvliet *et al.*, 1995). Malgré leur petite taille, ils sont reconnus comme agissant sur la structure des sols : en sol compact ils déposeront leurs déjections à la surface du sol, sinon ils les déposeront dans le sol, participant à la création d'une structure grumeleuse (Topoliantz *et al.*, 2000).

Plusieurs travaux soulignent la pertinence des enchytréides comme indicateurs de l'effet des activités agricoles (Bart *et al.*, 2017 ; Pelosi *et al.*, 2020 ; Pelosi et Römbke, 2016). La synthèse de Pelosi et Römbke (2016) met en avant que les communautés d'enchytréides sont sensibles aux changements de pratiques tant en termes d'abondance totale qu'en terme de composition des communautés.



Figure 10-12. Image par microscopie électronique à balayage d'un individu de l'espèce *Cognettia sphagnetorum* (Jeffery et al., 2010)

■ Consensus sur l'utilisation comme indicateur

Les enchytréides ne font pas partie des indicateurs les plus cités dans la littérature (Chapitre 7). Ils ont pourtant été reconnus dans le programme ENVASSO (Huber *et al.*, 2008) parmi les 3 indicateurs à mobiliser, en remplacement des vers de terre lorsque ces derniers étaient absents (ex. : forêts, sols acides) pour mesurer l'érosion de la biodiversité des sols, et ils sont aussi identifiés dans le programme LANDMARK (van Leeuwen *et al.*, 2017). Malgré tout, aucune recommandation institutionnelle, incluant la proposition de directive cadre *Soil Monitoring and Resilience*, ne liste cet indicateur.

■ Méthode de prélèvement, extraction et détermination

Le prélèvement des enchytréides est encadré par la norme ISO ISO 23611-3 (2007). « *Sampling soil invertebrates. Part 3: Sampling and extraction of Enchytraeidae* ».

Le prélèvement est réalisé grâce à un emporte-pièce (cylindre de 3-5 cm de diamètre) qui est enfoncé dans le sol sur une profondeur pouvant atteindre 30 cm. Il est à noter que si la profondeur du carottage de sol la plus optimale est de 10 cm, elle varie selon les études entre 4 cm et 30 cm et dépend de l'écosystème étudié (forestier, agricole, naturel), de la question (surveillance, diagnostic) et de la densité des points d'échantillonnage. La carotte de sol prélevée est ensuite segmentée en tronçons de 4-5 centimètres afin de faciliter l'extraction des enchytréides (Figure 10-13). Les enchytréides sont extraits du sol à l'aide d'un entonnoir rempli d'eau et d'une lampe incandescente (les enchytréides fuient la lumière et la chaleur). Après une observation sous lampe de la taille et du comportement des animaux, les individus seront déterminés sous microscope (morphologie externe et interne).

La détermination à l'échelle de l'espèce basée sur les critères morphologiques et comportementaux des animaux vivants reste une difficulté importante. Les outils moléculaires se sont fortement développés ces dernières années et sont prometteurs.



Figure 10-13. Gauche : carottier permettant l'extraction d'une carotte de sol ; droite : découpage par tronçons de 5 cm de la carotte de sol avant extraction des enchytréides

■ Valeurs de références – gammes d'existence (gamme de variation)

Il n'existe pas de valeurs de référence ou de gamme d'existence en France. Des travaux menés en Allemagne font référence, et ce malgré la spécificité des sols et des agrosystèmes (Graefe et Schmelz, 1999).

■ Opérationnalité

Leur faible représentativité dans les études peut tenir à deux choses : i) la détermination des espèces ne peut se faire que sur des organismes vivants, nécessitant donc une prise en charge rapide après le prélèvement de sol sur le terrain, ii) l'expertise nécessaire pour déterminer les espèces est très peu répandue à l'échelle nationale, et même européenne, seules une dizaine de personnes au monde travaillent sur ce taxon (Pelosi *et al.*, 2016).

3.3. Microarthropodes

■ Description du paramètre – Liens avec les fonctions

Les microarthropodes du sol sont des organismes appartenant à la mésofaune (leur diamètre varie entre 0,2 et 2 mm) et ayant des pattes articulées (du grec arthron « articulation » et podos « pied »). Ils regroupent un nombre important de taxons. Cependant, les collemboles et certains taxons de la sous-classe des acariens (Acari), tels que les Oribatida, sont les microarthropodes les plus étudiés.

Impliqués dans les réseaux trophiques détritvovores, ils contribuent de manière significative à l'évolution de la matière organique en tant que consommateurs directs mais aussi indirectement en consommant des champignons saprophytes et des bactéries, ce qui aura un effet majeur sur la composition des communautés microbiennes (Giffard *et al.*, 2022).

Les acariens du sol appartiennent majoritairement à 3 grands groupes : les Oribates (fragmenteurs), les Gamasides et les Actinedida (prédateurs). Les collemboles sont regroupés au sein de 3 groupes fonctionnels (épi- héli- et eu-édaphiques) sur la base de critères morphologiques (couleur, taille, dimension des antennes, pattes et organe saltatoire, la furca) (Figure 10-14)

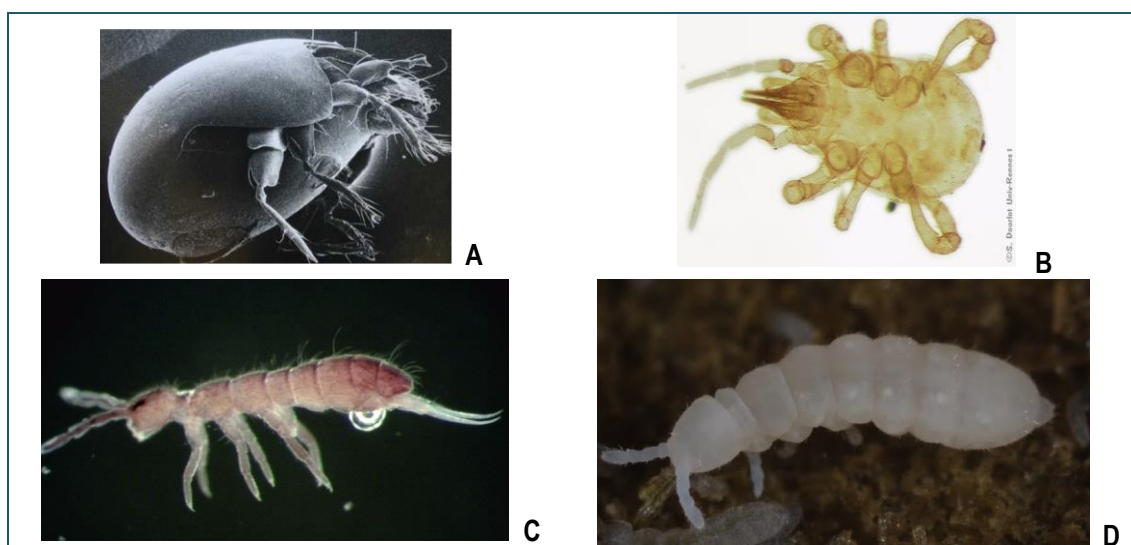


Figure 10-14. A) acarien Oribate ; B) acarien Gamaside ; C) collembole épi-édaphique ; D) collembole eu-édaphique

De nombreuses études qui utilisent les microarthropodes comme bioindicateurs se focalisent le plus souvent sur un ou deux groupes spécifiques et prennent en compte des niveaux taxonomiques précis, tels que le genre ou l'espèce. Les communautés sont alors caractérisées par leur abondance totale, l'abondance par groupe fonctionnel, la richesse spécifique ; la diversité (indice de Shannon) et l'équitabilité des communautés peuvent aussi être calculées en fonction de l'expertise.

Cependant, les coûts d'identification étant fortement corrélés au niveau taxonomique considéré (Williams et Gaston, 1994), la caractérisation des taxons à l'échelle de l'espèce peut conduire à des coûts élevés (Jerez-Valle *et al.*, 2014). Pour y pallier, différents auteurs ont proposé d'appliquer un niveau moins bas, tel que l'ordre ou la famille (Balmford *et al.*, 1996 ; Biaggini *et al.*, 2007 ; Cotes *et al.*, 2011). Appliqués dans des vergers d'olivier, les

travaux de Jerez-Valle *et al.* (2014) ont mis en évidence le caractère discriminant du niveau de l'ordre des microarthropodes pour différencier les modes de gestion (conventionnel *versus* bio) ; de même à l'échelle nationale et régionale, sur l'étude d'une diversité d'agrosystèmes, il est apparu que la densité des acariens et/ou des collembolles permettait de distinguer entre eux les usages de sol, l'intensité des modes de gestion, et l'intensité de fertilisation (Cluzeau *et al.*, 2012 ; Joimel *et al.*, 2021).

Les indices

- Le ratio acariens/collembolles est appliqué pour rendre compte de la qualité des sols : plus la valeur de ce ratio est élevée, meilleure est la qualité du sol (Santorufu *et al.*, 2012), car le nombre d'espèces d'acariens diminue dans les milieux dégradés (Jacomini *et al.*, 2000). Cet indice caractérise et différencie les milieux fermés (forêt) des milieux ouverts (culture ou prairie), ses valeurs étant plus élevées en milieu forestier car abritant plus d'acariens que de collembolles (Cluzeau *et al.*, 2012).
- Le *Soil Biological Quality-ar* (QBS-ar) a été créé en 2001 (Parisi, 2001 ; Parisi *et al.*, 2005) ; c'est une métrique basée sur le concept selon lequel le nombre de groupes de microarthropodes morphologiquement bien adaptés au sol est plus élevé dans les sols de haute qualité ; il repose sur une approche par traits morphologiques. Un Indice d'Eco-Morphologie (EMI) est appliqué aux individus échantillonnés ; cet indice se base sur l'adaptation de l'organisme au sol, il varie de 1 (individu peu adapté au sol) à 20 (individu très adapté au sol), au regard des critères morphologiques ; *in fine*, la valeur du QBS-ar correspond à la somme de l'ensemble des EMI des organismes échantillonnés. Cet indice couvre l'ensemble de microarthropodes du sol (Figure 10-15). La méta-analyse de Menta *et al.* (2018), travaillant à partir de 41 publications, met en avant l'intérêt de cet indice pour discriminer la qualité de différents usages de sols (agricoles, naturels, forêt, vergers, urbains). Les valeurs du QBS-ar varient entre les valeurs 1 et 250, une première valeur seuil de 93,7 ayant été proposée séparant les sols de bonne qualité vs qualité pauvre. Cet indice apparaît plus pertinent que le ratio acariens/collembolles, ou encore que les indices de Shannon, de Simpson ou de Pielou, dans le cas de l'évaluation de la qualité de sols urbains (Santorufu *et al.*, 2012).
- L'*Index of Soil Biodiversity - biodiversity friend* (IBS-bf), créé en 2014 (Caoduro *et al.*, 2014), intègre les arthropodes ainsi que les gastéropodes (escargots, limaces) et les oligochètes (ex. : vers de terre, enchytréides). Cette méthode, qui se base sur le tri d'un bloc de sol (3 décimètres carrés sur 25-30 cm de profondeur), tamisé à 10 mm, ne requiert pas la collecte des animaux, mais leur simple observation qui sera enregistrée sur le formulaire d'enquête. Cet indice apparaît pertinent pour évaluer la qualité des sols (Menta *et al.*, 2015).

Comparaison des indices : Comparé à l'indice IBS-bf, QBS-ar est apparu plus pertinent car plus discriminant (Menta *et al.*, 2015).

Métrique alternative. De manière plus anecdotique, les travaux réalisés en Corée ont souligné l'intérêt d'utiliser les modifications de comportement saltatoire de l'espèce de collembolle *Folsomina candida* dans l'évaluation de la qualité de sols contaminés, des résultats allant dans le même sens que les tests de reproduction et plus faciles à mettre en œuvre (Kim et An, 2014).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Notre analyse des indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7) souligne la faible utilisation des microarthropodes en tant qu'indicateur. Ainsi, ni les microarthropodes en général, ni de façon plus spécifique les collembolles n'ont été identifiés par les revues de Bünemann *et al.* (2018) et de Valani *et al.* (2020). La synthèse récente de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023), qui sépare les microarthropodes et les collembolles, montre que ces deux indicateurs sont maintenant utilisés, avec cependant une fréquence moins importante que les nématodes et les lombriciens.

Cela étant, l'analyse de l'abondance et de la structure des communautés de microarthropodes faisait partie du 3 indicateurs incontournables retenus dans le projet ENVASSO (Bispo *et al.*, 2009) pour évaluer la perte de biodiversité des sols. De même, les collembolles ont été retenus dans le projet LANDMARK (van Leeuwen *et al.*, 2017). Ils sont aussi recommandés dans les nouvelles propositions de la directive européenne *Soil Monitoring and Resilience*, ainsi que par l'Agence européenne pour l'environnement (European Environment Agency, 2023).

■ Méthodes de prélèvement, extraction, détermination

Méthode de prélèvement :

Le prélèvement des microarthropodes est encadré par la norme ISO 23611-2 (2006), qui consiste en un prélèvement d'un échantillon de sol qui sera ensuite rapporté au laboratoire pour l'extraction des individus. La méthode pour la mise en œuvre de l'indicateur est consultable dans la librairie de l'ADEME³¹.

La revue de André *et al.* (2002) met en évidence que, le plus souvent (dans 75% des cas), la profondeur de prélèvement est limitée aux 10 premiers cm du sol, ce qui conduit à sous-estimer la densité et la diversité des microarthropodes, certains groupes étant de ce fait largement sous-estimés. La stratégie d'échantillonnage est aussi un point important, pouvant conduire à une sous-estimation de la densité (plus de 14 fois la densité réelle). Il convient donc de définir une stratégie qui soit en accord avec la densité et la diversité des taxons.

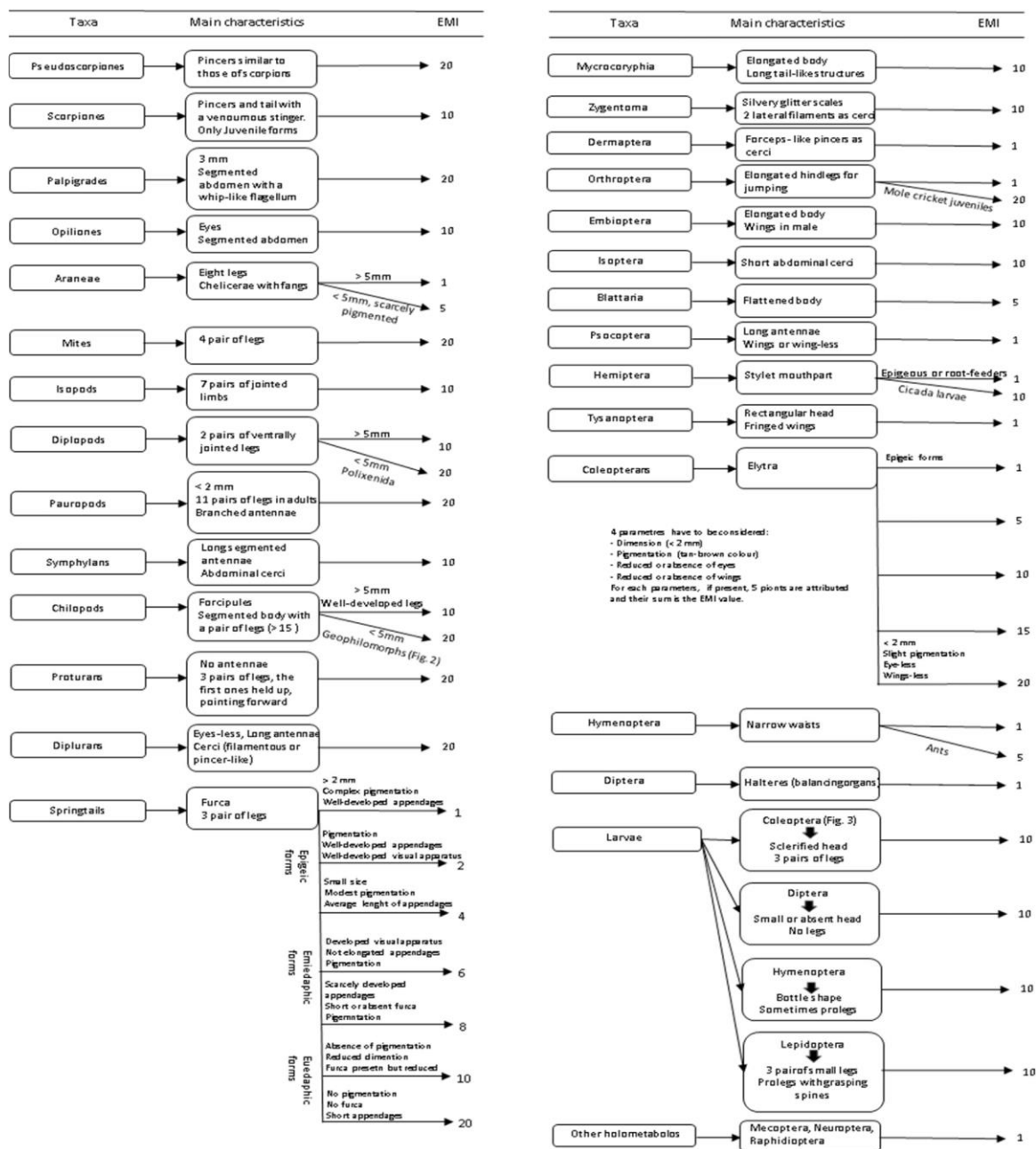


Figure 10-15. Synthèse des valeurs d'Indices Eco-Morphologiques (EMI) des différents taxons pour le calcul de l'indice QBS-ar (Menta et al., 2018)

³¹ <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

Certaines études utilisent aussi le *pitfall trap* (contenant de 125 ml, 7 cm de diamètre, mélange éthanol 96%, eau distillée, acide acétique et glycérine, à 4:4:1:1), reconnu comme le liquide « Scheerpeltz », laissé pendant 1 semaine sur site). Les individus qui tombent dans le *pitfall* sont conservés avant d'être rapportés au laboratoire pour détermination. Cette méthode est cependant moins utilisée que la méthode ISO 23611-2 (2006).

Méthode d'extraction :

L'extraction se base sur le comportement de fuite des organismes (méthode éthologique) face à une source de chaleur : la source de chaleur est appliquée sur l'échantillon de sol non perturbé et les organismes, fuyant cette chaleur, sont récupérés dans un pilulier. La revue de André *et al.* (2002) montre que l'extraction avec cette méthode Berlese-Tullgren était la plus utilisée (plus de 90% des études). Cependant, cette méthode présente une efficacité d'extraction très faible (7-26%), d'autant plus qu'elle est taxa-dépendante (André *et al.*, 2002). L'extraction peut aussi être réalisée par voie sèche grâce à un extracteur de type MacFayden. Les animaux fuyant la source de chaleur seront initialement collectés dans l'acide benzoïque, puis transférés dans l'alcool à 70%.

Méthode d'identification :

Les comptages peuvent être effectués sous la loupe binoculaire, mais les identifications à l'espèce nécessitent un microscope (ex : microscope (x630) équipé du contraste de phase), l'imprégnation des animaux et leur montage sur lame.

Comme pour les nématodes et les enchytréides, les outils moléculaires se sont développés permettant l'identification à l'échelle de l'espèce.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Des gammes de valeurs d'existence sont retrouvées dans la littérature, issues de programmes d'envergure. Compte tenu des modes d'expression différents entre les sources, il n'a pas été possible de proposer un tableau synthétique regroupant l'ensemble des métriques caractérisant les communautés de microarthropodes. Plusieurs tableaux complémentaires de gammes d'existence sont présentés (Tableaux 10-16 et 10-17) issus de sources différentes (Base de données, publication, programme de recherche).

Le Tableau 10-16 présente les valeurs d'abondance des microarthropodes totaux, des collemboles et des acariens, et la richesse des collemboles. Il est issu du programme RMQS-Biodiv qui portait sur l'échantillonnage de 109 points en Bretagne (Cluzeau *et al.*, 2012).

Tableau 10-16. Gamme de valeurs d'existence de l'abondance des microarthropodes totaux, de l'abondance des collemboles et des acariens, et de la richesse spécifique des collemboles (Cluzeau *et al.*, 2012).

| Métriques | Usage non différencié (n=109) | | | Prairie (n=47) | | | | | Culture (n=52) | | | | | Forêt (n=8) | | |
|---|-------------------------------|-------|-------|----------------|------|-------|-------|-------|----------------|------|------|-------|-------|-------------|-------|-------|
| | Min | Moy | Max | Min | 1Q | Moy | 3Q | Max | Min | 1Q | Moy | 3Q | Max | Min | Moy | Max |
| Microarthropodes (ind./m ²) | 1061 | 17864 | 64143 | | | | | | | | | | | | | |
| Collemboles (ind./m ²) | | | | 354 | 1768 | 12103 | 14060 | 45042 | 118 | 1768 | 9810 | 14149 | 31010 | 1650 | 5453 | 15564 |
| Acariens (ind./m ²) | | | | 825 | 1768 | 7835 | 9904 | 21460 | 707 | 1415 | 4756 | 6013 | 15154 | 5188 | 12823 | 39500 |
| Richesse en collemboles | 1 | 3,4 | 11 | | | | | | | | | | | | | |

Le Tableau 10-17 présente différentes métriques des communautés de microarthropodes acquises en France dans des contextes pédo-climatiques et d'usage variés. Ces valeurs sont issues du programme Bioindicateur-Phase 2.

■ Opérationnalité

Selon la fiche outil issue du programme Bioindicateur, qui est consultable dans la librairie de l'ADEME³², cet indicateur est facile à mettre en œuvre et présente un coût global faible en routine ; la multiplicité et la

³² <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/2714-bioindicateurs-des-outils-biologiques-pour-des-sols-durables-fiches-outils.html>

complémentarité des paramètres de mesures (taxons et métriques) facilitent l'interprétation ; les limites résident dans le fait que l'analyse et l'interprétation des résultats demandent une expertise spécifique.

Si la détermination des microarthropodes (collembolés, acariens) est restée longtemps liée aux activités de recherche, actuellement il existe deux laboratoires en France qui sont en mesure de réaliser un diagnostic en utilisant les microarthropodes : i) laboratoire Aurea, via son offre Agro-Eco Sol (<https://aurea.eu/conseil-2/agroecosol-2/>), ii) laboratoire Chelicera (www.chelicera.Com) ; ils assurent depuis le prélèvement jusqu'au dénombrement et à l'identification.

Tableau 10-17. Gamme de valeurs d'existence des métriques des communautés de microarthropodes (issu du Programme Bioindicateur-Phase 2. https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bducible_faune.php).

| | Tout usage confondus (n=188) | | | | Prairie (n =24) | | | |
|----------------------------------|------------------------------|----------|----------|----------|-----------------|----------|---------|---------|
| | MIN | MAX | MOY | STD | MIN | MAX | MOY | STD |
| Abondance Acariens | 0.00 | 56950.83 | 4811.13 | 7576.83 | 0.00 | 11319.42 | 3286.76 | 3463.56 |
| Abondance Arthropodes divers | 0.00 | 43509.02 | 1985.04 | 4493.15 | 0.00 | 3891.05 | 1090.67 | 1136.71 |
| Abondance Collem. Epiédaphiques | 0.00 | 15917.93 | 803.42 | 1943.84 | 0.00 | 10258.22 | 1562.32 | 2711.14 |
| Abondance Collem. Hémiedaphiques | 0.00 | 76052.35 | 3859.06 | 8481.70 | 0.00 | 13795.54 | 2446.65 | 4001.91 |
| Abondance Collem. Euédaphiques | 0.00 | 77821.01 | 2950.27 | 7488.70 | 0.00 | 10258.22 | 1311.75 | 2455.99 |
| Nombre total de Collembolés | 0.00 | 77821.01 | 7612.76 | 11204.50 | 0.00 | 18747.79 | 5320.72 | 5769.63 |
| Nombre total de Microarthropodes | 0.00 | 84188.19 | 14408.93 | 16221.21 | 0.00 | 31128.40 | 9698.15 | 9081.17 |
| Richesse de Collembolés | 0 | 9 | 3 | 2 | 0 | 6 | 3 | 2 |
| Diversité de Collembolés | 0.00 | 2.79 | 1.18 | 0.77 | 0.00 | 2.48 | 0.94 | 0.84 |
| Equitabilité de Collembolés | 0.00 | 0.88 | 0.31 | 0.21 | 0.00 | 0.88 | 0.28 | 0.27 |

| | Culture (n=84) | | | | Forêt (n =20) | | | |
|----------------------------------|----------------|----------|----------|----------|---------------|----------|----------|----------|
| | MIN | MAX | MOY | STD | MIN | MAX | MOY | STD |
| Abondance Acariens | 0.00 | 29006.01 | 3368.88 | 4266.65 | 707.46 | 56950.83 | 13035.02 | 16328.19 |
| Abondance Arthropodes divers | 0.00 | 43509.02 | 2084.49 | 5748.50 | 0.00 | 9550.76 | 1910.15 | 2534.56 |
| Abondance Collem. Epiédaphiques | 0.00 | 15917.93 | 1065.41 | 2325.66 | 0.00 | 1768.66 | 141.49 | 393.90 |
| Abondance Collem. Hémiedaphiques | 0.00 | 76052.35 | 4547.98 | 11644.04 | 0.00 | 16625.40 | 2652.99 | 4224.84 |
| Abondance Collem. Euédaphiques | 0.00 | 77821.01 | 2989.88 | 9613.78 | 0.00 | 42094.09 | 5111.43 | 9086.49 |
| Nombre total de Collembolés | 0.00 | 77821.01 | 8603.26 | 14729.78 | 707.46 | 43155.29 | 7905.91 | 9924.23 |
| Nombre total de Microarthropodes | 353.73 | 84188.19 | 14056.63 | 17866.35 | 2829.86 | 73929.96 | 22851.08 | 21130.68 |
| Richesse de Collembolés | 0 | 7 | 3 | 2 | 2 | 6 | 3 | 1 |
| Diversité de Collembolés | 0.00 | 2.45 | 1.00 | 0.74 | 0.31 | 2.45 | 1.25 | 0.60 |
| Equitabilité de Collembolés | 0.00 | 0.82 | 0.26 | 0.19 | 0.15 | 0.87 | 0.45 | 0.19 |

3.4. Lombriciens

■ Description du paramètre – Liens avec les fonctions

Les lombriciens appartiennent à la macrofaune (diamètre des individus > 2 mm), ils représentent la plus grande biomasse de la faune du sol (en moyenne 1 tonne par hectare de prairie). Ils sont reconnus comme ayant un rôle important dans le fonctionnement du sol, à travers différentes fonctions conduisant à différents services écosystémiques (Blouin *et al.*, 2013) : i) leurs différents régimes alimentaires (saprophyte, sapro-géophage, géophage) conduisant au fractionnement et à l'évolution de la matière organique vont agir sur la dynamique et le stockage des nutriments ; ii) leur activité fousseuse conduisant à la création de biostructures (galeries, déjections)

vont influencer la régulation hydrique (infiltration, capacité de rétention), le maintien de la structure du sol, et réduire l'érosion ; iii) leurs fortes interactions directes ou indirectes (par la modification de la qualité d'habitat) avec les organismes du sol conduisent à une modification de la structure de ces communautés et de leur activité.

Les lombriciens sont classiquement classés par catégories écologiques (ou groupes écologiques), basées sur des critères morphologiques, physiologiques et écologiques (Figure 10-16). En 1972 et 1977, Bouché (1972 ; 1977) définit 3 principales catégories écologiques (épigés, anéciques, endogés) qui définissent 3 pôles entre lesquels les espèces lombriciennes se répartissent (épi-anéciques, endo-anéciques, épi-endogées). Les pourtours de ces catégories ont évolué au fil du temps et continuent à évoluer (Bottinelli *et al.*, 2020), mais l'utilisation de ces catégories reste d'actualité et la classification en 3 catégories écologiques reste la plus utilisée (Quang, 2023) (Figure 10-17). Ces catégories écologiques, ou ces catégories écologiques intermédiaires, ont pu être associées à des fonctions particulières (Hoeffner *et al.*, 2022) : i) activité fousseuse aboutissant à des réseaux de galeries plus ou moins ramifiés, plus ou moins continus, plus ou moins permanents, d'orientation verticale ou horizontale ; ii) activité fousseuse aboutissant à la production de déjections localisées dans le sol ou à la surface ; iii) régimes alimentaires conduisant à la consommation de matière organique plus ou moins évoluée, associée ou non à de l'ingestion de matière minérale. De ces fonctions, a découlé la notion de catégories/groupes fonctionnels, régulièrement employée dans la littérature ; cependant, cette notion de catégories/groupes fonctionnels est actuellement questionnée.

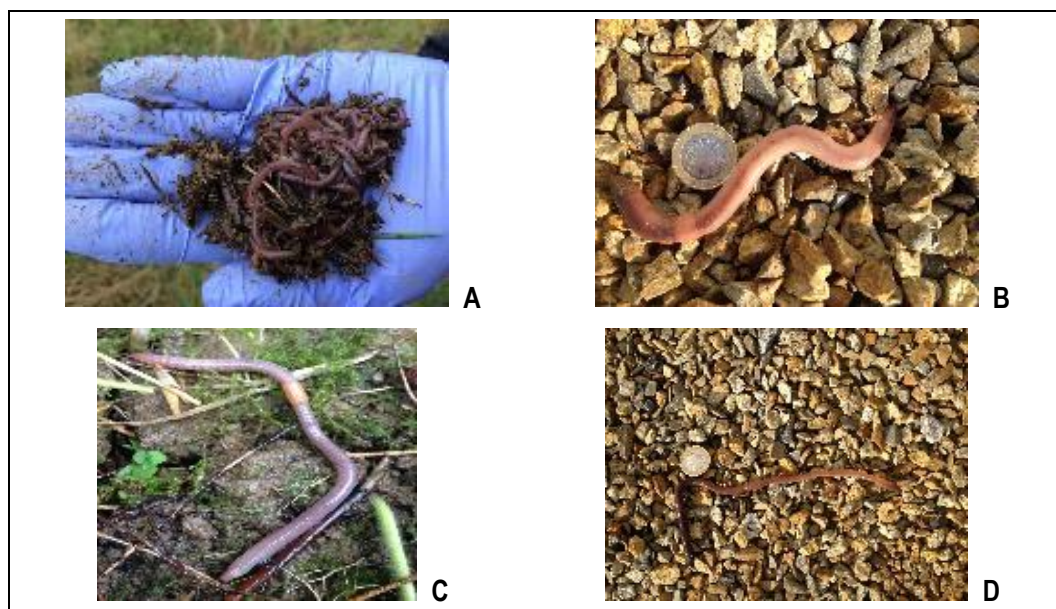
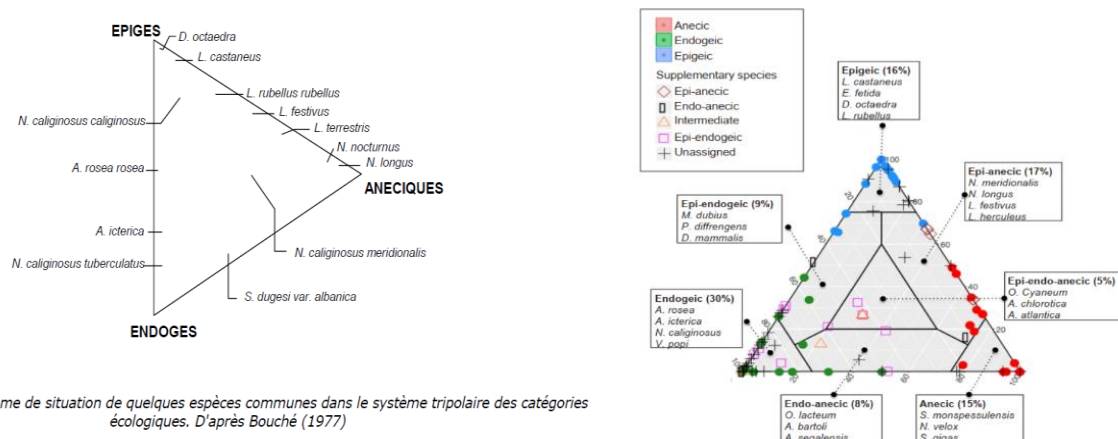


Figure 10-16. Espèces lombriciennes : A) épigées ; B) épi-anécique (*Lumbricus terrestris*) ; C) endogée (*Allolobophora icterica*) ; D) anécique (*Aporrectodea giardi*)



■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Parmi la faune du sol, notre analyse des indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7) met en évidence que les vers de terre sont les indicateurs les plus souvent utilisés. Ainsi, la revue de Bünemann *et al.* (2018) identifie les vers de terre comme faisant partie des 4 indicateurs biologiques les plus cités en complément de 3 indicateurs relatifs au compartiment microbien. De la même manière, la synthèse récente de Bonilla-Bedoya *et al.* (2023) montre que les vers de terre sont mobilisés avec une fréquence d'occurrence supérieure à celle du carbone microbien. Leur importance avait aussi été soulignée par les programmes ENVASSO (Huber *et al.*, 2008), le projet LANDMARK (van Leeuwen *et al.*, 2017) et le programme Ecofinders (Griffiths *et al.*, 2016). Ils sont aussi recommandés dans les nouvelles propositions de la directive européenne *Soil Monitoring and Resilience* et par l'Agence européenne pour l'environnement (European Environment Agency, 2023). Il est à noter aussi que c'est le seul indicateur biologique pris en compte dans les analyses économiques (Chapitre 7, Tableau 7-1).

■ Méthodes de prélèvement et de détermination

Les méthodes de prélèvement différencient : i) les méthodes physiques basées sur le tri manuel d'un bloc de sol, ii) les méthodes éthologiques basées sur la modification du comportement des vers de terre, conduisant les vers à remonter à la surface où ils sont récoltés ; ces méthodes éthologiques concernent les méthodes électriques et les méthodes chimiques : application d'un extractant urticant qui aboutit à la remontée des vers de terre à la surface du sol ; divers extractants ont été utilisés : le mercure (qui n'est plus appliqué), le formol, la moutarde, l'Allyl Isothiocyanate (AITC) et plus récemment l'oignon.

Le prélèvement des vers de terre est encadré par une norme ISO, qui a été revue en 2018 (ISO 23611-1 (2006), 2018). Cette norme propose 2 méthodes pour l'échantillonnage des vers de terre, à savoir le tri manuel ou l'extraction chimique ; la norme souligne l'intérêt de la combinaison de ces 2 méthodes. Dans la nouvelle version, le formol ayant été identifié comme cancérigène a été remplacé par l'AITC. Il est à noter que malgré l'existence d'une norme ISO, dans un grand nombre d'études les méthodes employées sont souvent adaptées de la norme, ou hors cadre de la norme (ex : électrique). Par ailleurs, au sein de chaque méthode, il existe une très grande variabilité de mises en œuvre (surface, profondeur, concentration des extractants, durée) (Tableau 10-18)

Tableau 10-18. Exemple de différences de mises en œuvre pour les méthodes de prélèvement des vers de terre (en bleu : les informations relatives aux extractants chimiques) – AITC : Allyl Isothiocyanate

| Méthodes | Mises en œuvre | Sources |
|--|--|---|
| Tri manuel | 50 cm * 50 cm * 30 cm | ISO 23611-1 (2006), 2018 |
| Tri manuel | 20 cm * 20 cm * 20 cm | OPVT ³³ ; |
| Tri manuel | 20 cm * 20 cm * 20 cm | Réseau de surveillance des sols Pays-Bas (Rutgers <i>et al.</i> , 2009) |
| Tri manuel | 20 cm * 20 cm * 15 cm | SoilBon - https://soilbonfoodweb.org ; |
| Moutard (ou AITC, Formol) | 2*3L sur 0,16 m ² | (Pelosi <i>et al.</i> , 2009) |
| Moutarde | 1 m ² | OPVT ³⁴ |
| Tri manuel + formol | 35 cm * 35 cm * 20 cm + 500 ml formol | Ecofinders (Griffiths <i>et al.</i> , 2016) |
| Tri manuel + moutarde | 25 cm * 25 cm * 20 cm (remplaçant 20cm * 20 cm * 20 cm) + 500 ml de moutarde | RMQS-BioDiv (Imbert <i>et al.</i> , 2021) |
| Tri manuel + moutarde | 25 cm * 25 cm * 20 cm + 500 ml moutarde | (Brami <i>et al.</i> , 2020) |
| Formol + tri manuel | 3*10L sur 1 m ² + Bloc de sol (25 cm*25cm*20cm) | RMQS-BioDiv (Cluzeau <i>et al.</i> , 2012) |
| Formol + tri manuel | 3*10L sur 1 m ² + Bloc de sol (25 cm*25cm*20cm) | Bioindicateur-Phase 2 (Pères <i>et al.</i> , 2011) |
| AITC + tri manuel | 2*3.2L sur 0.16 m ² + Bloc de sol (40 cm * 40 cm * 20 cm) | (Pelosi <i>et al.</i> , 2021) |
| Moutard (ou AITC, Formol) + tri manuel | 2*3L sur 0,16 m ² + Bloc de sol (40 cm * 40 cm * 30 cm) | (Pelosi <i>et al.</i> , 2009) |

• **La méthode « tri manuel »**, fait partie des méthodes proposées par la norme ISO (ISO 23611-1 (2006), 2018). Appelée aussi méthode « test bêche » ou méthode « *Tropical Soil Biological Fertility (TSBF)* », elle consiste à prélever un bloc de sol et à le trier manuellement afin de récupérer les vers de terre. Les volumes de sol prélevés varient en fonction des études (Tableau 10-18). Dans la norme ISO, un volume de 50 cm * 50 cm * 30 cm est

³³ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

³⁴ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

conseillé, cependant selon Coja *et al.* (2008) cette méthode de tri est chronophage et de ce fait ne peut être appliquée qu'à des petits volumes de sol. Elle permet d'échantillonner les individus de tailles petites à moyennes, et serait plus efficace que l'extraction chimique pour les endogés et les anéciques juvéniles (Bartlett *et al.*, 2006 ; Bouche et Gardner, 1984) mais aurait tendance à sous-échantillonner les vers de grande taille (Nelson et Satchell, 1962). C'est pour cette dernière raison que cette méthode s'avère très pertinente en milieu tropical où les espèces endogées et épigées représentent la plus forte proportion, mais peut être moins efficace en milieu tempéré où les anéciques peuvent être fortement représentés. Par ailleurs, cette méthode générant une perturbation physique du milieu, elle pourrait être déconseillée dans certains contextes, notamment dans les jardins et parcs comme le soulignait Gunn (1992) ; cela étant, l'acceptation de cette méthode a évolué jusqu'à pouvoir l'utiliser dans des jardins privés (projet JASSUR- <https://projets.ecobio.univ-rennes.fr/opvt/node/31>) et dans des villes (Maréchal *et al.*, 2021) (Tableau 10-19).

Cette méthode est aujourd'hui la plus utilisée, et elle est plébicitée dans des programmes de surveillance d'envergure nationale (OPVT³⁵ - Observatoire participatif des vers de terre) et internationale (SoilBon³⁶), avec une adaptation de la norme ISO en ce qui concerne la surface et la profondeur du bloc de sol échantillonné (Tableau 10-18). Par ailleurs, l'avantage de cette méthode est qu'elle peut être combinée à l'observation de la structure du sol lors de la mise en œuvre du test bêche, comme cela est proposé par l'OPVT³⁷. Cette approche combinant les indicateurs « vers de terre » et « physique des sols » a été mis en œuvre dans différents projets dont le projet CASDAR Agrinnov³⁸.

- **La méthode électrique** (*Octet method* ; Thielemann, 1986) n'est pas encadrée par une norme ISO. Elle consiste à enfoncer des électrodes (60 cm de long) dans le sol (8 électrodes : 6 en cercle de 50 cm de diamètre et 2 au centre, ou 16 électrodes sur un cercle de 1 m de diamètre et 1 au centre) et à appliquer un courant électrique de voltage croissant, ce qui irrite les vers de terre, les faisant remonter à la surface où ils seront récoltés (Eisenhauer *et al.*, 2009 ; Pelosi *et al.*, 2021). Cette méthode s'avère très efficace pour prélever les anéciques (Eisenhauer *et al.*, 2008). Elle est facilement applicable dès lors que les méthodes d'extraction chimique ne sont pas adaptées (terrains pentus, sol saturé) ou qu'un minimum de perturbation est demandé (Schmidt, 2001). Par ailleurs, ne perturbant le sol ni d'un point de vue physique, ni d'un point de vue chimique, des analyses de sols pourront être réalisées au même endroit. Cependant, son application est limitée par plusieurs facteurs : son efficacité est conditionnée par l'humidité du sol, nécessitant de réaliser les prélèvements en automne ou au printemps (Szlavec *et al.*, 2013), la présence de cailloux peut bloquer l'enfouissement des électrodes, la méthode est chronophage, le transport des électrodes, de la batterie et du transformateur associés est contraignant, cela d'autant que l'on souhaite réaliser un prélèvement sur 1 m², ce qui conduit à la mise en place de 4 dispositifs de 8 électrodes. Par ailleurs, Singh *et al.* (2016) rapportent que le coût de l'équipement limite aussi son application (Coja *et al.*, 2008).

- **La méthode formol**. Le prélèvement au formaldéhyde est encadré par une norme ISO (23611-1 (2006), 2018), le formol étant maintenant remplacé par de l'AITC. Cela étant, la méthode d'extraction au formol, mise en place par Raw (1959), a été pendant très longtemps la méthode la plus utilisée en raison de sa grande efficacité pour extraire les vers de terre, son faible coût, l'absence de dommage physique sur le sol, et elle était aussi considérée comme rapide (Singh *et al.*, 2016). Elle consiste à appliquer à la surface du sol une solution formolée, qui irrite les vers de terre, ces derniers remontant alors à la surface du sol où ils seront récoltés. Il existe des variantes sur les surfaces échantillonnées (1 m², 0,5 m², 0,25 m²) et la forme (carrée, cylindrique), mais les méthodes s'appuient toutes sur la norme ISO. Les lombriciens sont ensuite stockés dans une solution formolée (concentration 4%) ou d'alcool (70%), ramenés au laboratoire avant d'être déterminés.

- **La méthode moutarde** (Gunn, 1992) n'est pas encadrée par une norme ISO. Elle consiste à appliquer une solution moutardée à la surface du sol. Cette solution peut être issue d'une moutarde soit sous la forme de poudre, soit sous la forme solide. Dans le cadre du développement de recherche participative, et afin d'homogénéiser au

³⁵ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

³⁶ <https://www.globalsoilbiodiversity.org/soilbon>

³⁷ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

³⁸ <http://www.jiag.info/>

mieux la méthode sur l'ensemble du territoire national, l'Observatoire participatif des vers de terre (OPVT³⁹) recommande d'utiliser une moutarde sous la forme solide (Fine et forte amora).

• **La méthode AITC** (Zaborski, 2003). Cette méthode est encadrée par la norme ISO (ISO 23611-1 (2006), 2018). L'AITC est l'élément urticant extrait de la graine de moutarde (*Brassica nigra*, *Brassica juncea*). La méthode AITC est reconnue comme étant très efficace (Pelosi *et al.*, 2009 ; Zaborski, 2003), et « saine » d'un point de vue environnemental (pas d'altération des plantes et faible période résiduelle dans le sol ; Borek *et al.*, 1995). Cependant, en amont de la phase terrain, la préparation de la solution AITC au laboratoire requiert beaucoup de précautions (manipulation d'AITC pure et d'alcool concentré à 100% pour diluer l'AITC) qui nécessitent de travailler sous hotte aspirante, avec un équipement de protection pour les yeux et les mains. Cette phase de laboratoire rend moins facile l'application de cette méthode.

• **Les méthodes combinées.** La combinaison de méthodes physiques et chimiques est recommandée dans la norme ISO, et est appliquée dans des programmes d'envergure nationale (Bioindicateur-Phase 2, Pérès *et al.*, 2011) ; RMQS-BioDiv National, Imbert *et al.*, 2021) et internationale (Projet Ecofinders, Griffiths *et al.*, 2016). La combinaison des méthodes est réalisée de 2 manières différentes : i) l'extraction chimique (application d'une solution urtiquante) est suivie d'un prélèvement de bloc de sol qui est trié manuellement ; ii) le tri manuel d'un bloc de sol est suivi par une extraction chimique (la solution urtiquante est versée dans le trou ; la moutarde est souvent préférée à l'AITC en raison de la difficulté de manipuler l'AITC) (Tableau 10-18).

Comparaison des méthodes entre elles

Un grand nombre de travaux ont comparé l'efficacité des différentes méthodes de prélèvement sur l'abondance ou la structure des communautés lombriciennes (Bartlett *et al.*, 2010 ; Pelosi *et al.*, 2021 ; Singh *et al.*, 2016). Comparant l'efficacité de différentes méthodes (tri manuel, méthode électrique, méthode formol, moutarde, AITC et oignon), la revue bibliographique de Singh *et al.* (2016) met en avant l'efficacité de la méthode formol qui serait 20-60 fois plus efficace que la méthode par tri manuel, le tri manuel donnant cependant des résultats satisfaisants dès lors que les individus sont de taille et poids suffisants (>0,2 g), cette dernière méthode présentant l'avantage de permettre l'échantillonnage des cocons. La méthode électrique apparaît efficace pour extraire les vers de terre anéciques et pourrait facilement être mise en œuvre dans des contextes où les méthodes chimiques ne peuvent être appliquées. Cette revue souligne que les prélèvements moutarde et AITC sont plus efficaces que le tri manuel pour le prélèvement des espèces anéciques allant en profondeur. Les prélèvements « onion » ou « moutarde » sont peu coûteux et non toxiques, et pourraient donc être une alternative au formol (Singh *et al.*, 2016).

Dans la comparaison de l'efficacité de l'extraction moutarde (poudre) vs AITC réalisée en milieu forestier sur des surfaces de 0,25 m² et un gradient d'humidité du sol, Iannone *et al.* (2012) mettent en évidence que les deux méthodes aboutissent à des abondances et des structures de communautés lombriciennes similaires, suggérant que l'extraction à la poudre de moutarde pourrait être une bonne alternative à l'AITC et pourrait être ainsi employée dans des recherches participatives impliquant des citoyens.

Le tri manuel apparaît plus efficace que l'extraction au formol dès lors que les juvéniles sont très présents (Singh *et al.*, 2016).

Comparant la méthode électrique à la méthode AITC (appelée « huile de moutarde liquide ») suivie d'un tri manuel, Pelosi *et al.* (2021) mettent en avant que les deux méthodes aboutissent à la même richesse spécifique et au même ratio juvéniles/adultes, cependant la méthode électrique est moins efficace pour échantillonner les vers de terre : nombre total et nombres par catégorie écologique sont moins importants. Cela étant, la méthode électrique reste recommandée dans certaines situations, notamment en zones urbaines où l'application de substances chimiques n'est pas autorisée au même titre qu'une perturbation physique par l'excavation d'un monolithe de sol pour un tri manuel (Pelosi *et al.*, 2021).

La comparaison de deux méthodes combinées, le tri manuel d'un bloc de sol suivi d'une extraction chimique vs une extraction chimique sur une plus grande surface suivie du tri manuel d'un bloc de sol, met en avant l'efficacité

³⁹ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

de la première méthode au regard du nombre total de vers échantillonnés, mais souligne l'homogénéité des résultats écologiques dans l'évaluation de l'effet de pratiques agricole (Andriuzzi *et al.*, 2017).

Conclusion sur les méthodes de prélèvement

Toutes les méthodes utilisées présentent des avantages et des désavantages. La revue de Singh *et al.* (2016) fait état de ces avantages et désavantages ; cependant certaines conclusions présentées dans cette revue sont discutables. En effet, Singh *et al.* (2016) ont fait le choix de regrouper les méthodes « moutarde » et « AITC » dans leur analyse, se basant sur le fait que l'AITC est l'élément urticant extrait de la graine de moutarde. Ils concluent ainsi que les prélèvements moutarde et AITC sont simples et peu coûteux. Ces derniers aspects sont discutables concernant la méthode AITC, notamment en raison de la manipulation de produits dangereux (AITC pure, isopropanol concentré à 100%) nécessitant une phase au laboratoire sous une hôte aspirante et avec un équipement de protection. Il est indispensable de séparer ces 2 extractants lors de l'évaluation des méthodes ; c'est le choix que nous avons fait dans notre synthèse mise à jour (Tableau 10-19). Cela étant, quelles que soient les méthodes de prélèvement, leur efficacité est conditionnée par les propriétés du sol, la température et l'humidité du sol, des éléments à prendre en compte lors de leur mise en œuvre (Singh *et al.*, 2016).

Tableau 10-19. Avantages et inconvénients de différentes méthodes de prélèvements de vers de terre
(modifié d'après Singh *et al.*, 2016)

| Méthode | Avantages | Inconvénients |
|------------|---|--|
| Tri manuel | Les cocons peuvent être échantillonnés Efficace pour individus de petite taille à moyenne Plus efficace pour les espèces endogées Facile à mettre en œuvre, ne nécessitant pas d'équipement particulier (bêche) Peu onéreuse Peut être combinée à l'analyse visuelle de la structure du sol Résultats comparables à ceux obtenus par extraction formol Pertinent dans tout écosystème, incluant écosystème urbain | Non optimale pour les espèces se déplaçant rapidement Chronophage et laborieuse pour les gros volumes de sols Difficulté de mise en œuvre en présence d'obstacles physiques (pierres, racines d'arbres) Impossibilité d'échantillonner les vers de terres vivant dans les horizons plus profonds Les vers peuvent être coupés ou endommagés, nécessitant un tri manuel minutieux. Efficacité faible pour les vers de terre de petite taille, notamment jeunes juvéniles. Non optimale pour les jardins et les parcs en raison de la perturbation physique. |
| Formol | Jeunes juvéniles peuvent facilement être échantillonnés Plus efficace que le tri manuel Rapidité de la réponse Pas de perturbation physique du sol Peu chère et peu chronophage | Altère la transpiration, la germination, et génère des nécroses chez les plantes A des propriétés bactéricides et fongicides Tue les vers de terre en l'absence de rinçage dans l'eau Tue les plantes dans la zone échantillonnée Molécule cancérigène |
| Electrique | Pas d'impacte pas la végétation Perturbation physique du sol minime L'absence d'utilisation d'extractant chimique, permet la mesure de paramètres chimiques sur la zone échantillonnée Pas d'effet négatif sur les plantes et les champignons mycorrhiziens | Efficacité dépend du type de sol et de l'humidité Facilité de mise dépend de la teneur en éléments grossiers Chronophage Equipement couteux, lourd et difficile à transporter Peut agir négativement sur la physiologie des vers de terre |
| Moutarde | Facilement dégradable dans le sols Respect de l'environnement Aucun effet sur les plantes vermifuges Non cancérigène Réponse rapide Moins toxique pour les vers de terre que le formol Aussi efficace que le formol et l'AITC sur les valeurs de biomasse des communautés Résultats similaires en terme d'abondance et de structure des communautés que l'AITC Peu coûteux Plus efficace pour l'échantillonnage de vers anéciques de grande taille se déplaçant en profondeur que le tri manuel Application simple | Plus efficace sur des grandes surfaces Moins efficace que formol et AITC sur le valeurs d'abondances des communautés de vers de terre |
| AITC | Extrêmement efficace (plus efficace que le formol) Plus efficace pour l'échantillonnage de vers anéciques de grande taille se déplaçant en profondeur que le tri manuel Non cancérigène Plus respectueux de l'environnement que le formol | Plus couteux que la moutarde Préparation de la solution d'AITC nécessite des précautions et doit être réalisée au laboratoire Peut agir négativement sur la physiologie des vers de terre |
| Oignon | Non toxique pour les vers de terre, ni pour l'environnement Peu coûteux | |

■ Détermination des lombriciens

La diversité lombricienne varie très fortement à l'échelle européenne, n'excédant pas les 10 espèces au Royaume-Uni, les 30 aux Pays-Bas, alors qu'en France 140 espèces (sous-espèces) sont identifiées sur le territoire. La détermination devient de ce fait un défi très important.

Selon la revue de Bartlett *et al.* (2010) les lombriciens sont couramment identifiés avec des clés de détermination dichotomiques construites à partir d'ouvrages de référence (Bouché, 1972 ; Sims et Gerard, 1999), et basées sur des critères morphologiques (taille, couleur, position et forme d'éléments/organes clés : clitellum, puberculum, pôres males, prostomium...). La clé issue de Bouché (1972) est la plus appliquée en France, et même à l'échelle mondiale. Cette identification à l'échelle de l'espèce est laborieuse, chronophage et requiert une expertise de l'opérateur (à former ou déjà formé) pour atteindre le niveau spécifique de l'individu (Bartlett *et al.*, 2010) ; la détermination spécifique est rendue difficile en raison du manque de plus en plus pononcé d'experts en taxonomie (André *et al.*, 2001), et du fait que la détermination se fasse préférentiellement sur des individus adultes qui ne représentent le plus souvent qu'un faible pourcentage de la communauté (Lee, 1985). A ces précédentes contraintes, se rajoute le fait que les individus récoltés peuvent être altérés (coupés, une seule partie du corps est échantillonnée), risque d'altération d'autant plus important avec la méthode du tri manuel (Singh *et al.*, 2016). Par ailleurs, la difficulté de la détermination à l'échelle de l'espèce est aussi conditionnée par l'état de conservation des animaux. Après le prélèvement, les vers de terre sont conservés dans du formol ou de l'alcool. La conservation dans le formol a été privilégiée très longtemps, puis remplacée par l'alcool notamment afin de pouvoir réaliser des analyses moléculaires. Cependant, la conservation dans l'alcool engendre une altération rapide de l'aspect des vers de terre (perte de couleur, morphologie générale modifiée), rendant plus difficile la détermination notamment pour les individus juvéniles. Pour pallier ce problème, il est possible de photographier les individus lors de la phase de terrain (OPVT⁴⁰).

Face à ces difficultés, les outils moléculaires ont été identifiés comme prometteurs, car ils offrent l'avantage de pouvoir identifier des espèces cryptiques jusqu'alors inconnues (King *et al.*, 2008) et, contrairement aux clés morphologiques, de permettre une identification fiable des juvéniles, et donc une meilleure connaissance des assemblages des communautés (Bartlett *et al.*, 2010). Concernant l'application de ces outils aux lombriciens, leur maturité et leur opérationnalité étaient questionnées en 2010 (Bartlett *et al.*, 2010) : i) au vu des résultats de Briones *et al.* (2009), il apparaissait nécessaire d'incorporer d'autres marqueurs ou gènes à ceux classiquement utilisés (ADNr 16S, gènes COI), ces derniers étant discriminants à certains niveaux taxonomiques, mais pas pour toutes les espèces ; ii) il apparaissait nécessaire de tester la robustesse et la sensibilité de ces outils sur des populations issues de vastes zones géographiques ainsi que la robustesse de l'extraction d'ADN comme cela avait été fait sur les nématodes. Cependant ces outils ont fortement progressé, et les unités taxonomiques opérationnelles (OTU) basées sur des codes-barres ADN sont aujourd'hui de plus en plus utilisées dans la recherche sur les vers de terre (Goulpeau *et al.*, 2022).

Une autre approche permettant de déterminer la biodiversité lombricienne dans un échantillon de sol consiste à analyser l'ADN environnemental, technique qui se veut plus rapide et qui devrait permettre d'analyser un grand nombre d'échantillons rapidement. Cependant, le travail récent réalisé sur 30 sites du RMQS met en avant les limites de cette approche : en effet, si ces outils d'ADN environnemental apparaissent convaincants à l'échelle du genre, il existe encore à ce jour une réelle difficulté pour atteindre l'échelle spécifique (Foulquier *et al.*, 2023).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

A ce jour, aucune valeur de référence n'est publiée, mais des gammes de valeurs d'existence peuvent être collectées dans la bibliographie portant sur des programmes d'envergure (RMQS-Biodiv, 109 points ; Cluzeau *et al.*, 2012 ; Tableau 10-20).

Cela étant, plusieurs programmes de recherche se développent à l'échelle du territoire français, basés ou non sur la recherche participative (ex : AgriNov, SBT-ENI, REVA, ProDij, Vers 2000) dans le but de créer des bases de données permettant de proposer des valeurs de référence. En ce sens, l'Observatoire participatif des vers de terre

⁴⁰ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

(OPVT - Université de Rennes 1 - OSUR), fort de ses 30 ans de campagnes de prélèvements lombriciens, a déjà mis en ligne ses observations 2005-2015 sur le site de NATURE France⁴¹ qui héberge les indicateurs de l'Office national de la biodiversité. Dans le cadre du projet LANDWORM⁴², la création d'une base de données regroupant l'ensemble des données acquises depuis 30 ans devrait aboutir très prochainement à la production de valeurs de référence contextualisées en fonction des conditions agro-pédo-climatiques.

Tableau 10-20. Gamme de valeurs d'existence de l'abondance et richesse des lombriciens.
1Q = 1^{er} Quartile ; 3Q = 3^e quartile (issu de Cluzeau et al., 2012).

| Métriques | Usage non différencié (n=109) | | | Prairie (n=47) | | | | | Culture (n=52) | | | | | Forêt (n=8) | | |
|---|-------------------------------|-----|------|----------------|-----|-----|-----|------|----------------|----|-----|-----|-----|-------------|-----|-----|
| | Min | Moy | Max | Min | 1Q | Moy | 3Q | Max | Min | 1Q | Moy | 3Q | Max | Min | Moy | Max |
| Abondance lombricienne (ind./m ²) | 3 | 260 | 1333 | 32 | 175 | 350 | 447 | 1332 | 3 | 86 | 215 | 320 | 691 | 9 | 50 | 122 |
| Richesse spécifique (nombre taxons) | 1 | 8 | 13 | | 8,5 | 9.6 | 11 | | | 6 | 7.4 | 9 | | | | |

■ Opérationnalité

Dans le cadre de programmes de sciences et recherches participatives, des méthodes de prélèvement faciles à mettre en œuvre ont été proposées (moutarde, tri manuel) ainsi que des formations tant sur l'écologie des lombriciens que sur leur détermination *a minima* à l'échelle des groupes écologiques (épigé, anécique, endogé), voire à l'échelle spécifique par la description de morphotypes. Tout cela a favorisé le développement de l'indicateur « lombricien » et des métriques associées

Cet indicateur « lombricien », qui a été pendant très longtemps étudié et développé dans les structures de recherche, est maintenant accessible au grand public. Ainsi trois laboratoires sont identifiés à l'échelle du territoire français : i) l'entreprise Sol &co (Lorraine), ii) le laboratoire Auréa, iii) l'OPVT⁴³/ Université Rennes 1. Ce dernier peut réaliser les prélèvements au besoin, il fait la détermination des lombriciens, restitue les résultats sous forme de fiche-diagnostic à la parcelle (Figure 10-18). Cette prestation s'adresse aux professionnels du monde agricole (agriculteurs, conseillers agricoles...), aux gestionnaires d'espaces naturels, aux professionnels des sols urbains... La démarche s'accompagne d'une formation des professionnels. Les analyses se situent entre 150 et 300 euros.

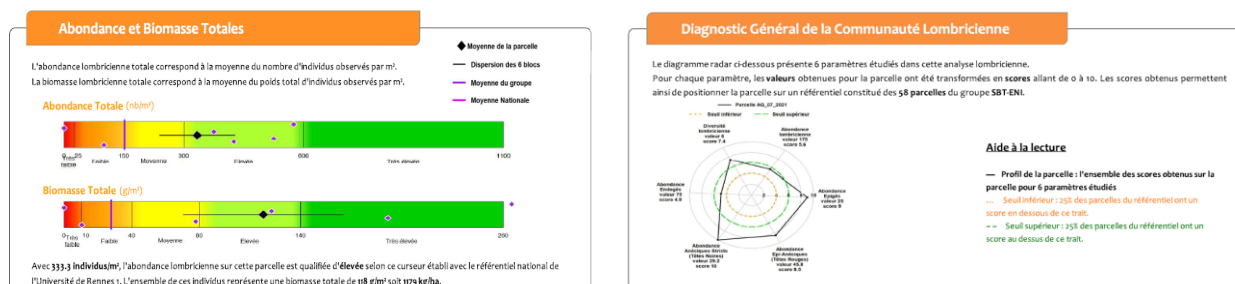


Figure 10-18. Extrait d'un exemple de fiche technique-diagnostic proposée par OPVT⁴⁴-Université Rennes 1

3.5. Indicateur d'activité biologique en lien avec la dynamique de la MO

Les indicateurs d'activités biologiques peuvent impliquer uniquement le compartiment microbien (cf. respiration, activités enzymatiques, potentiel de minéralisation, Section 2.3.), ou plus largement intégrer l'activité liée à l'ensemble des organismes du sol, incluant la faune. Ce sont ces méthodes que nous allons brièvement décrire ; la plupart d'entre elles étant faciles à mettre en œuvre, elles peuvent être développées dans des programmes de sciences participatives.

⁴¹ <https://naturefrance.fr/indicateurs/abondance-des-vers-de-terre> ; <https://naturefrance.fr/indicateurs/diversite-specifique-des-vers-de-terre>

⁴² <https://www.fondationbiodiversite.fr/la-frb-en-action/programmes-et-projets/le-cesab/landworm/>

⁴³ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

⁴⁴ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

3.5.1. Indice litière

La litière à la surface du sol constitue une ressource majeure pour les organismes décomposeurs (Loranger *et al.*, 2002 ; Ponge *et al.*, 2002 ; Zanella *et al.*, 2018). L'index litière est un index morpho-fonctionnel de l'état de la litière à la surface du sol (Thoumazeau *et al.*, 2019 ; Thoumazeau *et al.*, 2020). Cette méthode consiste en la classification de l'état de dégradation de la litière à la surface du sol en deux catégories : la litière fragmentée et la litière squelettisée (feuille dont il ne reste que la nervure). Le ratio entre la biomasse sèche de feuilles squelettisées ou fragmentées et la biomasse totale de litière est alors utilisé comme indicateur de l'activité des organismes décomposeurs. Cet indice est intégré dans l'outil intégrateur Biofunctool®, mais n'est utilisé que dans les milieux contenant de la litière (forestiers ou cultures pérennes notamment).

3.5.2. Méthode Bait Lamina

Le terme « Bait Lamina » désigne tant l'indicateur que la méthode.

La méthode Bait Lamina permet d'évaluer la dégradation de la matière organique sous l'influence de la méso et macrofaune du sol et des microorganismes. Elle est encadrée par une norme ISO 18311 (2015).

Cet indicateur de dégradation de la matière organique par cette méthode est sélectionné comme un des indicateurs les plus pertinents (robustesse, transférabilité, coût) dans le projet Ecofinders (Griffiths *et al.*, 2016), mais il s'avère peu utilisé au regard de notre analyse sur les indicateurs les plus utilisés (Chapitre 7).

Ce test fait partie de l'approche intégrée développée par BioFuncTool.

Principe : de fines languettes en PVC sont percées de 16 trous qui sont remplis d'un substrat organique (notamment cellulose et agar-agar). Ces languettes sont placées dans le sol et la matière organique sera consommée par les organismes du sol au fil du temps. Le nombre de trous vidés rendra compte de l'activité biologique des sols.

3.5.3. Méthode du sachet de thé

Cette méthode a pour objectif de rendre compte de l'activité biologique à travers la dégradation de la matière organique (Keuskamp *et al.*, 2013). Elle rend compte essentiellement de l'activité des microorganismes et de la microfaune. Elle aboutit à la création d'un indice : Tea bag Index (TBI)

Principe : des sachets de thé (Thé vert et Rooibos), dont le poids a été mesuré, sont enfouis à 10 cm de profondeur. Après 3 mois, les sachets de thé sont séchés à 60°C pendant 48 heures et sont pesés. Le taux de dégradation sera évalué (Figure 10-19).

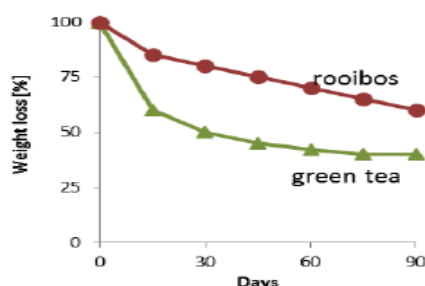


Figure 10-19. Quantification du taux de dégradation de la litière, méthode du sachet de thé

Figure 2: Schematic decomposition

3.5.4. Méthode du litter bag

Cette méthode repose sur le fait d'enfouir un sac de litière à 10 cm de profondeur pendant 3-4 mois. Cela va rendre compte de l'activité des organismes du sol. Il existe différentes tailles de maille du sac. Le choix de la maille permettra de sélectionner les organismes dont on veut mesurer l'activité. Le plus souvent, la maille est de 1 mm permettant de mesurer l'activité des microorganismes, de la microfaune et de la mésofaune.

Il est possible de réaliser son sac de litière aisément, ou de consulter l'ESA d'Angers qui a breveté le levabag⁴⁵ (<https://levabag.com>) et a constitué un référentiel (Figure 10-20).

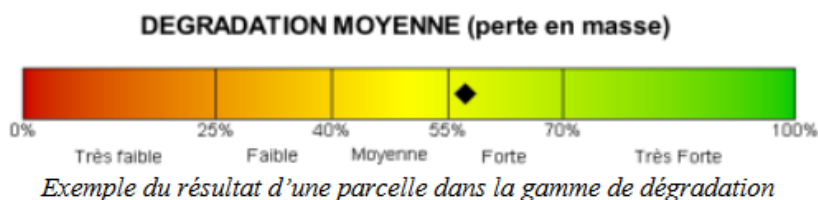


Figure 10-20. Exemple d'un résultat de dégradation de litière selon la méthode du litter bag (<https://levabag.com>)

3.6. Méthode d'activité biologique en relation avec les propriétés physiques

3.6.1. Production de turricules – masse de turricules

Bien que des travaux de validation soient encore à mener, Thoumazeau *et al.* (2019) proposent d'utiliser la masse de turricules à la surface du sol comme un bioindicateur de l'activité des vers de terre. La masse est obtenue en collectant les turricules dans une surface donnée (quadrat) et en pesant la masse sèche (48 heures à 60°C) de ces turricules. Cette mesure est un complément et ne fait pas partie des 9 indicateurs Biofunctool® « de base ». En effet, l'observation des turricules à la surface des sols nécessite, dans certaines conditions, une expertise pour reconnaître les turricules des agrégats de sols issus d'autres transformations.

3.6.2. Porosité biologique

La porosité d'origine biologique peut être quantifiée sur un plan horizontal (Pérès *et al.*, 2010), ou sur un plan vertical. Sur le plan vertical, elle est très souvent associée à la description d'un profil de sol (la méthode du profil cultural sera détaillée à la section 5.1.1) : certaines méthodes proposent de quantifier le nombre de galeries (Manichon et Gautronneau, 1987), mais des travaux plus récents proposent de différencier les biostructures (galeries, déjections) et de les cartographier (Figure 10-21) afin de rendre compte de l'organisation spatiale des biostructures et de les quantifier, ce qui renseigne notamment sur le potentiel d'enracinement (Piron *et al.*, 2017).

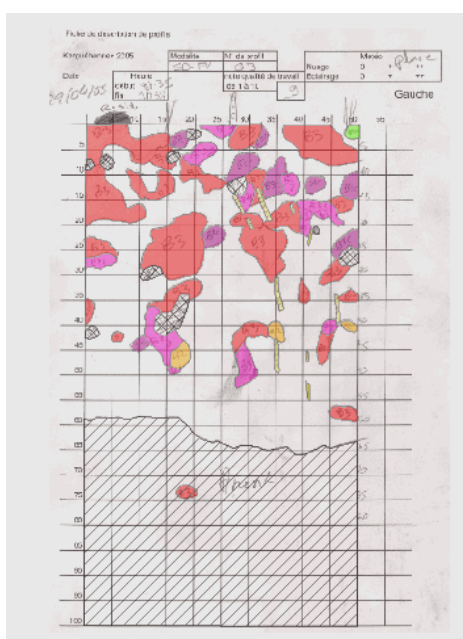


Figure 10-21. Cartographie des biostructures observées sur un profil de sol (Piron *et al.*, 2017)

⁴⁵ <https://levabag.com>

4. Méthodes de mesure/caractérisation des paramètres chimiques des sols

4.1. Azote total et azote soluble

■ Description du paramètre

L'azote (N) est considéré comme un macronutriment essentiel au développement des plantes, jouant un rôle clé dans la formation de protéines, d'ADN, d'ARN, etc. L'azote du sol est présent sous forme organique ou inorganique. La fraction organique constitue la majeure partie de l'azote du sol (plus de 95% de l'azote total) et est principalement composée de restes végétaux et microbiens. La fraction inorganique (moins de 5% du N total) comprend les ions ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et très peu de nitrite (NO_2^-). La fraction organique de N est une mesure de la réserve nutritive du sol et un indicateur de sa capacité à libérer de l'azote par minéralisation.

L'azote (N) est considéré comme le nutriment le plus important en agriculture et son analyse est donc utile pour prendre des décisions concernant la gestion de la nutrition azotée des cultures (FAO, 2021c). Dans les sols agricoles, la concentration en azote minéral (Nmin) déterminée par extraction au KCl 1M – la seule directement disponible pour les plantes – est dans certains pays annuellement mesurée car dépendante du sol, de la culture et du climat (European Environment Agency, 2023).

Il doit être également mesuré nécessairement dans les horizons supérieurs des sols forestiers selon ICP Forests (Cools et De Vos, 2010). La surveillance de la dynamique de l'azote dans les sols est également importante d'un point de vue environnemental, puisque NO_3^- est l'un des principaux polluants des eaux souterraines et des eaux de surface, tandis que l'oxyde nitreux (N_2O), en tant que sous-produit de l'application de NO_3^- , contribue à la mauvaise qualité de l'air et aux émissions de gaz à effet de serre.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

L'azote total est cité comme paramètre pour évaluer la qualité des sols dans 40% des articles compilés par Bünemann *et al.* (2018), mais moins de 30% utilisent l'azote disponible (soluble dans les solutions salines), et dans les articles passés en revue datant d'après 2018, ce pourcentage semble encore plus faible (un peu plus de 20%). Cependant, les projets SIREN et LANDMARK (van Leeuwen *et al.*, 2017), le comité pour la qualité des sols de la SSSA et l'European Environment Agency (2023) recommandent ce paramètre et il est également proposé dans la directive européenne *Soil Monitoring and Resilience*. Ces deux mesures, qui sont les plus courantes citées dans la littérature, sont recommandées par le GEMAS, la FAO et le ICP Forest. On observe donc un consensus sur l'utilisation de ce paramètre, avec le bémol d'une utilisation pas entièrement généralisée dans la littérature scientifique.

■ Méthodes de mesure

Plusieurs méthodes sont utilisées pour quantifier l'azote du sol. La méthode de combustion sèche Dumas détermine l'azote total, représentant toutes les formes chimiques de N dans le sol. D'autres méthodes peuvent être utilisées pour quantifier diverses formes d'azote. Par exemple, la méthode Kjeldahl mesure l'azote organique oxydable et également l'ammonium via une digestion humide de l'échantillon de sol pour minéraliser N en NH_4^+ , qui sera distillé et mesuré. L'azote extrait est communément appelé « total » aussi car les deux fractions, N organique et NH_4^+ , représentent la quasi-totalité de l'azote du sol. Il est également possible d'y inclure des nitrites et des nitrates, en ajoutant des réactifs réducteurs avant digestion et ainsi obtenir un vrai « total ». Les deux approches sont proposées en normes ISO 13878:1998 ; GLOSOLAN-SOP-13 ; SA09 pour la méthode par combustion sèche, et ISO 11261:1995 ; SA09B ; GLOSOLAN-SOP-14 pour la méthode par digestion humide (voir, en Annexe, Tableau 10-A2 des normes pour les méthodes chimiques). Ainsi la méthode d'analyse utilisée définira la fraction de N quantifiée.

Des méthodes ISO existent pour la mesure des formes de l'azote dissoutes dans des sels dilués (chlorure de calcium ou chlorure de potassium : ISO 14255:1998 ; ISO/TS 14256-1 et 2), mais d'autres méthodes alcalines au permanganate sont également utilisées dans la littérature (Potdar *et al.*, 2021).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Dans les sols agricoles, il est difficile d'établir des seuils critiques ou des valeurs seuils pour l'azote total et le disponible (European Environment Agency, 2023), puisque l'azote est vu directement en lien avec la fertilité du sol et donc dépendant du sol, de la culture envisagée et du climat. Dans les sols forestiers, la concentration en N est considérée en lien avec la teneur en carbone organique via le rapport C/N qui permet d'évaluer les risques de lixiviation de N hors de l'horizon de surface. Cela sera traité dans la Section 4.2.

Les valeurs mesurées dans les horizons de surface et moyennées à l'échelle du canton sont répertoriées dans la base de données d'analyses des terres (BDAT)⁴⁶ : elles montrent des valeurs qui varient régionalement avec les valeurs les plus faibles observées dans le sud de la France (Figure 10-22). D'autre part, tous les cantons n'ont pas de valeurs indiquant qu'il ne s'agit pas d'une mesure faite systématiquement.

■ Opérationnalité

D'une manière générale, la mesure de l'azote total fait partie des analyses physico-chimiques les plus effectuées. La méthode Dumas est relativement chère et nécessite un équipement sophistiqué, mais permet des analyses à faibles risques pour la santé et l'environnement, et l'analyse de N peut être combinée avec celle du carbone total et du soufre total. La méthode Kjeldahl (et ses variantes) est robuste, peu coûteuse en équipement et très utilisée, permettant des comparaisons étendues. Mais elle nécessite l'utilisation de réactifs potentiellement dangereux. Des informations complémentaires sur l'opérationnalité technique des deux approches sont indiquées dans le Tableau 10-A2 des normes pour les méthodes chimiques – données complémentaires sur l'opérationnalité.

Ces deux méthodes sont les plus largement répandues.

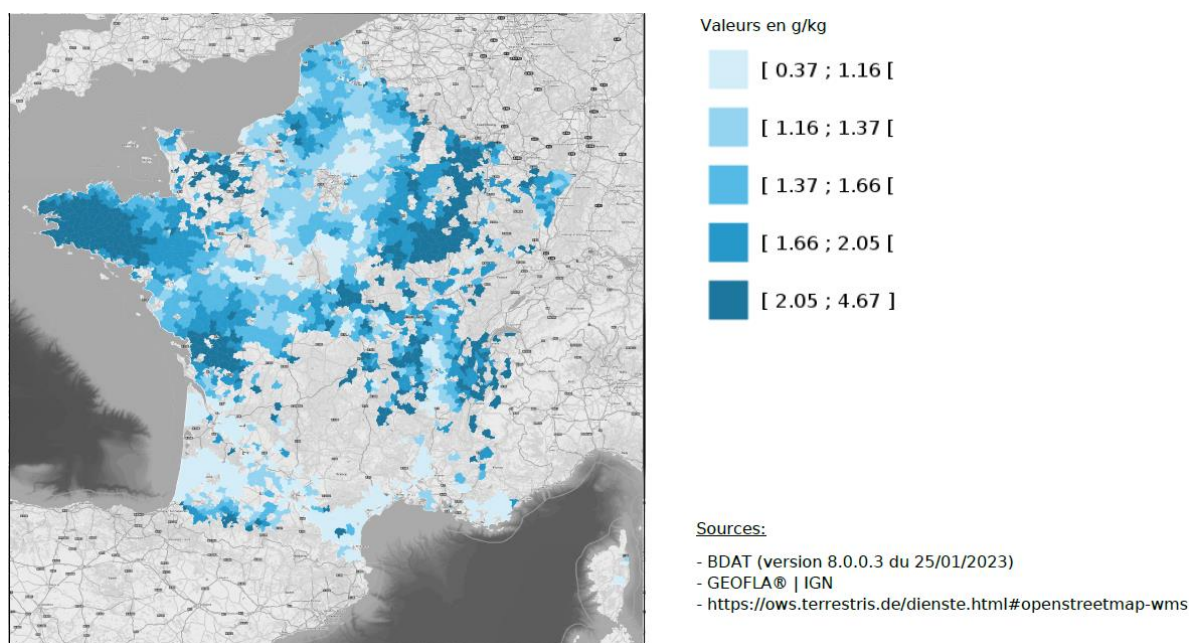


Figure 10-22. Moyenne des teneurs en azote total pour la période début 2010 à fin 2014, découpage par canton, issu de la base de données BDAT. GIS SOL, export du 21/12/2023⁴⁷

⁴⁶ <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/base-de-donnees-danalyses-des-terres-bdat-62>

⁴⁷ Mise en garde du GIS SOL : Les résultats présentés sur cette carte correspondent au traitement des analyses disponibles pour la période choisie et agrégées par entité spatiale (canton, PRA, département ou région). Les unités regroupant moins de 10 résultats ne sont pas prises en considération. La répartition des échantillons analysés n'étant pas homogène sur le territoire national, il importe de prendre connaissance de cette répartition à partir de la carte des effectifs correspondante ou des informations contenues dans le fichier de données téléchargeable. Celles-ci renseignent

4.2. Rapport C/N

■ Description du paramètre

Le rapport C/N est le rapport des concentrations totales en carbone organique sur les concentrations totales en azote. Bien qu'il puisse être facilement calculé à partir des concentrations en C et N totales, il n'apparaît pas comme indicateur dans la revue de Bünemann *et al.* (2018), et très peu dans les articles postérieurs de notre revue. Le projet ENVASSO (Huber *et al.*, 2008) pointe des différences importantes dans les données au niveau européen, provenant probablement de différences dans les méthodes analytiques à la fois pour le carbone (oxydation par voie humide vs combustion sèche) et pour l'azote (méthode Kjeldahl vs combustion sèche) ainsi que de différences dans les profondeurs d'échantillonnage, en particulier en forêt, remarque valable également pour les paramètres C et N. Ce paramètre n'apparaît donc pas comme un indicateur pertinent de la qualité des sols tant qu'il n'y a pas homogénéisation des méthodes de mesure et d'échantillonnage. Cependant, il reste un paramètre important pour la caractérisation des sols forestiers, en particulier pour l'évaluation des risques de lixiviation d'azote sous l'horizon organique (European Environment Agency, 2023).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Ainsi il existe des seuils pour le C/N de l'horizon organique des sols forestiers (Tableau 10-21) qui mettent en évidence que la capacité de rétention de N de ces sols est fortement affectée par les processus de minéralisation et immobilisation de N dans la couche organique. En cas de C/N élevé, la majorité de l'azote entrant est retenu par immobilisation microbienne. Lorsque le rapport C/N diminue, davantage de N devient disponible par minéralisation. Les rapports C/N de l'ordre de 25 (entre 20 et 30) sont ainsi considérés comme critiques, tandis qu'à un C/N >30 le risque de pertes des éléments C et N par lixiviation est faible, et à un C/N <20 le risque de lixiviation est élevé.

Tableau 10-21. Rétention et risque de lixiviation de N en fonction du rapport C/N dans l'horizon organique des sols forestiers. (Tiré de European Environment Agency, 2023)

| Indication | C/N ratio in organic layers |
|--|-----------------------------|
| High N retention and thus low N leaching potential | >30 |
| Moderate to high N retention and thus low to moderate N leaching potential | 25-30 |
| Low to moderate N retention and thus moderate to high N leaching potential | 20-25 |
| Low N retention and thus high N leaching potential | <20 |

4.3. pH

■ Description du paramètre

Le pH du sol est une mesure de l'acidité ou de l'alcalinité du sol. Il influence plusieurs facteurs du sol y compris ceux affectant la croissance des plantes, tels que : 1) les microorganismes responsables de la dégradation de la matière organique, 2) le lessivage et la solubilité des nutriments, 3) la disponibilité des nutriments, 4) la disponibilité des polluants et 5) structure du sol (FAO, 2021e). Pour un même sol, le pH varie au cours de l'année (Baize, 2000a) et il varie aussi au cours du temps et peut varier spatialement sur de courtes distances. Étant donné son rôle majeur dans le fonctionnement du sol, il est à prendre en compte dans toutes les fonctions définies dans le Chapitre 6.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Le pH n'est pas proposé dans les projets ENVASSO et SIREN, mais l'est dans LANDMARK (van Leeuwen *et al.*, 2017). Pourtant, d'après Bünemann *et al.* (2018), il est le paramètre le plus mesuré en tant qu'indicateur après la

notamment sur le nombre d'analyses disponibles par canton ainsi que sur la SAU de chaque canton, ce qui permet de calculer la surface moyenne représentée par une analyse. Par ailleurs, compte tenu du mode d'acquisition des données utilisées pour réaliser cette représentation cartographique, il est incorrect, voire dangereux au regard des conclusions que l'on pourrait en tirer, de l'utiliser à une échelle plus précise que le 1/250 000.

teneur en carbone organique, mais il l'est également dans les articles après 2018. Cependant, il peut ne pas être sélectionné dans des indices complexes lorsqu'il varie peu, par exemple lors d'études comparatives menées sur de petites régions (cf. par ex. Kusumawati *et al.*, 2023, ou Ma *et al.*, 2020). Il est cité dans la proposition de SML et proposé dans le rapport de l'European Environment Agency (2023) pour le suivi des sols en Europe.

■ Méthodes de mesure

Le pH du sol est normalement mesuré au laboratoire dans une suspension de sol dans de l'eau. Cependant, la présence de sels solubles dans un échantillon de sol peut affecter le pH, et pour cette raison, certains analystes préfèrent le mesurer dans un mélange de sol et de KCl 1 M ou de CaCl₂ 0,01 M (FAO, 2021e). Les normes ISO ou FAO notamment, proposent des protocoles pour les 3 modalités avec des rapports masse de sol / volume de solution pouvant être de 1/2,5 ou 1/5, parfois 1/1, ce qui peut faire varier sensiblement le résultat (Tableau 10-A2 en Annexe). Il n'y a pas de véritable consensus sur ce point. Le pH peut être mesuré sur le terrain moyennant un équipement avec pH-mètre de terrain. Il peut également être estimé de manière approximative avec des kits pH, de type pH-mètre de Hellige.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Le Référentiel pédologique (Baize et Girard, 2009) propose 7 domaines de pH mesuré dans l'eau (Tableau 10-22), mais la plage de pH normalement trouvée dans les sols varie de 4 à 9, avec des valeurs minimales pour les surfaces boisées et les valeurs les plus élevées pour les vergers et cultures pérennes. Le Tableau 10-23 rend compte des gammes de pH observées dans le cadre du RMQS en fonction de l'occupation du sol. La moyenne géométrique du pH toutes occupations du sol confondues est de 6,27, soit légèrement inférieure à la moyenne arithmétique.

| pH_{eau} (tolérance : ± 0,2 unités) | |
|--|---------|
| hyper-acide | < 3,5 |
| très acide | 3,5-4,2 |
| acide | 4,2-5,0 |
| peu acide | 5,0-6,5 |
| neutre | 6,5-7,5 |
| basique | 7,5-8,7 |
| très basique | > 8,7 |

Tableau 10-22. Domaines de pH et qualificatifs selon le Référentiel pédologique (2008) – méthode pH_{eau} dans un rapport sol/eau de 1/2,5.

Tableau 10-23. Gammes de valeurs de pH observées dans le réseau français RMQS, avec n=2144 (tiré de Saby *et al.*, 2019). pH_{eau}, dilution 1/5, méthode NF ISO 10390 : 1994. Pour le nombre de points par occupation, se référer à la Figure 10-23 (effectifs) ; moyenne = moyenne arithmétique.

| Occupation | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrisse 3 |
|---|----------------|----------------|----------------|----------------|-------------------|
| 0-30 cm | | | | | |
| Successions culturales | 4,5 | 9,2 | 7,1 | 7,0 | 9,2 |
| Surfaces toujours en herbe | 4,5 | 8,6 | 5,9 | 6,3 | 8,6 |
| Surfaces boisées | 3,7 | 8,7 | 5,0 | 5,7 | 8,7 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 4,9 | 8,7 | 8,1 | 7,6 | 8,7 |
| <i>Toutes Occupations Confondues</i> | 3,7 | 9,2 | 6,2 | 6,4 | 9,2 |
| 30-50 cm | | | | | |
| Successions culturales | 4,7 | 9,1 | 7,3 | 7,2 | 9,1 |
| Surfaces toujours en herbe | 4,2 | 8,9 | 6,2 | 6,5 | 8,9 |
| Surfaces boisées | 4,0 | 9,0 | 5,0 | 5,7 | 9,0 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 5,0 | 8,8 | 8,1 | 7,5 | 8,8 |
| <i>Toutes Occupations Confondues</i> | 4,0 | 9,1 | 6,5 | 6,6 | 9,1 |

■ Opérationnalité

Son importance dans le fonctionnement du sol et le fait qu'être une mesure simple, bon marché, terrain-compatible et relativement rapide (cf. Tableau 10-A2 en Annexe) explique sa mesure quasi systématique et sa prise en compte dans les jeux de données initiaux.

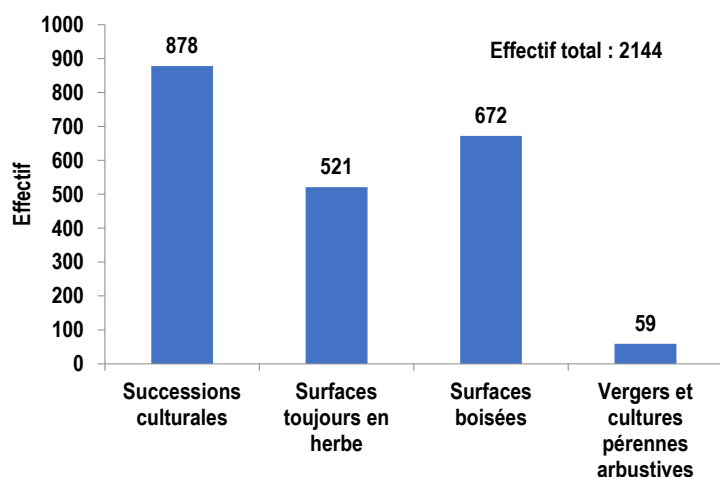


Figure 10-23. Répartition des points du RMQS en fonction de l'occupation du sol (tiré de Saby et al., 2019)
 Cette répartition est valable pour tous les paramètres physico-chimiques et physiques suivants :
 Carbone organique, pH, CEC, Phosphore Olsen, granulométrie et densité apparente Da.

4.4. Capacité d'échange cationique, cations échangeables et acidité d'échange

■ Description du paramètre

La capacité d'échange cationique (CEC) est la capacité d'un sol à adsorber des cations et à les échanger lors de réactions chimiques réversibles en neutralisant la charge négative du sol. Plus la CEC est élevée, plus le sol peut retenir de cations. La CEC est utilisée comme mesure de la fertilité, de la capacité de rétention des nutriments et de la capacité à protéger les eaux souterraines de la contamination cationique. La CEC totale permet également d'estimer grossièrement la nature des minéraux argileux présents dans un sol (Baize, 2000a). Elle peut être exprimée en milliéquivalents/100 g de sol (meq/100 g) ou en centimoles de charge positive par kg de sol ($\text{cmol}^{(+)}.\text{kg}^{-1}$), ce qui est numériquement égal à meq/100 g. En général, plus la CEC est élevée, plus la fertilité du sol est élevée. La CEC augmente généralement avec le pH du sol en raison du développement plus important de charges négatives sur la matière organique et les minéraux argileux, lié à la déprotonation des groupes fonctionnels avec un pH accru (Sumner et Miller, 2018). La teneur en argile, la matière organique et la surface des racines ont toutes une relation directe avec la CEC du sol. Le terme « bases échangeables » ou « bases échangeables totales » désigne la somme des concentrations des bases (calcium, magnésium, potassium et sodium) sous forme échangeable (FAO, 2022 ; IUSS Working Group WRB, 2022). La CEC totale (T) est égale à la somme des cations échangeables (S : Ca^{++} , Mg^{++} , K^{+} , Na^{+}) et de l'acidité d'échange (Ae : Al^{+++} , H^{+}). La CEC totale est relativement pérenne (même si les charges variables de la CEC varient avec le pH), alors que S et Ae (garniture cationique) peuvent varier dans le temps. Les concepts associés à la CEC et aux cations échangeables n'ont pas toujours été clairement compris, et des confusions existent encore pour leur interprétation/dénomination qui gagneraient à être clarifiées (Julien et al., 2023), facilitant ainsi le choix des méthodes encore nombreuses (cf. ci-dessous).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

La CEC globale, les cations échangeables pris individuellement ou non, l'acidité d'échange ou le taux de saturation de la CEC sont régulièrement inclus dans les jeux d'indicateurs, et la mesure est proposée dans le projet LANDMARK (van Leeuwen et al., 2017) ainsi que par l'European Environment Agency (2023). Pourtant cet indicateur n'a pas été retenu par la proposition de SML, ni dans ENVASSO. Bünemann et al. (2018) identifient la CEC dans plus de 30% des papiers inclus dans leur revue (juste un peu moins que la conductivité électrique), ce que nous avons également observé dans nos relectures (cf. grille de lecture, Figure 10-2, Phase 1, Etape 1). Cependant, les informations concernant les paramètres pris en compte et les méthodes analytiques utilisées sont rarement clairement données.

■ Méthodes de mesure

Le manque de transparence sur les méthodes utilisées est problématique car le nombre de méthodes à disposition, toutes acceptées et souvent choisies selon le type de sol à analyser (tableau des normes), est important. Cela

inclut des normes ISO ou AFNOR portant sur des extractions à base de BaCl₂ (ISO 11260:2018 ; SA10), trichlorure de cobalthexamine (NF ISO 23470), pour la mesure de la CEC au pH du sol ou acétate d'ammonium, également proposé par la FAO (NF X 31-108 ; GLOSOLAN-SOP-17), pour la mesure de la CEC à pH 7 (Tableau 10-A2 en Annexe). Mais d'autres solutions d'extraction sont aussi utilisées, ce qui rend l'interprétation et l'inter-comparaison des données compliquées.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Le Référentiel pédologique (Baize et Girard, 2009) propose des seuils pour les rapports Ca⁺⁺/Mg⁺⁺ qui définissent un horizon ou un sol à complexe d'échange saturé, ainsi que 5 domaines pour le rapport S/T, qualifiant la saturation. Le seuil de 15% de Na⁺+Mg⁺⁺ et plus de 6% de Na⁺ (WRB, 2015), respectivement plus de 15% Na⁺ (Baize et Girard, 2009) sur la CEC permet de caractériser les horizons comme « sodic », respectivement « sodique ». Le paramètre CEC joue également un rôle important dans la *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 1999). Cependant, Bünemann *et al.* (2018) ont identifié seulement 15% des papiers caractérisant la salinité ou sodicité. Ceci est probablement à mettre en relation avec l'origine géographique des 49 articles. Étonnamment, la proposition de SML ne mentionne ni la CEC, ni les cations échangeables. À noter que, dans les années 1940, l'idée acceptée était qu'un sol était optimal pour la croissance des plantes avec sur sa CEC : 10% H⁺, 60-75% Ca⁺⁺, 10-20% Mg⁺⁺, 2-5% K⁺, 0,5-5,0% Na⁺ et 5% d'autres cations (Albrecht, 1975), ce qui était appelé le « base cation saturation ratio » (BCSR). Cependant, en revisitant les données, McLean *et al.* (1983) ont conclu finalement qu'il n'y a pas de proportion idéale entre les cations de la CEC (« *there is no 'ideal' basic cation saturation ratio or range* (BCSR) » - Eckert et McLean, 1981). Kopittke et Menzies (2007) notent que cette idée perdure, mais qu'il vaut mieux viser un niveau suffisant sans être excessif de chaque cation « basique » sur la CEC, plutôt que de viser un BCSR conduisant à l'utilisation inefficace des ressources en agriculture.

En ce qui concerne les gammes de valeurs, Le Tableau 10-24 rend compte des gammes de CEC observées dans le cadre du RMQS en fonction de l'occupation du sol. La CEC moyenne varie peu en fonction de l'occupation du sol, mais présente une médiane pour les surfaces boisées plus faible que pour les autres occupations, à mettre probablement en relation avec des teneurs en argiles moyennes et médianes plus faibles pour les surfaces boisées. Elle est sensiblement plus faible dans les horizons profonds, probablement en lien avec la teneur en carbone organique plus élevée dans les 30 premiers cm du sol. L'occupation du sol ne semble donc pas modifier significativement la CEC. La spatialisation des valeurs de CEC issues de la BDAT (<https://www.gissol.fr/outils/bdat-346>) (Figure 10-24) montre une grande hétérogénéité des valeurs en lien avec les types de sols. Les extractions ayant été préférentiellement faites à l'acétate d'ammonium (méthode Metson), les valeurs présentées dans la figure ont été converties via une fonction de pédotransfert en données « cobalthexamine » (Ciesielski et Sterckeman, 1997) afin de pouvoir les comparer directement aux valeurs du RMQS (Tableau 10-24).

Tableau 10-24. Gammes de valeurs de CEC observées dans le réseau français RMQS, avec n=2144
(tiré de Saby *et al.*, 2019). Extraction effectuée au trichlorure de cobalthexamine (NF X 31-130 ou NF ISO 23470)
Pour le nombre de points par occupation, se référer à la Figure 10-23 (effectifs).

| Occupation | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrisse 3 |
|---|---------|---------|---------|---------|------------|
| 0-30 cm | | | | | |
| Successions culturales | 0,5 | 59,6 | 11,8 | 14,0 | 48,9 |
| Surfaces toujours en herbe | 0,8 | 63,5 | 10,0 | 14,5 | 63,5 |
| Surfaces boisées | 0,3 | 70,1 | 6,7 | 13,6 | 70,1 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 3,6 | 39,3 | 13,1 | 14,6 | 39,3 |
| Toutes Occupations Confondues | 0,3 | 70,1 | 10,2 | 14,0 | 60,1 |
| 30-50 cm | | | | | |
| Successions culturales | 0,5 | 62,2 | 11,4 | 13,2 | 42,7 |
| Surfaces toujours en herbe | 1,1 | 56,0 | 8,3 | 11,7 | 47,7 |
| Surfaces boisées | 0,3 | 58,3 | 5,0 | 9,0 | 43,2 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 3,4 | 34,7 | 12,5 | 13,9 | 34,7 |
| Toutes Occupations Confondues | 0,3 | 62,2 | 8,9 | 11,6 | 49,6 |

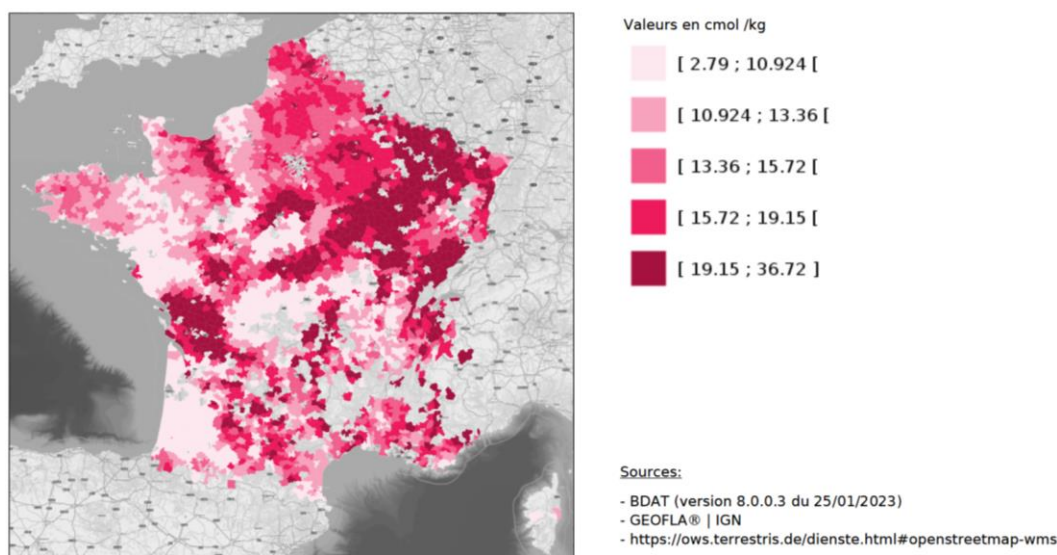


Figure 10-24. Moyenne des valeurs de CEC cobalthéxamine estimée pour la période début 2010 à fin 2014, découpage par canton, issu de la base de données BDAT. Cette carte présente les statistiques calculées sur des **estimations** de la CEC cobalthéxamine à partir des mesures de la CEC méthode Metson, du carbone organique et du pH dans l'eau. La fonction de pédotransfert utilisée a été proposée par Ciesielski et Sterckeman (1997) et a été appliquée directement sur les données d'analyses de terre avant calcul des statistiques sommaires. GIS SOL, export du 26/08/2024⁴⁸

4.5. Phosphore

■ Description du paramètre

Le phosphore est présent sous forme organique ou inorganique. Dans le sol, 80% de P total est immobile et donc non disponible pour les plantes (FAO, 2021b). Lorsqu'il est ajouté sous forme de fertilisant, il peut réagir rapidement avec Al, Fe et Ca et s'insolubiliser. C'est pourquoi la fraction disponible de P est plus souvent estimée que P total. Les formes inorganiques (Al-P, Fe-P et Ca-P en proportions variables selon le pH) (Jones, 2001) sont plus disponibles et identifiées comme phosphore assimilable par les plantes, et ce sont donc celles ciblées par les différentes méthodes et extractants. La méthodologie souvent spécifique à un pays interdit la comparaison ou l'analyse conjointe des données internationales sur la réponse du rendement au niveau de phosphore du sol (Steinfurth *et al.*, 2021). Pourtant, dans la littérature scientifique, P est souvent analysé et inclus dans l'évaluation de la qualité/santé des sols.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Le phosphore total n'a pas été retenu dans les projets que nous avons utilisés comme référence ni dans la SML, mais le phosphore disponible (pour les plantes) est listé par toutes nos sources. Bünemann *et al.* (2018) placent P assimilable (sans indiquer de méthode associée) à la 3^e place des indicateurs les plus utilisés (plus de 70% des articles, Figure 7-2, Chapitre 7) et les articles postérieurs à 2018 l'utilisent également très couramment (14/32 articles).

■ Méthodes de mesure

Wuenscher *et al.* (2015) ont produit une liste exhaustive des extractants utilisés, puis Steinfurth *et al.* (2021) ont listé les extractants les plus utilisés (Tableau 10-25). Pour les méthodes de détection, qui sont également très

⁴⁸ Mise en garde du GIS Sol : Les résultats présentés sur cette carte correspondent au traitement des analyses disponibles pour la période choisie et agrégées par entité spatiale (canton, PRA, département ou région). Les unités regroupant moins de 10 résultats ne sont pas prises en considération. La répartition des échantillons analysés n'étant pas homogène sur le territoire national, il importe de prendre connaissance de cette répartition à partir de la carte des effectifs correspondante ou des informations contenues dans le fichier de données téléchargeable. Celles-ci renseignent notamment sur le nombre d'analyses disponibles par canton ainsi que sur la SAU de chaque canton, ce qui permet de calculer la surface moyenne représentée par une analyse. Par ailleurs, compte tenu du mode d'acquisition des données utilisées pour réaliser cette représentation cartographique, il est incorrect, voire dangereux au regard des conclusions que l'on pourrait en tirer, de l'utiliser à une échelle plus précise que le 1/250 000.

nombreuses, on pourra se référer à Alam *et al.* (2021) qui ont produit une revue de littérature exhaustive des méthodes de détection des formes de P dans différents milieux, y compris les sols, et des solutions d'extractions.

La proposition de SML a sélectionné le phosphore (P) extrait selon la méthode dite du P-Olsen, mais ni ENVIASSO, ni ICP Forests ne la mentionnent, et P total ou pseudo-total est aussi envisagé comme indicateur (ICP Forests et certains articles de la grille de lecture). La FAO propose, en plus du P-Olsen, trois autres extractants : Mehlich I, et les extractants Bray I et II (Tableau 10-25). Cependant, la méthode Olsen est couramment utilisée et a été pensée pour pouvoir relier P extrait à la réponse de la plante à un fertilisant phosphaté (FAO, 2021b). C'est la seule du tableau de Steinfurth *et al.* (2021) disposant d'une norme ISO (ISO 11263:1994) et d'une norme FAO (GLOSOLAN-SOP-10) (cf. aussi Tableau 10-A2 en Annexe). C'est celle qui est la plus utilisée dans les 32 articles récents de notre grille de lecture. Selon cette méthode (Olsen et Dean, 1965), P est extrait par une solution de 0,5 M NaHCO₃ ajusté à pH 8,5. Cette procédure est adaptée aux sols calcaires, alcalins, neutres et légèrement acides contenant du CaPO₄. Jordan-Meille *et al.* (2012) ont comparé 14 méthodes d'extraction utilisées en Europe, et ont conclu que les différentes méthodes extrayaient différents pools de P selon l'ordre suivant : P-Olsen < P-ammonium lactate < P-Mehlich 3 < P-Bray II < P-oxalate < P-total.

Tableau 10-25. Compilation des caractéristiques des méthodes d'extraction du phosphore et des pays les utilisant (tiré de Steinfurth *et al.*, 2021)

| Method | Solution | Solution pH | Soil to solution ratio (g:ml) ^a | Extraction/shaking time | Reference | Countries |
|--|--|-------------|--|-------------------------|----------------------------|--|
| AAAc (acid ammonium acetate) | 0.5 M ammonium acetate, 0.5 M acetic acid | 4.65 | 1:10 | 60 min | Vuorinen and Mäkitie, 1955 | Finland |
| AAAc-EDTA (acid ammonium acetate + EDTA) | 0.5 M ammonium acetate, 0.5 M acetic acid, 0.02 M EDTA | 4.65 | 1:5 1:10 | NA 60 min | Lakanen and Erviö, 1971 | Belgium (Wallonia) Switzerland |
| AL (ammonium lactate) | 0.1 M ammonium lactate, 0.4 M acetic acid | 3.75 | 1:20 | 120 min | Egnér <i>et al.</i> , 1960 | Belgium (Flanders), Croatia, Hungary, Lithuania, Netherlands, Norway, Slovenia, Sweden |
| CAL (calcium-acetate-lactate) | 0.05 M calcium acetate, 0.05 M calcium lactate, 0.3 M acetic acid | 4.1 | 1:20 | 120 min | Schüller, 1969 | Austria, Germany |
| DL (double lactate) | 0.02 M calcium lactate, 0.02 M hydrochloric acid | 3.6 | 1:50 | 90 min | Riehm, 1943 | Germany, Latvia, Poland |
| H ₂ O | Water (20 °C), soil moistened 22 h preceding the extraction | – | 1:60 | 60 min | Sissingh, 1971 | Netherlands (until 2020) |
| Mehlich 3 | 0.2 M acetic acid, 0.25 M ammonium nitrate, 0.015 M ammonium fluoride, 0.013 M nitric acid, 0.001 M EDTA | 2.5 | 1:10 | 5 min | Mehlich, 1984 | Czech Republic, Estonia, Slovakia |
| Olsen | 0.5 M sodium bicarbonate | 8.5 | 1:20 | 30 min | Olsen <i>et al.</i> , 1954 | Denmark, France, Italy, Spain, UK |

^a Some laboratories may use ml:ml instead of g:ml, but all cited studies either use g:ml or give no information on units.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Les seuils proposés dans la littérature pour P disponible sont contrôlés par deux impératifs : éviter des pertes de rendements et limiter les impacts sur l'environnement (eutrophisation des eaux) selon le schéma proposé par Bai *et al.* (2013 ; Figure 10-25). Ces auteurs notent qu'une concentration en P-Olsen supérieure à 40 mg.kg⁻¹ induit un risque de lixiviation/lessivage de P, tandis qu'une concentration de 20 mg.kg⁻¹ est considérée comme le seuil inférieur pour une croissance optimale des plantes (Li *et al.*, 2011).

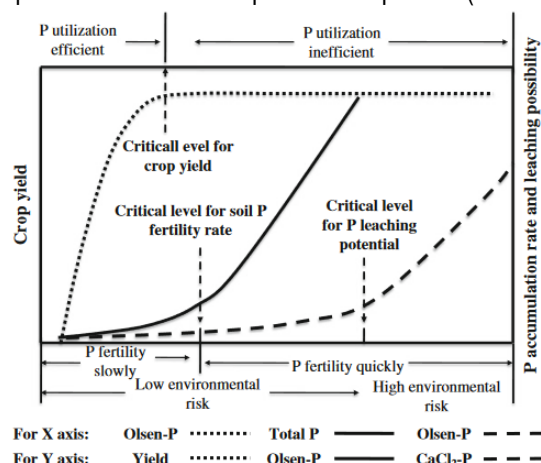


Figure 10-25. Stratégie de gestion du phosphore au champ, selon Bai *et al.* (2013)

Ce seuil est illustré par le graphe obtenu dans des expérimentations à long terme de cultures de blé qui donnent pour un rendement relatif de 90% une teneur en P Olsen d'un peu moins de 20 mg.kg⁻¹ (Figure 10-26, Chen *et al.*, non publié, in *European Environment Agency, 2023*).

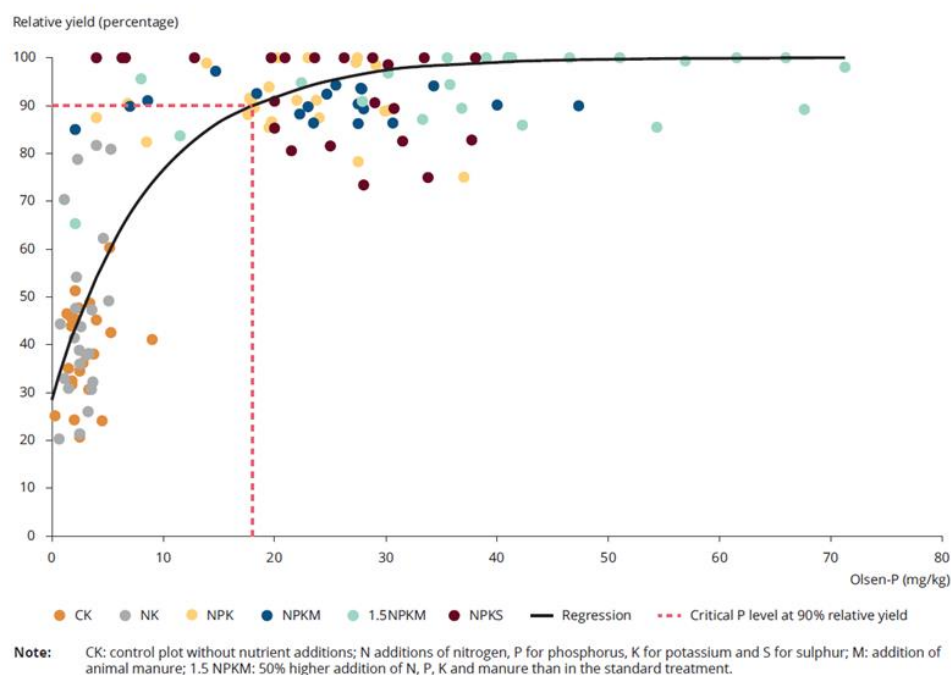


Figure 10-26. Relation entre les concentrations en P Olsen et les rendements relatifs en blé dans des expériences de long terme en Chine (Chen *et al.*, non publié, in *European Environment Agency, 2023*).

Cependant Jordan-Meille *et al.* (2012) dans leur revue de littérature mettent en évidence des différences dans les seuils et les gammes acceptables pour un blé cultivé sur sol limoneux à pH 6,5 (Tableau 10-26). Les valeurs basses, optimales et excessives sont très variables d'un pays à un autre : l'extractant est bien sûr en cause (cf. ci-dessus), mais des différences existent également entre les pays utilisant le même extractant. Il y a 3 raisons à cela selon ces auteurs : les types de sols et le climat varient d'un pays à l'autre ; les procédures utilisées ne sont pas toujours exactement les mêmes pour un « même » extractant, et enfin les classes de fertilité des sols dépendent des cultures utilisées pour calibrer les recommandations de fertilisation en P. Si on compare les valeurs obtenues dans le RMQS (Tableau 10-27) à ces données, alors les sols du RMQS se situent en moyenne dans la gamme de fertilisation moyenne à excessive, tandis que les sols forestiers (non considérés dans le tableau de Jordan-Meille *et al.*, 2012) présentent une fertilité très faible. La carte des teneurs en P Olsen issues de la BDAT (Figure 10-27) illustre la même chose. Les cartes 10-25A et B représentent les mêmes données avec des seuils de classe différents et montrent l'impact du choix des seuils sur l'interprétation des données.

Il est à noter que l'EEA, dans son rapport (European Environment Agency, 2023), propose d'ajouter un seuil ayant pour but de protéger les eaux de surface et les eaux souterraines de l'eutrophisation. A cet effet, l'indicateur « indice de saturation P (PSI) » est égal à $P_{ox}/(Fe+Al)_{ox}$, avec P_{ox} , Fe_{ox} et Al_{ox} , respectivement les concentrations en phosphore, fer et aluminium extraites par l'oxalate d'ammonium. La valeur critique du PSI se situe majoritairement autour de 0,15, soit 15% (12,5-17,5%) de la concentration en $(Al+Fe)_{ox}$, d'après des données des Pays-Bas (Schoumans et Chardon, 2015) et du Canada (Beauchemin et Simard, 1999). Généralement, la valeur critique représente ainsi 25 à 35% de la capacité de sorption de P, qui à son tour est calculée comme égale à $0,5 \times (Al+Fe)_{ox}$ pour les sols sableux et les sols argileux non calcaires. Cette valeur critique peut ensuite être reliée, à une valeur critique de concentration en P dans l'eau du sol (P_w) selon la relation $P_w = 481 \times PSI^{1.433}$ (Chardon, 1994, in European Environment Agency, 2023) laquelle peut être comparée à des valeurs agronomiques jugées optimales.

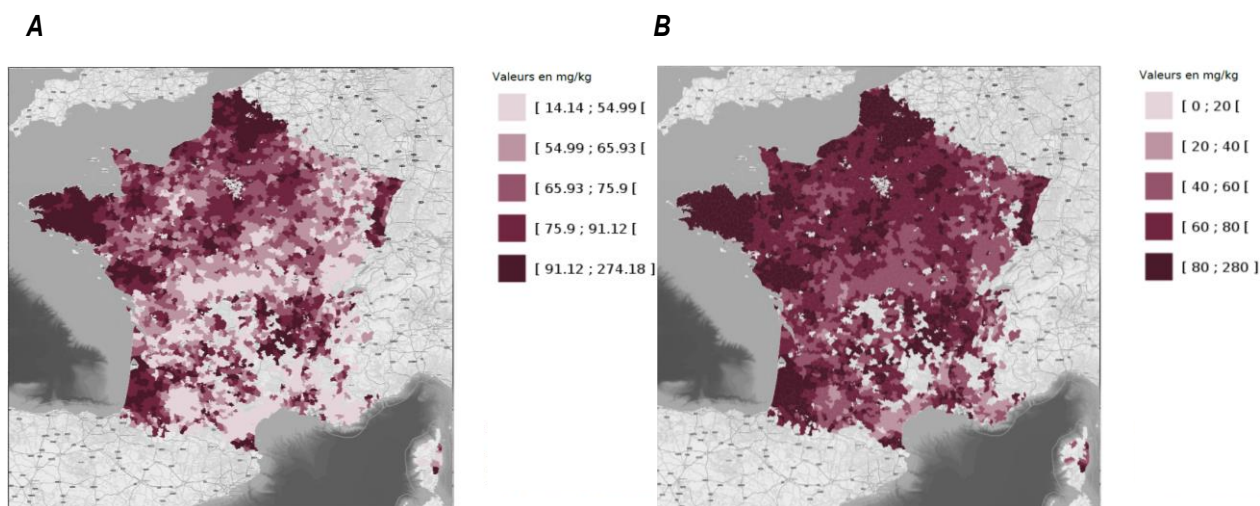
Tableau 10-26. Description détaillée des méthodes de calibration des tests pour les valeurs de P disponible du sol utilisés dans les recommandations nationales pour la fertilisation pour un blé cultivé sur un sol limoneux (loamy soil) à pH 6,5 (tiré de Jordan-Meille et al., 2012).

| Country | Soil P Test | Other parameters taken into account | | P fertility categories, as a function of soil-P Test values (mg/kg) | | |
|------------------------------|-------------------------|-------------------------------------|--------------------|---|-----------|-----------|
| | | Soil | Crop 'sensitivity' | Very low | Medium | Excessive |
| Belgium (Flanders) | AL | Texture, pH, carbonates | 2 classes | < 50 | 120–180 | > 500 |
| Hungary | | | 2 classes | < 30 | 61–100 | > 161 |
| Lithuania | | | 2 classes | < 21 | 45–66 | > 88 |
| Norway | | Texture and pH | 2 classes | < 50 | 50–70 | > 140 |
| Slovenia | | | 2 classes | < 26 | 53–109 | > 175 |
| Sweden | | | 3 classes | < 20 | 40–80 | > 160 |
| Denmark | Olsen | Regional soil classification | 3 classes | < 20 | 20–40 | > 60 |
| England | | | 2 classes | < 9 | 16–25 | > 70 |
| France | | | 3 classes | < 22 | 31–38 | > 70 |
| Italy | | | 3 classes | < 5 | 10–15 | > 20 |
| Spain (Nav) | | | 3 classes | < 6 | 12–18 | > 18 |
| Austria | | | CAL | % stones, % clay, % OM, Prof | 2 classes | < 25 |
| Germany | 2 classes | < 20 | | | 45–90 | > 151 |
| Czech Rep. | Me 3 | % MO | 2 classes | < 50 | 81–115 | > 186 |
| Estonia | | | 2 classes | < 14 | 41–95 | > 206 |
| Slovak Rep. | | | 2 classes | < 40 | 71–100 | > 136 |
| Latvia | DL | Texture | 2 classes | < 17 | 36–70 | > 118 |
| Poland | | | 2 classes | < 22 | 45–65 | > 89 |
| Belgium (Wallonia) | NH ₄ Ac EDTA | Texture and pH | 2 classes | < 25 | 46–75 | > 110 |
| Switzerland | | | 2 classes | < 20 | 30–65 | > 90 |
| The Netherlands ^a | H ₂ O | 2 main groups of soils | 6 classes | < 6 | 11–20 | > 26 |
| Switzerland | | | 6 classes | < 0.45 | 2–3 | > 4.6 |
| Italy | Bray | | 2 classes | < 10 | 20–30 | > 40 |
| France | P Dyer | Regional soil classification | 3 classes | < 61 | 61–96 | > 96 |
| France | P JH | Regional soil classification | 3 classes | < 44 | 44–70 | > 70 |

^aConcentrations are given in mg P/L. [Correction added on 29 October 2012, after first online publication: P fertility categories were amended for Belgium (Flanders)]

Tableau 10-27. Gammes de valeurs de P Olsen observées dans le réseau français RMQS, avec n=2144 (tiré de Saby et al., 2019). Extraction effectuée selon la méthode Olsen (ISO 11263:1994). Pour le nombre de points par occupation, se référer à la Figure 10-23 (effectifs) ; moyenne = moyenne arithmétique.

| Occupation | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrisse 3 |
|---|---------|---------|---------|---------|------------|
| g kg⁻¹ | | | | | |
| 0-30 cm | | | | | |
| Successions culturales | 0,005 | 0,557 | 0,075 | 0,084 | 0,296 |
| Surfaces toujours en herbe | 0,001 | 1,110 | 0,031 | 0,047 | 0,162 |
| Surfaces boisées | 0,001 | 0,294 | 0,009 | 0,015 | 0,048 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 0,003 | 0,162 | 0,036 | 0,055 | 0,162 |
| Toutes Occupations Confondues | 0,001 | 1,110 | 0,034 | 0,053 | 0,253 |
| 30-50 cm | | | | | |
| Successions culturales | 0,001 | 0,308 | 0,022 | 0,033 | 0,135 |
| Surfaces toujours en herbe | 0,000 | 1,060 | 0,011 | 0,022 | 0,077 |
| Surfaces boisées | 0,001 | 0,259 | 0,005 | 0,010 | 0,005 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 0,003 | 0,134 | 0,017 | 0,030 | 0,104 |
| Toutes Occupations Confondues | 0,000 | 1,060 | 0,012 | 0,024 | 0,100 |



Sources : BDAT (version 8.0.0.3. du 25/01/2023) ; GEOFLA® IGN ; <https://ows.terrestris.de/dienste.html#openstreetmap-vms>

Figure 10-27. Moyenne des teneurs en phosphore Olsen pour la période début 2010 à fin 2014, découpage par canton, issu de la base de données BDAT. Les données sont modélisées à partir du phosphore Dyer et du P Joret-Hébert quand la donnée de P Olsen n'est pas présente. Elles sont obtenues par fonction de pédotransfert. **A.** Carte avec le découpage des concentrations selon la dispersion des valeurs ; **B.** Carte utilisant les valeurs : 20 mg.kg⁻¹ considérée comme le seuil inférieur pour une croissance optimale des plantes selon Bai et al. (2013), et 40 mg.kg⁻¹ induisant un risque de lixiviation/lessivage de P selon Li et al. (2011). GIS SOL, export du 26/08/2024⁴⁹.

■ Opérationnalité

Les méthodes préconisées par la FAO, et en particulier l'extraction « Olsen », sont considérées comme nécessitant un niveau technologique moyen mais à risque moyen pour la santé humaine et pour l'environnement. Ce sont donc des méthodes techniquement facilement implémentables (Tableau 10-A2 en Annexe).

Dans son rapport *Soil monitoring in Europe - Indicators and thresholds for soil health assessments*, l'European Environment Agency (2023) note qu'il n'y a pas de consensus sur la méthode utilisée par les différents pays membres, et qu'il serait judicieux d'utiliser une méthode harmonisée. Cependant, dans l'éventualité d'une réglementation européenne, Steinfurth *et al.* (2021) avertissent qu'un changement de méthode standard au niveau d'un pays diminuerait la comparabilité avec des données plus anciennes, nécessiterait un nouvel étalonnage coûteux et long, et une familiarisation des autorités consultatives et des agriculteurs. Par ailleurs, ces auteurs ne recommandent pas l'utilisation d'équations de conversion qui, pour être nombreuses, présentent également de grandes différences remettant en question leur fiabilité et limitant les possibilités de comparaison. De ce qu'il précède, il apparaît peu pertinent d'homogénéiser les méthodes proposées pour l'estimation de P potentiellement disponible pour les plantes. En France cependant, afin de générer des données comparables et spatialisées sur le territoire, les données de P assimilable (mesurées selon les méthodes Olsen, Dyer ou Joret-Hébert, Figure 10-27) issues de la BDAT ont été homogénéisées via des fonctions de pédotransfert.

4.6. Conductivité électrique

■ Description du paramètre

À l'échelle mondiale, la salinisation et l'alcalinisation des sols ont été identifiées comme des menaces majeures pour la qualité et la disponibilité des ressources foncières. Selon des sources de la FAO (<http://www.fao.org/soils-portal>), plus de 800 millions d'hectares de terres sont touchés par le sel (6% de la superficie totale des terres émergées de la planète), couvrant une gamme de sols définis comme salins, salins-sodiques et sodiques. En outre, près de 20% des 230 millions d'hectares de terres irriguées sont salinisés dans une certaine mesure (FAO, 2021a).

⁴⁹ Mise en garde du GIS Sol : voir carte précédente (Figure 10-24).

La conductivité électrique (CE) permet d'appréhender de manière globale la salinité d'un sol. Sa mesure est surtout recommandée lorsqu'on suppose une salinisation des sols, et donc dans une évaluation de la dégradation des sols en milieux arides et semi-arides principalement. Les sols affectés par le sel limitent considérablement la croissance des cultures, réduisent le rendement et provoquent un stress pour les plantes et la structure du sol. L'interprétation de la salinité/alcalinité du sol est donc essentielle pour développer et appliquer des mesures durables.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Dans la revue de Bünemann *et al.* (2018), plus de 30% des articles utilisent la CE (ou ECe) comme indicateur, de même que dans notre bibliographie complémentaire, mais la CE ne faisait pas partie des indicateurs sélectionnés lors du workshop d'experts (Frick, Suisse, 12-14 octobre, 2015) du projet ISQAPER (*Interactive Soil Quality Assessment in Europe and China for Agricultural Productivity and Environmental Resilience*) (Bünemann *et al.*, 2016⁵⁰), pour refléter un service écosystémique rendu par un sol donné, et dont est issue la revue de littérature de Bünemann *et al.* (2018). Elle fait partie des indicateurs proposés dans les projets ENVASSO et SIREN, et elle est retenue comme paramètre diagnostique par le GEMAS, la FAO et la WRB. En revanche, l'ICP Forests ne la mentionne pas. Elle est également citée dans la SML. Il s'agit donc d'un paramètre faisant consensus pour sa mesure, mais pas pour la méthode à appliquer (cf. ci-dessous). Elle est considérée comme une méthode bon marché, facile à mettre en œuvre et présentant peu de risques pour la santé humaine et environnementale (Tableau 10-A2 en Annexe ; FAO, 2023⁵¹).

■ Méthodes de mesure

La salinité d'un sol est caractérisée par la concentration élevée de sels solubles. Elle est mesurée par la conductivité électrique de la solution du sol (qui se base sur la conductivité électrolytique, à savoir la mobilité des ions qui va être liée à la concentration en ions). Elle est complémentaire des mesures du sodium échangeable (ci-dessus) pour la définition des sols salés. Cet indicateur a été utilisé dès les années 1950 dans le but de réaliser des diagnostics agronomiques des sols. Il est à noter que dans la littérature, l'indicateur cité est la « conductivité électrique » plus que la « salinité ».

La salinité peut être mesurée par deux approches :

Sur le terrain, l'installation de piézomètre ou de bougies poreuses va permettre d'échantillonner directement la solution du sol sur laquelle sera mesurée la salinité au moyen d'un conductivimètre. La mesure de la conductivité électrique est également conduite sur le terrain pour faire des évaluations de la variabilité intra-parcellaire de certaines propriétés des sols. Ce point est abordé dans le Chapitre 13.

Au laboratoire, la mesure de salinité sera faite en mettant en solution un échantillon de sol. Deux méthodes de mesure de conductivité électrique existent (recommandées par la FAO) (Tableau 10-A2 en Annexe) :

- **EC1/5**, dans un extrait à l'eau sol/eau 1/5 : 10 g de sol sont mis en solution dans 50 ml d'eau distillée pendant 30 minutes (selon norme ISO 11265:1994) ou 60 minutes et agitation (selon norme FAO GLOSOLAN-SOP-07). La conductivité est ensuite mesurée par un conductivimètre.
- **ECe sur pâte saturée**. Cette méthode a pour objectif de mettre en solution tous les ions : l'échantillon de sol mis à saturation va créer une boue liquide dont la solution sera extraite après 48 heures d'agitation. Ce temps long de mise en contact permet d'assurer la mise en solution de tous les ions (norme FAO : GLOSOLAN-SOP-08). La conductivité est ensuite mesurée par un conductivimètre.

La méthode EC1/5 est très rapide à mettre en œuvre et peu coûteuse et de ce fait très utilisée, mais elle ne rend pas compte de toute la salinité. *A contrario*, la méthode ECe nécessite un équipement ayant un coût plus important, mais permet de mesurer toute la salinité.

⁵⁰ iSQAPER: Interactive Soil Quality Assessment in Europe and China for Agricultural Productivity and Environmental Resilience. The EU Framework Programme for Research and Innovation Horizon 2020: SFS-4-2014 Soil quality and function 2015-2020. www.isqaper-project.eu

⁵¹ www.fao.org, consulté le 29/08/2023

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Généralement, une conductivité électrique (EC) de l'extrait de pâte de sol saturé (ECe) dans la zone racinaire dépassant 4 dS.m⁻¹ à 25°C (Richards, 1954) rend compte d'un sol salin ; au-dessus de 8, elle rend compte d'un sol très salin ; supérieure à 16, d'un sol extrêmement salin ; *a contrario* une EC inférieure à 2 indique un sol non salin (Tableau 10-28).

Tableau 10-28. Classes de degré de salinisation des sols (Richards, 1954)

| ECe | 0-2 | 2-4 | 4-8 | 8-16 | > 16 |
|--------------------|-----------|------------------|-------|------------|-------------------|
| Classe de salinité | Non salin | Légèrement salin | Salin | Très salin | Extrêmement salin |

4.7. Carbone organique et matière organique

■ Description du paramètre

Les sols sont le plus grand réservoir terrestre de carbone organique, avec jusqu'à 50% de ce carbone stocké en dessous de 30 cm (Antony *et al.*, 2022). Mais les concentrations en carbone organique sont très variables d'un sol à l'autre et surtout élevées dans les premiers 30 cm. La matière organique du sol désigne toutes les matières organiques décomposées, partiellement décomposées et non décomposées, d'origine végétale et animale. Le carbone organique du sol (COS ou SOC en anglais) est le constituant qui affecte presque toutes les propriétés du sol, physiques, chimiques et biologiques, et est donc considéré comme l'un des paramètres les plus importants pour évaluer la qualité des sols. Le carbone organique représente environ 50% de la matière organique du sol (MOS) avec un facteur de conversion allant de 1,4 à 2,5 selon les sols (Pribyl, 2010).

Une augmentation de la teneur en MOS crée un environnement pédologique plus favorable, entraînant une augmentation de la croissance des plantes via une structuration plus stable des sols, une meilleure rétention de l'eau, une réduction de l'érosion et une meilleure rétention des nutriments. Elle favorise aussi la diversité biologique. Enfin, le carbone organique du sol contribue à la capacité d'échange cationique d'un sol, importante pour la rétention de nutriments mais également de nombreux produits chimiques anthropiques, minimisant ainsi leur lixiviation et leur biodisponibilité (FAO, 2019b).

Les teneurs et les stocks de carbone sont donc des paramètres pertinents pour évaluer la qualité d'un sol.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Bünemann *et al.* (2018) positionnent la matière organique totale du sol (on ne parle pas ici du carbone de la biomasse microbienne) en première place des paramètres analysés dans les 49 articles de sa revue, puisque la matière organique ou le carbone organique sont présents dans 90% des articles ; le pourcentage est de 75% dans les articles postérieurs à 2018 que nous avons revus. Il est possible que le carbone total soit progressivement remplacé par des indicateurs du carbone du sol plus sensibles. En effet, le carbone total est peu sensible aux changements de gestion et d'utilisation des terres puisque le réservoir total est vaste et les variations sont difficiles à détecter (Haynes, 2005, *in* Bünemann *et al.*, 2018) d'une part, et les outils permettant de caractériser le carbone actif, d'origine microbienne ou autre (cf. ci-dessus), se sont développés de manière exponentielle ces dernières années (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2023), d'autre part. De plus, en raison de l'hétérogénéité structurelle et fonctionnelle de la matière organique totale du sol, il est difficile d'interpréter l'influence sur les processus du sol d'une variation de la teneur en carbone prise globalement. Par conséquent, les informations qualitatives sur la matière organique du sol peuvent être plus informatives dans les évaluations de la qualité des sols. Ainsi, les réservoirs de matière organique du sol, tels que le carbone labile ou actif, sont généralement plus sensibles aux perturbations que la matière organique totale du sol, et peuvent donner une meilleure indication sur les processus du sol (Gregorich *et al.*, 1994, *in* Bünemann *et al.*, 2018). Les méthodes associées à ces différents pools sont citées ci-dessous mais ne sont pas détaillées ici car ces approches ne font pas encore consensus en termes de choix et de méthodes associées.

Ainsi le carbone total du sol (SOC – *soil organic carbon*) reste à l'heure actuelle le paramètre unanimement recommandé (cf. Chapitre 7, Tableau 7-1), et la SML préconise son suivi à l'échelle européenne.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Bien que les preuves du caractère critique des seuils proposés pour la teneur en matière organique soient faibles (Korschens *et al.*, 1998 ; Loveland et Webb, 2003), il reste assez largement considéré que le sol ne peut pas fonctionner de manière optimale sans niveaux adéquats de matière organique dans le sol (Van-Camp *et al.*, 2004).

■ Méthodes de mesure

• *Méthodes pour le carbone total et la matière organique totale*

Traditionnellement, la teneur en MOS est estimée en déterminant la concentration de carbone associé aux composés organiques (COS) et en multipliant le COS par un facteur de 1,724 (FAO, 2021d ; Kononova, 1958). La valeur du coefficient a été établie sur une base de 58% de COS dans la MOS. Cette valeur a été critiquée et Pribyl (2010) conclut, après une revue approfondie de la littérature, que le facteur de conversion selon le type de sol se situe entre 1,4 et 2,5 ; Korschens *et al.* (1998) le placent entre 1,4 et 3,3 pour les sols soumis à différentes utilisations des terres, et la norme ISO 10694:1995 indique de 1,7 à 2,0 pour les sols arables. La FAO (2019a) préconise donc, à la suite de Pribyl (2010), d'utiliser un facteur de conversion de 0,5 au lieu de 0,58 si la matière organique est mesurée au lieu du carbone organique. On peut donc distinguer les méthodes qui mesurent directement la MOS et celles qui mesurent le COS.

La méthode la plus commune pour estimer directement la teneur en matière organique est la méthode de la perte-au-feu, impliquant la combustion à 450°C de l'échantillon de sol préalablement séché à 105°C. C'est également celle qui est préférée pour mesurer le carbone organique dans les horizons organiques (Baize, 2000a ; FAO, 2019a).

L'analyse du carbone organique total est proposée par deux méthodes différentes, toutes deux normalisées selon ISO ou AFNOR (Tableau 10-A2 en Annexe) :

- la combustion par voie sèche via un analyseur élémentaire (ISO 10694 (1995) ; SA08), privilégiée par l'ICP Forests, la WRB et la FAO (2019a) ;
- l'oxydation par voie humide selon la méthode Anne (AFNOR X 31-109) ou la méthode Walkley-Black (NF ISO 14235 ; GLOSOLAN-SOP-02). Il s'agit d'une combustion humide de la matière organique avec un mélange de dichromate de potassium et d'acide sulfurique à environ 135°C. Le dichromate résiduel est titré contre du sulfate ferreux. Pour compenser une destruction incomplète, un facteur de correction empirique de 1,3 est appliqué dans le calcul du résultat (WRB, 2022).

D'autres méthodes permettant de caractériser (qualité et quantité) de la matière organique totale du sol, telles que les méthodes thermiques (Rock-Eval®) et spectroscopiques, se développent rapidement (Clemente *et al.*, 2012 ; Derenne et Quénéa, 2015 ; Mouazen *et al.*, 2016) et s'avèrent prometteuses pour l'évaluation de la qualité des sols (voir Chapitre 8, et Delahaie *et al.*, 2024)

Bien que bénéficiant d'une norme ISO (ISO 17184:2014), le dosage du carbone organique par **spectrométrie dans le proche infra-rouge** n'est proposé par aucune de nos références (FAO, ICP Forests, GEMAS ou WRB). Les analyses par *laser-induced breakdown spectroscopy* (LIBS) sont également prometteuses, en particulier grâce à la possibilité de l'utiliser sur des échantillons sans préparation ou également directement au champ (Senesi et Senesi, 2016), mais il n'existe pas de normes associées. Selon la propriété à analyser, COS ou MOS, il est préférable de choisir la méthode associée plutôt que de travailler avec un facteur de conversion qui reste variable selon les sols et le type de matière organique.

• *Méthodes pour le carbone actif ou labile*

Selon la revue de littérature de Bünemann *et al.* (2018), les suggestions pour mesurer la fraction labile ou active du carbone concernent : la matière organique particulaire (Cambardella et Elliott, 1992 ; norme AFNOR NF X

31-516), le carbone oxydable par le permanganate (Weil *et al.*, 2009), le carbone extractible à l'eau chaude (Ghani *et al.*, 2003) et le carbone soluble dans l'eau, également appelé carbone organique dissous (Filep *et al.*, 2022). Malgré leur sensibilité à la gestion et leurs fortes corrélations avec d'autres paramètres plus difficiles à mesurer, leur relation avec les processus du sol n'est pas bien comprise, en partie parce qu'il n'est pas clair de savoir quelle partie de la matière organique ces différentes fractions représentent. Maia *et al.* (2013) présentent une synthèse de ces différents pools, de leur rôle, de leur nature et des méthodes de mesure.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Il est possible de trouver de nombreuses gammes et seuils de valeurs selon le contexte et le degré de finesse attendu. Le Tableau 10-29 présente par exemple les gammes de valeurs mesurées dans le cadre du RMQS, tandis que le Tableau 10-30 détaille des valeurs cibles en fonction de la texture, des pratiques culturales et du contexte climatique, proposées par l'European Environment Agency (2023) pour l'Allemagne et les pays limitrophes. Le Tableau 10-31 en donne les minima et maxima, tandis que le Tableau 10-33 (section 4.8) les associe à des rapports carbone/argile.

La revue de littérature de l'EEA (European Environment Agency, 2023) montre également qu'il faut considérer des valeurs limites hautes car l'excès de carbone organique dans le sol introduit des risques de lixiviation du nitrate et d'émission de GES, en particulier en hiver.

Tableau 10-29. Gammes de valeurs des concentrations en carbone organique observées dans le réseau français RMQS, avec $n=2144$ (tiré de Saby *et al.*, 2019). Valeurs obtenues par combustion sèche. Pour le nombre de points par occupation, se référer à la Figure 10-23 (effectifs) ; moyenne = moyenne arithmétique.

| Occupation | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrisse 3 |
|---|---------|---------|---------|---------|------------|
| g kg⁻¹ | | | | | |
| 0-30 cm | | | | | |
| Successions culturales | 2,6 | 58 | 14,6 | 16,7 | 48,8 |
| Surfaces toujours en herbe | 6,8 | 145 | 25,2 | 29,4 | 82,4 |
| Surfaces boisées | 0,6 | 170 | 28,2 | 34,9 | 128,0 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 3,4 | 39 | 9,2 | 11,6 | 31,0 |
| <i>Toutes Occupations Confondues</i> | 0,6 | 243 | 19,6 | 25,6 | 82,0 |
| 30-50 cm | | | | | |
| Successions culturales | 0,82 | 52 | 6,5 | 8,1 | 25,1 |
| Surfaces toujours en herbe | 1,81 | 142 | 8,7 | 11,8 | 33,0 |
| Surfaces boisées | 0,59 | 128 | 8,5 | 13,1 | 47,0 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 1,96 | 17 | 5,7 | 6,9 | 17,0 |
| <i>Toutes Occupations Confondues</i> | 0,59 | 235 | 7,4 | 10,6 | 31,5 |

Tableau 10-31. Seuils minimum et maximum moyens pour la concentration en carbone organique (en % MS) des sols cultivés (compilé de Wessolek *et al.*, 2008, in European Environment Agency, 2023).

| Soil texture class | Climatic water balance (mm) summer | | | | | |
|--------------------|------------------------------------|------|-----------|------|-------------|------|
| | Less than -100 | | -100 to 0 | | More than 0 | |
| | Min. | Max. | Min. | Max. | Min. | Max. |
| Sand | 0.5 | 1.23 | 0.9 | 1.73 | 1.2 | 2.23 |
| Silt | 1.5 | 2.53 | 1.0 | 2.07 | 0.8 | 1.59 |
| Loam and clay | 0.6 | 1.47 | 0.9 | 1.92 | 1.9 | 3.23 |

Tableau 10-30. Matrice des valeurs moyennes cibles de carbone organique (en % de la masse du sol) pour des sols arables sur la base de jeux de données nationaux (compilé de Wessolek et al., 2008, in European Environment Agency, 2023). Valeurs valables pour l'Allemagne et les pays limitrophes, pour des textures de sol, des conditions climatiques et des fertilisations variables.

| Soil texture class | Management intensity (fertiliser) | Climatic water balance (mm) during summer (*) | | |
|--------------------|-----------------------------------|---|-----------|-------------|
| | | Less than -100 | -100 to 0 | More than 0 |
| Sand | Max. both (†) | 1.01 | 1.51 | 2.01 |
| | Organic and mineral | 0.95 | 1.45 | 1.95 |
| | Organic | 0.83 | 1.33 | 1.83 |
| | Mineral | 0.73 | 1.23 | 1.73 |
| | Null (‡) | 0.70 | 1.2 | 1.7 |
| Silt | Max. both | 2.37 | 1.92 | 1.44 |
| | Organic and mineral | 2.19 | 1.72 | 1.24 |
| | Organic | 2.07 | 1.61 | 1.18 |
| | Mineral | 1.89 | 1.5 | 1.11 |
| | Null | 1.71 | 1.24 | 0.77 |
| Loam and clay | Max. both | 0.99 | 1.64 | 2.8 |
| | Organic and mineral | 0.95 | 1.2 | 2.67 |
| | Organic | 0.91 | 1.12 | 2.63 |
| | Mineral | 0.87 | 1.07 | 2.59 |
| | Null | 0.82 | 1.16 | 2.46 |

Notes: (*) Negative water balance: potential evapotranspiration more than precipitation during summer. Positive values indicate climate- induced surplus in the water budget from April to September.
 (†) Maximal application of organic and mineral fertiliser.
 (‡) Null = no fertiliser applied

■ Opérationnalité

La méthode par combustion sèche (si on se réfère aux données de la FAO pour N) est relativement chère et nécessite un équipement sophistiqué, mais c'est une méthode maintenant largement répandue dans les laboratoires de science du sol et elle permet des analyses à faibles risques pour la santé et l'environnement et l'analyse de C organique peut être combinée avec celle du carbone total et de N total. Les méthodes par voie humide n'extraient pas 100% du carbone organique, mais elles sont peu coûteuses en équipement et très utilisées, permettant de comparaisons étendues. Mais elles nécessitent l'utilisation de réactifs potentiellement dangereux. Des informations complémentaires sur l'opérationnalité de ces approches sont indiquées dans le Tableau 10-A2 en Annexe (normes chimiques), et sont issues des fiches FAO (2019b ; 2021d) et synthétisées dans FAO (2017).

Notons qu'il n'y a pas de véritable consensus sur la profondeur à laquelle la concentration en carbone organique doit être mesurée. Dans le cadre du RMQS, il est effectué un échantillonnage à profondeur fixe (0-30 cm et 30-50cm) et un échantillonnage sur fosse en fonction des horizons de sol.

■ Les calculs de stock de carbone

- *Calculs selon la FAO (FAO, 2019a)*

Une valeur de référence des stocks de COS peut être estimée par échantillonnage et mesure physiques, ou par

modélisation. Mais l'échantillonnage « physique » est nécessaire pour quantifier les stocks de COS de référence lorsque l'objectif principal est d'estimer les changements temporels du COS.

La FAO (2019a) définit ainsi les conditions minimales nécessaires au calcul des stocks de carbone organique dans les sols. Il s'agit de : i) la teneur en COS de la masse de terre fine (< 2 mm), ii) la teneur en fraction minérale grossière (> 2 mm) et iii) la densité apparente du sol. L'échantillonnage doit être fait sur au moins 30 cm pour être en accord avec les recommandations de l'IPCC, et doit être fait aussi profondément que possible là où l'épaisseur totale du sol est supérieure à 30 cm. Tous les échantillons doivent être géoréférencés. Les erreurs et incertitudes appropriées doivent être signalées. Les calculs sont ensuite faits selon l'équation 1 :

$$\text{SOC}_i \text{ stock (Mg C.ha}^{-1}\text{)} = \text{OC}_i \times \text{BDfine}_i \times (1 - \text{vG}_i) \times \text{t}_i \times 0.1 \quad (\text{Eq.1})$$

avec : SOC_i = le stock de carbone organique (en Mg C.ha⁻¹) pour la profondeur considérée i

OC_i = la teneur en carbone organique (mg C.g soil⁻¹) de la fraction fine (< 2 mm) pour la profondeur considérée i

BDfine_i = la masse de la terre fine par volume de terre fine pour la profondeur considérée i (g terre fine.cm⁻³,
terre fine = (masse de sol sec [g] – masse des fragments grossiers minéraux [g]) / (volume de l'échantillon de sol [cm³] – volume des fragments grossiers minéraux [cm³])

vG_i = la quantité volumique des fragments grossiers minéraux pour la profondeur considérée i

t_i = l'épaisseur (en cm), pour la profondeur considérée i

0.1 = le facteur de conversion des mg C.cm⁻² en Mg C.ha⁻¹

Le calcul va dépendre également de la manière dont la densité apparente (D_a) est mesurée ou estimée (voir plus bas). La FAO (2019a) recommande ainsi de mesurer la concentration en C organique sur le même échantillon que celui sur lequel la D_a est mesurée. Les méthodes de mesure directes sont privilégiées, en particulier la méthode par prélèvement de cylindre de sol non perturbé ou la méthode par excavation. La méthode sur agrégats (*clod method*) n'est pas conseillée.

Aucune gamme de valeurs et aucun seuil n'est proposé car les stocks de carbone dépendent de nombreux facteurs. De plus, la définition d'un stock optimal de carbone organique dans le sol est délicate car, même s'il était théoriquement possible de l'envisager, il serait site-dépendant, mais aussi probablement fonction-dépendant. (European Environment Agency, 2023). L'ensemble des préconisations de la FAO pour les protocoles d'échantillonnage, méthodes d'analyses, calculs de stocks et monitoring sont regroupés dans le document « *A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes – GSOC-MRV Protocol* » (FAO, 2020).

• *Calculs via l'outil ALDO*

L'outil ALDO (voir Chapitre 15), développé par l'ADEME⁵², permet une première estimation de la séquestration de carbone dans les sols et la biomasse pour aider les territoires à intégrer la séquestration de carbone dans leur diagnostic. Toute variation négative ou positive de ces stocks, même relativement faible, peut jouer un rôle face au changement climatique en influant sur les émissions de gaz à effet de serre ou en facilitant le stockage de l'eau et des nutriments ainsi que la réserve de biodiversité qui permettent d'abaisser les températures localement via le phénomène d'évapotranspiration. Évaluer la fonction de réservoir de carbone se révèle donc très intéressant et complémentaire de la mesure des concentrations. L'outil permet de calculer les stocks et flux pour les sols uniquement (litière incluse) ou bien pour l'ensemble de l'écosystème (sol + biomasse aérienne), mais ne prend en compte que les 30 premiers centimètres du sol. Or, comme indiqué précédemment, jusqu'à 50% du carbone du sol est stocké en dessous de 30 cm (Antony *et al.*, 2022).

Toutes les valeurs moyennes de stocks de carbone et flux de référence à l'hectare sont calculées à l'échelle de vastes domaines géographiques : les grandes régions écologiques pour la biomasse forestière et les régions pédoclimatiques pour les stocks de carbone dans les sols. Si la moyenne est significative et statistiquement valide à ces échelles de vastes domaines géographiques, elle peut masquer des situations locales hétérogènes. Les stocks et les flux de carbone à l'hectare peuvent ne pas être statistiquement valides à l'échelle de la commune ou des EPCI. Les classes du Tableau 10-32 ont été proposées dans le cadre du projet MUSE (Branchu *et al.*, 2022) pour des collectivités territoriales françaises.

⁵² <https://docs.datagir.ademe.fr/documentation-aldo/introduction/aldo-quest-ce-que-cest>

| Classes (tC/ha) | Indice stock de carbone | Signification |
|-----------------|-------------------------|---------------|
| ≤45 | 1 | très faible |
|]45;55] | 2 | faible |
|]55;65] | 3 | moyen |
|]65;75] | 4 | élevé |
| >75 | 5 | très élevé |

Tableau 10-32. Classes de stocks de carbone proposées dans le cadre du projet MUSE (Branchu et al., 2022) pour les résultats issus des calculs avec l'outil ALDO (sans inclusion de la végétation, mais avec inclusion de la litière).

4.8. Rapport carbone/argile

■ Présentation du paramètre

La teneur en argile est un facteur clé pour la protection du carbone organique du sol, via l'adsorption de ce dernier sur les surfaces minérales et dans les agrégats du sol. Il a été montré que dans le cas d'une gestion et d'apports constants de matière organique, les sols tendent vers une teneur en COS qui est fonction de la teneur en argile (Hassink, 1997 ; Hassink et Whitmore, 1997 ; Six *et al.*, 2002 ; Stewart *et al.*, 2007). Dexter *et al.* (2008) ont constaté que les propriétés physiques du sol (densité apparente, caractéristiques de rétention d'eau et dispersibilité de l'argile) pouvaient être mieux expliquées par le rapport des teneurs en COS sur les teneurs en argile plutôt que par leur teneur totale en carbone organique. Ces résultats ont ensuite été confirmés par de Jonge *et al.* (2009), Schjonning *et al.* (2012) et Jensen *et al.* (2019). Johannes *et al.* (2017) ont développé l'approche et, dans une analyse des sols suisses, ont défini des seuils COS/argile de 1/8, 1/10 et 1/13 comme limites entre « très bon », « bon », « suggère une amélioration » et « mauvais » niveaux d'état de la structure du sol. Prout *et al.* (2021) ont appliqué avec succès ces limites à un jeu de données plus étendu, constitué des sols de l'inventaire des sols d'Angleterre et du Pays de Galles (*National Soil Inventory*, NSI). Prout *et al.* (2022) ont par ailleurs trouvé que ce ratio rendait mieux compte des changements d'occupation du sol que les teneurs en carbone organique seules pour l'horizon de surface de 1418 sites agricoles et forestiers du NSI. Cependant, Rabot *et al.* (2024) ont une vision critique sur l'utilisation du rapport C/argile : ils observent une mauvaise corrélation entre cet indicateur et la stabilité structurale et la densité apparente d'échantillons du RMQS et insistent sur la nécessité d'utiliser des correctifs dans le cas des sols français, tandis que Poeplau et Don (2023) suggèrent d'utiliser plutôt le rapport COS/COS_{exp} (attendu) avec $COS_{exp} = \text{argile} \times 0.0288 + 13.674$, calculé à partir des sols de l'Inventaire des Sols Agricoles Allemands (Poeplau *et al.*, 2020) et donnant des résultats plus conformes à la réalité de terrain.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Bünemann *et al.* (2018) ne le mentionnent pas dans les paramètres les plus utilisés et il n'est pas non plus listé dans la base de données exhaustive du projet iSQAPER dont est issue la revue de littérature de ces auteurs. Ce rapport est débattu depuis quelques années, mais aucune de nos références (ENVIASSO, SIREN, SML ou le *Soil Quality Committee* de la SSSA), ne le mentionne. Les 32 articles analysés ne l'utilisent pas non plus dans le cadre de leur évaluation de la qualité/santé des sols. La proposition d'utilisation ayant émergé récemment (2017), il est possible que son intérêt n'ait pas été perçu par nos références plus anciennes. Son utilisation nécessite sans aucun doute plus de validation, voire d'adaptation, ce qui peut être aussi à l'origine de son usage restreint.

■ Méthodes de mesure et limites (seuils)

S'agissant d'un rapport, il ne sera pas fait mention des méthodes de mesure du carbone organique, ni de la teneur en argile (se référer aux paragraphes les concernant). Les auteurs ayant traité de ce rapport (Johannes *et al.*, 2017 ; Prout *et al.*, 2021 ; puis Prout *et al.*, 2022) s'accordent pour proposer les seuils suivants, hors histosols, et pour les climats tempérés : 1/8, 1/10 et 1/13 (Figure 10-28, Tableau 10-33). Prout *et al.* (2021) indiquent cependant une certaine dépendance de ce rapport au climat (observé pour les sols d'Angleterre et du Pays de Galles) avec une tendance à avoir des rapports plus bas en climat plus sec, et Poeplau et Don (2023) indiquent que ce rapport ne rend pas compte de la qualité des Chernozems présents en Allemagne. On peut donc s'attendre à devoir adapter ces rapports s'ils sont pris en compte en Europe ou même en France métropolitaine et non métropolitaine.

Dans sa version de mars 2024⁵³, la proposition de directive *Soil monitoring and resilience* fixe ainsi le rapport carbone organique/argile : ce rapport doit être supérieur à 1/13 et il est nécessaire d'appliquer à ces rapports des facteurs correctifs si des types de sol ou des conditions climatiques spécifiques le justifient, et en lien avec la stabilité structurale.

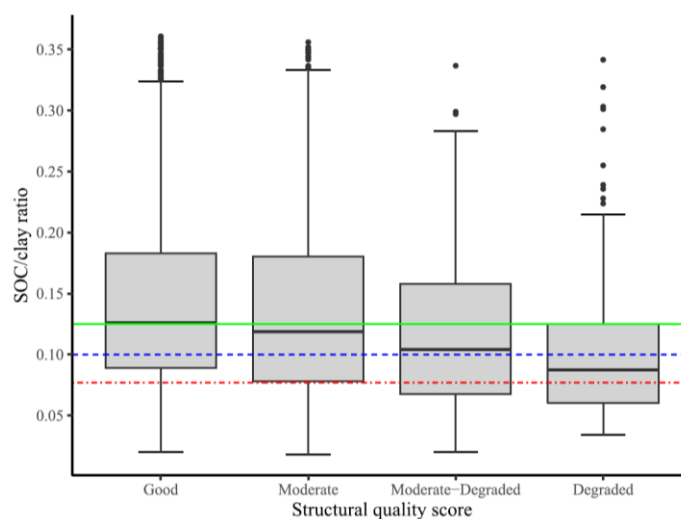


Figure 10-28. Distribution du rapport SOC/argile (SOC/clay ratio) pour chaque qualité de structure (tiré de Prout et al., 2021)
 Les lignes horizontales représentent les seuils de SOC/argile suivants : ligne continue = 1/8, ligne tirée = 1/10, ligne pointillée = 1/13.
 Les nombres d'échantillons de chaque groupe étaient respectivement de n = 2250, 1111, 229 et 208 pour les niveaux bon (good), modéré (moderate), modérément dégradé (moderate degraded) et dégradé (degraded).

Tableau 10-33. Gammas de valeurs d'existence – Valeurs seuils acceptables pour les sols en fonction de leur texture et du rapport Corg/argile associé. Tiré du rapport de l'EEA (European Environment Agency, 2023).

| Soil group | Clay/fine silt (%) | Körschens et al. (1998) | | BMLFUW (2017) Minimum SOC threshold | SOC/clay ratio | | |
|----------------------|--------------------|-------------------------|-------------|-------------------------------------|---|--|--|
| | | Sandy soils | Loamy soils | | 1/8 (optimum for good structural quality) | 1/10 (minimum desired SOC level for farmers) | 1/13 (structural soil quality is unacceptable) |
| Light (<15% clay) | 4-7 | <0.6 | - | 1.2 | <1.9 | <1.5 | <1.2 |
| | 8-14 | 0.6-0.9 | 0.8-0.9 | | | | |
| Medium (15-25% clay) | 15-22 | 0.9-1.2 | 1.0-1.3 | 1.5 | 1.9-3.1 | 1.5-2.5 | 1.2-1.9 |
| | 23-25 | 1.3-1.6 | 1.3-1.5 | | | | |
| Heavy (>25% clay) | 25-32 | - | 1.5-1.7 | 1.7 | >3.1 | >2.5 | >1.9 |
| | >32 | - | 1.7-2.0 | | | | |

4.9. Éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) totaux

■ Description du paramètre

Comme pour les autres éléments majeurs, les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) préexistent dans le sol (bruit de fond biogéochimique) car ils sont issus du matériau parental et redistribués dans le profil de sol via les cycles biogéochimiques. Ils deviennent problématiques lorsqu'ils dépassent certains seuils induisant des pollutions des milieux et des effets négatifs sur le biote, les masses d'eau et la chaîne alimentaire via des transferts, mais également sur la fertilité du sol lui-même. Ils sont alors vus comme des polluants qu'il faut mesurer de manière extensive soit parce qu'ils produisent des effets significatifs, soit afin de vérifier la compatibilité du sol avec des

⁵³ Council of the European Union 19 mars 2024, Interinstitutional File: 2023/0232(COD)

réglementations nationales et, en particulier, avec les usages des sols. A noter que, selon le contexte et/ou les concentrations, la contamination peut être considérée comme une contrainte majeure et donc un facteur rédhibitoire, par exemple pour le potentiel agronomique, ou bien comme une « dégradation » qui viendrait minorer la qualité du sol. Lorsque les ETMM sont pris en compte, leurs concentrations totales sont mesurées systématiquement, mais les fractions mobiles/biodisponibles/accessibles peuvent également faire l'objet de quantification, selon la problématique (cf. Section 4.10). Contrairement à d'autres paramètres, les ETMM sont analysés dans tous les sols et pour toutes les occupations de sols.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Bünemann *et al.* (2018) notent que les « métaux lourds » sont pris en compte dans seulement 20% des articles. Notre revue complémentaire ne donne pas de résultats très différents, avec assez peu d'inclusion des polluants dans les indicateurs. Cela peut paraître peu au regard de l'importance accordée dans la littérature aux polluants inorganiques. Cependant, les requêtes bibliographiques avaient circonscrit le champ des recherches aux articles utilisant des paramètres ou indicateurs pour évaluer la qualité des sols via des indicateurs complexes. Or la pollution est très peu incluse dans des indices car elle est très souvent évaluée séparément, au travers du prisme d'une réglementation. Ainsi, il existe une forte polarité des articles en fonction des pays, en particulier entre les articles issus de pays ayant mené des recensements systématiques de la pollution des sols et/ou ayant une réglementation fixant des seuils (Chine, Allemagne, Suisse...) (Liu *et al.*, 2023) et les articles traitant des ETMM en tant qu'oligoéléments. Par exemple, en 1999 la Chine a déployé un programme national intitulé « inventaire géochimique général à l'échelle régionale » (« *Multi-purpose Regional Geochemical Survey* ») qui, dès 2011, couvrait 1,65 M km², surtout de terres agricoles et de zones urbaines (Yang *et al.*, 2014b).

Les projets ENVASSO et SIREN recommandent la mesure des concentrations totales de certains ETMM et la proposition de SML les inclut également dans leur liste à suivre au niveau des Etats membres. Les éléments considérés ne sont pas tous les mêmes (cf. Chapitre 7, Tableau 7-1). L'European Environment Agency (2023) propose des valeurs contextualisées pour Cu, Cd, Pb et Zn, mais cible en plus As, Hg, Ni, Cr dans le cadre de la mise en place d'une base de données globale. L'analyse des ETMM totaux fait partie des indicateurs pour le suivi des sols au niveau I (European Environment Agency, 2023). Enfin, l'objectif étant souvent de limiter les risques pour l'homme et les transferts vers les autres compartiments de l'écosystème, y compris la chaîne alimentaire, il faut envisager l'utilisation de modèles de transfert ou d'exposition (European Environment Agency, 2023). Cet aspect ne sera pas traité ici.

■ Méthodes d'extraction et de mesure

Les méthodes d'extraction pour les éléments totaux. Les méthodes de mesure dans les solutions obtenues suivent aussi des normes ISO et sont faites essentiellement par spectroscopie d'absorption atomique, spectrométrie de masse avec plasma induit par haute fréquence (ICP-MS : ISO/TS 16965:2013) ou spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-AES : ISO 22036:2008) ou ICP-OES (Tableau 10-A2 en Annexe).

Plusieurs méthodes sont couramment utilisées pour l'extraction des ETMM totaux ou pseudo-totaux (Tableau 10-A2 en Annexe).

Les analyses totales impliquent la dissolution de la matrice silicatée et l'utilisation d'acide fluorhydrique (HF) en mélange ou une fusion alcaline avant analyse des éléments en solution. La première méthode requiert une adaptation si on veut mesurer le silicium, tandis que la seconde nécessite un équipement particulier afin de permettre la fusion. Les deux options, à savoir le mélange HF – acide perchlorique (NF ISO 14869-1 ; SA12A) et la fusion alcaline (ISO 14869-2:2002 ; SA12B) sont listées par le GEMAS et le ICP Forests.

Cependant, étant donné la dangerosité de l'acide fluorhydrique, de nombreux pays ont interdit son utilisation. La méthode alternative la plus utilisée pour la mesure des concentrations pseudo-totales en éléments est l'eau régale, mélange d'acides chlorhydrique et nitrique dans un ratio de 1:3, à chaud, utilisés dans un système à reflux. Elle fait partie des méthodes listées par le GEMAS, la FAO et l'ICP Forests (NF ISO 11466 ; GLOSOLAN-SOP-19 ; SA11).

Des méthodes alternatives sont utilisées impliquant l'ajout de H₂O₂ et l'utilisation de systèmes à micro-ondes. Des méthodes d'extraction avec des acides simples et plus dilués existent également (ISO 17586:2016), mais n'ont pas été retenues par le GEMAS, la FAO et l'ICP Forests. *A contrario*, afin de permettre des analyses de routine, la Suisse préconise dans sa réglementation (OSol, 1998)⁵⁴, l'utilisation de HNO₃ 2M. L'extraction est censée solubiliser de préférence les ETMM issus de sources anthropiques.

En dehors de la fusion totale ou de l'extraction avec HF, le pourcentage extrait du total dépend donc de la méthode et du sol considérés.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils - Réglementations

• *Valeurs individuelles*

La plupart des directives ou normes nationales et internationales concernant les ETMM dans le sol sont basées sur la **concentration totale**. La concentration totale reflète à la fois les origines géologiques et les apports anthropiques d'ETMM dans le sol. Compte tenu de l'effet du pH et du redox du sol sur la solubilité des ETMM, certains pays appliquent des seuils différents pour les concentrations totales selon le pH du sol

Les valeurs de **bruit de fond pédogéochimique** (Baize, 2009) sont souvent utilisées pour définir des lignes de base. Une brève description des valeurs de fond peut être trouvée dans la norme ISO 19258 (les percentiles des distributions d'échantillons) (ENVASSO). Les valeurs de référence spécifiées pour différentes utilisations des terres peuvent être dérivées de données sur les sols se référant à une grille systématique (par exemple, calcul du 85^e ou 90^e percentile d'un ensemble de données harmonisées) (Umweltbundesamt, 2004). Elles doivent donc être adaptées au contexte environnemental (géologie, pédogénèse, occupation du sol) (Baize et Sterckeman, 2001), et l'on note effectivement des évolutions des valeurs de bruit de fond au cours du temps (voir par exemple les modifications de l'ordonnance suisse sur les sols (OSol, 1998⁵⁵) à la suite des résultats du réseau national sur les sols NABO (OFEFP, 2001⁵⁶).

Il n'existe pas pour le moment de **référentiel** de contamination des sols uniformisé au niveau européen, qu'ils soient urbains, agricoles ou forestiers. En ce qui concerne la France et l'EU, les seuls seuils concernent les sols recevant des boues d'épuration (2^e colonne du Tableau 10-33) (Directive 86/278/CEE)⁵⁷. Pour l'Europe, il s'agit de gammes de valeurs encadrant les valeurs-seuils adoptées dans les différents pays (Tableau 10-34). Certains pays proposent ainsi des valeurs différenciées selon le pH et l'occupation du sol (Espagne, Allemagne, Royaume-Uni ; Adriano, 2001). La Chine définit la concentration totale acceptable selon le pH du sol et l'utilisation des terres. Par exemple, pour Cr la norme dans les hautes terres était de 200, 250 et 300 mg.kg⁻¹, lorsque le pH du sol était respectivement <6,5, 6,6-7,5 et >7,5, et cette norme était de respectivement 250 et 200 mg.kg⁻¹, dans les rizières et les plateaux (pH 6,6-7,5) (Xin *et al.*, 2022). Ces valeurs-seuils ne peuvent donc pas être véritablement comparées à d'autres normes réglementaires (Suisse, Allemagne, Pays-Bas, Chine) définissant le seuil maximal de bruit de fond (significativement plus bas) et des seuils d'investigation et d'intervention dans le cas de sols contaminés. La norme NF EN ISO 19258 donnant les lignes directrices concernant les principes et les principales méthodes de détermination des valeurs de fond relatives aux substances minérales et organiques présentes dans les sols, à l'échelle locale/régionale, pourrait aider à l'harmonisation des valeurs.

• *Les indices synthétiques de concentrations, facteurs de concentration*

Une spécificité des ETMM est qu'ils sont nombreux, mais sont considérés comme un paramètre parce qu'ils induisent des effets similaires ou cumulatifs. Des indicateurs simples ont donc été développés pour rendre compte de manière synthétique du niveau de contamination (concentration absolue) ou du degré de contamination relative (concentration relative).

⁵⁴ OSol, 1998. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols. Collection of Swiss Federal Legislation SR 814.12.

⁵⁵ OSol, 1998. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols. Collection of Swiss Federal Legislation SR 814.12.

⁵⁶ Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage (OFEFP) (2001). Commentaires concernant l'ordonnance du 1er juillet 1998 sur les atteintes portées aux sols (OSol), 46p.

⁵⁷ Directive 86/278/CEE du Conseil du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture 01986L0278 — FR — 01.01.2022 — 006.001

Pour ce faire, des indicateurs simples ont été spécifiquement développés afin d'estimer uniquement le degré de contamination d'un sol. Pour cette approche également, il peut être considéré soit un unique élément soit plusieurs éléments à la fois. Les niveaux de concentration mesurés dans les différents échantillons sont ainsi synthétisés via des calculs de facteur d'enrichissement par élément (Austruy *et al.*, 2016 ; Loska et Wiechula, 2003 ; Zonta *et al.*, 1994). Par exemple, le facteur d'enrichissement (FE) permet d'identifier les contaminations anthropiques par rapport aux teneurs naturelles mesurées dans les horizons profonds lesquelles sont héritées de l'altération du matériau parental (Redon *et al.*, 2013). Il est calculé en utilisant un élément présentant une concentration relativement constante avec la profondeur en milieu naturel et dans de nombreux sols (Sterckeman *et al.*, 2012), comme l'aluminium. Lorsque FE est supérieur à 2, l'apport d'éléments d'origine anthropique est considéré comme significatif. Ce calcul a été utilisé pour identifier le degré de contamination des sols à l'Est de l'Etang de Berre (Bouches-du-Rhône) (Austruy *et al.*, 2016).

L'indice de géoaccumulation I_{geo} (Müller, 1979 ; Salomons et Förstner, 1984) a également été utilisé avec,

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{c_n}{1.5 \cdot B_n} \right)$$

où c_n est la concentration d'un métal mesuré, B_n est la concentration de ce métal dans la croûte terrestre (Turekian et Wedepohl, 1961). La constante de 1,5 est utilisée pour prendre en compte des variations possibles de la valeur de référence. Les valeurs de I_{geo} permettent de classer les sols par niveau de pollution par élément chimique : « 0 = *practically unpolluted*; 0-1 = *unpolluted to moderately polluted*; 1-2 = *moderately polluted*; 2-3 = *moderate to strongly polluted*; 3-4 = *strongly polluted*; 4-5 = *strongly to very strongly polluted* and >5 = *very strongly polluted* ».

Enfin, pour caractériser une charge polluante globale, de nombreux auteurs sont allés plus loin et utilisent l'« indice de charge polluante » (Tomlinson *et al.*, 1980). Il est défini à partir du facteur de concentration (CF) de chaque métal mesuré, c_i en prenant une teneur de référence pour cet élément (c_{bi}), puis en sommant ces différents facteurs suivant la formule ci-dessous.

$$CF = c_i / c_{bi}$$

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n}$$

De la même façon, des classes de niveaux de pollution sont définies. Liu *et al.* (2016) proposent les classes suivantes : « *class I* ($PLI \leq 1$), *non-pollution* ; *class II* ($1 < PLI \leq 2$), *slight pollution* ; *class III* ($2 < PLI \leq 3$), *moderate pollution* ; and *class IV* ($PLI > 3$), *heavy pollution* ». Ces calculs nécessitent pour chaque élément, de se référer à des fonds géochimiques. Les références sont variables et se partagent entre des valeurs prises dans la littérature et des valeurs nationales ou plus locales. Certains articles font référence à des seuils réglementaires existant dans les pays respectifs ou à l'échelle européenne ou internationale.

Pour les sols issus de mines métallifères, le « *Pollution Index* » (PI) défini par Chung *et al.* (2005) est calculé différemment de celui présenté ci-dessus pour les sols urbains, et il est défini de la manière suivante :

$$PI = \sum (\text{Metal concentration in soil} / \text{Permissible level in soil}) / \text{Number of metals}$$

Quand PI est supérieur à 1, alors les concentrations en métaux sont au-dessus des niveaux permis ; en dessous de 1, l'indice indique des niveaux en métaux en dessous des valeurs standard choisies.

Ces différentes approches mettent en avant un manque de consensus sur la manière d'appréhender la pollution multimétallique. La manière dont les valeurs individuelles sont agrégées indique aussi la difficulté à évaluer l'effet d'une pollution multiple sur les sols et leur environnement.

Il faut remarquer que ces indices agrégés ont très souvent été appliqués à des milieux spécifiques (sols urbains ou sols de zones minières), mais a priori rien ne s'oppose à ce qu'ils soient utilisés et testés plus largement, voire croisés afin d'évaluer le degré de similarité de leurs résultats. Enfin, lorsque les auteurs étudient les possibilités et l'efficacité d'une remédiation, alors les références deviennent les caractéristiques des sols initiaux qui sont comparées à celles des sols remédiés.

- *Situation en France*

En France, il n'existe que la directive de 1986 qui fixe des seuils pour les sols recevant des boues d'épuration et pour quelques éléments (tableau 10-34).

Tableau 10-34. *Seuils pour les concentrations ETMM dans les sols selon différentes réglementations/recommandations de pays européens. Modifié et complété du rapport du projet ENVASSO (Huber et al., 2008)*

| | décret n° 97-1133 du 08/12/97 ¹ | 86/278/EEC (ENV.E.3/LM) (2000) ² | | | BioAbV (1998) ³ , BBodSchV (1999) ⁴ (BRD) | | | AbKlärV (1992) ⁵ (BRD) | Eikmann /Kloke (1993) ⁶ | Leidraad Bodemsanering (1998) ⁷ (NL) | VBo (1998) - Richtw. ⁸ (CH) | Klär ⁹ (AU) |
|-----------|--|---|--------|------|---|-----|-----|-----------------------------------|------------------------------------|---|--|------------------------|
| | | 5<pH<6 | 6<pH<7 | pH>7 | T | L | S | | BWI | | | |
| Cd | 2 | 0,5 | 1 | 1,5 | 1,5 | 1 | 0,4 | (1)-1,5 | 1 | 0,8 | 0,8 | 0,5-2 |
| Pb | 100 | 70 | 70 | 100 | 100 | 70 | 40 | 100 | 100 | 85 | 50 | 50-100 |
| Cr | 150 | 30 | 60 | 100 | 100 | 60 | 30 | 100 | 50 | 100 | 50 | 50-100 |
| Cu | 100 | 20 | 50 | 100 | 100 | 40 | 20 | 60 | 50 | 36 | 40 | 40-100 |
| Hg | 1 | 0,1 | 0,5 | 1 | 1 | 0,5 | 0,1 | 1 | 0,5 | 0,3 | 0,5 | 0,2-2 |
| Ni | 50 | 15 | 50 | 70 | 70 | 50 | 15 | 50 | 40 | 35 | 50 | 30-70 |
| Zn | 300 | 60 | 150 | 200 | 200 | 150 | 60 | (150)-200 | 150 | 140 | 150 | 100-300 |

¹ France : Arrêté du 08/01/98 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées

² Europe : Directive européenne pour les sols recevant des boues d'épuration en agriculture. Document du 04/2000

^{3 & 4} Allemagne : directive sur les déchets organiques et directive sur la protection des sols utilisant le même seuil de précaution pour les sols.

⁵ Allemagne : directive sur les boues de station d'épuration : entre parenthèses les seuils pour les sols avec <5% argile ou 5<pH<6

⁶ Concept de Eikmann et Kloke : valeurs d'orientation ; BWI=seuil pour une utilisation multifonctionnelle des sols

⁷ Pays-Bas : valeurs guides pour l'évaluation et la remédiation des sols, teneurs selon la teneur en argile et en matière organique (sol standard : 25% argile et 10% MO)

⁸ Suisse : valeurs indicatives pour les concentrations totales (extraction HNO₃ 2M)

⁹ Autriche : valeurs -guides et seuils : gammes selon 6 différentes directives (différentes provinces autrichiennes)

¹⁰ classes allemandes de texture : T=argileux, L=limoneux et S=sableux.

Ainsi pour la France, des approches complémentaires peuvent être envisagées pour avancer sur ce sujet (MUSE, 2021 ; Branchu *et al.*, 2022) :

- Evaluer le niveau de contamination par rapport à un fond pédogéochimique national ou local pour vérifier l'existence éventuelle d'anomalies naturelles ou d'origine anthropique ;
- Evaluer la présence de sources potentielles de contamination liées aux activités anthropiques. Ceci est particulièrement utile en milieu urbain ;
- En milieu rural, il est possible de s'appuyer sur le fond pédogéochimique issu des travaux du RMQS. Le Tableau 10-35 donne les valeurs obtenues pour le réseau RMQS avec le calcul de la 3^e vibrisse qui identifie le seuil des valeurs anormales. Mais ces informations ne sont pas présentes dans les données des Référentiels Régionaux Pédologiques. Villanneau *et al.* (2008) ont ainsi proposé des valeurs « habituelles » sur la base des mesures faites dans le cadre du RMQS. Ils ont effectué le même calcul pour la base de données ANADEME de Baize *et al.* (2007) (analyses de sols avant épandage de boues de stations d'épuration). D'autres bases de données relatives aux teneurs totales et pseudo-totales en ETMM dans les sols existent en France : ASPITET (Baize, 2000b), le référentiel pédogéochimique du Nord Pas-de-Calais (267 sites sous agriculture ou sous forêt analysés en surface et en profondeur dans le Nord-Pas-de-Calais) et le programme Nicosia (3900 sites sous agriculture et sous forêt analysés en surface en Nord-Pas de Calais) (Baize *et al.*, 2010 ; Sterckeman *et al.*, 2012). Elles pourraient être utilisées afin d'établir des seuils d'anomalies plus locaux ;
- En zone urbaine, une base de données est progressivement constituée par le BRGM pour compiler les données sur les sols urbains (BDSolU : <https://www.bdsolu.fr/>) et proposer des référentiels locaux de fond pédogéochimique anthropisé (intégrant les contaminations diffuses liées aux activités anthropiques historiques et récentes). Elle est pour l'instant relativement sommaire. Joimel *et al.* (2016) ont distingué, parmi les valeurs du RMQS, les concentrations totales mesurées dans les potagers urbains et les *soils of urban, industrial, traffic, mining and military areas* (SUITMA), et offrent ainsi des gammes de valeurs pour les milieux anthropisés.

Il reste à initier une dynamique générale permettant la compilation des données portant sur les ETMM dans les sols de toute occupation.

Tableau 10-35. Gammes de valeurs des concentrations en différents ETMM observées dans le réseau français du RMQS, avec n=2144 (tiré de Saby et al., 2019). Pour le nombre de points par occupation, se référer à la Figure 10-23 (effectifs). Minéralisation effectuée avec HF-HClO₄ selon la norme NF X 31-147; moyenne = moyenne arithmétique.

| As | | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 | Cd | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 |
|----|---|---------|---------|---------|---------|------------|------|---------|---------|---------|---------|------------|
| | | | | | | | | | | | | |
| | 0-30 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | 0,61 | 249 | 11,5 | 15,6 | 42,9 | 0,04 | 4,06 | 0,23 | 0,32 | 0,97 | |
| | Surfaces toujours en herbe | 2,23 | 209 | 13,4 | 20,0 | 63,4 | 0,01 | 5,53 | 0,19 | 0,29 | 0,80 | |
| | Surfaces boisées | 0,39 | 147 | 11,2 | 18,2 | 64,5 | 0,01 | 4,10 | 0,14 | 0,28 | 1,02 | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | 3,67 | 75,7 | 13,9 | 16,7 | 42,3 | 0,04 | 0,78 | 0,19 | 0,23 | 0,57 | |
| | Toutes Occupations Confondues | 0,39 | 412 | 12 | 17,7 | 53,8 | 0,01 | 5,53 | 0,20 | 0,30 | 0,95 | |
| | 30-50 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | - | - | - | - | - | 0,01 | 3,03 | 0,14 | 0,19 | 0,62 | |
| | Surfaces toujours en herbe | - | - | - | - | - | 0,01 | 6,40 | 0,11 | 0,16 | 0,49 | |
| | Surfaces boisées | - | - | - | - | - | 0,01 | 6,01 | 0,07 | 0,17 | 0,62 | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | - | - | - | - | - | 0,02 | 0,53 | 0,15 | 0,17 | 0,42 | |
| | Toutes Occupations Confondues | - | - | - | - | - | 0,01 | 6,40 | 0,11 | 0,18 | 0,61 | |
| Co | Co | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 | Cr | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 |
| | | | | | | | | | | | | |
| | 0-30 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | 0,5 | 100 | 8,8 | 10,3 | 32,1 | 4,3 | 3780 | 56,5 | 60,7 | 138 | |
| | Surfaces toujours en herbe | 0,5 | 89 | 10,3 | 12,3 | 38,8 | 8,4 | 590 | 55,6 | 63,8 | 170 | |
| | Surfaces boisées | 0,5 | 112 | 8,2 | 9,8 | 44,4 | 1,0 | 2690 | 48,6 | 56,6 | 179 | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | 2,1 | 28 | 8,7 | 10,0 | 25,4 | 17,8 | 117 | 46,4 | 48,2 | 98,2 | |
| | Toutes Occupations Confondues | 0,5 | 112 | 9,0 | 10,6 | 37,3 | 1,0 | 3780 | 53,2 | 59,6 | 173 | |
| | 30-50 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | 0,5 | 137 | 10,0 | 11,1 | 33,0 | 3,7 | 3230 | 51,8 | 58,8 | 137 | |
| | Surfaces toujours en herbe | 1,6 | 73 | 11,4 | 13,3 | 41,2 | 11,0 | 570 | 54,5 | 65,1 | 162 | |
| | Surfaces boisées | 0,5 | 101 | 8,3 | 10,3 | 42,7 | 2,24 | 1510 | 46,8 | 55,0 | 195 | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | 2,2 | 28 | 8,9 | 10,1 | 20,2 | 17,4 | 101 | 43,7 | 48,7 | 101 | |
| | Toutes Occupations Confondues | 0,5 | 137 | 9,9 | 11,3 | 38,6 | 2,24 | 3230 | 51,3 | 58,8 | 164 | |
| Cu | | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 | Hg | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 |
| | | | | | | | | | | | | |
| | 0-30 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | 2,6 | 508 | 14,1 | 20,5 | 54,3 | 0,01 | 1,60 | 0,04 | 0,05 | 0,11 | |
| | Surfaces toujours en herbe | 2,6 | 268 | 15,9 | 20,8 | 66,6 | 0,01 | 0,80 | 0,04 | 0,05 | 0,13 | |
| | Surfaces boisées | 0,5 | 135 | 10,4 | 14,4 | 55,8 | 0,00 | 0,73 | 0,05 | 0,06 | 0,19 | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | 11,3 | 491 | 61,5 | 74,5 | 198 | 0,02 | 0,20 | 0,03 | 0,05 | 0,15 | |
| | Toutes Occupations Confondues | 0,5 | 508 | 13,9 | 20,1 | 62,0 | 0,00 | 1,60 | 0,04 | 0,05 | 0,15 | |
| | 30-50 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | 0,5 | 105 | 12,6 | 15,5 | 47,7 | - | - | - | - | - | |
| | Surfaces toujours en herbe | 2,6 | 65 | 13,8 | 17,2 | 58,7 | - | - | - | - | - | |
| | Surfaces boisées | 0,5 | 128 | 8,9 | 13,0 | 54,4 | - | - | - | - | - | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | 5,2 | 524 | 45,6 | 62,1 | 144 | - | - | - | - | - | |
| | Toutes Occupations Confondues | 0,5 | 524 | 12,4 | 16,5 | 56,8 | - | - | - | - | - | |
| Ni | | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 | Pb | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 |
| | | | | | | | | | | | | |
| | 0-30 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | 0,5 | 1530 | 19,3 | 24,1 | 73,5 | 5,13 | 392 | 25,2 | 29,4 | 72,5 | |
| | Surfaces toujours en herbe | 2,6 | 264 | 20,8 | 28,9 | 97,6 | 8,67 | 624 | 31,4 | 36,8 | 92,3 | |
| | Surfaces boisées | 0,5 | 1250 | 17,1 | 27,2 | 110 | 3,06 | 261 | 28,7 | 33,4 | 91,6 | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | 5,3 | 107 | 21,0 | 25,0 | 58,1 | 12,4 | 88 | 28,2 | 31,4 | 87,6 | |
| | Toutes Occupations Confondues | 0,5 | 1530 | 19,3 | 26,2 | 90,6 | 3,06 | 624 | 27,8 | 32,6 | 86,3 | |
| | 30-50 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | 0,5 | 2730 | 21,7 | 28,1 | 74,4 | 3,33 | 194 | 22,0 | 24,5 | 59,6 | |
| | Surfaces toujours en herbe | 3,1 | 254 | 22,7 | 30,0 | 94,1 | 6,58 | 295 | 24,8 | 30,6 | 86,5 | |
| | Surfaces boisées | 0,5 | 1130 | 16,9 | 27,3 | 100,0 | 1,75 | 342 | 22,4 | 25,9 | 74,1 | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | 5,9 | 73 | 21,1 | 23,7 | 48,1 | 11,1 | 61 | 26,4 | 28,0 | 60,7 | |
| | Toutes Occupations Confondues | 0,5 | 2730 | 20,7 | 28,1 | 86,9 | 1,75 | 342 | 23,0 | 26,6 | 68,6 | |
| Ti | | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 | Zn | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrissé 3 |
| | | | | | | | | | | | | |
| | 0-30 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | 0,06 | 3,96 | 0,50 | 0,60 | 1,50 | 10,5 | 1080 | 59,25 | 69,6 | 189 | |
| | Surfaces toujours en herbe | 0,10 | 16,80 | 0,61 | 0,82 | 2,30 | 12,5 | 1231 | 73,2 | 85,0 | 261 | |
| | Surfaces boisées | 0,01 | 6,17 | 0,58 | 0,69 | 2,23 | 2,5 | 821 | 61,4 | 73,6 | 280 | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | 0,25 | 1,64 | 0,55 | 0,61 | 1,62 | 30,2 | 193 | 59,9 | 72,2 | 155 | |
| | Toutes Occupations Confondues | 0,01 | 16,80 | 0,54 | 0,68 | 1,96 | 2,5 | 1231 | 63,6 | 74,6 | 223 | |
| | 30-50 cm | | | | | | | | | | | |
| | Successions culturales | 0,06 | 3,95 | 0,53 | 0,61 | 1,57 | 5,2 | 1110 | 56,8 | 65,6 | 175 | |
| | Surfaces toujours en herbe | 0,09 | 6,88 | 0,61 | 0,84 | 2,40 | 12,5 | 845 | 66,1 | 77,0 | 194 | |
| | Surfaces boisées | 0,01 | 5,54 | 0,56 | 0,68 | 2,23 | 2,5 | 1020 | 53,8 | 67,7 | 260 | |
| | Vergers et cultures pérennes arbustives | 0,25 | 1,75 | 0,56 | 0,62 | 1,75 | 24,7 | 147 | 56,7 | 66,0 | 147 | |
| | Toutes Occupations Confondues | 0,01 | 6,88 | 0,56 | 0,68 | 1,91 | 2,5 | 1110 | 58,6 | 68,8 | 206 | |

4.10. Éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) extractibles

■ Description du paramètre

Lorsque les ETMM sont pris en compte dans les publications, leurs concentrations totales sont mesurées systématiquement, mais les fractions mobiles/biodisponibles/accessibles peuvent également faire l'objet de quantification. En effet, le contenu mobile ou biodisponible représente en général moins de 5% du contenu total et, par conséquent, la concentration totale ne permet pas d'évaluer la mobilité réelle des métaux dans les sols. Cependant la mesure n'est pas systématique et dépendra de la problématique et du contexte institutionnel. Dans le cadre d'une recherche de pollution (et de son impact), un large spectre d'ETMM peut être analysé. Mais certains de ces ETMM sont également des oligoéléments (Cu, Zn...) pouvant présenter des carences (surtout dans les sols ayant une vocation de production). Ils sont alors également recherchés et leur disponibilité est dans ce cas mesurée pour évaluer la qualité du sol. Notons ici que l'estimation des ETMM mobiles/biodisponibles/accessibles par modélisation biogéochimique (calcul) ne sera pas traitée.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Bünemann *et al.* (2018) notent que les « métaux lourds » pris en tant que micronutriments, c'est-à-dire sous leur forme disponible, n'apparaissent que dans environ 15% des articles. Il n'est pas fait mention explicitement des fractions disponibles recherchées dans le cas de pollution. Notre revue complémentaire ne donne pas de résultats très différents, mais dans le cas de ces 32 articles, il est essentiellement mentionné les concentrations disponibles en micronutriments (Cu, Zn, Mn, Fe) (voir par exemple : Ma *et al.*, 2020 ; Zahedifar, 2023) et très peu les concentrations totales. Les raisons sont probablement les mêmes que pour les métaux totaux (cf. Section 4.9). Il est possible également que des contraintes analytiques limitent également leur mesure.

Les projets dédiés à l'indication et les cadres institutionnels (cf. Chapitre 7, Tableau 7-1) ne proposent pas leur quantification à l'exception de l'EEA pour laquelle l'analyse des ETMM (bio)disponibles fait partie des indicateurs pour le suivi des sols au niveau II, à la fois dans le cadre de la perte de carbone organique et celui de la pollution et au niveau III pour la perte en éléments nutritifs (European Environment Agency, 2023). Les fractions disponibles ne sont ainsi mentionnées que dans la revue de littérature de Bünemann *et al.* (2018) et la sélection de littérature post 2018.

■ Méthodes d'extraction et de mesure

• *Les ETMM (bio)disponibles*

Les méthodes d'extraction des éléments extractibles (différentes formes) sont présentées ici. Même si les extractions partielles ne sont pas toujours explicitement mentionnées dans les revues de littérature, elles font partie de certaines réglementations et sont susceptibles d'être prises en compte dans le futur. Les méthodes de mesure dans les solutions obtenues suivent aussi des normes ISO et sont faites essentiellement par spectroscopie d'absorption atomique, spectrométrie de masse avec plasma induit par haute fréquence (ICP-MS : ISO/TS 16965:2013) ou spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-AES : ISO 22036:2008) ou ICP-OES (Tableau 10-A2 en Annexe).

Comme synthétisé par Cipullo *et al.* (2018), différentes approches sont proposées pour estimer la fraction labile (biodisponible) des ETMM dans les sols, incluant les résines échangeuses d'ions, la diffusion en film fin (*diffusive gradient in thin films* - DGT), les extractions conventionnelles simples et les extractions séquentielles (Tableau 10-36). Cependant quelle que soit l'approche, il n'existe pas de méthode standard validée à ce jour pour évaluer cette fraction labile. La fraction biodisponible mesurée va donc dépendre de la méthode utilisée. L'idée est de s'approcher le plus possible de la concentration en ions libres de la solution du sol, susceptible d'évaluer le plus précisément la biodisponibilité et la toxicité des métaux dans des sols contaminés (Cipullo *et al.*, 2018).

Tableau 10-36. Méthodes pour la caractérisation de la fraction labile et biodisponible de métaux dans les sols contaminés (tiré de Cipullo et al., 2018).

| Method | Advantages | Disadvantages | Reference | |
|-------------------------------------|---|---|---|--|
| Passive sampler | Passive samplers are relatively low-cost, can be used for in situ measurements (Meneğüoğlu et al., 2017), can achieve low detection limits (Peijnenburg et al., 2014), and allow long-term trends assessments. DGT was found to be a good tool for measuring in situ metal bioavailability in sediments (Ren et al., 2015). DMG is a relevant tool for in situ assessment of environmental risks posed by metals (Perez et al., 2016). Passive sampler measurement can be translated into fugacity models and equilibrium studies to understand chemical potential activity and estimate potential risk (Amiard-Triquet et al., 2015). | Little attention is given to the effects that water chemistry and method of field deployment may have on uptake kinetics (Mills et al., 2014). In some cases require a time-consuming elution step, with acids, in order to retrieve the analyte from the solid sorbent phase (Almeida et al., 2014). DGT and DMT not yet considered suitable for routine analysis due to poor detection limit, time-consuming procedures, and a lack of validation (Brand et al., 2009). Deployment of DGT samplers where nanoparticles are high may result in an overestimation of dissolved metal concentrations (Pham et al., 2015). | Exchange resins Diffusive gradient thin film (DGT) and Donnan membrane technique (DMT) Diffusive Mill-Gels (DMG) | (Cantwell et al., 1982) (Holm et al., 1995) (Lorenz et al., 1997) (Christensen and Christensen, 1999) (Davison and Zhang, 1994) (Agbenin and Welp, 2012) (Koopmans et al., 2008) (Pampura et al., 2006) (Weng et al., 2005) (Perez et al., 2015) (Sauvé et al., 1997) (Zima and van den Berg, 1994) (Davidson and Smyth, 1979) |
| Stripping voltammetry | High sensitivity, high reproducibility, and mainly used for the detection of trace levels of heavy metal ions (Almeida et al., 2014). Found to be suitable for assessment of heavy metals bioavailability to plants (Dyrtrva et al., 2008). | Limitations for on field measurements, sample perturbations due to sample handling and storage (Rurikova and Kudrava, 2006). Adsorption effects of humic and fulvic acids in soil accompanied by the metal complexation can limit the success of this method (Rurikova and Kudrava, 2006). Equilibrium between chelate and soil can take a long time to be attained (Norvell and Lindsay, 1972; Norvell and Lindsay, 1969). The success of the method depend on abundance of metal of interest and the selected competing metal (Workman and Lindsay, 1990). | Anodic (or cathodic) stripping voltammetry | (Xue et al., 1995) |
| Competitive chelation | Method has good sensitivity and can provide reliable estimates of ion activities (Amacher, 1984). | | | |
| Ion exchange | Ion exchange results were comparable to ion selective electrode, and anodic stripping voltammetry (Ge et al., 2005). Simple, cost-effective, relatively easy to use, and applicable to different soil type (Qian and Schoenau, 2002). Possibility of simultaneous multimetal measurement (Weng et al., 2005). | Requires a characterization of the resin adsorption properties (Weng et al., 2005). Soil solution composition need to be considered during speciation analysis (Fotovat and Naidu, 1997). | Cation exchange resin | (Sunda, 1984) (Apte and Batley, 1995) (Qian and Schoenau, 2002) (Ge et al., 2005) |
| Single extraction salt solutions | Single extractions can be used to perform fast screening analysis of the labile pool of elements in soils and sediments (Sakan et al., 2016). Significant positive correlations between the single extractions methods results and lettuce shoot content were obtained for several metals (Pinto et al., 2015). CaCl ₂ extraction has been reported as being a good proxy for bioavailability of metals in soils to plants (Houben et al., 2013) and was correlated with concentrations of potential harmful element in plant (Qasim et al., 2015). Leaching test employing a neutral salt solution (CaCl ₂ or NH ₄ NO ₃) is considered to be sufficient to measure the bioavailable fraction of mobile metals (in particular Cd, Ni, and Zn) (Kim et al., 2015). The single extraction method involving EDTA presented good precision (Sahito et al., 2015). | Chemical extractions can hardly account for the complex processes involved in metals uptake by plants therefore not sufficient for estimating soil metal bioavailability to plants (Krishnamurti et al., 2015). Complexing and chelating extractants (EDTA and DTPA) showed poor correlation with PHEs concentrations in plant (Qasim et al., 2015). No consensus on best single step extraction conditions to extract maintain integrity of arsenic species (Sun et al., 2015). At low reactive element to organic matter ratios, dilute nitric acid extraction (0.43 M) can underestimate concentration of geochemically reactive elements with a particularly high affinity for organic matter or oxides (Groenenberg et al., 2017). | 0.01–1 M CaCl ₂ 0.1 M NaNO ₃ NH ₄ NO ₃ 0.1 M Ca(NO ₃) ₂ 0.3 M AlCl ₃ 0.02–0.1 M MgCl ₂ different concentrations of HNO ₃ CH ₃ COOH HCl EDTA DTPA | (Houba et al., 2000) (Young et al., 2000) (Novozamsky et al., 1993) (Ure, 1996) (Gupta and Aten, 1993) (Novozamsky et al., 1993) (Meers et al., 2007) (Hughes and Noble, 1991) (Makino et al., 2006) (Tipping et al., 2003) (Alimäsi et al., 2007) (Novozamsky et al., 1993) (Ure, 1996) (Novozamsky et al., 1993) (Ure, 1996) (Cappuyans, 2012) (Leggett and Argyle, 1983) (Lindsay and Norvell, 1978) (Ure et al., 1993) (Rauert, López-Sánchez, Sahuquillo, Barahona, et al. 2000) (Tessier et al., 1979) |
| Single extraction acid solutions | Using the single-step extraction (EDTA or acetic acid) allows to predict metal extractable content (bioavailable) in vineyard soil-grapevine system (Vázquez Vázquez et al., 2016). | | | |
| Single extraction Chelating agents: | | | | |
| Sequential extractions | These methods are simple, low cost, applicable to different soil type, and results are often comparable (Rosado et al., 2016). BCR method provide relevant information on the relationships between soil characteristics and metal potential fractions for uptake by the plant (Sungur et al., 2014). BCR method showed correlations between available metal and the plant uptake (Fernández-Ondoño et al., 2017). The modified version of the three-step procedure proposed and validated by the BCR (Community Bureau of Reference) could potentially be accepted as the standard method (Ahmadipour et al., 2014). CISED method can provide a powerful tool for understanding metal fractionation in soils (Cave et al., 2004). CISED is a valuable methodology for studying the solid-phase fractionation of potential harmful element in soil and potential bioavailability (Reis et al., 2014; Palumbo-Roe et al., 2013; Cox et al., 2013). Sequential leaching studies can help understanding leach ability, solubility, and mobility of heavy metal; therefore allowing to make assumptions on metal bioavailability for risk assessment (Kaakinen et al., 2015). | Sequential extraction are inadequate for determining the extraction kinetics, and subjected to high risk of bias due to re-adsorption processes (Rosas-Castor et al., 2015). BCR method drawbacks includes lacks of specificity and difficulty in interpreting results (Huang et al., 2014). BCR method results tedious and time-consuming due to long shaking time and filtration requirements (Matong et al., 2016). Interpretation of data from the CISED extraction may more challenging than selective chemical extractions (Reis et al., 2014). Main limitation associated with sequential extraction procedures is the long time associated extraction (Khan et al., 2013). Limitations associated with sequential extraction methods includes; redistribution of analytes among phases, incomplete extraction, non-selectivity of reagents, and precipitation of other minerals (Selim, 2015). Laborious and time-consuming techniques, results often of difficult interpretation (Alvarez et al., 2011). | BCR extraction Modified BCR extraction Four-step chemical fractionation procedure Four-step chemical fractionation procedure Five-step chemical fractionation procedure Six-step chemical fractionation procedure Seven-step chemical fractionation procedure Non-specific sequential extraction (CISED) | (Elliott et al., 1990) (McLaren and Crawford 1973) (Miller et al., 1986) (Krishnamurti et al., 1995) (Cave et al., 2004) |

Bien que ces diverses méthodes n'échantillonnent pas exactement la même chose, les extractions simples recueillent le plus de succès par leur facilité d'emploi. Parmi elles (Tableau 10-37, tiré de Rao et al., 2008), les principaux réactifs d'extraction maintenant favorisés sont les solutions salines neutres, par ailleurs recommandées dans les réglementations nationales : chlorure de calcium 0,01 M (recommandé aux Pays-Bas ; Houba et al., 1996), nitrate de sodium 0,1 M (en Suisse ; Häni et Gupta, 1986) et nitrate d'ammonium 1 M (en Allemagne, DINV 19730 1995). Cependant, des normes existent seulement pour les extractions au DTPA tamponné (NF ISO 14870 ; GLOSOLAN-SOP-XX) ainsi que pour l'extraction à l'acide nitrique dilué (ISO 17586:2016).

- Les ETMM bioaccessibles

Ce paragraphe est essentiellement tiré de Li et al. (2021) et Billmann et al. (2023).

La bioaccessibilité *in vitro* est définie comme la fraction d'un élément soluble dans des conditions biologiques simulées telles que, pour la bioaccessibilité orale, les sucs gastriques et intestinaux (Juhász et al., 2009b ; Ruby et al., 1999) (Figure 10-29). La détermination repose sur l'extraction des éléments avec des solutions imitant les conditions chimiques rencontrées dans l'estomac ou les intestins humains (Turner, 2011). La fraction bioaccessible mesurée à l'aide de méthodes *in vitro* est généralement supérieure à la fraction biodisponible réelle (Paustenbach, 2000) et son utilisation fournit une mesure prudente de la biodisponibilité. Ces tests ont été majoritairement développés à partir de sols contaminés par un ou quelques éléments, mais ils ont été étendus à différents éléments potentiellement toxiques (EPT) dont des ETMM, pour lesquels ils n'ont pas encore démontré être de bons analogues des conditions *in vivo*.

Tableau 10-37. Solutions d'extraction utilisées pour les métaux phytodisponibles dans les sols, avec quelques exemples (tiré de Rao et al., 2008).

| Extractant | Elements | Reference |
|---|--|--|
| Water | Cd, Cu, Zn As Zn, Y, La, Al, Cu, Cd | Mahler et al. (1980) Szakova et al. (2001b) Takeda et al. (2006) |
| Boil/reflux water | B | Mahler et al. (1984) |
| Boil/reflux water+0.01 M CaCl ₂ | B | Chaudhary and Shukla (2004) |
| | B | Sterckeman et al. (1996) |
| | B | Chaudhary and Shukla (2004) |
| Water, microwave heat; 0.125% BaCl ₂ solution | B | De Abreu et al. (1994) |
| 0.5 M NH ₄ CH ₃ COO+0.02 M EDTA | Cu, Fe, Mn, Zn | Sauerbeck and Styperek (1985) |
| 1 M NH ₄ CH ₃ COO+0.01 M EDTA, pH 7 | Cu, Mn, Zn | Sterckeman et al. (1996) |
| 1 M NH ₄ CH ₃ COO, HCl, EDTA, HNO ₃ | Ca, Mn, Pb | Gronflaten and Steinnes (2005) |
| 1 M NH ₄ CH ₃ COO | Zn, Y, La, Al, Cu, Cd | Takeda et al. (2006) |
| 0.05 M (NH ₄) ₂ SO ₄ | As | Szakova et al. (2001b) |
| 1 M NH ₄ NO ₃ | Ni | Merkel (1996) |
| 1 M NH ₄ NO ₃ | Cd, Tl | Gryschko et al. (2005) |
| 1 M NH ₄ NO ₃ | Ca, Mn, Pb | Gronflaten and Steinnes (2005) |
| 1 M NH ₄ NO ₃ | Al, Zn, Mo, Ba, Cd, Se, Sr, Cu, Pb, Ni, Hg, Cr, As | Rekasi and Filep (2006) |
| 1 M NH ₄ NO ₃ | Zn, Y, La, Al, Cu, Cd | Takeda et al. (2006) |
| 1 M NH ₄ NO ₃ | Cu | Gupta and Sinha (2006a) |
| 0.1 M NaNO ₃ | Zn, Cu, Cd, Ni, Pb | Gupta and Aten (1993) |
| 0.05 M and 0.1 M CaCl ₂ | Cd, Zn | Sauerbeck and Styperek (1985) |
| 0.1 M CaCl ₂ | Zn, Cd | Smilde et al. (1992) |
| 0.01 M CaCl ₂ | Cd | Novozamsky et al. (1993) |
| 0.1 M CaCl ₂ | Cd | Merkel (1996) |
| 0.01 M and 0.05 M CaCl ₂ | Cd | Andrewes et al. (1996) |
| 0.01 M CaCl ₂ | As | Szakova et al. (2001b) |
| 0.01 M CaCl ₂ | Pb, Mn | Gupta and Sinha (2006a) |
| 0.01 M CaCl ₂ | Zn, Y, La, Al, Cu, Cd | Takeda et al. (2006) |
| 0.01 M CaCl ₂ /0.005 M DTPA | Cu, Zn | Merkel (1996) |
| 0.1 M Ca(NO ₃) ₂ | Pb | Ji-tao et al. (2006) |
| 0.005 M DTPA+0.1 M Triethanol amine + 0.01 M CaCl ₂ , pH 7 | Cu, Fe, Mn, Zn | Sterckeman et al. (1996) |
| 0.005 M DTPA | Fe, Zn, Ni | Gupta and Sinha (2006a) |
| 0.005 M DTPA | Cd, Pb | Wang et al. (2006) |
| 1 M EDTA pH 6 | Cd, Cu, Ni | Clayton and Tiller (1979) |
| 0.05 M EDTA | Ca, Mn, Pb | Gronflaten and Steinnes (2005) |
| 0.05 M EDTA | Cd, Zn, Cu | Guo et al. (2006) |
| 0.4 M CH ₃ COOH | Zn, Co | Houba et al. (1996) |
| 0.43 M HNO ₃ | Cu | Houba et al. (1996) |
| HNO ₃ concentrated | Ca, Mn, Pb | Gronflaten and Steinnes (2005) |
| 0.01 M HNO ₃ | Zn, Y, La, Al, Cu, Cd | Takeda et al. (2006) |
| Low-mol-wt.organicacids (LMWOAs) | La, Ce, Pr, Nd | Wang et al. (2004) |

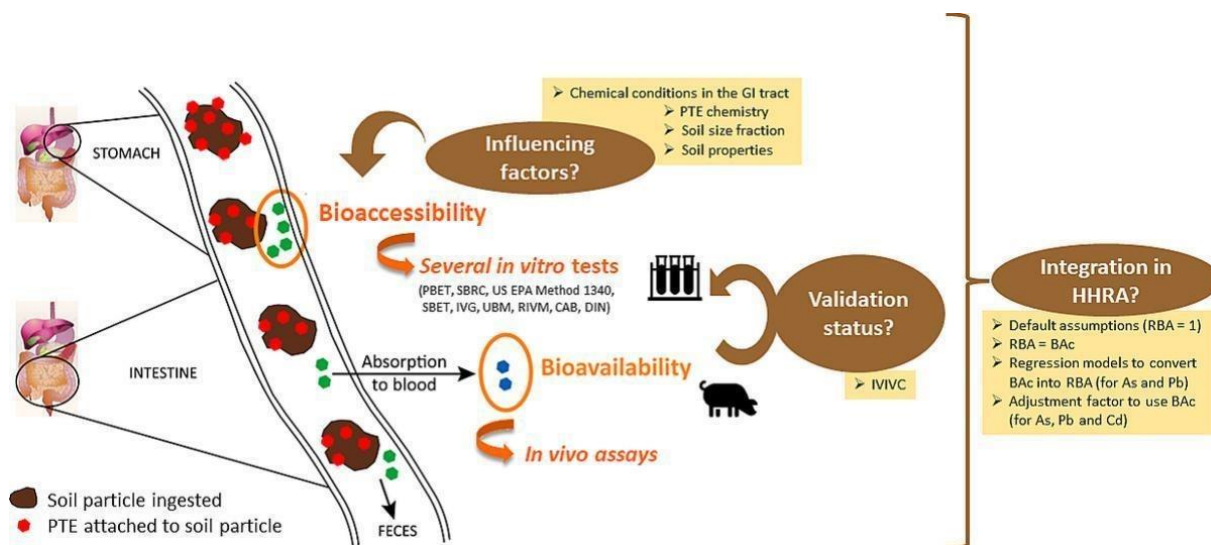


Figure 10-29. Bioaccessibilité et biodisponibilité (tiré de Billmann et al., 2023)

Les méthodes les plus utilisées (Tableau 10-38) comprennent la méthode *Solubility/ Bioavailability Research Consortium* (SBRC), le *Simple Bioaccessibility Extraction Test* (SBET), la méthode *In Vitro Gastrointestinal* (IVG), le *Physiologically Based Extraction Test* (PBET), la méthode *Deutsches Institut für Normung V* (DIN) et la méthode BARGE unifiée (UBM), basée en partie sur la méthode de l'Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement (RIVM) précédemment développée (Drexler et Brattin, 2007 ; Juhasz *et al.*, 2009a ; Oomen *et al.*, 2002 ; Rodriguez et Basta, 1999 ; Ruby *et al.*, 1996 ; Wragg *et al.*, 2011).

En bref, des aliquotes de sol sont mélangées à des solutions simulant les environnements gastrique et intestinal, incubées pendant un temps particulier avec un rapport sol/solution spécifique, puis les concentrations en ETMM extraites sont quantifiées (Figure 10-30).

Tableau 10-38. Tests in vitro les plus communs pour l'évaluation de la bioaccessibilité des éléments potentiellement toxiques (ici des ETMM) dans les sols (tiré de Billmann *et al.*, 2023)

| Method | Phase | Fluid composition (L ⁻¹) | pH | S:L ratio | Duration | PTEs | Particle size fraction | Reference |
|--------------|------------|--|-----|-----------|----------|------------------------|------------------------|--|
| SBRC | Gastric | 30.03 g glycine | 1.5 | 1:100 | 1 h | As, Cd, Pb | <250 µm | Kelley <i>et al.</i> (2002) |
| | Intestinal | 1.75 g bile, 0.5 g pancreatin | 7 | 1:100 | 4 h | | | |
| PBET | Gastric | 1.25 g pepsin, 0.5 g sodium malate, 0.5 g sodium citrate, 0.42 ml lactic acid, 0.5 ml acetic acid | 2.5 | 1:100 | 1 h | As, Pb | <250 µm | Ruby <i>et al.</i> (1996) |
| | Intestinal | 1.75 g bile, 0.5 g pancreatin | 7 | 1:100 | 4 h | | | |
| IVG | Gastric | 10 g pepsin, 8.77 g NaCl | 1.8 | 1:150 | 1 h | As, Pb | <250 µm | Rodriguez <i>et al.</i> , 1999 |
| | Intestinal | 3.5 g bile, 0.35 g pancreatin | 6.5 | 1:150 | 1 h | | | |
| IVG modified | Gastric | 10 g pepsin, 8.77 g NaCl | 1.8 | 1:150 | 1 h | As | <250 µm | Basta <i>et al.</i> , 2007 |
| | Intestinal | 0.56 g bile, 0.56 g pancreatin | 6.1 | 1:150 | 2 h | | | |
| DIN | Gastric | 1 g pepsin, 3 g mucin, 2.9 g NaCl, 0.7 g KCl, 0.27 g KH ₂ PO ₄ | 2 | 1:100 | 2 h | As, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg | <2 mm | Hack <i>et al.</i> (2002); DIN 19738 |
| | Intestinal | 9.0 g bile, 9.0 g pancreatin, 0.3 g trypsin, 0.3 g urea, 0.3 g KCl, 1 g NaHCO ₃ , 0.5 g CaCl ₂ , 0.2 g MgCl ₂ | 7.5 | 1:100 | 3 h | | | |
| UBM | Saliva | 0.45 g KCl, 0.44 g NaH ₂ PO ₄ , 0.1 g KSCN, 0.28 g Na ₂ SO ₄ , 0.15 g NaCl, 0.1 g urea, 0.15 g amylase, 50 mg mucin, 15 mg uric acid, NaOH | 6.5 | 1:15 | 10 s | As, Cd, Pb | <250 µm | Denys <i>et al.</i> (2012); ISO 17924 (2019) |
| | Gastric | 1.85 g NaCl, 0.163 g NaH ₂ PO ₄ , 0.41 g KCl, 0.2 g CaCl ₂ , 0.15 g NH ₄ Cl, 0.32 g glucose, 20 mg glucuronic acid, 40 mg urea, 165 mg glucosamine hydrochloride, 1.0 g BSA, 3.0 g mucin, 1.0 g pepsin, HCl | 1.2 | 1:37.5 | 1 h | | | |
| | Intestinal | Duodenal: 3.5 g NaCl, 2.8 g NaH ₂ PO ₄ , 40 mg KH ₂ PO ₄ , 0.28 g KCl, 25 mg MgCl ₂ , 50 mg urea, 0.2 g CaCl ₂ , 1.0 g BSA, 3 g pancreatin, 0.5 g lipase Bile: 2.6 g NaCl, 2.9 g NaHCO ₃ , 0.18 g KCl, 0.12 g urea, 0.2 g CaCl ₂ , 1.8 g BSA, 6.0 g Bile, HCl | 6.3 | 1:97.5 | 4 h | | | |
| Method 1340 | Gastric | 30.03 g glycine, HCl | 1.5 | 1:100 | 1 h | As, Pb | <150 µm | US EPA (2017a) |
| CAB | Gastric | 10 g pepsin, 8.77 g NaCl, 17.6 g l-ascorbic acid | 1.5 | 1:150 | 2 h | As | <250 µm | California DTSC (2015) |
| | Intestinal | 0.56 g bile, 0.56 g pancreatin | 7.5 | 1:150 | 4 h | | | |

SBRC: Solubility/Bioavailability Research Consortium; PBET: Physiologically Based Extraction Test; IVG: *In Vitro* Gastrointestinal test; DIN: Deutsches Institut für Normung; UBM: Unified Barge Method; Method 1340: *in vitro* bioaccessibility test from US EPA; CAB: the California Arsenic Bioaccessibility Method.

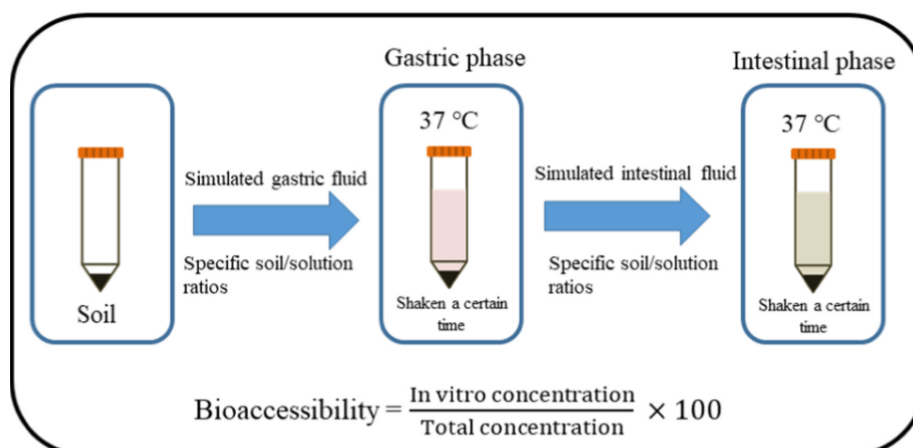


Figure 10-30. Diagramme schématique de la procédure de test pour la bioaccessibilité in vitro des ETMM du sol (tiré de Li *et al.*, 2021)

La texture du sol et, plus particulièrement, la taille des particules étudiées peut également avoir un impact considérable sur les résultats de bioaccessibilité. Toutes les méthodes d'extraction ont d'abord été développées à

partir de sols en vrac, tamisés à < 2 mm, puis ont été validées en utilisant la fraction de sol < 250 µm, historiquement choisie en raison de sa représentation probable des particules de sol susceptibles d'adhérer aux mains des enfants (Ruby et Lowney, 2012).

Jusqu'à présent, la bioaccessibilité des ETMM a été testée dans différentes fractions du sol, en fonction de l'ampleur des travaux, avec ou sans comparaison directe entre différentes tailles de particules. Ainsi, les particules étudiées varient généralement des argiles (particules < 2 µm) aux particules présentant un intérêt environnemental, comme la fraction < 10 µm, qui pourraient représenter une source possible de particules atmosphériques (Thorpe et Harrison, 2008), jusqu'à la fraction < 250 µm (Li *et al.*, 2021). Dans les études dans lesquelles une seule fraction granulométrique est analysée, et dans la plupart des études portant sur une gamme de tailles, généralement la fraction granulométrique < 250 µm est prise en compte (Wang *et al.*, 2018 ; Yin *et al.*, 2017). Cependant, ces dernières années, des résultats ont démontré que les fractions fines (par exemple < 150 µm ou < 63 µm) adhèrent plus facilement aux mains des enfants et sont en outre plus susceptibles de se dissoudre, augmentant ainsi leurs possibilités de traverser la muqueuse gastrique (Ruby et Lowney, 2012; Zong *et al.*, 2016).

Un consensus devrait être recherché en faveur d'une mesure de la biodisponibilité et de la bioaccessibilité qui soit rapide et pratique. La variété des méthodes utilisées limite énormément les possibilités de comparaison et ne permet pas de proposer des valeurs de référence.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils – Réglementations

Enfin, certaines réglementations prennent en compte la fraction mobile/soluble/biodisponible et en proposent des seuils, soit pour évaluer le risque associé à cette fraction mobile (Suisse, Allemagne, Pays-Bas), soit pour identifier des carences (Chine, par ex. Yang *et al.*, 2014b). Comme détaillé ci-dessous, les méthodes sont multiples et dans les gammes ou seuils associées également. Les concentrations disponibles/mobiles sont mesurées par différents agents d'extraction et les seuils sont donc extractant-dépendants (cf. ci-dessous les méthodes de mesure), et sont présentées ainsi dans les réglementations comme par ex. dans la réglementation suisse OSol (1998)⁵⁸ qui définit des valeurs solubles au-delà desquelles la fertilité du sol n'est plus garantie et conditionnent l'usage et, le cas échéant, la remédiation des sols considérés. Enfin, des valeurs seuils et optimales sont proposées pour les concentrations en certains nutriments (Cu, Zn) dans les sols agricoles dans le cadre de plans de fertilisation.

D'autres approches sont expérimentées qui pourraient conduire à d'autres seuils. Ainsi Epelde *et al.* (2016) ont utilisé des indicateurs biologiques pour évaluer l'efficacité des techniques de phytoremédiation des polluants inorganiques (Encadré 10-1). L'utilisation de tels indicateurs n'est pas encore validée et ne fait pas consensus.

Encadré 10-1. Seuils obtenus pour Cd à partir d'indicateurs biologiques – une piste de réflexion

Epelde *et al.* (2016) ont utilisé des indicateurs biologiques pour évaluer l'efficacité des techniques de phytoremédiation des polluants inorganiques. Les plus prometteurs étaient ceux permettant la mesure de la diversité fonctionnelle des microorganismes, les *Biolog EcoPlates*TM, qui permettent d'extraire différents paramètres tels que les profils « *community-level physiological profiles* (CLPP) » via le suivi des courbes de développement de la couleur via une évolution de l'absorbance (sur 44 ou 52 h ou de dériver des indices de richesse S et indice de Shannon H'). Ces indicateurs simples ou combinés ont permis de proposer des seuils de toxicité pour Cd à partir des CI50 (CI = concentration inhibitrice médiane) obtenues pour les différents paramètres (Epelde *et al.*, 2016). Ces seuils sont méthode- et sol-dépendants, et difficilement généralisables (Tableau 10-39), mais les auteurs proposent cependant d'utiliser la valeur la plus conservatrice de 44 mg Cd.kg⁻¹ MS sol, comme limite supérieure, et observent qu'elle est proche de la valeur choisie par plusieurs réglementations européennes pour la protection des écosystèmes.

⁵⁸ OSol, 1998. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols. Collection of Swiss Federal Legislation SR 814.12.

Tableau 10-39. Seuils écologiques tirés des propriétés microbiennes des sols DERIO et OROZKO. Les paramètres microbiologiques sont présentés dans l'ordre décroissant des valeurs de R^2 (tiré de Epelde et al., 2016)

| | | Pseudototal | | Water-extractable | |
|--------|---|---------------------------------|-------|--------------------|-------|
| | | Threshold \pm SE ^a | R^2 | Threshold \pm SE | R^2 |
| DERIO | Alkaline phosphatase | 56 \pm 1 | 0.99 | | |
| | Dehydrogenase/WSOC ^a | 44 \pm 1 | 0.96 | | |
| | SQI ^b -activity | 73 \pm 1 | 0.94 | | |
| | Acid phosphatase | 155 \pm 1 | 0.92 | | |
| | Specific dehydrogenase | 15 \pm 2 | 0.60 | | |
| | Substrate-induced respiration | | | 0.064 \pm 7.042 | 0.59 |
| | Urease | 311 \pm 2 | 0.53 | | |
| OROZKO | Specific potentially mineralizable nitrogen | 831 \pm 1 | 0.96 | | |
| | Specific arylsulphatase | 62 \pm 1 | 0.95 | | |
| | Simpson's diversity (Biolog EcoPlates™) | 418 \pm 1 | 0.93 | | |
| | SQI-diversity | 407 \pm 1 | 0.91 | | |
| | NUS ^c from Biolog EcoPlates™ | | | 8.8 \pm 1.4 | 0.87 |
| | Abundance of fungal genes by qPCR | 1.78 \pm 1.28 | 0.77 | | |
| | Dehydrogenase | | | 0.018 \pm 2.520 | 0.55 |
| | Basal respiration | | | 0.013 \pm 1.854 | 0.49 |

^a SE: standard error; WSOC: water soluble organic carbon; SQI: soil quality index; NUS: number of utilized substrates.

• *Situation en France*

Bien qu'il n'y ait pas d'obligation réglementaire pour l'analyse des ETMM disponibles dans les sols, Il existe des résultats d'extraction à l'EDTA tamponné sur les horizons de surface issus de la BDAT (Cu, Zn, Fe et Mn) et également pour certains éléments dans le cadre du RMQS. La Figure 10-31 présente les résultats obtenus pour les concentrations en Cu extrait à l'EDTA dans les deux contextes.

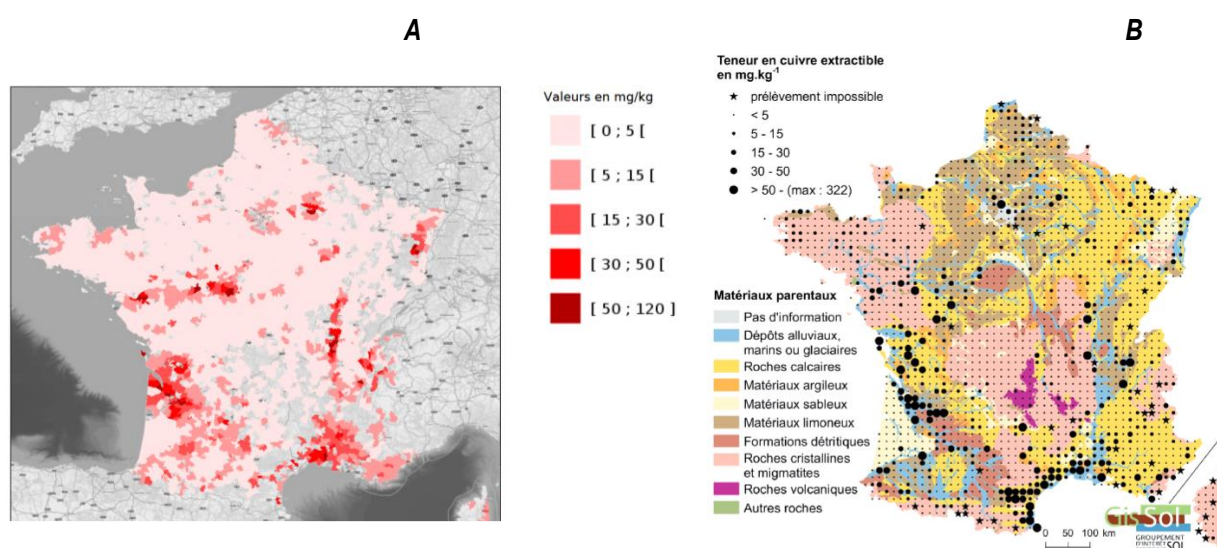


Figure 10-31. A. Moyenne des teneurs en cuivre extrait à l'EDTA pour la période début 2010 à fin 2014, découpage par canton, issu de la base de données BDAT et avec le découpage des concentrations selon les gammes de valeurs utilisées dans le cadre du RMQS, sources : BDAT (version 8.0.0.3. du 25/01/2023) ; GEOFLA® IGN ; <https://ows.terrestris.de/dienste.html#openstreetmap-vms>, Gis Sol, export du 29/08/2024⁵⁹ ; **B.** Carte des teneurs en cuivre extrait à l'EDTA pour les points du RMQS dans l'horizon de surface 0-30 cm et en fonction du matériau parental, source : Gis Sol RMQS 2011, Inra BDGSF, 1998.

⁵⁹ Mise en garde du GIS SOL : Les résultats présentés sur cette carte correspondent au traitement des analyses disponibles pour la période choisie et agrégées par entité spatiale (canton, PRA, département ou région). Les unités regroupant moins de 10 résultats ne sont pas prises en considération. La répartition des échantillons analysés n'étant pas homogène sur le territoire national, il importe de prendre connaissance de cette répartition à partir de la carte des effectifs correspondante ou des informations contenues dans le fichier de données téléchargeable. Celles-ci renseignent notamment sur le nombre d'analyses disponibles par canton ainsi que sur la SAU de chaque canton, ce qui permet de calculer la surface moyenne représentée par une analyse. Par ailleurs, compte tenu du mode d'acquisition des données utilisées pour réaliser cette représentation cartographique, il est incorrect, voire dangereux au regard des conclusions que l'on pourrait en tirer, de l'utiliser à une échelle plus précise que le 1/250 000.

4.11. Polluants organiques

■ Description du paramètre

Les polluants organiques sont traités ici de manière globale. Cette section est nécessairement succincte car les polluants organiques recouvrent une très large gamme de molécules, pour la plupart xénobiotiques et incluant les hydrocarbures et dérivés, y compris hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et polychlorobiphényles (PCB), les dioxines, les furanes, les pesticides (herbicides, fongicides et insecticides...). Tous ces composés contiennent au moins un atome de carbone dans leur structure. Ils se rencontrent sous forme solide, liquide ou gazeuse, sont plus ou moins solubles dans l'eau (Kow) et présentent plus ou moins d'affinité pour la matière organique (Koc). Ils ont comme particularité de se dégrader plus ou moins rapidement ou d'être plus ou moins persistants dans l'environnement, et peuvent produire des sous-produits de dégradation (molécules filles). Ils peuvent migrer rapidement du sol vers les nappes phréatiques ou au contraire rester adsorbés sur la matrice du sol. Leur toxicité est également variable. Parmi les polluants organiques, certains font partie des polluants émergents et sont susceptibles de devenir des paramètres incontournables à surveiller dans le futur.

Concernant les pesticides, l'OCDE a créé en 2012 le Groupe d'experts sur les indicateurs de risque des pesticides (EGPRI) pour élaborer un aperçu des indicateurs de risque des pesticides (PRI) existants et déterminer la meilleure façon d'utiliser ces indicateurs pour évaluer les risques associés à l'utilisation de pesticides (OCDE, 2016b). Basé sur un formulaire de rapport d'évaluation PRI (PRIER) développé par EGPRI, cet outil en ligne avait pour objectif de faciliter, d'une part, la saisie des réponses à l'enquête dans une base de données, et d'autre part, l'évaluation et la synthèse des réponses saisies sur l'usage et l'évaluation du risque lié à l'usage des pesticides dans les pays de l'OCDE (OCDE, 2016a). La base de données PRIER liste 13 PRI. Il n'est pas proposé de listes définitives d'indicateurs. Le choix est laissé à l'appréciation des pays.

Dans le rapport OCDE (OCDE, 2016b), il est présenté aussi des exemples des approches de certains pays, et l'impact des pesticides sur la faune du sol en fonction des modes de production et des cultures (Figure 10-32). A cet état des lieux effectué aux Pays-Bas, mais certainement représentatif des pays de l'OCDE, s'ajoute la complexité du suivi des concentrations en pesticides et de leurs impacts : les substances et leurs impacts changent avec le temps et pour une même culture (Figure 10-33).

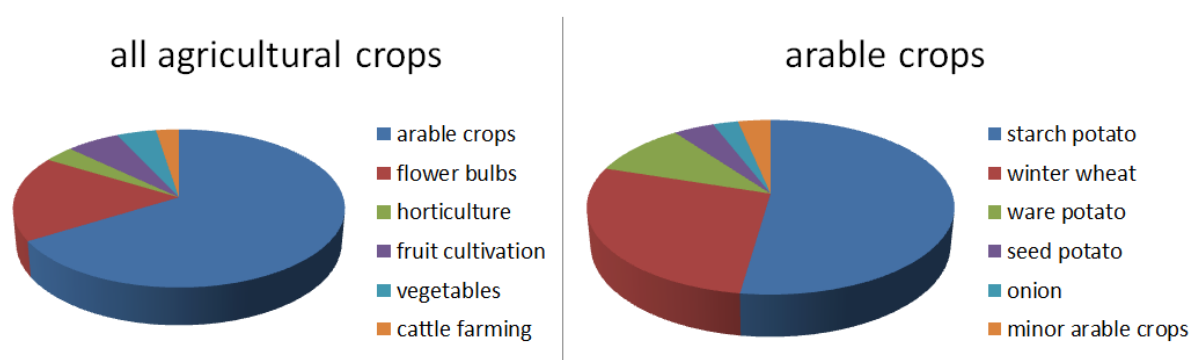


Figure 10-32. Contributions relatives des secteurs agricoles (à gauche) et des principales cultures arables (à droite) ayant un impact sur les organismes du sol en 2008 pour les principales grandes cultures des Pays-Bas.

L'utilisation de pesticides dans les cultures arables en 2008 a contribué pour 64% à l'impact sur les organismes du sol dans toutes les cultures agricoles (à gauche). L'utilisation de pesticides sur le blé d'hiver en 2008 a contribué à hauteur de 28% (18% du total) à l'impact sur les organismes du sol dans les grandes cultures (à droite) ; calculé avec l'indicateur de risque chronique pour les vers de terre avec HAIR (<http://edepot.wur.nl/177944> ; <http://www.pesticidemodels.eu/hair/home>). Tiré de (OCDE, 2016b).

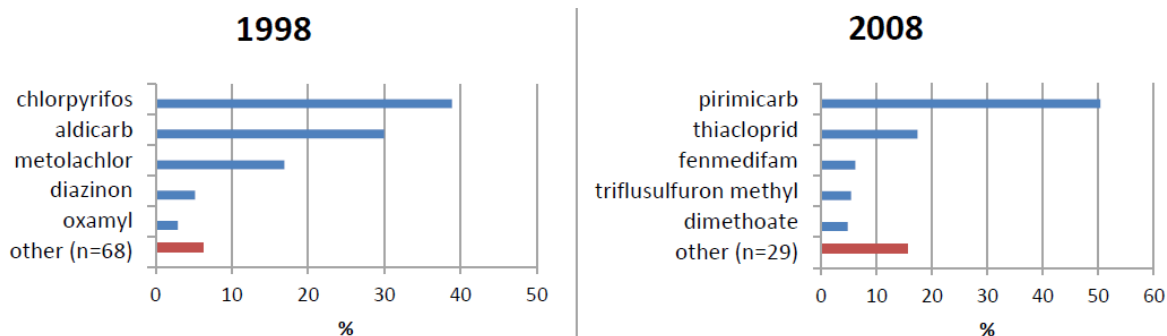


Figure 10-33. Les 5 substances les plus impactantes pour les organismes du sol utilisées dans la culture de la betterave sucrière en 1998 et 2008 aux Pays-Bas, calculées avec l'indicateur de risque chronique HAIR pour les vers de terre (<http://edepot.wur.nl/177944> ; <http://www.pesticidemodels.eu/hairst/home>). (Tiré de OCDE, 2016b)

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Bien qu'omniprésents dans les sols, les polluants organiques ne sont généralement pas considérés comme des indicateurs à intégrer en tant que tels, ou même seulement pour faire partie d'un indicateur de contamination globale. Les HAP et les PCB sont, en effet, cités dans moins de 10% des articles compilés dans le projet Isqaper (5/49 articles, Bünemann *et al.*, 2016) et donc n'apparaissent pas dans la revue de Bünemann *et al.* (2018). Ils n'apparaissent pas non plus via notre grille de lecture d'articles post-2018. Ils sont cependant mentionnés par le projet SIREN et listés dans la proposition de directive SML. Dans cette dernière, il n'est pas mentionné explicitement de liste, ni même de famille de contaminants organiques puisqu'il est demandé de se reporter aux réglementations des Etats membres (« *concentration of a selection of organic contaminants established by Member States and taking into account existing concentration limits e.g. for water quality and air emissions in Union legislation* »). Il est envisagé que la commission produise des « *guidelines* » pour une liste de contaminants à surveiller (« *indicative watch list* ») (Delaunoy, 2024).

■ Méthodes de mesure

Il existe une norme concernant le pré-traitement des échantillons pour la détermination des contaminants organiques (NF ISO 14507), mais les méthodes d'extraction ne sont pas référencées et elles sont en général laissées à l'appréciation des analystes. Il existe uniquement des normes relatives aux mesures sur le terrain (NF ISO 18400-301 et NF ISO 18400-204:2017 pour l'échantillonnage des gaz du sol) ou pour l'étude de la biodégradation en laboratoire de produits chimiques organiques (NF EN ISO 11266:2020). Cependant, il existe une longue liste de méthodes d'analyse incluant les cyanures, les HAP, PCB, explosifs, composés organiques volatils (COV), les hydrocarbures volatils halogénés ou non (Tableau 10-A2 en Annexe).

En novembre 2023, une réunion réunissant les membres de l'INSOP, du *Global Soil Laboratory Network* (GLOSOLAN) et des réseaux *INSOILFER networks* avait pour but de créer de nouvelles procédures standard (SOP) pour l'analyse des résidus de pesticides dans les sols. Il était également prévu de discuter de la création d'une base de données rassemblant les valeurs seuils (*thresholds*) pour les polluants du sol dans les sols agricoles, incluant les ETMM et les pesticides.

Pour de nombreux composés cependant, les méthodes d'analyse sont en développement, et leur identification et prise en compte sont directement dépendantes des développements méthodologiques qui permettent de les quantifier.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Il est impossible de donner des gammes de valeurs d'existence – valeurs seuils pour toutes les molécules. En revanche, contrairement aux ETMM, la plupart des molécules considérées étant des xénobiotiques, le simple fait de les détecter indique une contamination (à l'exception des HAP qui peuvent être produits naturellement, en particulier lors des feux de forêts).

Il existe des normes dans certaines réglementations pour polluants organiques dans les sols. Par exemple l'OSol suisse (1998) propose des seuils (valeurs indicatives, valeurs d'investigation et valeurs d'assainissement) pour les dioxines (PCDD), furanes (PCDF), 16 congénères de HAP et 7 isomères de PCB (pas de valeur indicative pour les PCB), eux-mêmes issus de la liste des *Priority pollutants* de l'EPA/USA (HAP) et de la liste de l'*Institute for Reference Materials and Measurements* (IRMM) pour les PCB.

Situation en France

Les HAP ont été systématiquement mesurés dans les sols du RMQS (Froger *et al.*, 2021) : cela permet de bénéficier d'une gamme de valeurs observées relativement représentative : 70% des 2154 sites contiennent au moins un HAP détecté. Mais les gammes de concentrations sont très larges (min < limite de quantification à max 31193 $\mu\text{g kg}^{-1}$ pour la somme des 15 HAP pour une moyenne de 161 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Tableau 10-40). Ces valeurs se situent dans les mêmes gammes de valeurs que celles mesurées en milieu rural en Europe et en Chine (Froger *et al.*, 2021).

Tableau 10-40. Statistiques sur les concentrations des 15 HAP mesurés dans l'horizon de surface de 2154 sols du RMQS. Les valeurs sont en $\mu\text{g kg}^{-1}$. (Tiré de Froger *et al.*, 2021)

| PAH molecule | N > LOQ | N > LOQ (%) | SD or mean | Min | Q ₂₅ | Q ₅₀ | Q ₇₅ | Max | Mean |
|-------------------------|---------|-------------|------------|-------|-----------------|-----------------|-----------------|--------|-------|
| Naphthalene | 127 | 6 | 9.5 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 1030 | 2.7 |
| Acenaphthene | 38 | 2 | 13.1 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 160 | 0.3 |
| Fluorene | 231 | 11 | 6.1 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 250 | 1.4 |
| Phenanthrene | 1176 | 55 | 4.7 | <LOQ | <LOQ | 11.2 | 19.275 | 3470 | 19.0 |
| Anthracene | 174 | 8 | 10.4 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 555 | 1.9 |
| Fluoranthene | 1201 | 56 | 5.1 | <LOQ | <LOQ | 12.05 | 26 | 6080 | 30.3 |
| Pyrene | 996 | 46 | 5.1 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 19.575 | 4370 | 22.4 |
| Benzo(a)anthracene | 559 | 26 | 5.5 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 10.2 | 2180 | 11.3 |
| Chrysene | 180 | 8 | 9.0 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 4140 | 11.3 |
| Benzo(b)fluoranthene | 1039 | 48 | 3.6 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 18.5 | 2220 | 18.0 |
| Benzo(k)fluoranthene | 825 | 38 | < 4.9 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 8.0675 | 1460 | 8.2 |
| Benzo(a)pyrene | 658 | 31 | 4.7 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 12.3 | 1730 | 12.8 |
| Dibenzo(ah)anthracene | 148 | 7 | 8.6 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 1130 | 3.5 |
| Indeno(123cd)pyrene | 655 | 30 | 4.7 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 12.1 | 1830 | 10.8 |
| Benzo(ghi)perylene | 135 | 6 | 6.8 | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | 1530 | 7.2 |
| Σ 15 PAHs | 1512 | 70 | 5.1 | <LOQ* | <LOQ* | 32.6 | 121.8 | 31 193 | 161.0 |
| BaPeq | 1512 | 70 | 5.2 | <LOQ* | <LOQ* | 1.13 | 17.5 | 3705 | 21.4 |
| Two-three-ring PAHs (%) | | | | NA | NA | 10.3 | 21.3 | 100 | 18.5 |
| Four-ring PAHs (%) | | | | NA | NA | 36.3 | 49.2 | 100 | 28.9 |
| Five-six-ring PAHs (%) | | | | NA | NA | 22.8 | 39.8 | 100 | 22.7 |

Il existe des données incomplètes sur les pesticides dans les sols français (Froger *et al.*, 2023) permettant d'identifier la gamme des pesticides retrouvés dans une sélection de 47 sols du RMQS. Ces premiers résultats permettent de conclure que 98% des sites échantillonnés contiennent des résidus de pesticides, avec 111 résidus de pesticides recherchés. Les gammes de valeurs obtenues demandent à être confirmées.

5. Méthodes de mesure/caractérisation des paramètres physiques des sols

5.1. Evaluation visuelle de la structure du sol (*Visual soil assessment*)

Cette section repose principalement sur les revues de Boizard *et al.* (2019), Emmet-Booth *et al.* (2016), Emmet-Booth *et al.* (2019), et Franco *et al.* (2019). Puis les résultats de la requête "*visual soil evaluation*" OR "*visual soil structure evaluation*" OR "*visual soil assessment*" ont été compilés pour identifier des méthodes postérieures à 2019.

Les indicateurs élémentaires évoqués dans les paragraphes précédents étaient issus d'une mesure quantitative. Nous nous intéressons ici aux indicateurs issus d'une évaluation visuelle du sol, par nature qualitative ou semi-quantitative.

La structure du sol est un élément important de la qualité d'un sol, comme le souligne Karlen *et al.* (1997) dans sa définition de la qualité. Elle est essentielle car elle influence de nombreuses fonctions en lien avec la production de biomasse, la régulation de la circulation et de la qualité des eaux, la réduction des émissions de gaz à effet de serre, le stockage de carbone ou la limitation de l'érosion (Boizard *et al.*, 2019).

Outre l'enjeu d'évaluation de la qualité de la structure en tant que déterminant de ces fonctions, certaines méthodes visuelles cherchent à évaluer le poids des différentes perturbations affectant l'évolution de la structure (travail du sol, compactage lié aux passages d'engins, climat, systèmes racinaires, faune du sol). Ces méthodes ont ainsi essentiellement été développées dans le domaine agricole.

Deux familles de méthodes se distinguent : celles s'appuyant sur l'observation d'un profil de sol, et celles s'appuyant sur un bloc de sol extrait au moyen d'une bêche.

5.1.1. Méthodes reposant sur l'observation d'un profil de sol

Ces méthodes nécessitent de creuser une fosse d'environ 1,5 m de profondeur sur 3 à 4 m de longueur, à l'image d'une fosse pédologique, et donc de disposer d'un matériel conséquent. Les principales méthodes sont le Profil cultural (Manichon et Gautronneau, 1987), le Mini-profil 3D (Tomis *et al.*, 2019), le *Whole profile assessment* (Batey, 2000) et son extension SOILpak score (McKenzie, 2001).

La méthode du Profil cultural tire son nom de la notion de profil cultural qui se distingue du profil pédologique par une double partition verticale et latérale et des critères d'observation différents, choisis pour leur implication dans le fonctionnement du champ cultivé (Figure 10-34).

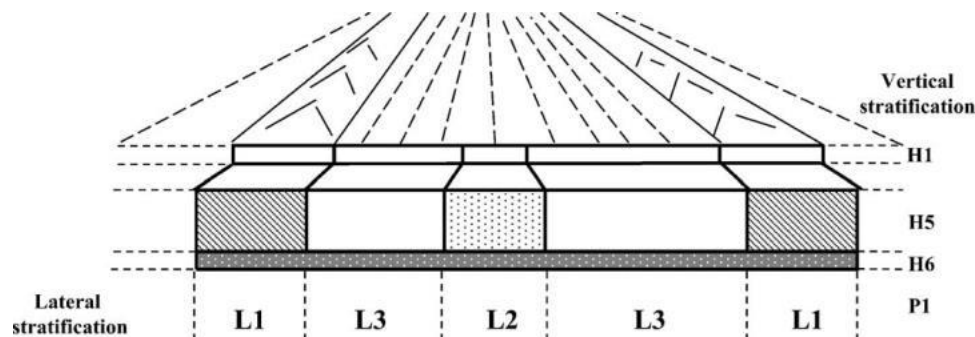


Figure 10-34. Partitions latérale et verticale (Manichon et Gautronneau, 1987)

La double partition permet de prendre en compte la variabilité spatiale liée au passage des roues. La partition latérale distingue les parties comportant des passages visibles (L1), des passages plus anciens effacés par la dernière opération superficielle (L2), ou sans passage depuis le dernier labour (L3). Il est donc nécessaire de creuser la fosse perpendiculairement au passage des engins. La partition verticale distingue notamment le lit de semences (H1), l'horizon correspondant au dernier travail profond du sol (ex. : labour) (H5), l'horizon correspondant à un travail du sol plus ancien que H5 (H6), enfin le sous-sol. Le croisement des strates verticales et latérales définit ainsi les compartiments du profil.

Dans chaque compartiment, des unités morphologiques ayant une structure homogène sont identifiées par examen d'échantillons de 1 cm³ dégagés à l'aide d'un couteau. Chaque unité morphologique est évaluée sur 3 groupes de critères :

- Mode d'assemblage : 3 classes : O (ouvert, très fragmenté), B (bloc, mottes séparées par des cavités ou de la terre fine), C (continu, structure massive sans discontinuité) ;

- Type de porosité : structure Γ (faible cohésion), motte Δ (forte cohésion), motte Φ (motte Δ ayant été fissurée sous l'effet du retrait/gonflement des argiles), structure ou motte P (forme lamellaire avec fissures horizontales) ;
- Bioturbation : b1 (macropores tubulaires d'origine biologique : vers de terre, racines), b2 (macropores et déjections).

Un schéma sur lequel sont indiquées les positions des unités morphologiques ainsi que leur classe sur les 3 critères (ex. : B Φ b1) constitue une évaluation de la qualité globale de la structure du profil. Cette évaluation est qualitative puisque chaque critère est évalué sur une échelle qualitative (et non semi-quantitative) et qu'aucune indication n'est donnée sur une possible agrégation de ces trois critères, ce qui laisse supposer qu'elle n'est pas souhaitable et qu'il s'agit ici d'une qualité au sens de « état de ce qui est », sans jugement de valeur. A ce sujet, Boizard *et al.* (2019) soulignent la difficulté d'aborder la notion de qualité selon l'autre acception distinguant des niveaux de qualité de structure du sol. En effet, un état structural peut être favorable pour une fonction et défavorable pour une autre.

La sortie de la méthode n'est donc pas un score de qualité de la structure, mobilisable dans le cadre de la construction d'un indice composite de la qualité des sols. En revanche, le schéma d'évaluation est utilisé au côté d'autres ressources telles qu'un schéma conceptuel des interactions entre états structuraux, afin d'établir un diagnostic et d'émettre des hypothèses sur l'origine des états observés. Enfin, des éléments quantitatifs peuvent toutefois être produits en calculant la proportion de modalités d'intérêt par horizon ou par compartiment, par exemple la proportion de Δ pour évaluer un tassement récent après roulement.

La méthode *Whole profile assessment* (Batey, 2000) fournit également un diagnostic fondé sur l'expertise à partir de critères relatifs à la taille et la forme des agrégats, la forme et la disposition des racines, etc. Elle est plus souple que la méthode du Profil cultural car elle n'impose pas une partition latérale et donc un positionnement précis vis-à-vis du passage des engins, mais par conséquent ne permet pas de prendre en compte cet élément dans l'analyse.

L'avantage des méthodes fondées sur l'observation d'un profil est la prise en compte de la variabilité spatiale de la structure sur le plan vertical et même horizontal pour le Profil cultural, permettant une analyse fine de l'état structural et de l'impact des itinéraires techniques. En revanche, leur mise en œuvre nécessite un matériel adapté et une expertise non négligeable, limitant généralement son application à une répétition par parcelle.

Si le profil cultural intègre dans une certaine mesure les structures d'origine biologique (biostructures) en quantifiant notamment le nombre de galeries (structures tubulaires), cela n'est pas suffisant compte tenu du fait que les lombriciens créent aussi une structure agrégative par le dépôt de leurs déjections dans et à la surface du sol. Afin de rendre compte de l'ensemble des structures observées sur un profil de sol, une méthode intégrative a été proposée (Piron *et al.*, 2017), qui est détaillée dans la Section 5.1.1. Elle permet de cartographier la structure du sol sur l'ensemble du profil à un grain fin et permet d'évaluer le potentiel d'enracinement, un élément important dans l'évaluation de la qualité/santé des sols. Tout comme la méthode du profil cultural, elle est destructrice, chronophage et requiert une certaine expertise ou une formation.

La méthode du Mini-profil 3D (Tomis *et al.*, 2019) s'inspire de la méthode du Profil cultural à la différence majeure qu'elle s'applique à un bloc de sol de 1 m³ prélevé dans le sol au moyen d'un tracteur muni d'un chargeur frontal. Elle permet donc des répétitions spatiales sur la parcelle, et la comparaison avec le Profil cultural a montré que cette différence de prélèvement ne dégradait pas l'observation.

5.1.2. Méthodes reposant sur des tests à la bêche

Ces méthodes reposent sur l'examen d'un bloc de sol de 50 cm de profondeur maximum, extrait au moyen d'une bêche. Leur simplicité et leur rapidité d'exécution permettent le déploiement de nombreuses répétitions spatiales, contrairement aux méthodes reposant sur l'observation de profils. L'échantillonnage spatial peut être aléatoire ou stratifié en distinguant les zones de passage des roues (Ball *et al.*, 2007).

Elles consistent à étudier la structure du sol soit en « ouvrant » manuellement le bloc tel un livre (*manual aggregate exposure procedures*), soit en le laissant tomber d'une hauteur définie (*drop test procedures*).

La première méthode élaborée est le *Spade Diagnosis* de Johannes Görbing dans les années 1930, évaluant qualitativement la structure, le système racinaire et l'humidité. Avec la méthode Peerlkamp (1959), première méthode fournissant un score semi-quantitatif, elles constituent le socle des méthodes utilisées actuellement dont les principales sont la méthode *Visual Evaluation of Soil Structure* (VESS) (Ball *et al.*, 2007 ; Guimaraes *et al.*, 2011) et la méthode *Visual Soil Assessment* (VSA) (Shepherd, 2000).

Initialement dénommée *Visual Soil Structure Quality Assesment* (VSSQA), la méthode VESS (Figure 10-35) est aujourd'hui employée sur l'ensemble du globe et dotée d'outils facilitant sa mise en œuvre, regroupés dans une application sur smartphone. Elle consiste à prélever des blocs de 25-35 cm de côté, puis à identifier visuellement sur chaque bloc des horizons de structure homogène. Un score sur une échelle de 5 classes est attribué à chaque horizon selon une grille d'évaluation reposant sur l'observation de plusieurs critères : apparence générale, taille des agrégats, présence de racines, porosité.






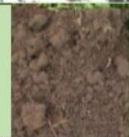

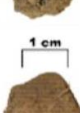




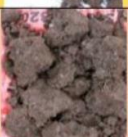


| Qualité de la Structure | Apparence générale | Taille | Racines | Porosité Visible* | Apparence après extraction : même sol mais travail du sol différent | Traits distinctifs | Apparence des agrégats* ou fragments* de ≈ 1.5 cm de diamètre | |
|---|--|--|---|---|---|--|--|---|
| Sq1 Friable Agrégats* se désagrègent très facilement avec les doigts | Pas de motte fermée* | La plupart des agrégats* < à 0.6 cm. | Les racines colonisent l'ensemble du bloc : les racines sont bien présentes à l'intérieur et autour des agrégats* | La plupart des agrégats* sont TRES poreux |  |  |  Agrégats* très fins et poreux |  Agrégats* très poreux, composés de plus petits maintenus ensemble par les racines. Ils sont pour la plupart directement obtenus lors de l'extraction du bloc. |
| Sq2 Intact Agrégats* se désagrègent facilement entre les doigts | | Mélange d'agrégats* arrondis de 2mm à 7cm | | La plupart des agrégats* sont poreux. |  |  |  Forte porosité des agrégats* |  Agrégats* arrondis, fragiles, poreux qui se cassent facilement. |
| Sq3 Ferme La plupart des agrégats* se désagrègent facilement entre les doigts | Présence possible de mottes fermées* | Mélange d'agrégats* de 2 mm-10 cm. Moins de 30% <1cm. | | Présence possible de pores grossiers visibles* et de fentes de retrait* |  |  |  Faible porosité des agrégats* |  Agrégats* avec peu de pores visibles et plutôt arrondis. |
| Sq4 Compact Assez difficile de briser les mottes fermées* avec une seule main | Principalement mottes fermées* sub-angulaires | moins de 30% des mottes sont de taille <7cm ; structure lamellaire possible. | | Pas ou peu de racines à l'intérieur des fragments*. Les racines présentent sont concentrées | Peu de « pores grossiers visibles »* et peu de fissures* |  |  Racines dans les pores grossiers visibles* |  Ces fragments* de forme cubique à bords anguleux et fissures internes sont faciles à obtenir sur sol humide. |

Figure 10-35. Extrait de la grille d'analyse de VESS

Plusieurs éléments importants sont à noter sur ce score :

- L'échelle est semi-quantitative selon la qualité décroissante de la structure : 1 : friable, 2 : intact, 3 : ferme, 4 : compact, 5 : très compact.
- Le score obtenu est issu d'une agrégation implicite des critères observés : chaque score correspond à une ou plusieurs combinaisons de valeurs des critères observées, mais certaines combinaisons ne correspondent à aucun score car jugées impossibles (ex : taille des mottes > 10 cm et présence de racines).
- Un horizon reçoit donc un score de structure unique et global et non un score par critère.

Un score global est calculé pour chaque bloc par la moyenne des scores de ses horizons, pondérée par leurs épaisseurs. Contrairement à l'agrégation précédente, celle-ci est explicite.

La méthode VSA diffère de la méthode VESS sur les points suivants :

- Les blocs ne sont pas manipulés manuellement pour révéler les horizons, mais lâchés depuis une hauteur d'environ 1 m sur le sol, améliorant la standardisation de la méthode mais rendant impossible l'identification des horizons et limitant par conséquent la prise en compte de la variabilité spatiale. Or,

comme le soulignent plusieurs auteurs (Newell-Price *et al.*, 2013), la délimitation des horizons contextualise l'évaluation en prenant en compte les perturbations anthropiques.

- Elle prend en considération des critères complémentaires à la structure : faune du sol, végétation.
- Chaque critère est évalué par un score sur une échelle semi-quantitative de 3 classes.
- Un indice de qualité du sol est calculé en agrégeant les scores des critères liés au sol, sous la forme d'une moyenne pondérée, les poids étant fixés par la méthode.
- Un indice de qualité de la végétation est calculé en agrégeant les scores des critères liés à la végétation, sous la forme d'une moyenne pondérée, les poids étant fixés par la méthode.

Ces deux indices ne sont pas agrégés entre eux, la méthode produisant donc deux indices de qualité.

Prise en compte de la texture. La texture du sol pouvant influencer l'évaluation, elle est explicitement prise en considération pour moduler différentes étapes de l'évaluation. Ainsi, la méthode VSA recommande de lâcher les sols sableux d'une hauteur de 0,5 m au lieu de 1 m. La méthode Peerlkamp (1959) ajuste les classes en fonction de la texture.

5.1.3. Conclusion

Les deux grandes familles de méthodes visuelles poursuivent le même but : évaluer la structure du sol. Elles sont toutefois mobilisables dans des contextes différents. Les méthodes fondées sur l'observation de profils permettent une analyse fine des dynamiques de structure et un diagnostic précis de l'impact des itinéraires techniques. Cependant le produit de telles évaluations n'est pas adapté à une intégration dans la construction d'un indice composite de la qualité du sol. Les méthodes fondées sur l'observation de blocs extraits à la bêche produisent des indicateurs de qualité de la structure agrégeant implicitement ou explicitement des critères individuels.

5.2. Profondeur du sol

■ Description du paramètre

La profondeur du sol, mesurée de manière standard de la surface au matériau parental, à savoir jusqu'à ce que l'horizon M, R ou D suivant la classification du Référentiel pédologique soit atteint, délimite la place disponible pour accueillir le développement des racines au cours des cycles de croissance des plantes (FAO, 1985). Elle est prise en compte pour les calculs de réservoir utilisable pour l'eau, les nutriments, ainsi que plus généralement pour tous les calculs de flux et de stocks d'éléments, y compris les stocks de carbone organique.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

La profondeur du sol est citée dans un peu moins de 30% des 65 articles de la revue de littérature de Bünemann *et al.* (2018), et n'est citée que par 5 articles sur 32 de notre sélection d'articles post 2018. A l'inverse, la mesure est obligatoire (avec celle de l'épaisseur des différents horizons) dans le programme ICP Forests. Elle est également systématiquement renseignée dans le RMQS et la Base de données des RRP. Elle a été prise en compte de manière indirecte ou directe dans les projets français Uqualisol-ZU (Robert *et al.*, 2012), JASSUR⁶⁰, MUSE (Branchu *et al.*, 2022), DESTISOL (Blanchart, 2018), SUPRA... qui développaient des indicateurs de qualité des sols. Dans le projet MUSE par exemple, elle est utilisée pour le calcul du potentiel agronomique, elle intervient dans la fonction de pédo-transfert pour le calcul du réservoir en eau utilisable (RU), et de la sensibilité à l'infiltration. Pourtant, aucune de nos références ne la propose comme indicateur en tant que tel, à l'exception de la commission sur la qualité des sols de la SSSA qui propose d'utiliser uniquement l'épaisseur de l'horizon de surface (*topsoil*).

De même, ce paramètre est utilisé pour pondérer la qualité des sols urbains dans les projets d'aménagement. On peut citer par exemple la ville de Berlin et son « *Biotope Area Factor* » (Becker et Mohren, 1990) ou le « *Green Space Factor* » des villes de Stockholm et Malmö en Suède (Stadsbyggnadskontoret Malmö Stad, 2014)⁶¹ qui

⁶⁰ <https://anr.fr/Projet-ANR-12-VBDU-0011>

⁶¹ Stadsbyggnadskontoret Malmö Stad, 2014. Riktlinjer för Grönyte-faktor. Malmö.

incluent tous les deux un facteur de pondération en fonction de la profondeur du sol, ainsi que le « Coefficient de Biotope par Surface » de la ville de Nantes (Nantes Métropole, 2019)⁶² (par ailleurs inspiré du *Biotope Area Factor* de Berlin). A noter que dans ce contexte, la profondeur, ainsi que la continuité/connexion avec le milieu naturel, en profondeur et latéralement, sont renseignées.

Cependant, elle peut être incluse dans le calcul de certains paramètres (par ex. le RU) sans que cela soit clairement indiqué dans les articles. Enfin, la profondeur est utilisée pour délimiter la profondeur à laquelle on va évaluer un autre paramètre. Dans ce cas, il s'agit d'une épaisseur fixe, sans lien avec la profondeur réelle du sol : par exemple, certains auteurs évaluent le Réservoir en eau utilisable sur une profondeur homogène de 1,20 m ou 2 m (voir Chapitre 8).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

La profondeur est un critère pour la définition de certains sols et de leurs horizons (IUSS Working Group WRB, 2022, ou Baize et Girard, 2009)). Par exemple, le lithosol ne peut pas avoir plus de 10 cm et les rankosol et rendosol pas plus de 35 cm jusqu'au matériau parental (Baize et Girard, 2009). Ainsi les gammes de valeurs sont éminemment variables selon le contexte géopédoclimatique. Les éventuelles classes de profondeur utilisées pour qualifier un sol sont donc contexte géopédoclimatique-dépendantes, mais également peuvent être envisagées selon l'usage (par exemple dans les cartes d'aptitude dérivées des cartes pédologiques).

Par exemple dans le projet MUSE, le calcul du potentiel agronomique a défini les classes suivantes permettant de donner une note (Tableau 10-41).

| Profondeur du sol | Note |
|-------------------|------|
| > à 100 cm | 5 |
| 60 à 100 cm | 3 |
| 25 à 60 cm | 2 |
| < 25 | 1 |

Tableau 10-41. Classes de profondeur du sol pour la caractérisation du potentiel agronomique dans le cadre du projet MUSE (Branchu et al., 2022).

■ Méthodes de mesure et opérationnalité

Il s'agit d'un critère mesuré sur le terrain à partir de sondage manuel ou mécanique ou encore de fosse. Des évaluations indirectes par mesure géophysique renseignent également sur la profondeur du sol et sont employées pour analyser la variabilité intra-parcellaire de ce paramètre (Bourennane *et al.*, 2017).

5.3. Teneur en eau du sol

■ Description du paramètre (FAO, 2023)

La teneur en humidité du sol est l'une des propriétés fondamentales utilisées dans la prise de décisions liées à la gestion des sols. Elle est mesurée de manière implicite (et donc pas toujours renseignée) car sur le plan analytique, la détermination de la teneur en humidité séchée à l'air (c'est-à-dire l'humidité restante dans le sol, séchée pendant l'analyse en laboratoire) est utilisée pour exprimer les résultats d'autres tests (par exemple carbone, azote, phosphore) sur une base séchée au four.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Cette mesure est recommandée par la FAO, le GEMAS, la WRB et l'ICP Forests puisqu'il s'agit d'un préalable à d'autres analyses. Pour cette raison certainement, et parce que ce paramètre est éminemment variable, ce paramètre n'apparaît pas dans la littérature à l'exception de la revue de Bünemann *et al.* (2018).

⁶² Nantes Métropole, 2019. Plan Local d'Urbanisme Métropolitain. Approuvé le 05 avril 2019. 4.1.1. Règlement. Document Réglementaire.

■ Méthode de mesure

La méthode utilisée universellement afin d'obtenir la teneur en eau d'un échantillon de sol est également normée (NF ISO 11465 ; GLOSOLAN-SOP-20, cf. Tableaux 10-A2 et 10-A3 en Annexe). Cette méthode couvre la détermination pour tous types de sols par la méthode gravimétrique à une température de $105^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$. Pour les échantillons de sol contenant des quantités importantes de matière organique, le séchage à la température standard pour cette méthode peut entraîner une décomposition de la matière organique, ce qui peut contribuer à une erreur dans le calcul de l'humidité du sol. Pour de tels sols, un séchage au four à 60°C jusqu'à masse constante, qui peut prendre jusqu'à 24 heures, doit être envisagé.

Il est à noter que l'eau structurale (eau cristallisée retenue entre les minéraux du sol), qui n'est pas éliminée en dessous de 105°C , n'entre pas dans le cadre de cette méthode. Cette eau peut être libérée lors de l'analyse de la combustion (par exemple par la méthode dite de « perte au feu » à 550°C) lors de l'analyse de la teneur en matière organique du sol.

■ Opérationnalité

La teneur en humidité du sol analysée par la méthode gravimétrique présente une faible difficulté opérationnelle et peut être utilisée à des fins multiples. Il s'agit notamment de quantifier la teneur en humidité du sol ou de quantifier la capacité de rétention d'humidité du sol (propriété associée à d'autres propriétés telles que la texture, la teneur en matière organique ou encore la structure et la porosité). En général, une faible teneur en humidité est associée aux sols sableux, tandis qu'une teneur plus élevée se trouve généralement dans les sols à plus forte teneur en argile ou en matière organique.

5.4. Texture et granulométrie

■ Description et concepts

La distribution granulométrique est l'une des propriétés physiques fondamentales des sols et est considérée comme faisant partie des paramètres intrinsèques du sol. Elle est également la plus couramment utilisée pour décrire et évaluer les sols. Alors que l'analyse granulométrique se réfère à des propositions pondérales de classes de taille prédéfinies de particules minérales (majoritairement), la texture est la représentation synthétique, en général sous forme de triangle, du résultat de l'analyse granulométrique. Mais la texture est également un jugement global sur la composition granulométrique porté sur le terrain (Baize, 2000a). Pour les deux approches (granulométrie et texture), des problèmes méthodologiques se posent lorsqu'il s'agit de comparer des informations. Ces aspects sont détaillés ci-dessous.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Elles interviennent dans les fonctions « support de végétation » et « fournir des nutriments » (cf. Chapitre 8). Bünemann *et al.* (2018) les identifient dans environ 45% des papiers investigués (pas de distinction faite entre granulométrie et texture) et notre complément bibliographique donne à peu près le même résultat. Étonnamment, texture ou granulométrie sont citées dans SIREN et par la SSSA (*Soil Science Society of America*) *Soil Quality Committee*, mais ne sont pas reprises par le projet ENVASSO.

On notera que même si ces paramètres sont couramment utilisés dans le *Total data set* (TDS), ils ne se retrouvent pas systématiquement dans le *Minimal data set* (MDS) puisque des études localisées sur des sols similaires ne permettent pas d'identifier la granulométrie ou la texture comme un paramètre discriminant les sols (par ex. Levi *et al.*, 2021). *A contrario*, les indices complexes sont parfois calculés par typologie de texture (Fine *et al.*, 2017). Étonnamment, nos références préconisent plutôt la mesure de la taille des particules, alors que la SML indique uniquement la texture du sol (cf. Chapitre 7, Tableau 7-1).

■ Méthodes de mesure et limites (seuils)

À première vue, les définitions des particules élémentaires du sol (PES) et des classes de granulométrie du sol sont simples. Cependant, leur analyse minutieuse soulève un certain nombre de problèmes méthodologiques importants et le problème-clé réside dans la définition exacte des PES. Cela a des implications sur l'interprétation des résultats et leur compréhension par les spécialistes des sciences voisines (Yudina *et al.*, 2018). Ces auteurs proposent une explication des différences entre les notions de particules primaires du sol (unités de construction du sol) et de particules élémentaires du sol. Les particules primaires du sol sont des particules minérales individuelles. Les particules élémentaires du sol sont des produits en phase solide de la pédogenèse représentés par des fragments de roches et de minéraux et par des particules organo-minérales et organiques dont tous les composants participent à des interactions chimiques et physico-chimiques (Figure 10-36). C'est ce qui est mesuré effectivement lorsqu'il est fait état de mesure des classes granulométriques. Dans un premier temps, nous présenterons les mesures granulométriques, et dans un second temps leur représentation sous forme de qualificatif (texture) associé ou non à un triangle de texture.

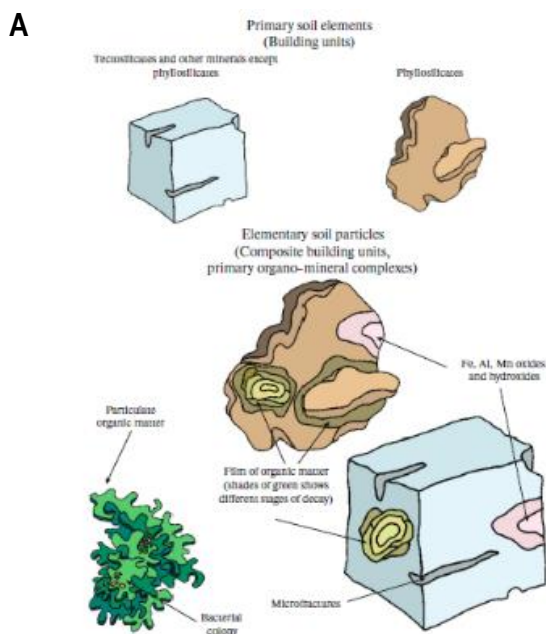


Fig. 1. Levels of the structural organization of soils: primary soil elements and elementary soil particles.

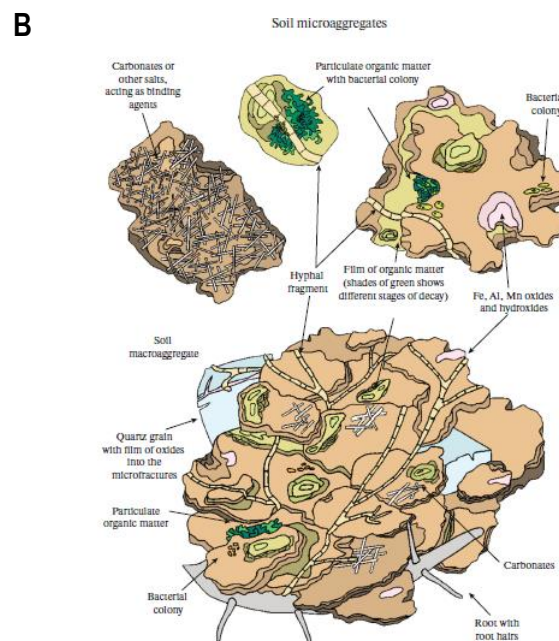


Fig. 2. Levels of the structural organization of soils: microaggregates and their inner structure.

Figure 10-36. Niveaux d'organisation structurale des sols : A. éléments primaires et particules élémentaires de sol ; B. structure des micro-agrégats. Tiré de Yudina *et al.*, 2018.

Granulométrie

Notons tout d'abord que la mesure n'est effectuée que sur la fraction < 2 mm (terre fine) recueillie après broyage des agrégats et tamisage à 2 mm, et est donc effectuée en laboratoire.

La méthodologie associée à l'analyse granulométrique est relativement ancienne pour ce qui est de la méthode par séparation physique des particules en classes de taille définies. Mais il faudra attendre les années 1920 (AISS/ISSS, 1926, 1934) pour qu'un accord international ait lieu sur la méthodologie de l'analyse mécanique avec proposition d'une Méthode internationale dite A. Cet accord précisera que : i) seule la terre fine (0-2000 µm) est concernée ; ii) les classes de particules séparées et leur granulométrie sont les suivantes : sable (2000-20 µm), limon (20-2 µm), argile (< 2 µm). La méthode internationale est basée sur une séparation quantitative et complète des différentes classes granulométriques, tandis que la méthode dite « pipette » proposée par Robinson (1922) ne met en œuvre, pour une estimation pondérale des classes argile et limon, que de simples prélèvements de parties aliquotes de la suspension sol-eau (Richer de Forges *et al.*, 2008).

Il existe maintenant d'autres méthodes de mesure de la taille de particules de sol et de leur quantification (Tableau 10-42 de Abbireddy et Clayton, 2009). Les méthodes les plus courantes sont toujours basées sur le principe de la sédimentation (méthode à la pipette et hydromètre) mais également sur celui de la diffraction laser dans des suspensions de sol (méthode LALLS : *Low Angle Laser Light Scattering*). Les premières présentent trois inconvénients principaux : i) les procédures sont fastidieuses, ii) les procédures prennent du temps, et iii) les résultats dépendent du protocole. La méthode par diffraction laser fournit des résultats rapides, utilise des échantillons plus petits et fournit plus de détails que les méthodes de sédimentation standard en utilisant des procédures standardisées, mais jusqu'à présent, il a été difficile de concilier les résultats avec ceux des méthodes de sédimentation standard (Faé *et al.*, 2019). Yudina *et al.* (2018) considèrent que comme la première méthode suppose la détermination de la distribution granulométrique des particules du sol en fonction de leurs masses, tandis que la seconde méthode prend en compte les volumes des particules, le recalcul direct des résultats d'une méthode vers une autre méthode est impossible, car la méthode à la pipette suppose que la densité de la phase solide (ρ_s , g/cm³) est la même pour toutes les particules. Si tel avait été le cas, les distributions granulométriques basées sur les masses et les volumes des particules auraient été les mêmes. Selon ces auteurs (Yudina *et al.*, 2018), la différence majeure réside dans une teneur nettement inférieure en particules d'argile déterminées par diffractométrie laser par rapport à celles déterminées par la méthode à la pipette. Après avoir comparé les différentes techniques (Tableau 10-42) sur une variété de tailles et natures de particules, Abbireddy et Clayton (2009) concluent qu'il est préférable de garder la méthode dite de la pipette pour l'analyse granulométrique des sols, même si toutes sont compatibles, à l'exception de la ESZ (*Electric sensing zone*, cf. Tableau 10-42) avec la gamme de tailles recherchées, à savoir < 2 mm. *A contrario*, Faé *et al.* (2019) ont observé qu'un facteur-clé pour obtenir des résultats exacts et précis était de limiter la plage granulométrique des échantillons en tamisant préalablement par voie humide la fraction des sables.

Tableau 10-42. *Gammes de tailles de particules mesurées par différentes techniques de mesure de la taille de particules ; d'après Abbireddy et Clayton, 2009.*

| Measurement technique | Particle size definition | Applicable size range: μm |
|---------------------------------------|--|---|
| Sieving | Side of a square sieve aperture | 63–75 000 |
| Sedimentation | Stokes' diameter | 2–63 |
| Electric sensing zone (ESZ)* | Spherical diameter of same displaced volume | 0.4–1200 |
| Laser diffraction (LD) | Spherical diameter equivalent to observed Mie scattering | 0.1–2000 |
| Single particle optical sizing (SPOS) | Circular diameter equivalent to projected area | 1–5000 |
| Imaging | Minimum length of projected image of particles | 0.5–100 000 |

*Coulter counter.

Contrairement aux mesures optiques qui fournissent une courbe de distribution des tailles continue, les méthodes par tamisage et sédimentation identifient des coupures pour les différentes classes. Ces seuils ne sont pas identiques selon les pays (Figure 10-37), ce qui limite les comparaisons possibles surtout lorsque le système de référence n'est pas indiqué.

Il existe cependant une norme française NF (NF X 31-107) pour l'analyse de la granulométrie 5 fractions, avec les 5 classes suivantes :

- Argiles : 0 à 2 μm
- Limons fins : 2 à 20 μm
- Limons grossiers : 20 à 50 μm
- Sables fins : 50 à 200 μm
- Sables grossiers : 200 à 2000 μm

La méthode peut être adaptée si la coupure désirée des limons est à 63 μm .

La WRB (2022), quant à elle, préconise la norme ISO 11277:2009 et les distinctions suivantes :

- Terre fine : ≤ 2 mm
- Sables : > 63 μm - ≤ 2 mm
 - Sables très grossiers : > 1250 μm - ≤ 2 mm
 - Sables grossiers : > 630 μm - ≤ 1250 μm

- Sables moyens : > 200 µm - ≤ 630 µm
- Sables fins : > 125 µm - ≤ 200 µm
- Sables très fins : > 63 µm - < 125 µm
- Limons : > 2 µm - ≤ 63 µm
- Argiles : ≤ 2 µm

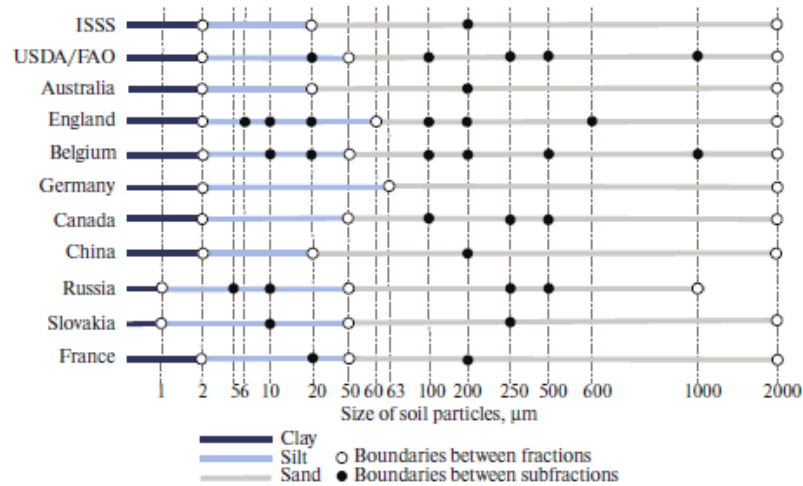


Figure 10-37. Limites des tailles de particules utilisées pour définir les classes des particules d'argile, limon, sable d'un sol selon les pays. Tiré de Yudina et al., 2018.

L'ICP Forests propose de suivre les trois fractions (sables, limons, argiles). Cependant, la proportion de particules minérales de taille supérieure à 2 mm ne doit pas être exclue des suivis. Leur prise en compte est incontournable lorsqu'il s'agit de calculer des stocks de carbone par exemple, indicateur par ailleurs recommandé par ENVASSO et SIREN.

Représentation de l'analyse granulométrique et jugement global (texture)

La 1^{re} normalisation (AISS/ISSS, 1926, 1934) permettait aussi de normaliser la classification des terres selon leur texture, et chaque ouvrage sur les sols à partir de cette période présente souvent de grands tableaux avec les proportions de chacune des classes de particules pour distinguer les terres sablo-argileuses, argilo-limono-sableuses, etc. Le travail bibliographique mené par Richer de Forges *et al.* (2008) met également en évidence que la notion de triangle de texture est apparue en France et aux USA entre 1906 et 1911, et sous la forme de triangle rectangle, mais cette notion ne se développera réellement qu'au mieux à partir de 1930, et sera classique à partir de 1950 sous forme de triangles équilatéraux (Richer de Forges *et al.*, 2008).

Ces triangles sont nombreux, et différents selon les pays, voire les régions. Richer de Forges *et al.* (2008) en ont dressé un panorama et tenté d'identifier des similitudes. Ils concluent qu'en l'absence d'homogénéisation, il convient de renseigner précisément la méthode et les seuils de coupure choisis. En France, le triangle GEPPA et le triangle dit de Jamagne ou de l'Aisne sont les plus utilisés (Richer de Forges *et al.*, 2008). Ils se distinguent du triangle proposé par la IUSS Working Group WRB (2022) (Figure 10-34).

Estimation sur le terrain

Ces triangles permettent également le report direct d'une texture évaluée sur le terrain, moyennant un test tactile. Selon l'opérateur, le résultat, très rapide, permet une estimation précise de la texture, voire de la répartition granulométrique. La IUSS Working Group WRB (2022) propose une méthodologie pour cette évaluation (Figure 10-38) et sa retranscription dans le triangle associé (Figure 10-39).

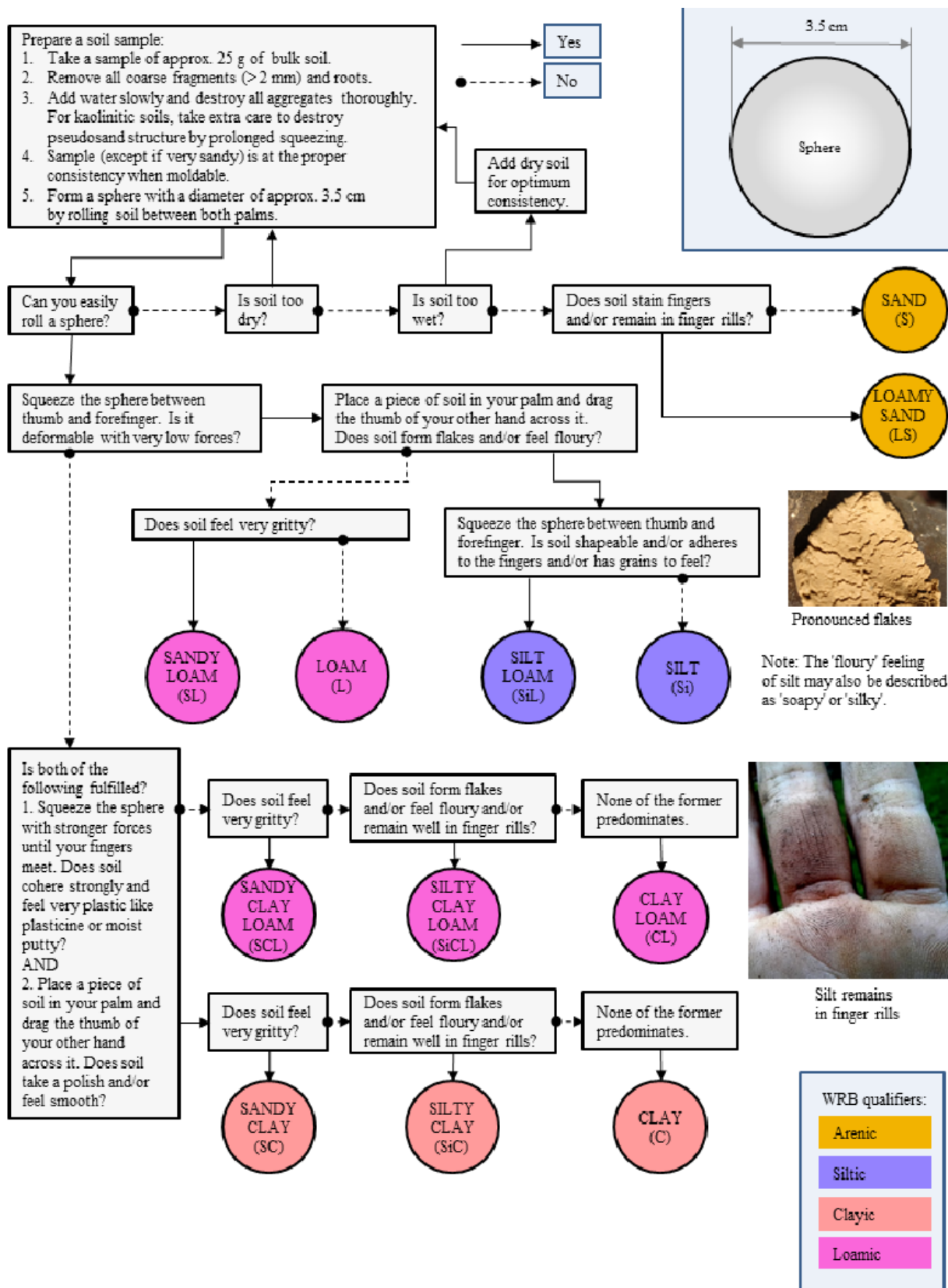


Figure 10-38. Classes de texture et arbre de décision issu de IUSS Working Group WRB, 2022 (d'après Blum et al., 2018), Natural England Technical Information Note TIN037 (d'après Thien, 1979, et Soil Science Division Staff, 2017)

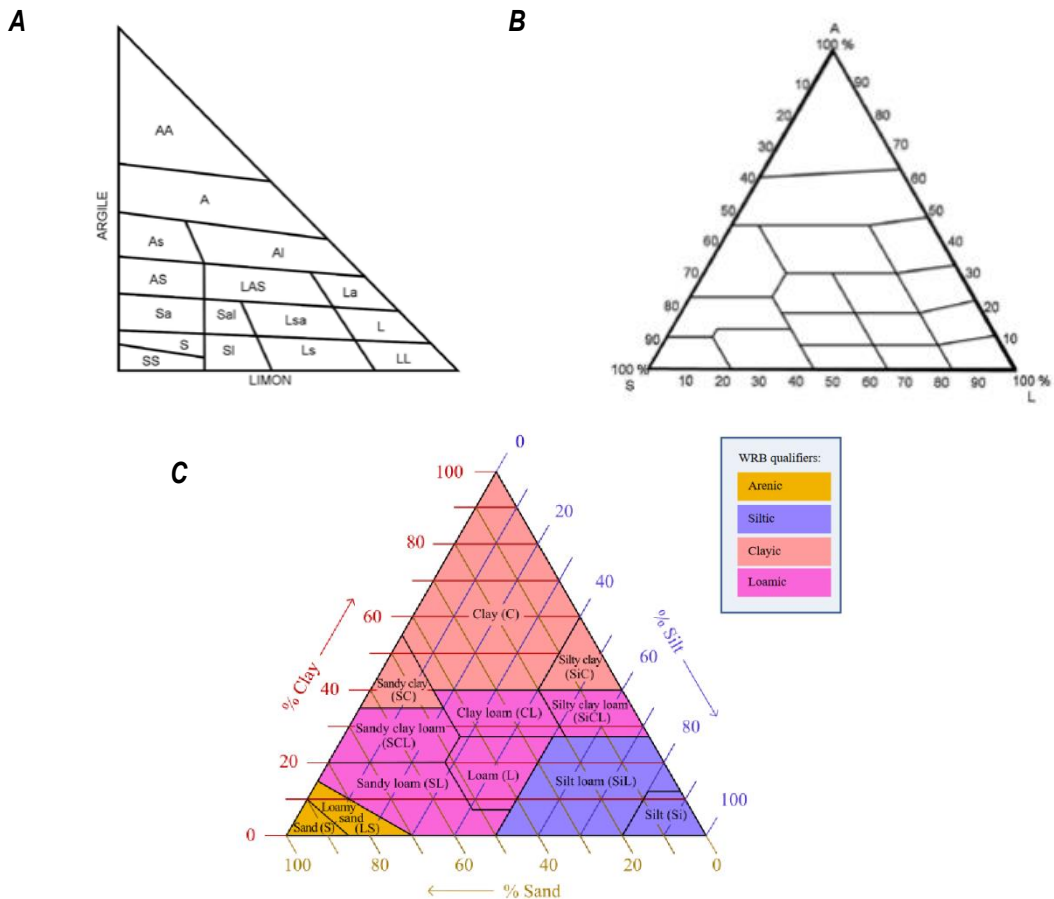


Figure 10-39. A) et B) les deux triangles les plus utilisés en France (GEPPA et Aisne), tirés de Richer de Forges et al., 2008 C) le triangle recommandé par la WRB (IUSS Working Group WRB, 2022).

5.5. Densité apparente (ou masse volumique apparente)

En français, en principe la densité n'a pas d'unité et la masse volumique s'exprime le plus souvent en g.cm⁻³. L'équivalent en anglais de la masse volumique est « bulk density », et sous cette influence on peut fréquemment trouver dans la littérature scientifique francophone le terme « densité » utilisé à la place de « masse volumique ». Dans ce qui suit, densité et masse volumique sont utilisés de manière indifférenciée.

Cette section est majoritairement basée sur deux références : Rabot *et al.*, 2018, et European Environment Agency, 2023.

■ Description du paramètre (European Environment Agency, 2023)

La densité apparente (D_a) définit une masse de matière sèche du sol par unité de volume. Sa valeur dépend de la texture, de l'agrégation, de la teneur en carbone organique, du drainage des eaux *in situ* et des processus anthropiques, géogéniques ou pédogénétiques. D_a est un paramètre à forte variabilité spatiale et temporelle. Si D_a est sensible au tassement, elle est néanmoins considérée comme un paramètre peu spécifique, car elle décrit uniquement les changements de volume mais ne quantifie pas les impacts potentiellement négatifs sur les fonctions des pores. Il y a donc peu de lien direct avec la résistance mécanique ou le tassement du sol, même s'il a été observé une diminution de la densité racinaire, de la masse des racines et du diamètre des racines parallèlement à une augmentation de la D_a (Dal Ferro *et al.*, 2014). Cependant, elle permet d'évaluer la porosité d'un sol et surtout elle est indispensable pour transformer une valeur pondérale en valeur volumique (Mathieu *et al.*, 1998).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Plus de 70% des articles compilés par Valani *et al.* (2020), plus de 50% de ceux de Bünemann *et al.* (2018) prennent en compte la densité apparente. Dans notre grille de lecture, 22% des articles l'utilisent pour le calcul d'indice de qualité des sols. Elle est donc couramment mesurée. Les projets ENVASSO, SIREN et LANDMARK le listent également comme un paramètre nécessaire à la qualification d'un sol. Dans sa proposition de paramètres pour le suivi du tassement du sous-sol, l'European Environment Agency (2023) propose la densité apparente comme un des 3 paramètres du jeu de paramètres de base. Elle fait partie des 3 paramètres incontournables cités par le comité pour la qualité du sol américain (SSSA *soil quality committee*) (cf. Chapitre 7, Tableau 7-1). Enfin, la proposition de SML la considère comme nécessaire à mesurer pour le sous-sol au niveau européen (niveau 1) et à suivre également dans l'horizon de surface selon des modalités laissées à l'appréciation des Etats. Ce paramètre fait donc consensus mais est plutôt décliné pour la surface ou la profondeur selon les sources. La mesure de la densité apparente de l'horizon de profondeur (*subsoil*) est envisagée pour le suivi du tassement de ce dernier.

■ Méthodes de mesure

La densité apparente est une variable de « position » et « dimensionnelle » car elle est liée à l'organisation des constituants du sol entre eux. On obtiendra donc des résultats différents suivant la dimension et la localisation de l'échantillon prélevé. Toutes les méthodes ne vont donc pas donner les mêmes valeurs. Très généralement pour l'évaluation de la densité apparente d'un horizon de sol, des échantillons de volume connu sont obtenus en utilisant des cylindres (ou des anneaux volumétriques) de taille bien définie. Le principal risque réside dans un possible tassement du sol au cours de l'échantillonnage et, selon la taille des cylindres, le volume élémentaire du sol peut ne pas être échantillonné (Page-Dumroese *et al.*, 1999 ; Timm *et al.*, 2005). Enfin, il peut s'avérer très difficile d'échantillonner des sols présentant une charge en cailloux importante ou des fragments de roche de taille supérieure au diamètre du cylindre.

Les alternatives sont les méthodes de mesure au densitomètre à membrane ou le cône à sable (ou leurs variantes) après excavation d'un volume de sol (Frisbie *et al.*, 2014 ; Laundre, 1989). La méthode d'excavation est particulièrement adaptée aux sols meubles, où un échantillon cohérent ne peut être collecté, ainsi qu'aux sols caillouteux.

La mesure de la porosité de mottes ou d'agrégats élémentaires nécessite plus de main d'œuvre puisque le volume échantillonné doit être déterminé après l'extraction : la motte est d'abord recouverte ou saturée d'une substance hydrofuge (par exemple, de la paraffine), et le volume est ensuite déterminé par déplacement d'eau. Cette méthode peut également être utilisée pour mesurer la densité globale. Mais, par définition la méthode des mottes et agrégats élémentaires ne donne pas de représentation correcte des larges pores puisqu'ils ne sont pas échantillonnés.

D'autres variantes de détermination de volume existent, comme la photogrammétrie (Bauer *et al.*, 2014 ; Rossi *et al.*, 2008) ou l'utilisation d'un pycnomètre (Uteau *et al.*, 2013). Certains capteurs ont été développés pour estimer la D_a directement sur le terrain afin de collecter de grandes quantités de données sur de courtes périodes (par ex. Lu *et al.*, 2016). Ces mesures nécessitent de connaître la teneur en eau du sol et parfois la distribution granulométrique pour pouvoir calibrer la réponse du capteur à D_a .

Certains auteurs ont proposé des indicateurs dérivés de la densité apparente permettant en théorie de s'affranchir du type de sol, soit en normalisant à un sol de référence pour le degré de tassement de l'horizon de surface (Håkansson et Lipiec, 2000), soit en appliquant un facteur de correction dépendant de la teneur en argile et de la relation teneur en argile / D_a pour la « *packing density* » (Renger, 1970).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

L'European Environment Agency (2023) propose des seuils pour la détection du tassement des horizons profonds (Tableau 10-43).

Les mesures de densité apparente sur les sols du RMQS sont présentées dans le Tableau 10-44. Les gammes de valeurs observées peuvent être comparées aux valeurs proposées par l'EEA (Tableau 10-43). Les moyennes et médianes présentent des valeurs « normales » (au sens de l'EEA), avec les valeurs les plus basses mesurées dans les sols des surfaces boisées pour les deux profondeurs. Les valeurs les plus élevées sont pour les deux

profondeurs rencontrées dans les vergers et les cultures pérennes. Les valeurs maximales observées correspondent à des valeurs « denses » à « très imperméables » (au sens de l'EEA) pour les deux profondeurs.

Tableau 10-43. Valeurs de densité apparente proposées par l'European Environment Agency (2023) comme seuils pour la détection du tassement des horizons profonds.

Valeurs basées sur DWA German Association for Water Management (1997) et Keller et al. (2019).

| | | |
|--------------------------|--|---|
| Densité apparente | <1,2 g.cm ⁻³ = très léger | Sols issus de sable < limon < argile |
| | 1,2 g.cm ⁻³ à 1,6 g.cm ⁻³ = normal | |
| | 1,6 g.cm ⁻³ à 1,9 g.cm ⁻³ = dense | Les valeurs élevées sont dues à des pré-contraintes géologiques ou des impacts anthropiques |
| | >1,9 g.cm ⁻³ = très imperméable | |

Tableau 10-44. Mesures de densité apparente (Da) obtenues sur les sols du RMQS (n=2144)

| Occupation | Minimum | Maximum | Médiane | Moyenne | Vibrisse 3 |
|---|---------|---------|---------|---------|------------|
| 0-30 cm | | | | | |
| Successions culturales | 0,79 | 1,96 | 1,36 | 1,36 | 1,96 |
| Surfaces toujours en herbe | 0,44 | 1,98 | 1,3 | 1,29 | 1,98 |
| Surfaces boisées | 0,48 | 2,05 | 1,24 | 1,24 | 2,05 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 1,00 | 2,04 | 1,54 | 1,54 | 2,04 |
| <i>Toutes Occupations Confondues</i> | 0,37 | 2,05 | 1,32 | 1,31 | 2,05 |
| 30-50 cm | | | | | |
| Successions culturales | 0,87 | 2,16 | 1,48 | 1,48 | 2,03 |
| Surfaces toujours en herbe | 0,20 | 2,26 | 1,44 | 1,43 | 1,99 |
| Surfaces boisées | 0,51 | 2,34 | 1,38 | 1,39 | 2,34 |
| Vergers et cultures pérennes arbustives | 1,06 | 2,10 | 1,53 | 1,55 | 2,10 |
| <i>Toutes Occupations Confondues</i> | 0,20 | 2,34 | 1,47 | 1,46 | 2,16 |

■ Opérationnalité

La mesure de la densité apparente demande peu d'expertise et peu d'équipement : elle est donc facilement accessible et facile à acquérir, même si sa mesure peut prendre du temps. Elle est aussi utilisée pour l'évaluation de la qualité des sols en raison de la large disponibilité des données obtenues dans les programmes de surveillance des sols. Cependant, lorsqu'il s'agit d'évaluer le tassement, des informations (visuelles) supplémentaires sur la texture ou la structure du sol (par exemple) sont nécessaires pour obtenir un jugement plus qualitatif. La mesure de Da peut également être difficile dans des sols secs, fortement enracinés ou pierreux. La « *packing density* » est parfois utilisée à la place de Da.

5.6. Stabilité des agrégats - stabilité structurale

■ Description du paramètre et méthodes de mesure

La stabilité structurale d'un sol fait référence à la capacité d'un sol à résister à des agents de dégradation, principalement mécaniques et hydriques (Jensen *et al.*, 2019). La stabilité structurale du sol dépend d'une série de paramètres et peut être évaluée de plusieurs manières (Gobat *et al.*, 2010 ; Rabot *et al.*, 2018). Au laboratoire, la stabilité structurale du sol peut être déterminée en regardant la distribution de la taille des agrégats et leur stabilité face à différents traitements comme une immersion dans l'eau, une désagrégation mécanique par agitation... (Le Bissonnais, 1996 ; Rabot *et al.*, 2018).

La méthode communément appliquée est la méthode Le Bissonnais (1996). Elle est encadrée par une norme ISO ([ISO 10930: 2012 « Qualité du sol -- Mesure de la stabilité d'agrégats de sols soumis à l'action de l'eau »](#)).

La procédure, appliquée sur des agrégats de 3-5 mm, comporte 3 tests rendant compte de différentes pressions : humectation rapide (immersion des agrégats dans l'eau pendant 10 minutes), humectation lente (humectation des agrégats pendant 60 minutes), agitation (immersion dans l'éthanol pendant 30 minutes). Les agrégats récoltés sont

ensuite tamisés dans l'éthanol puis les agrégats supérieurs à 50 µm seront séchés et tamisés. La stabilité structurale sera mesurée par le diamètre pondéral moyenné (DMP, ou WMP pour « *mean weight Diameter* ») (Figure 10-40). Certaines précautions sont à prendre : si le taux d'éléments grossiers est compris entre 10 et 40%, il sera nécessaire de prendre en compte ces éléments grossiers par lavage de la fraction supérieure à 2 mm résultant des tests, et le DMP sera calculé en tenant compte des éléments grossiers et un autre DMP sera calculé sans éléments grossiers ; si les éléments grossiers sont supérieurs à 40%, le test ne sera sans doute pas pertinent⁶³.

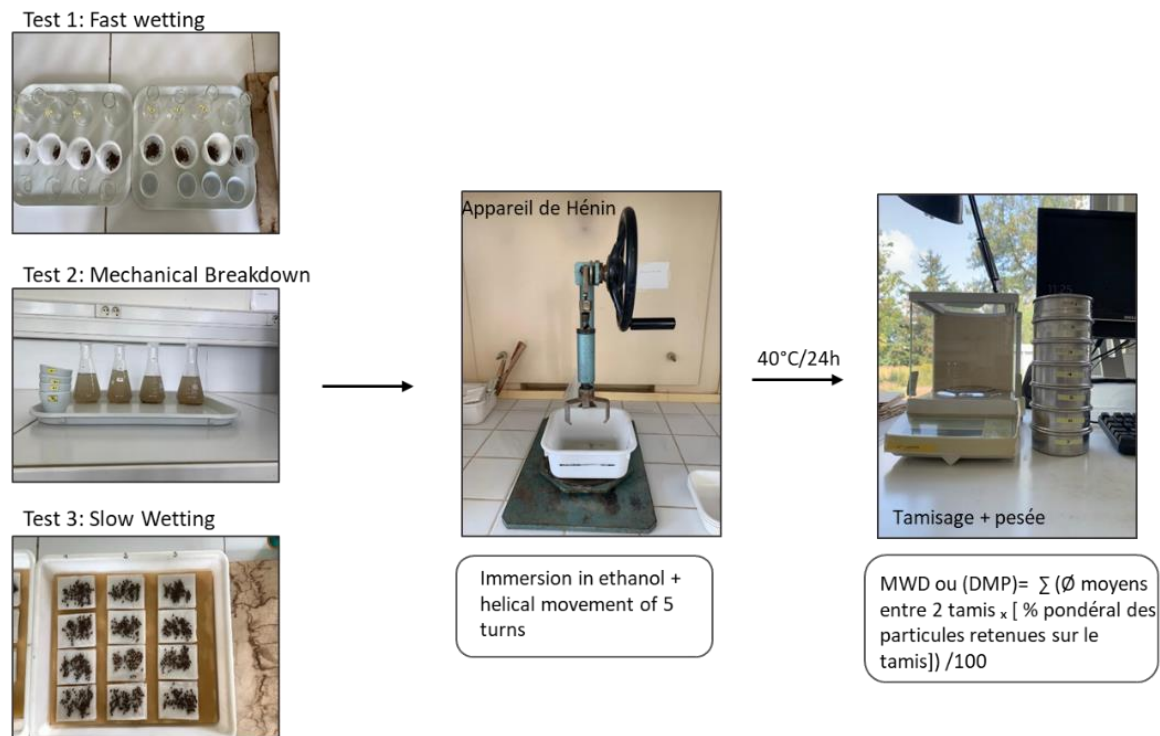


Figure 10-40. Méthode de mesure de la stabilité structurale selon la méthode (Le Bissonais, 1996)

La limite de cette méthode est qu'elle peut être relativement lourde car elle nécessite un appareil particulier (appareil de Héning). Pour pallier ces limites, des méthodes de terrain plus simples sont proposées, telle que le « *slake test* ».

Le slake test : la méthode utilisée (Herrick et Jones, 2002) repose sur l'attribution d'un score lié à la stabilité des agrégats dans l'eau (*slake test*). Les agrégats sont prélevés à deux profondeurs : 0-2 cm (AggSurf) et 2-10 cm (AggSoil). Le score est attribué en fonction de la désagrégation ou de la dispersion de l'agrégat dans l'eau au cours du temps à travers deux étapes successives. Tout d'abord, les agrégats, auparavant séchés à l'air, sont immergés dans l'eau durant 5 minutes (étape 1). Ensuite, ils sont sortis-immérgés à travers un mouvement de va-et-vient dans l'eau (étape 2). Cette méthode qui est facile à mettre en œuvre sur le terrain est aussi développée dans l'outil intégré Biofunctool.

Une nouvelle méthode basée sur un algorithme de reconnaissance d'image dynamique a été récemment proposée. Elle est implémentée sous la forme d'une application logicielle pour téléphone portable, disponible sur les « stores » (Google et Apple). Son protocole est simple et accessible au grand public. Cette application est actuellement en test dans le cadre des travaux menés au sein d'INRAE (Saby, 2021).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

La stabilité structurale est un indicateur qui fait partie des indicateurs physiques les plus mesurés (Bünemann *et al.*, 2018 ; Rabot *et al.*, 2018).

⁶³ <https://www6.val-de-loire.inrae.fr/ur-sols/Equipements/Physique-du-sol/Protocole-de-tests-de-stabilite-structurale>

■ Valeurs de référence

La méthode Le Bissonnais (1996) a permis le développement de valeurs de référence rendant compte de la sensibilité du sol à l'érosion et à la battance (Tableau 10-45).

Tableau 10-45. Valeurs de référence de la stabilité structurale des sols (MWD) (Le Bissonnais, 1996)

| MWD | Stabilité | Risque de Battance | Ruissellement et érosion diffuse |
|------------|--------------------|--------------------|--|
| < 0,4 mm | Très instable | Systématique | Risque élevé et permanent dans toutes les conditions topographiques |
| 0,4-0,8 mm | Instable | Très fréquent | Risque fréquent dans toutes les situations |
| 0,8-1,3 mm | Moyennement stable | Fréquent | Risque variable en fonction des paramètres climatiques et topographiques |
| 1,3-2,0 mm | Stable | Occasionnel | Risque limité |
| > 2,0 mm | Très stable | Très rare | Risque très faible |

5.7. Réservoir en eau utilisable

■ Description du paramètre

Le Réservoir en eau Utilisable (RU) décrit la quantité d'eau maximale que le sol peut stocker et restituer aux plantes. C'est une caractéristique du sol essentielle dans les modèles qui mobilisent un formalisme de bilan hydrique pour décrire le fonctionnement hydrique du sol, qu'il soit décrit à une échelle locale, par exemple dans des outils d'aide à la décision en agriculture, ou à un niveau régional/national pour des diagnostics environnementaux en lien avec la gestion quantitative ou qualitative de l'eau.

Dans chaque horizon, le RU est défini comme la différence entre la quantité d'eau à l'état dit « de capacité au champ », et la quantité d'eau à l'état dit « point de flétrissement permanent ». La quantité d'eau « à la capacité au champ » est celle contenue dans le sol après que le sol saturé a drainé par gravité (Cousin *et al.*, 2022). C'est une valeur qui est liée aux caractéristiques physiques du sol (texture, structure), que l'on détermine de façon empirique en observant en général la teneur en eau du sol après un ressuyage de 48 h. Pour une évaluation en laboratoire en conditions contrôlées, on équilibre le sol à un potentiel de -10 kPa (pF2), ce qui correspond à une valeur moyenne de la capacité au champ toutes textures du sol confondues, même si celle-ci varie théoriquement en fonction de la texture de l'horizon (Assouline et Or, 2014). La quantité d'eau « au point de flétrissement permanent » correspond à la (faible) quantité d'eau qui est atteinte lorsque les forces de succion exercées par le sol sont supérieures à la force d'extraction par la plante. L'état de flétrissement permanent dépend donc de l'état d'équilibre dans le système sol-plante (Czyz et Dexter, 2012), mais l'on utilise classiquement la valeur de -1500 kPa (pF 4,2) pour le simuler dans des mesures de laboratoire en situations contrôlées, ce qui est une valeur raisonnable pour des cultures annuelles ou des prairies sous nos latitudes, et reste acceptable pour les espèces pérennes des vergers et des forêts.

Pour décrire le RU d'un profil de sol, on somme les RU élémentaires de chacun de ses horizons, sur toute l'épaisseur du sol : c'est le Réservoir en eau Utile Maximal (RUM) (Bouthier *et al.*, 2022) :

$$RUM = \sum_{i=1}^{i=n} [\theta_{CCi} - \theta_{PFPi}] e_i = \sum_{i=1}^n HUM_i$$

avec θ_{CCi} , la teneur en eau (volumique) à la capacité au champ de l'horizon i ,
 θ_{PFPi} la teneur en eau (volumique) au point de flétrissement de l'horizon i ,
 e_i l'épaisseur de l'horizon i , n le nombre d'horizons du profil de sol.

HUM_i représente l'Humidité Utile, c'est-à-dire la différence de teneur en eau entre l'état de capacité au champ et l'état de point de flétrissement permanent. On l'exprime, comme les teneurs en eau, en $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ ou, de façon plus facilement interprétable, en $\text{mm}.\text{cm}^{-1}$, ce qui représente une lame d'eau exprimée en mm sur un cm d'épaisseur de sol.

Le RUM est un indicateur élémentaire de la qualité du sol. Cependant, lorsqu'on manipule ce paramètre dans des

objectifs de gestion, par exemple pour renseigner un outil d'aide à la décision en irrigation, il convient de restreindre la profondeur de calcul du RU à la profondeur d'enracinement de la plante.

On notera également que la charge en cailloux d'un horizon influe fortement sur son RU ; des éléments grossiers non poreux occupent de l'espace de terre fine et leur proportion volumique doit être retirée de l'évaluation du RU ; des éléments grossiers poreux retiennent de l'eau et participent ainsi significativement au RU jusqu'à une proportion de 30% (Tetegan *et al.*, 2011). Le guide technique de Bouthier *et al.* (2022) présente l'ensemble des équations d'évaluation du RU selon que l'on souhaite, ou pas, tenir compte de la phase caillouteuse.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Le RU est un indicateur important de la fonction « réguler l'eau » (cf. Chapitre 8). C'est d'ailleurs l'un des 13 indicateurs élémentaires proposés dans la méthode d'évaluation de la qualité des sols par le SMAF (*Soil Management Assessment Framework*), au titre de son rôle dans la fonction « réguler l'eau » de ce cadre d'évaluation (Andrews *et al.*, 2004) ; les auteurs recommandent qu'il soit pris en compte de façon systématique, quelle que soit la finalité de la mise en œuvre de l'évaluation SMAF. Cependant, on notera qu'il n'est pas repris dans la version de juillet 2023 de la *Soil Monitoring Law*, qui lui préfère le paramètre de « capacité de stockage » (*Water Holding Capacity*), évalué annuellement à l'échelle d'un bassin versant. C'est un paramètre qui n'est pas cité dans la revue de Bünemann *et al.* (2018), qui mentionnent plus spécifiquement des indicateurs liés au transfert de l'eau (infiltration, conductivité hydraulique), et l'indicateur « porosité », dont une partie peut être assimilée au RU.

■ Méthodes de mesure

L'évaluation du RU peut être conduite selon 4 approches différentes.

a) Evaluation sur le terrain, à l'aide de chroniques temporelles

L'idée est d'instrumenter un profil de sol avec des capteurs de teneur en eau (capteurs TDR, capteurs capacitifs, notamment) et de suivre la dynamique de la teneur en eau au cours du temps. Pour évaluer la teneur en eau à la capacité au champ, il est recommandé d'instrumenter un sol nu en période hivernale, pour limiter l'évaporation (Otoni *et al.*, 2014). Une approche empirique consiste à mesurer pendant quelques jours la dynamique de la teneur en eau après un épisode pluvieux qui a permis de resaturer le sol ; Ratliff *et al.* (1983) considèrent que lorsque la teneur en eau entre 2 jours varie de 0,1 à 0,2% (en teneur en eau volumique), la phase de drainage rapide est terminée et la capacité au champ est atteinte. L'évaluation du point de flétrissement permanent est plus délicate *in situ* ; elle suppose un suivi pluri-annuel de la teneur en eau d'une parcelle cultivée et l'observation de la senescence en situation de fort stress hydrique. Elle n'est donc pas adaptée à une évaluation en forêt ou en verger.

En milieu caillouteux, l'installation de sondes est délicate voire impossible. On peut néanmoins réaliser cette évaluation du RU par suivi de terrain en prélevant régulièrement des échantillons de sol et en déterminant leur humidité au laboratoire.

b) Evaluation en laboratoire, sur des échantillons de sol

Des échantillons de sol non perturbés sont placés dans des presses à membrane de Richards pour être équilibrés pendant 5 à 7 jours à un potentiel de -10 kPa (pour mimer la capacité au champ) ou à -1500 kPa (pour mimer le point de flétrissement permanent) (Bouthier *et al.*, 2022). Après cette phase d'équilibre, ils sont pesés en l'état, puis séchés pendant 24 h à 105°C et repesés secs. On détermine ainsi leur teneur en eau massique à chaque potentiel d'intérêt. On détermine également la masse volumique de l'horizon pour transformer les teneurs en eau massique en teneurs en eau volumique. La norme ISO 11274 décrit cette méthode de mesure.

c) Evaluation par des fonctions de pédotransfert

Que ce soit sur le terrain ou au laboratoire, les méthodes d'évaluation décrites ci-dessus sont longues, coûteuses et requièrent une technicité spécifique. Elles supposent soit une instrumentation soit le prélèvement d'échantillons, tous les deux sur une fosse pédologique ; ces méthodes coûteuses et destructives ne peuvent donc être déployées sur de grands espaces. On trouve ainsi de l'intérêt à évaluer le RU à l'aide de fonctions de pédotransfert (FPT), lesquelles sont des modèles (simples ou complexes) qui utilisent des paramètres de sol (assez) faciles d'accès

(texture, teneur en matière organique, par exemple) pour évaluer un paramètre plus difficilement mesurable (Bouma et Lanen, 1987). De telles FPT sont ici employées pour estimer les teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, et la masse volumique. La littérature scientifique est abondante sur les fonctions de pédotransfert, que celles-ci soient des fonctions de pédotransfert s.s., c'est-à-dire des modèles (souvent statistiques) liant teneurs en eau aux potentiels caractéristiques à variables simples d'accès, ou qu'elles soient des classes de pédotransfert, fournissant une valeur de teneur en eau moyenne par classe de texture. On recommande fortement d'employer toujours une FPT dans un contexte pédoclimatique proche de celui où elle a été développée. On recommandera donc l'utilisation de FPT développées sur des sols français pour des évaluations du RU sur le territoire national (Bruand *et al.*, 2004 ; Jamagne *et al.*, 1977) et, idéalement, plutôt récentes. Voici la proposition de FPT de Dobarco *et al.* (2019b) (dont l'emploi est plutôt recommandé pour des sols agricoles) :

$$\theta = a + b[\text{Teneur en argile}] + c[\text{Teneur en sable}] + d[\text{Teneur en Carbone Organique}] + e[\text{Masse volumique}]$$

Les teneurs en argile, sable, carbone organique sont des teneurs pondérales, exprimées en %. Les coefficients de l'équation sont donnés dans le Tableau 10-46.

Tableau 10-46. Coefficients de la fonction de pédotransfert de (Dobarco *et al.*, 2019b)

| Coefficients pour l'évaluation de la teneur en eau à -10 kPa (pF2) | | | | | Coefficients pour l'évaluation de la teneur en eau à -1500 kPa (pF42) | | | | |
|--|----------|----------|----------|----------|--|----------|----------|----------|----------|
| Horizon de surface (les 20 à 30 premiers centimètres, concernés par le travail du sol) | | | | | Horizon de surface (les 20 à 30 premiers centimètres, concernés par le travail du sol) | | | | |
| <i>a</i> | <i>b</i> | <i>c</i> | <i>d</i> | <i>e</i> | <i>a</i> | <i>b</i> | <i>c</i> | <i>d</i> | <i>e</i> |
| 12,7 | 0,229 | -0,121 | 4,35 | 7,35 | -2,9 | 0,435 | -0,006 | 1,7 | 4,77 |
| Horizons de profondeur (non concernés par le travail du sol) | | | | | Horizons de profondeur (non concernés par le travail du sol) | | | | |
| <i>a</i> | <i>b</i> | <i>c</i> | <i>d</i> | <i>e</i> | <i>a</i> | <i>b</i> | <i>c</i> | <i>d</i> | <i>e</i> |
| 47,8 | 0,207 | -0,127 | -2,15 | -12,1 | 5,2 | 0,406 | -0,037 | -0,165 | 1,99 |

On aura intérêt, également, à intégrer une évaluation de l'incertitude sur le calcul du RU, lorsque cette évaluation est disponible.

d) Evaluation par inversion de modèle de culture

Les teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent peuvent également être évaluées à l'aide de modèles de culture que l'on utilise en inversion, sur la base d'informations sol et/ou plante observées *in situ* : teneur en eau du sol, rendement, teneur en azote, LAI, par exemple (Cousin *et al.*, 2022). L'inversion suppose des hypothèses sur le nombre d'horizons et/ou, au minimum, sur la profondeur du sol ou la profondeur d'enracinement. Ces méthodes d'inversion sont délicates à mettre en œuvre de façon simple et en routine, mais, si elles utilisent comme données d'entrée des informations issues de la télédétection, elles permettent des évaluations spatialisées, en particulier pour des applications en agriculture de précision (voir par exemple, Florin *et al.*, 2011). L'incertitude dans ces évaluations est d'autant plus faible que les données d'entrée sont nombreuses (Charoenhirunyinyos *et al.*, 2011).

■ Seuil et gamme de valeurs

Le RU dépend en premier lieu de la profondeur sur laquelle on le calcule. Pour qualifier le sol de façon générique, sans référence spécifique à l'enracinement d'un végétal, on évalue donc le RUM sur toute la profondeur du sol. Il n'existe donc pas de valeur seuil ou cible associée à cet indicateur, qui dépend essentiellement du type de sol.

Des gammes de valeurs moyennes par gamme de textures sont disponibles, calculées par type de texture à partir des bases de données UNSODA, base de données américaine de l'USDA (Nemes *et al.*, 2001), et EU-HYDI, base de données européenne compilant des données des Etats-membre de l'Europe (Weynants *et al.*, 2013). La Figure 10-41 présente les teneurs en eau mesurées en laboratoire à -10 kPa et -1500 kPa. Des mesures de RU sur le RMQS sont également en cours de réalisation, sur des échantillons prélevés au cours de la seconde campagne

du RMQS, 2016-2027. La Figure 10-42 présente les valeurs d'Humidité utile (HU) mesurées sur des horizons de surface et des horizons profonds de sites du RMQS, prélevés entre 2016 et 2022. Les évaluations internationales et françaises ne sont pas directement comparables, car elles réfèrent à des triangles des textures différents (Figure 10-43). Les valeurs de teneurs en eau les plus faibles s'observent sur la texture « sand » et des valeurs élevées pour la texture « clay » (Figure 10-41). Cependant, la différence entre les humidités à -10 et -1500 kPa est la plus élevée pour la texture « silt », ce qui confère aux horizons limoneux les HU les plus élevées (Figure 10-42).

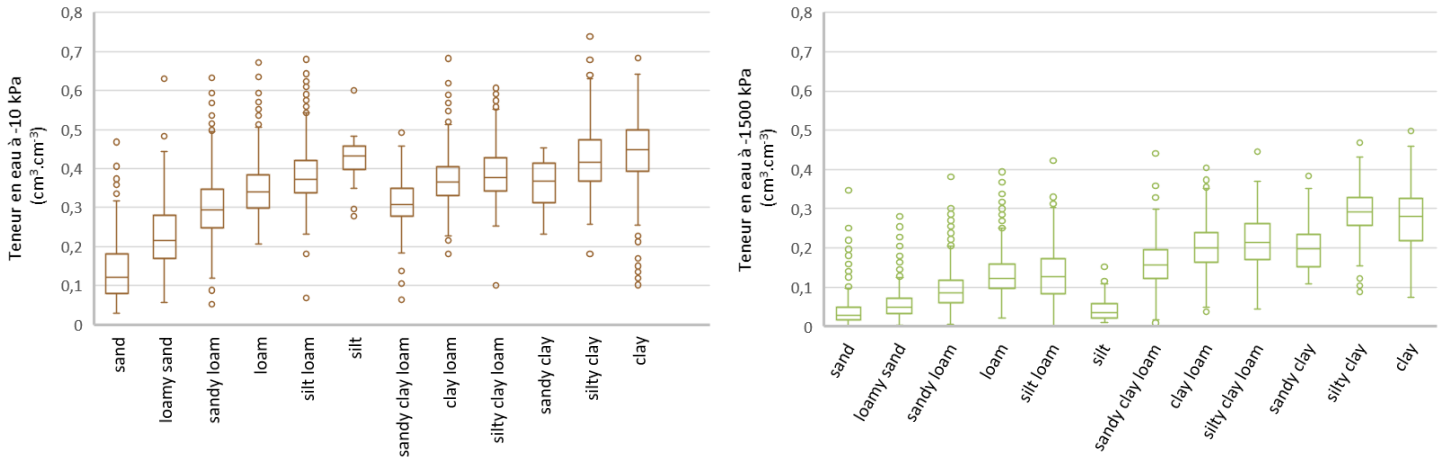


Figure 10-41. Teneurs en eau à -10 et -1500 kPa mesurées sur les bases de données UNSODA et EU-HYDI (Cousin et al., 2022). Horizons de surface et horizons profonds sont ici représentés tous ensemble. Les textures des horizons se réfèrent au triangle des textures de l'USDA en 12 classes (Figure 10-43).

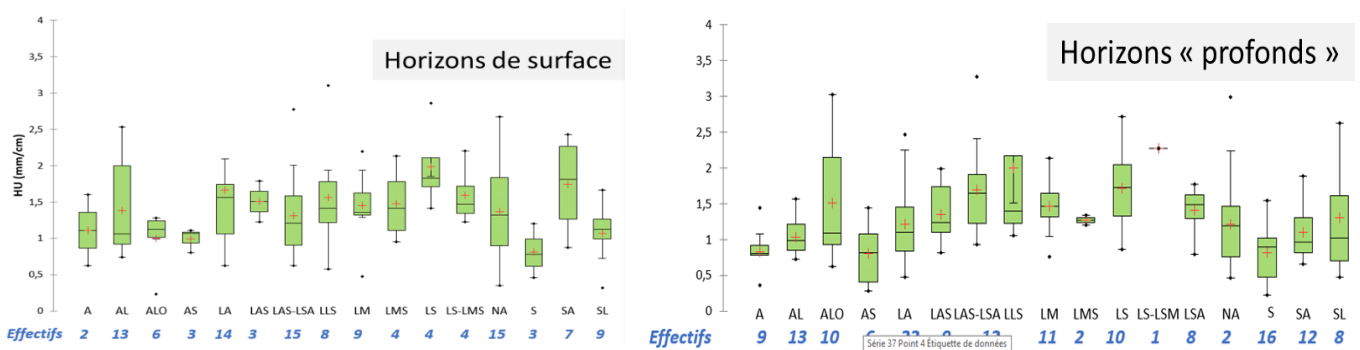


Figure 10-42. Humidités Utiles (en mm/cm) évaluées sur des points du RMQS à partir de mesures de teneurs en eau à -10 et -1500 kPa. Les textures des horizons se réfèrent au triangle des textures de l'Aisne en 14 classes (Figure 10-43).

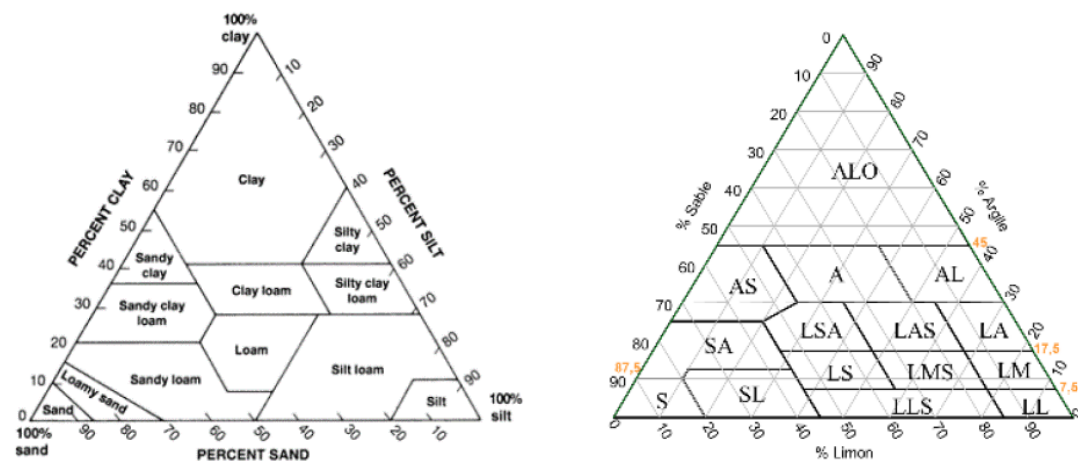


Figure 10-43. Triangles des textures en 12 classes de l'USDA (à gauche) et en 15 classes de l'Aisne (à droite), ce dernier étant très utilisé en France

A partir des données du RMQS, on peut également représenter les valeurs de HU par occupation du sol (Figure 10-44). L'humidité utile semble la plus élevée, en moyenne, pour les horizons de surface des forêts et des surfaces toujours en herbe, pour les textures argileuse et limoneuse, tandis que les parcelles en successions culturales et en cultures pérennes auraient des HU plus faibles de l'horizon de surface. Ces résultats doivent cependant être consolidés par des mesures complémentaires, certaines occupations du sol étant faiblement représentées dans les résultats.

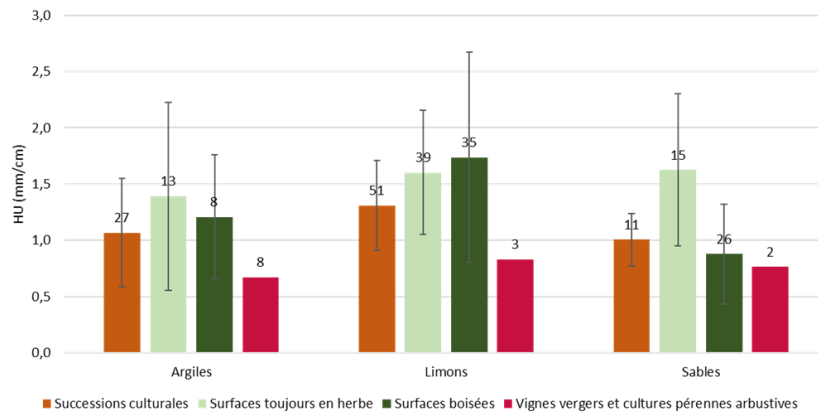


Figure 10-44. Humidités Utiles (en mm/cm) évaluées sur les horizons de surface de sites du RMQS

Dobarco *et al.* (2019a) ont évalué le RUM sur l'ensemble du territoire national à l'aide de la fonction de pédotransfert présentée précédemment au format GlobalSoilMap (Arrouays *et al.*, 2014), c'est-à-dire à une résolution de l'ordre de 90-100 m. Cette évaluation est assortie de l'incertitude sur le RU à chaque point d'évaluation (Figure 10-45). Les données sont accessibles et disponibles sur l'entrepôt Recherche Data Gouv (Roman Dobarco *et al.*, 2021).

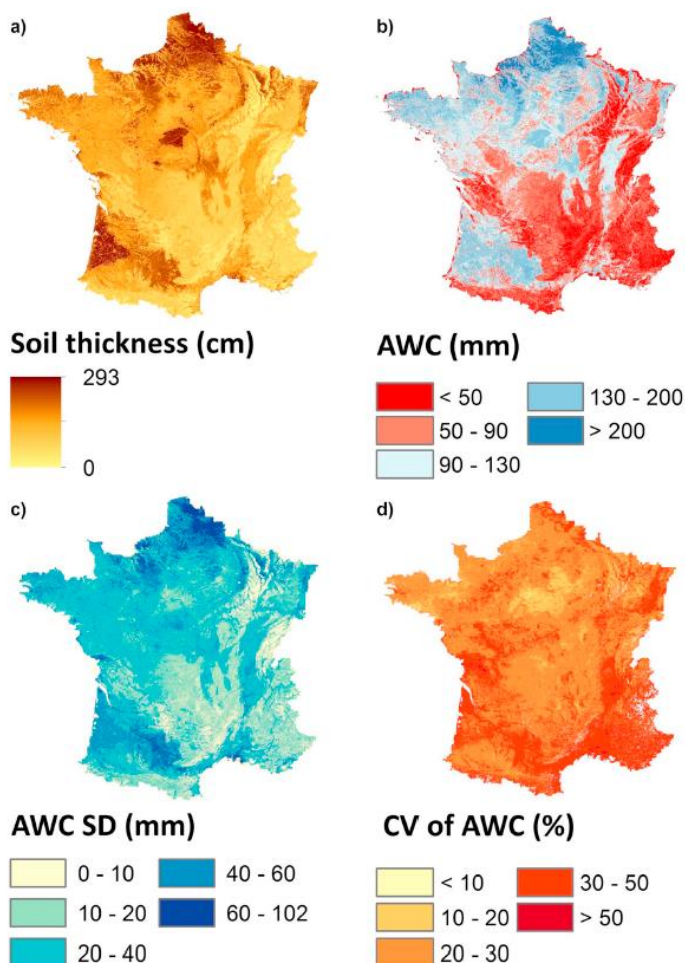


Figure 10-45. Evaluation de la profondeur du sol (a) et du Réservoir en Eau Utilisable Maximum (AWC) (b), sur le territoire métropolitain, à la résolution GlobalSoil Map. Les cartes c) et d) représentent respectivement l'écart-type et le coefficient de variation sur le calcul du RU (document issu de Dobarco *et al.*, 2019a)

■ Opérationnalité

L'évaluation du RU à partir de mesures en conditions contrôlées est réalisée par certains laboratoires d'analyses de sol, selon la norme ISO 11274. Cependant, concernant les échantillons, il est préférable que ceux-ci soient des agrégats pluri-centimétriques non déstructurés, et non pas des agrégats de 2 mm, comme cela est encore pratiqué dans certains laboratoires ; des agrégats millimétriques sont acceptables pour une mesure à -1500 kPa, mais pas pour une mesure à -10 kPa.

5.8. Conductivité hydraulique

■ Définition et concepts

La connaissance de l'hydrologie de la zone vadose qui fait le lien entre la composante eaux de surface et la composante eaux souterraines est importante pour comprendre et caractériser le cycle hydrologique et, par exemple, le transfert des contaminants transportés par l'eau (Lassabatère *et al.*, 2006). En agriculture plus spécifiquement, les tests de filtration sont utiles pour la maîtrise de l'eau et, en particulier, en préalable aux actions de drainage ou irrigation (Mathieu *et al.*, 1998). Il s'agit de déterminer la courbe de conductivité hydraulique du sol, $K(\theta)$ (en lien, en général, avec la courbe de rétention d'eau $\theta(h)^{64}$). Ce sont des mesures effectuées essentiellement sur le terrain mais elles peuvent également être faites en laboratoire sur des échantillons non perturbés.

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

Ce groupe de paramètres est cité par Bünemann *et al.* (2018) (sans cependant faire partie des plus cités) et ENVASSO, mais n'est pas repris dans SIREN et ne fait pas partie des paramètres de suivi envisagés par l'ICP Forests. La proposition de SML ne les mentionne pas non plus. Il est proposé en tant qu'indicateur dans le contexte de l'évaluation du tassement et de l'aléa érosif par ruissellement ainsi que dans celui de la désimperméabilisation, problématique émergente en lien avec les objectifs du Zéro Artificialisation Nette (ZAN). L'étude des propriétés hydrauliques a été faite historiquement sur les sols naturels et agricoles, mais elle est également proposée pour les sols anthropisés avec des techniques adaptées. Malgré leur facilité de déploiement, les tests de filtration demandent du temps (parfois plusieurs heures) et sont donc peu utilisés en routine pour la caractérisation de la qualité du sol. Dans les articles post-2018, seulement deux occurrences ont été trouvées.

■ Méthodes de mesures

Si l'on se réfère à Lassabatère *et al.* (2006), plusieurs méthodes sont utilisées, de la plus simple qui ne nécessite que des informations facilement accessibles, telles que la granulométrie et des caractéristiques physico-chimiques du sol (avec calcul de fonctions de pédotransfert), ou de simples mesures de terrain (Jarvis *et al.*, 2002), aux plus sophistiquées qui nécessitent la détermination expérimentale complète de la courbe de rétention d'eau $h(\theta)$ et la conductivité hydraulique $K(\theta)$ au laboratoire (Mallants *et al.*, 1997). Des méthodes sont basées sur des mesures d'infiltration sur le terrain via des anneaux simples ou des infiltromètres à disques (Angulo-Jaramillo *et al.*, 2000). Lassabatère *et al.* (2006) considèrent que les méthodes de terrain sont plus avantageuses dans la mesure où : i) elles sont bon marché et moins chronophages, ii) le gain en précision obtenu par les mesures de laboratoire est limité car les carottes de sol ne fournissent qu'une représentation acceptable de l'horizon dans lesquelles elles sont prélevées que si elles ont un volume suffisant, et iii) les conditions de laboratoire (saturation préalable à l'expérimentation de terrain, expérimentation en situation de pseudo-équilibre, mesures souvent réalisées uniquement en phase de dessiccation) peuvent être peu adaptées pour révéler le comportement hydraulique des bassins versants à l'échelle du terrain. Il faut cependant rappeler que les mesures de laboratoire permettent des évaluations dans des conditions comparables, voire standardisées, et permettent que soient comparés des sols de situation très diverses. Cela est aussi utile pour renseigner des modèles dans lesquels on utilisera ces informations comme paramètres d'entrée.

Mathieu *et al.* (1998) présentent en détail les différents tests de filtration non simplifiés standards. Les méthodes de type Beerkan, simplifiées ou non, sont basées sur le même protocole, à savoir l'ajout régulier d'un volume d'eau

⁶⁴ Le paramètre h représente le potentiel matriciel, θ la teneur en eau, et K la conductivité hydraulique.

dans un cylindre enfoncé dans le sol et la mesure de la vitesse d'infiltration à saturation ou non. Les méthodes basées sur l'estimation des paramètres de transfert du sol, selon la méthode « Beerkan » (BEST) ont beaucoup été utilisées pour calculer avec précision les propriétés hydrauliques (par exemple la conductivité hydraulique au champ du sol à saturation, la courbe de rétention d'eau du sol ou la courbe de conductivité hydraulique) (Castellini *et al.*, 2021 ; Yilmaz *et al.*, 2019). Néanmoins, les méthodes BEST nécessitent la détermination de la densité apparente, de la teneur en eau du sol avant l'expérience et de la distribution granulométrique (Lassabatère *et al.*, 2006 ; Yilmaz *et al.*, 2019). Les nombreuses exigences des méthodes BEST ont rendu difficile l'étude des propriétés hydrauliques dans toutes les conditions de terrain. Ainsi, des approches simplifiées ont été développées pour estimer certaines propriétés hydrauliques qui se limitaient principalement à la conductivité à saturation. Quelques exemples d'approches simplifiées sont la technique *One-Ponded Height* (Elrick *et al.*, 1989), le test simplifié d'infiltration Beerkan (SBI) (Bagarello *et al.*, 2014) ou les méthodes Wu1 et Wu2 (Wu *et al.*, 1999 ; Xu *et al.*, 2012). Sur des sols végétalisés naturels de textures différentes, Wu1 avait des résultats Kfs similaires à BEST *slope* (Lassabatère *et al.*, 2006) et Wu2 à BEST *intercept* (Yilmaz *et al.*, 2019), mais les deux méthodes Wu ont permis de calculer Kfs dans plus de sols indépendamment de la texture (Xu *et al.*, 2012). Díaz-Sanz *et al.* (2020) ont adapté la méthode simplifiée de Wu *et al.* (1999) aux sols urbains anthropisés.

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

En ce qui concerne la conductivité hydraulique à saturation, l'USDA avait proposé les seuils suivants en regard du risque de ruissellement (Tableau 10-47).

Tableau 10-47. Production de ruissellement selon les « Hydrologic Soil Groups » (HSG) (USDA-NCRS, 2009) - Conductivité hydraulique à saturation (Kfs) et profondeur du sol.

| Catégorie | Equivalence avec les HSG | K _{fs} (µm.s ⁻¹) | Profondeur du sol (m) |
|----------------------|--------------------------|---------------------------------------|-----------------------|
| Ruissellement faible | A et B | K _{fs} > 10 | ≥ 0,50 |
| Ruissellement fort | C et D | K _{fs} ≤ 10 | ≥ 0,50 |
| Ruissellement fort | D | - | < 0,50 |

5.9. Résistance à la pénétration

■ Description du paramètre

La résistance mécanique à la déformation provient de forces de cohésion et de friction. C'est une mesure de la force nécessaire pour briser les liens inter-particules ou permettant leur glissement les unes sur les autres et leur déplacement hors de leur position organisée. Cela impacte d'une part la capacité du sol à supporter des charges (pour les fondations des bâtiments par exemple), d'autre part les conditions du labour et la capacité de pénétration des racines (Hignett, 2002). Cependant, bien que l'enracinement du sol soit corrélé à cette mesure indirecte, il n'y a pas de relation claire entre la résistance à la pénétration, les autres contrôles visuels et les fonctions du sol : un sol bien structuré peut avoir une résistance à la pénétration élevée, même si l'enracinement peut encore être très bon. Néanmoins, la résistance à la pénétration peut fournir une estimation approximative des effets du tassement du sol et surtout du sous-sol (European Environment Agency, 2023). Ainsi, elle est utilisée pour mesurer le tassement des sols agricoles (Herrick et Jones, 2002 ; Jat *et al.*, 2009 ; Materechera *et al.*, 1992). Il a en effet été constaté que le tassement, corrélé à la résistance mécanique, provoquait des pertes de rendement dans les sols agricoles (Hamza et Anderson, 2005 ; Stoate *et al.*, 2001). La résistance à la pénétration a également été mesurée avec un pénétromètre dynamique par Tresch *et al.* (2018) et Díaz-Sanz *et al.* (2020), dans le cadre de la qualification des sols urbains (inclus dans les 32 articles post 2018).

■ Consensus pour l'utilisation comme indicateur

La revue de littérature de Bünemann *et al.* (2018) identifie la résistance à la pénétration comme paramètre mesuré dans 22% des articles (11/49), et Valani *et al.* (2020) dans plus de 30% des 92 articles inclus dans sa revue, tandis que dans notre grille de lecture seulement 10% des articles le mentionne. Le projet ENVASSO le liste, mais la

proposition de SML ne l'envisage pas. L'European Environment Agency (2023) l'inclut dans son jeu de paramètres de premier niveau pour la détection de la compaction des horizons profonds.

■ Méthodes de mesure

Le Qd (en MPa) est le paramètre physique mesurant la résistance à la pénétration. La mesure est effectuée via un pénétromètre. Il existe plusieurs types de pénétromètres, mais celui qui correspond le mieux à ce qui est recherché pour les sols non scellés est le pénétromètre dynamique. La mise en œuvre des essais au pénétromètre dynamique est courante dans le domaine de la géotechnique, mais cet appareil est aussi utilisé pour l'identification des matériaux et la validation du compactage des remblais (AFNOR, 2000, NF EN ISO 18674-4). En agriculture, il a été utilisé pour détecter les sols compactés, pouvant faire obstacle à la pénétration des racines (Domsch *et al.*, 2006 ; Motavalli *et al.*, 2003). Son intérêt réside dans la possibilité d'une investigation du sol en continu. Mais cette mesure est plus représentative lorsqu'elle est faite à la capacité au champ (European Environment Agency, 2023).

A noter que le tassement peut être également évalué par observation sans mesure directe (Valani *et al.*, 2020).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Les classes de résistance à la pénétration obtenues par pénétromètre dynamique sont en partie établies en fonction des possibilités d'enracinement pour les végétaux et d'observations de terrain. Un seuil est reconnu à 2 MPa comme étant limitant pour l'enracinement des cultures annuelles (Materchera *et al.*, 1992). Carter (2006) indique que les valeurs optimales se trouvent entre 0,5 et 2 MPa, et que la résistance du sol devient un facteur limitant pour l'enracinement à partir de 2,5 MPa. Fernandes *et al.* (2011) placent ainsi un seuil limite à 4 MPa, pour un sol agricole. Il ne semble pas nécessaire de distinguer les valeurs de résistance à la pénétration au-delà de 10 MPa, puisqu'elles traduisent la présence de revêtements artificialisés ou de la roche à faible profondeur. Ainsi les seuils retenus dans le projet Uqualisol-ZU sur les 15 premiers cm du sol sont : ≤ 2 , 2-4, 4-6, 6-10, >10 (Robert *et al.*, 2012).

■ Opérationnalité

Ce paramètre est relativement peu utilisé car il nécessite des mesures de terrain relativement longues et, bien qu'il permette d'obtenir des données quantitatives, il est très dépendant de l'opérateur. Il n'y a pas, semble-t-il, de norme ISO le concernant.

6. Les fonctions de pédotransfert

Les informations relatives aux paramètres physiques du sol ne sont pas systématiquement fournies dans les inventaires de qualité des sols. Cela est dû au coût et au temps nécessaires à leur acquisition, ce qui limite leur acquisition en routine. Cela est particulièrement vrai pour les propriétés hydrauliques du sol (McKenzie et Cresswell, 2002). Pour pouvoir avoir une représentation spatiale de la propriété, il est nécessaire d'identifier des relations entre la propriété recherchée et d'autres propriétés plus facilement accessibles. C'est ce que Bouma *et al.* (1986) ont appelé les fonctions de pédotransfert. Ces fonctions sont partiellement empiriques et, pour des applications sur des territoires de petite taille, il est nécessaire de développer des fonctions calibrées localement (McKenzie et Cresswell, 2002).

Des fonctions de pédotransfert ont été développées pour la perméabilité du sol, par exemple la fonction utilisée dans MUSE développée par Tóth *et al.* (2015) et basée sur la régression linéaire combinant analyse granulométrique, pH et CEC. Des fonctions de pédotransfert ont été développées pour le calcul de la densité apparente, pour la stabilité structurale, pour le Réservoir en eau Utilisable ou la courbe de rétention... Le Tableau 10-48 donne un aperçu des paramètres utilisés dans des fonctions de pédotransfert pour le calcul de la densité apparente. Mais McKenzie et Cresswell (2002) ne recommandent pas leur utilisation, car les mesures directes ne sont pas difficiles à effectuer et parce qu'il est très difficile de généraliser les estimations faites pour un groupe de sols à d'autres groupes de sol. Des exemples sont également présentés dans la Section 5.7 pour l'évaluation du RU sur le territoire métropolitain.

Les interprétations des triangles de texture pour l'évaluation de l'aptitude au tassement ou de la stabilité structurale sont des versions « visuelles » des fonctions de pédotransfert. Leur validité ne fait pas consensus.

Tableau 10-48. Les paramètres utilisés dans des fonctions de pédotransfert pour le calcul de la densité apparente dans une sélection d'études.

| Étude | Type de sols | Pays | Paramètres utilisés * |
|-------------------------------------|--------------------------------|------------------|---|
| Jalabert <i>et al.</i> , 2010 | Sols forestiers | France | CO et TS |
| Ghehi <i>et al.</i> , 2012 | Divers sols | Rwanda | Taille de particule (argile, limon et sable), CO, pH, CEC et profondeur d'échantillonnage |
| Al-Qinna et Jaber, 2013 | Divers sols | Jordanie | CO et TS |
| Yi <i>et al.</i> , 2016 | Sols steppiques et désertiques | Chine | CO, texture (argile, limon), profondeur avec utilisation d'ANN (réseaux de neurones) |
| Beutler <i>et al.</i> , 2017 | Divers sols | Brésil | CO et TS |
| Martín <i>et al.</i> , 2017 | Divers sols | États-Unis | CO, TS et profondeur d'échantillonnage |
| Xu <i>et al.</i> , 2016 | Divers sols | Chine | CO, TS et profondeur d'échantillonnage |
| Shiri <i>et al.</i> , 2017 | Divers sols | Iran | CO, TS, CEC et pH |
| Akpa <i>et al.</i> , 2016 | Divers sols | Nigeria | pH, taille de particule (argile, limon et sable) et CO |
| Rodríguez-Lado <i>et al.</i> , 2015 | Sols acides | Espagne | CO et TS |
| Botula <i>et al.</i> , 2015 | Divers sols | Afrique centrale | Taille de particule (argile, limon et sable) et CO |

* CO : carbone organique, TS : texture du sol, CEC : capacité d'échange cationique

7. Quelques indicateurs/paramètres et méthodes alternatifs ou émergents

7.1. Le silicium disponible aussi important que N, P ou K ?

■ Description du paramètre

Malgré l'abondance de preuves scientifiques, le rôle important joué par le silicium (Si) dans les cycles biogéochimiques mondiaux est encore mal reconnu. Le silicium dans les sols a été longtemps négligé, mais un nombre croissant d'études montrent son intérêt dans les problématiques environnementales. Il a été démontré que Si est bénéfique pour les cultures exposées à des stress biotiques ou abiotiques (Guntzer *et al.*, 2012). Le rôle de Si reste controversé mais les rendements des cultures peuvent dépendre du Si biodisponible dans le sol, en particulier pour les cultures qui contiennent 1% ou plus de Si en poids sec, comme le riz, la canne à sucre ou le blé ou, plus largement, les Poacées. Des niveaux critiques de Si biodisponible ont été mesurés dans les sols cultivés, essentiellement en milieu tropical, en particulier les sols de rizières d'Asie (Liang *et al.*, 2015), des Etats-Unis (Babu *et al.*, 2016) et du Brésil (Korndörfer *et al.*, 2001), ainsi que les champs de canne à sucre d'Australie. Dans ces cas-là, une fertilisation en Si peut être recommandée et est effectivement déjà appliquée. La biodisponibilité de Si dans le sol est donc un problème émergent en agriculture, car la fertilisation en Si d'un sol dépourvu de Si biodisponible pourrait augmenter les rendements (Caubet *et al.*, 2020). Ces auteurs ont estimé qu'en France 4% des sols cultivés en blé pourraient être déficients en Si disponible. Le silicium peut participer aux propriétés impliquées dans toutes les fonctions et tous les services écosystémiques. Ainsi l'état de Si dans les sols doit être pris en compte au même titre que les nutriments essentiels, bien que le rapport coût-bénéfice des apports de Si reste mal quantifié (Meunier *et al.*, 2022).

■ Gammes de valeurs d'existence – Valeurs seuils

Il n'existe pas de seuils pour Si disponible (Si_{CaCl_2}) pour les sols tempérés et les céréales telles que le blé. Caubet *et al.* (2020) proposent deux valeurs critiques : une borne inférieure (20 mg.kg^{-1}) définie par Haysom et Chapman (1975) pour la canne à sucre en Australie, et une limite supérieure (40 mg.kg^{-1}), ainsi qu'une valeur moyenne pour le riz sur la base de données provenant de sols limoneux de Louisiane (37 et 43 mg.kg^{-1} ; Babu *et al.*, 2016) et de sols acides du sud de l'Inde (43 mg.kg^{-1} ; Narayanaswamy et Prakash, 2009).

■ Méthodes de mesure

Plusieurs extractions ont été développées pour isoler différentes formes de Si à partir de solides, avec différents objectifs (Sauer *et al.*, 2006). En corrélant Si extractible et le rendement de la canne à sucre, Haysom et Chapman (1975) ont montré que Si extrait par 0,01 M de CaCl₂ présentait une corrélation plus élevée avec le rendement de la canne à sucre ($r^2 = 0,82$) que l'acétate d'ammonium 0,5 M ou l'acide sulfurique 0,005 M. Plusieurs auteurs (Babu *et al.*, 2016 ; Narayanaswamy et Prakash, 2009) ont trouvé des corrélations significatives entre divers extractants doux, notamment l'eau et le CaCl₂, et le rendement et la teneur en Si du riz (grains et paille). Berthelsen *et al.* (2001) ont conclu que CaCl₂ 0,01 M était le plus approprié pour évaluer le Si disponible, mais Babu *et al.* (2016) ont remis en question l'universalité de tout agent d'extraction et ont suggéré que l'efficacité de l'extracteur pour évaluer le Si phytodisponible pourrait dépendre du type de sol.

■ Opérationnalité

Ce paramètre est à présent proposé par le Laboratoire d'Analyses des Sols d'INRAE à Arras.

7.2. Spécificités concernant les sols urbains

7.2.1. Les indicateurs d'artificialisation

Parallèlement aux études centrées sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols, les urbanistes et les aménagistes étudient la zone urbaine et péri-urbaine et représentent volontiers spatialement la complexité de ces environnements (Malczewski, 2006 ; Marull *et al.*, 2007) mais ne prennent quasiment jamais en compte les caractéristiques pédologiques des sols. Le ZAN en France a mis en avant la nécessité de définir ce qu'est l'artificialisation (Béchet *et al.*, 2017), et au niveau européen il apparaît également nécessaire de distinguer la consommation des terres (*land consumption*) de la soustraction de terre (*land take*) (Marquard *et al.*, 2020).

L'étude de l'artificialisation se fait alors via une entrée par la caractérisation de l'urbanisation et elle est associée au développement économique, à la croissance de la population et à l'étalement urbain. La plupart des articles vont donc quantifier les surfaces concernées (des différentes occupations du sol) et leur évolution dans le temps et l'espace (par ex. Urbietta *et al.*, 2019) et moins souvent vont quantifier également les pertes en termes de qualité des sols. Les études sont faites à l'échelle d'un ou plusieurs pays (Chen, 2007 ; Kabisch et Haase, 2013 ; Urbietta *et al.*, 2019), d'une région (Ceccarelli *et al.*, 2014 ; Ferrara *et al.*, 2014 ; La Rosa et Privitera, 2013 ; Xiao *et al.*, 2013) ou d'une municipalité (Pauleit *et al.*, 2005 ; Peng *et al.*, 2013).

Dans ce contexte, une partie des auteurs s'intéressant à l'étalement urbain voit le sol de manière binaire : il est agricole (éventuellement supportant une autre végétation) ou scellé (Kabisch et Haase, 2013 ; La Rosa et Privitera, 2013). Les principaux changements d'occupation du sol (OS) sont donc liés à la consommation des terres (souvent agricoles) et à l'imperméabilisation du sol (Lauf *et al.*, 2014). Le sol n'est qu'un support de végétation (qui peut être catégorisée) et ses caractéristiques physico-chimiques (en particulier sa fertilité) ne sont pas prises en compte car il s'agit de quantifier les surfaces non scellées consommées (Campos *et al.*, 2022). Certains auteurs identifient des services écosystémiques (SE) rendus par ces surfaces, tentent de les quantifier ou d'établir des clés de comparaison entre différentes occupations du sol sans tenir compte des caractéristiques des sols mais en se basant uniquement sur les services connus pour être rendus par un type d'OS, en particulier la zone urbaine et sa végétation (Alam *et al.*, 2016 ; Tardieu *et al.*, 2021).

Les paramètres permettant de renseigner les indicateurs impliqués dans la mesure de l'artificialisation sont donc des paramètres qualitatifs (occupation du sol, type de végétation, statut des parcelles agricoles...) mais également quantitatifs avec l'évaluation surfacique des paramètres précédents, la taille des unités concernées (pour quantifier le morcellement par exemple). Bien que, comme mentionné ci-dessus, leur étude est souvent le fait des urbanistes et géographes, ces paramètres, sans avoir été spécifiquement recherchés dans nos requêtes bibliographiques, ressortent dans la littérature compris les revues bibliographiques (Figures III-2 et III-3) de même que dans les 32 articles supplémentaires post 2018, souvent comme données pré-requises à l'étude considérée.

Les changements positifs ou négatifs peuvent être aussi évalués en calculant les différences entre SE associés à chaque OS pour chaque changement d'OS (Lauf *et al.*, 2014). Ce paramètre/indicateur n'est pas sans risque puisqu'il conduit certains auteurs à affirmer dangereusement que « les friches industrielles urbaines (« *urban brownfields* ») fournissent d'excellentes opportunités pour le développement de nouveaux espaces verts urbains avec des qualités en matière de SE supérieures, et donc le scénario de rétrécissement des villes devient très positif en termes d'amélioration des SE » (Lauf *et al.*, 2014). Malgré tout, ces indicateurs peuvent aider dans la contextualisation des sols dont on désire évaluer la qualité. Pour certains services écosystémiques, il apparaît cependant primordial de prendre en compte, en plus de l'OS et des surfaces de sol non scellé, les caractéristiques du sol : c'est le cas des risques d'inondation dont la prédiction va dépendre de certains paramètres du sol qui seront utilisés dans les modélisations (Wuebbelmann *et al.*, 2022). Les paramètres du sol seront alors inclus dans des indices ciblés, mais ne visant pas à qualifier l'entièreté des fonctions du sol.

7.2.2. La place et la prise en compte des sols urbains dans les indices de qualité des sols

Le calcul d'indice de qualité des sols sur les sols urbains a été rarement tenté pour les raisons évoquées précédemment. En effet, implicitement il est postulé que : 1) plus les sols sont « artificialisés », plus ils sont dégradés (Kurucu et Christina, 2008 ; Morel *et al.*, 2015 ; Peng *et al.*, 2013 ; Vasenev *et al.*, 2012). Vasenev *et al.* (2012) parlent ainsi de « charge anthropique croissante » lorsque l'on passe de zones récréatives à des zones résidentielles puis industrielles ; 2) ce sont les meilleurs sols (agricoles) qui sont « consommés » en premier (Ceccarelli *et al.*, 2014 ; Ferrara *et al.*, 2014 ; Martellozzo *et al.*, 2015 ; Yang *et al.*, 2014b ; Zhang *et al.*, 2007), transformés en sols urbains via leur intégration dans la zone urbaine ; 3) les zones qui passent en zone urbaine seront à plus ou moins long terme scellées (Martellozzo *et al.*, 2015 ; Xiao *et al.*, 2013). Ce sont d'ailleurs aussi les conclusions auxquelles arrivent la plupart des auteurs.

On a vu que les indicateurs de l'artificialisation se réfèrent à l'OS alors que la qualité des sols est basée sur des paramètres pédologiques mesurés (dichotomie). Souvent il y a alors la volonté de trouver des corrélations entre cette artificialisation et la qualité des sols afin de pouvoir spatialiser de manière indirecte ces sols mais également afin d'identifier les dégradations associées à l'usage des sols et les paramètres les plus affectés. Ces corrélations ne sont pas toujours évidentes selon les paramètres choisis. Par exemple, les caractéristiques des sols sont présentées en fonction de leur OS afin de mettre en évidence une supposée relation positive entre l'accroissement du degré d'urbanisation et l'augmentation des concentrations en polluants et/ou la diminution des paramètres de fertilité des sols (Peng *et al.*, 2013 ; Sowana *et al.*, 2011 ; Yang *et al.*, 2014a). Ce type d'approche permet aussi de quantifier et qualifier les pertes en sols (agricoles) via l'imperméabilisation des sols si on croise ces informations avec une carte de la qualité des sols (Kurucu et Christina, 2008 ; Xiao *et al.*, 2013).

Si les classes sont faites judicieusement, il est possible de trouver des tendances (Figure 10-46). Le « *natural pollutant attenuation capacity of urban soils* (NAC) » reprenant les paramètres % Corg, % argile, densité apparente, pH et N total est également corrélé à l'âge de l'artificialisation (concept de résilience-*recovery* des sols - Wang *et al.*, 2015, ville de Beijing).

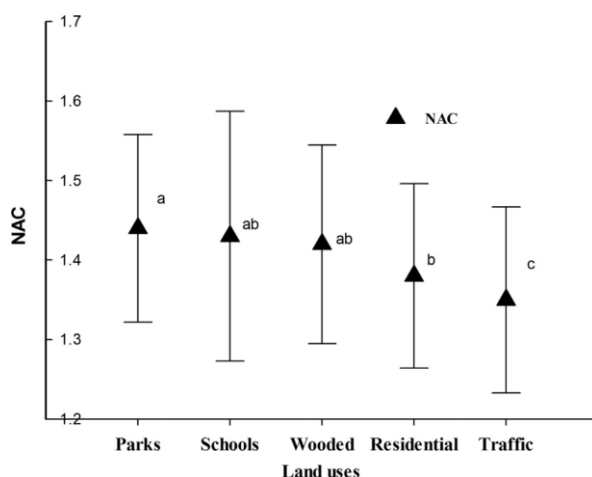


Figure 10-46. Capacité d'atténuation naturelle des polluants de sols urbains en fonction de l'occupation du sol, dans la ville de Beijing. Valeurs présentées = moyenne ± S.D., sans dimension, et relatives à une capacité optimale. Des valeurs plus élevées indiquent une plus grande capacité. Tiré de Wang *et al.*, 2015.

En introduisant l'âge du sol en place (pour les sols rapportés), la densité de population, la densité des routes et la distance au centre historique, en plus de la teneur en matière organique et du pH du sol, Peng *et al.* (2013) ont trouvé des relations entre ces paramètres et les concentrations en contaminants et ont ensuite pu construire des indices de risques sanitaires.

Un point marquant lorsque l'on s'intéresse aux sols urbains et supposés artificialisés est la prise en compte des concentrations en polluants organiques et/ou inorganiques (Peng *et al.*, 2013 ; Sowana *et al.*, 2011 ; Taylor *et al.*, 2010 ; Vasenev *et al.*, 2012 ; Vrscaj *et al.*, 2008 ; Wang *et al.*, 2015 ; Yakovlev et Evdokimova, 2011 ; Yang *et al.*, 2014a ; Yang *et al.*, 2014b). Les concentrations en ETMM et polluants organiques sont mises en relation avec l'OS pour rechercher des corrélations mais également parce que la réglementation concernant les concentrations en polluants dans les sols dépend de l'OS : par exemple, les concentrations admises en ETMM sont plus restrictives et concernent plus d'éléments pour les sols agricoles que pour les zones résidentielles (cf. Yang *et al.*, 2014b) pour la Chine, et les réglementations de divers pays européens) afin de protéger la production alimentaire. Tous ces auteurs utilisent finalement les divers indicateurs mesurés pour effectuer un état des lieux de la qualité des sols urbains, trouver des liens entre l'état actuel et le développement de la ville et ainsi estimer des facteurs de risques sanitaires lors des aménagements futurs (par ex. Peng *et al.*, 2013). Mais des auteurs combinent tous ces paramètres dans des indices pour proposer des outils de gestion du territoire en accord avec la réglementation (Keller *et al.*, 2012 ; Wang *et al.*, 2015 ; Yakovlev et Evdokimova, 2011).

Mais d'autres paramètres / indicateurs de l'étalement urbain (et qui indiquent une augmentation de l'artificialisation) peuvent être introduits pour caractériser les taches de sol non scellé, soit pour « moduler » leur qualité, soit pour mettre en évidence des « nouveaux » facteurs déterminants dans le fonctionnement des sols. Il a ainsi été introduit dans des indices de qualité des sols la fragmentation (taille des taches de sol non scellé), la dispersion, la connectivité, la densité et la structure spatiale des unités (« patches ») de sols (Langella *et al.*, 2020 ; Vrscaj *et al.*, 2008) ou encore des paramètres socio-économiques (Ajmone-Marsan *et al.*, 2016 ; Vrscaj *et al.*, 2008 ; Xiao *et al.*, 2013). Ainsi, un point remarquable concernant les sols urbains est que l'on identifie d'autres paramètres que les caractéristiques physico-chimiques des horizons de sol (plus ou moins fortement associées à la fertilité des sols pour la production agricole) pour une meilleure caractérisation des sols urbains.

Cependant, les données concernant les sols de la zone urbaine restent très parcellaires, ce qui limite les possibilités de calcul d'indices de qualité des sols ou de multifonctionnalité. Si on se réfère à Comu *et al.* (2021), on retiendra que : toutes les caractéristiques des sols des zones artificialisées ne sont pas étudiées systématiquement, contrairement aux sols agricoles. Certains paramètres, pourtant déterminants, sont soit trop rarement rapportés (par exemple, la profondeur totale du sol, la CEC, le pourcentage en éléments grossiers) ou avec des méthodes trop diverses (par exemple, les nutriments, le pH autre que le pH de l'eau) pour être comparables. Pour profiter des futures données à produire sur les sols artificialisés et donc aussi sur les sols de la zone urbaine, et ainsi améliorer leur caractérisation en préalable au calcul d'indices spatialisés ou non, ils suggèrent d'aborder systématiquement les points suivants :

- l'inclusion des données d'occupation des sols, de contexte historique, de croissance démographique, de croissance économique et de typologie des usages ;
- la caractérisation physico-chimique de l'ensemble du profil pédologique du sol sur des horizons bien définis ;
- l'utilisation d'un ensemble commun de méthodes d'échantillonnage et d'analyse et d'une typologie commune des matériaux technogéniques présents dans les sols ;
- l'évaluation de la représentativité et de l'extension spatiale des points ou profils rapportés, de la même manière qu'elle est habituellement réalisée pour les sols agricoles ou forestiers.

Enfin, il a été proposé de prendre en compte l'usage actuel et potentiel pour caractériser la qualité des sols à partir de caractéristiques physico-chimiques, chimiques, physiques et microbiologiques dans un indice de polyvalence d'usage (avec des usages identifiés selon le Tableau 10-49) applicable à l'ensemble des sols d'un territoire donné, y compris les sols urbains (Keller *et al.*, 2012 ; Figure 10-47.a et b). La méthode est détaillée dans l'exemple qui fait l'objet de l'Encadré 10-2.

Encadré 10-2. Exemple d'indice combinant la polyvalence d'usage des sols et le plan local d'urbanisme
(Keller et al., 2012 ; Robert et al., 2012)

Le concept de l'indice d'adéquation d'usage des sols est basé sur 6 fonctions attribuées aux sols (circulation et rétention de l'eau, rétention et cycle des nutriments, stabilité physique et support, biodiversité, filtration et pouvoir tampon, patrimoine pédologique — non pris en compte dans le cas présenté), et 9 usages adaptés de la nomenclature Corine Land Cover (Tableau 10-49). Pour chaque fonction, on établit par expertise un jeu optimum de paramètres à mesurer (*optimum data set*) caractérisant ladite fonction. Les différents usages n'ont pas la même exigence vis-à-vis des paramètres du sol : de ce fait, il convient de vérifier si chacun des paramètres présente une valeur acceptable ou non (seuil) selon l'usage considéré. Pour cela, les paramètres du sol sont confrontés à une grille d'adéquation (non présentée) définissant ces valeurs seuils en fonction de l'usage. Selon le résultat, le paramètre est dit en adéquation ou en non-adéquation avec l'usage considéré. Enfin, l'indice étant fondé sur la notion de facteur limitant, si au moins un des paramètres décrivant une fonction est en non-adéquation, la fonction n'est pas satisfaite, même si les autres paramètres présentent des valeurs adéquates. Ensuite, il est possible d'additionner le nombre total de fonctions satisfaites pour tous les usages, créant ainsi un indice de polyvalence d'usage des sols. L'indice d'adéquation des sols et l'indice de polyvalence peuvent tous les deux être spatialisés par unités élémentaires de caractérisation du sol (pixel), par unités de sol ou par zones de planification d'usage du sol telles que définies dans le PLU après le calcul de moyennes (Figure 10-47). Cette représentation fournit au planificateur une bonne image des potentialités du sol en fonction de son utilisation. Le résultat est donc une évaluation de l'adéquation des sols pour chacun des usages identifiés sur le territoire d'étude.

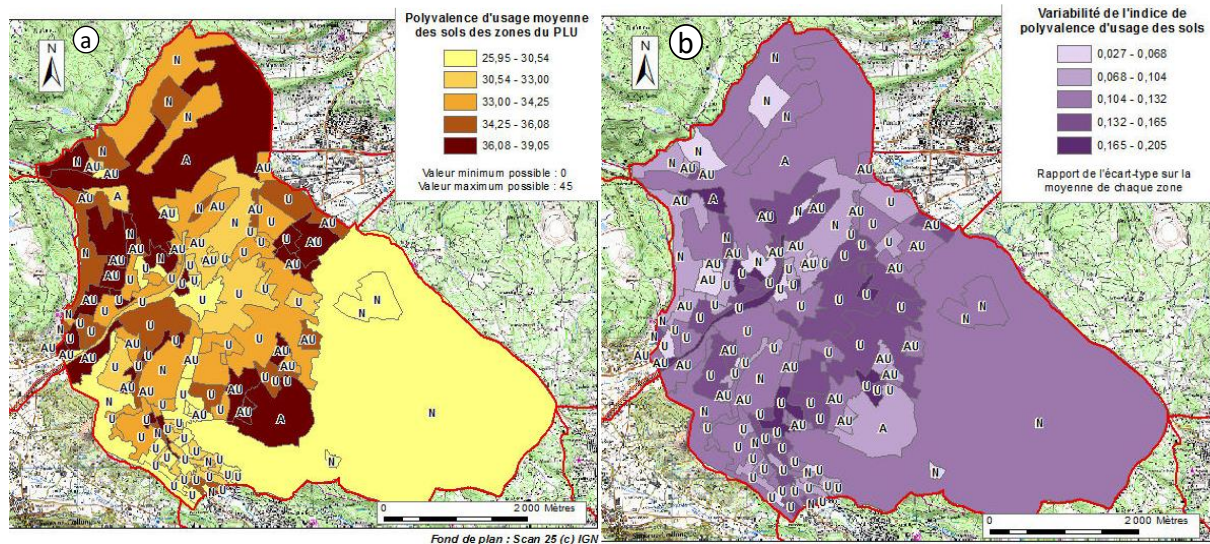


Figure 10-47. Carte de polyvalence d'usages des sols par zone du PLU de Gardanne. a) valeurs moyennes et b) variabilité intra-zone. Les lettres reportées sur les surfaces correspondent au zonage du PLU : U : urbain, A : agricole, N : naturel, AU : à urbaniser (Robert et al., 2012)

| Niveau 1 | Niveau 2 | Niveau 3 |
|---------------------------------|---|---|
| Territoires agricoles | Cultures annuelles, prairies temporaires | |
| | Cultures permanentes | |
| Forêts et milieux semi-naturels | Forêts | |
| | Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée | |
| Zones humides | Zones humides intérieures et maritimes | |
| Territoires artificialisés | Zones urbanisées | Places, cours, parkings, voies de com., équipements sportifs et de loisirs artificialisés |
| | | Jardins d'agrément, équipements sportifs et de loisirs non artificialisés, plates-bandes |
| | | Jardins potagers et familiaux |
| | | Jardins + assainissement non collectif |
| | Zones industrielles et commerciales | Places, cours, parkings, voies de com., surfaces techniques |
| | | Jardins d'agrément, plates-bandes |

Tableau 10-49. 1 : Nomenclature des usages pris en compte dans l'élaboration de l'indice d'adéquation d'usage du sol. Les deux premiers niveaux s'inspirent des termes de la nomenclature européenne de l'occupation du sol Corine Land Cover. Le dernier niveau correspond à différentes utilisations du sol rassemblées d'après leur état de surface (Robert et al., 2012).

Pour toutes ces approches, la principale question est de savoir quelle est l'échelle la plus appropriée pour l'agrégation des données. Calzolari *et al.* (2020) proposent une combinaison de données physico-chimiques et morphologiques, de données d'OS et de profondeur de nappe phréatique pour calculer des indicateurs de caractérisation de 5 services écosystémiques fournis par les sols urbains à une échelle de 1/5000^e. Ajmone-Marsan *et al.* (2016) vont même plus loin en proposant d'utiliser pour caractériser (et classer) les sols urbains non seulement les paramètres physico-chimiques traditionnels mais également des paramètres « périphériques » ou « externes » comme les métriques spatiales, les valeurs historiques, socio-économiques, etc. du sol et de l'entité constituée de sols. Ils proposent une approche selon un système à « facettes » qui s'affranchit alors du choix d'une échelle unique. Cette proposition n'a pas reçu d'application à ce jour.

Au vu de ce qui vient d'être énoncé, il est clair que délimiter correctement les sols urbains non scellés et plus encore les qualifier, n'est pas encore considéré comme acquis et ne constitue pas un acte de routine généralisé sur tout le territoire d'un pays, et encore moins lorsqu'il s'agit d'y appliquer des indices de qualité des sols.

Il faut retenir cependant un intérêt croissant pour la qualification de ces sols via des indices synthétiques. Les sols urbains peuvent être caractérisés par des paramètres pédologiques « classiques » mais sont également trop souvent catégorisés uniquement par leur occupation du sol (actuelle). Des paramètres additionnels non conventionnels sont parfois utilisés (des paramètres décrivant les métriques spatiales des taches de sol). Il n'y a pas de consensus en ce qui concerne d'une part l'impact de l'artificialisation sur la qualité des sols, même si la tendance générale pointe vers une dégradation de la qualité des sols en zone urbaine, et d'autre part les paramètres les plus judicieux pour décrire les caractéristiques et potentialités de ces sols. La réglementation en matière de contamination (calcul d'exposition et de risque sanitaire pour la population) semble cependant jouer un rôle moteur dans la caractérisation de ces sols. Il est nécessaire de repenser la manière de qualifier les sols inclus dans la zone urbaine afin de pouvoir les intégrer pleinement dans l'aménagement du territoire.

7.3. Les polluants émergents

Un nombre croissant de polluants de différentes natures est analysé dans les sols au fur et à mesure de l'identification de leur dangerosité/toxicité, mais également de nos capacités à les quantifier. Il s'agit en particulier des pesticides, des micro- et nanoplastiques, des produits pharmaceutiques (incluant les perturbateurs endocriniens), les nanoparticules manufacturées et plus récemment les PFAS.

De la même manière que pour les indicateurs de qualité des sols que nous avons vus précédemment, ces polluants ont été d'abord étudiés dans les eaux ou dans l'air. C'est le cas en particulier des micro- et nanoplastiques qui, comme les autres polluants, sont susceptibles de s'accumuler dans les sols et d'être à l'origine de transfert dans la chaîne alimentaire (Hurley et Nizzetto, 2018 ; Figure 10-48). Les techniques d'analyses sont donc plus avancées pour ces milieux que pour les sols sans qu'il y ait pour autant des méthodes standardisées (Adomat et Grischek, 2021). Les méthodes d'identification et de quantification sont le frein principal à la compréhension de leur devenir dans l'environnement (Yang *et al.*, 2021) pour les microplastiques mais surtout pour les nanoplastiques (Wahl *et al.*, 2021). Le protocole inclut en général une étape de broyage doux, une destruction de la matière organique, l'utilisation de solutions de densité variable et une filtration en cascade. La quantification se fait sous microscope et l'identification de la composition par ATER-FTIR de manière plus ou moins automatisée (Yang *et al.*, 2021). Les premiers résultats sur la quantification des microplastiques dans les sols du RMQS (33 sites) ont mis en évidence une contamination dans 76% des cas. La majorité des sols sont donc contaminés mais avec une occurrence moindre semble-t-il dans les sols forestiers (Palazot *et al.*, 2024). Les concentrations se situent dans la gamme des valeurs trouvées dans la littérature (Figure 10-49) et les particules sont surtout constituées de PE et PP (Figure 10-50). A noter que l'hétérogénéité des données de la littérature a nécessité une correction des valeurs pour pouvoir les comparer.

L'extraction, la quantification et l'identification des nanoplastiques est beaucoup plus délicate, et les méthodes sont complexes. La Pyr-GC-MS a été tentée avec succès sur des sols (Wahl *et al.*, 2021) mais le nombre d'articles portant sur les sols reste très limité.

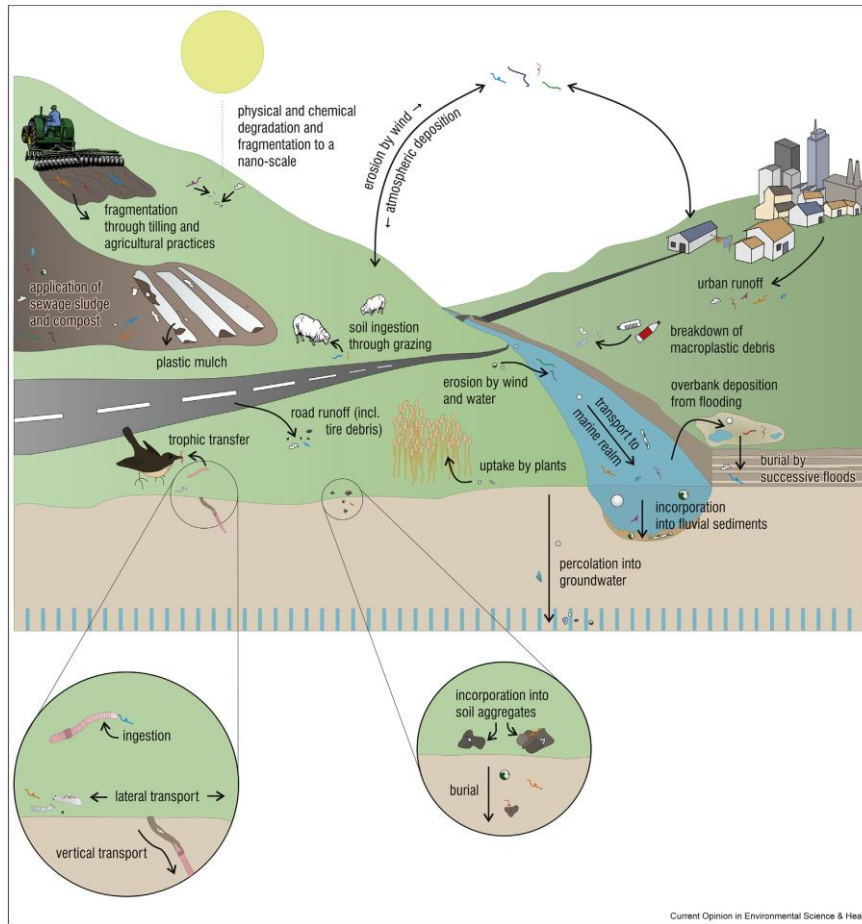


Figure 10-48. Processus affectant potentiellement les concentrations en micro(nano)plastiques dans les sols et incluant les sources et leur devenir (tiré de Hurley et Nizzetto, 2018).

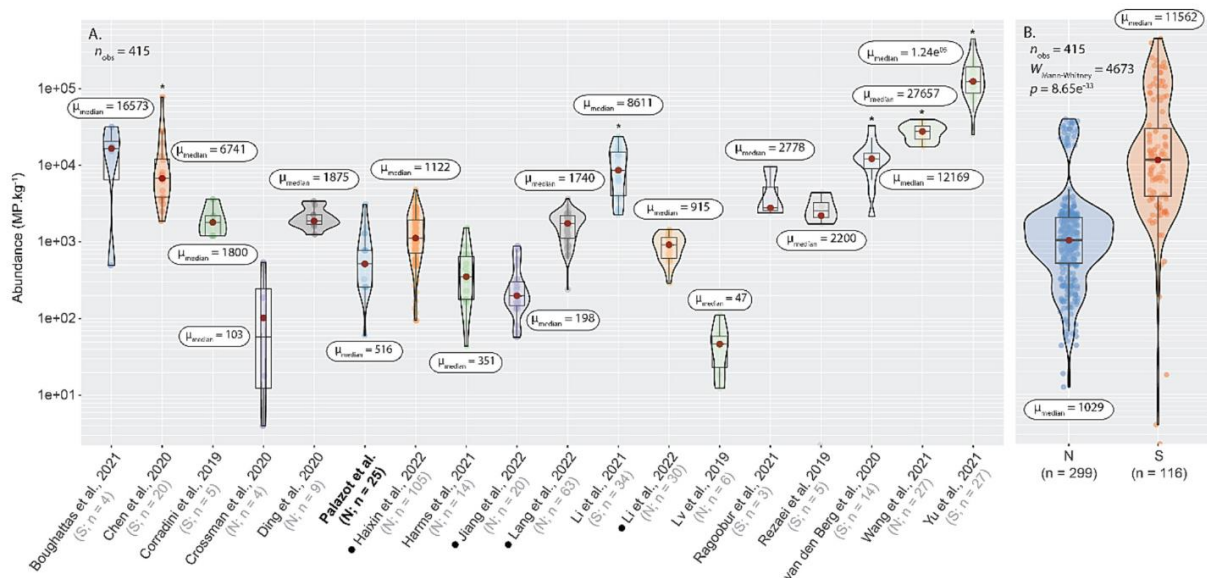


Figure 10-49. Comparaison des données corrigées d'abondance de microplastiques de la littérature (tiré de Palazot et al., 2024)

A. Données d'abondance (MP.kg⁻¹) issues de diverses publications, corrigées par la méthode de l'alignement basée sur la gamme de taille [1–5000] μ m. Les abondances calculées pour les sols français ne sont pas significativement différentes de celles obtenues dans la plupart des autres études.

* valeurs significativement différentes ; • données pour lesquelles la correction n'a pas pu être appliquée ; S : sites échantonnés car suspectés de contenir des microplastiques (par ex. gestion défaillante des plastiques ou présence de macro-restes de plastiques) ; N : sites échantonnés pour être représentatifs d'une région géographique ; n : nombre de données utilisées dans les calculs.

B. Comparaison des données des catégories N et S. Le test de Mann-Whitney U indique une différence significative.

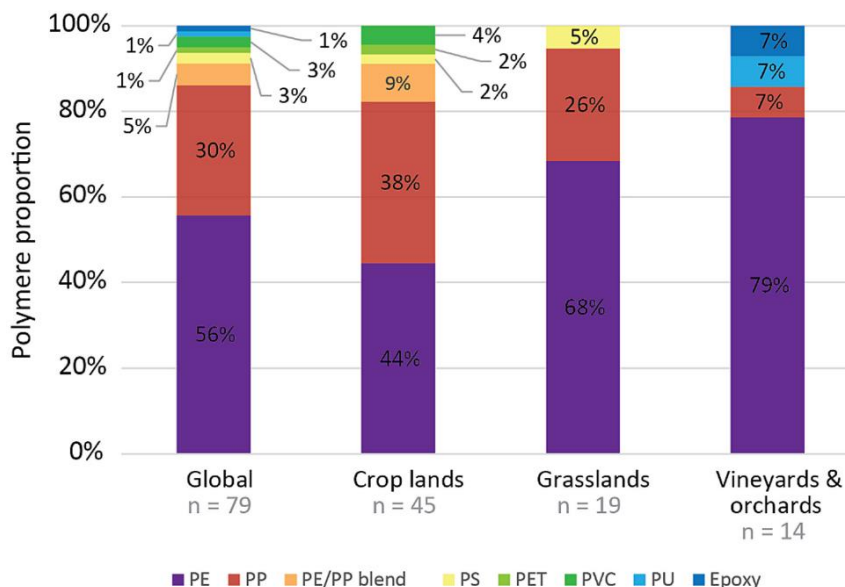


Figure 10-50. Proportions des différents polymères (de taille [315 µm; 5 mm]) en fonction de l'occupation du sol : sols arables, prairies, vignobles et vergers. Les échantillons de sols forestiers ne sont pas représentés à cause du nombre réduit de microplastiques trouvés. (Tiré de Palazot et al., 2024)
n : nombre de particules de microplastiques (MP), PE : poly(éthylène), PP : poly(propylène), PS : poly(styrène), PET : poly(éthylène téréphthalate), PVC : chlorure de poly(vinyl), PU : poly(uréthane).

7.4. Le besoin de méthodes simples - Les sciences participatives

Les approches de sciences et recherche participatives (SRP - les secondes se distinguant des premières par l'implication des acteurs de terrain dans la réflexion) se développent avec de plus en plus d'initiatives sur les sols ; une synthèse récente sur le bilan et les perspectives des sciences participatives sur les sols en France (Ranjard *et al.*, 2022) met en avant la jeunesse de ces projets (sur 20 projets, plus de la moitié ont moins de 5 ans) et leur forte orientation biologique et agricole. Un des éléments du développement des sciences participatives repose sur la proposition de méthodes simples à mettre en œuvre. A titre d'exemple, l'Observatoire participatif des vers de terre (OPVT⁶⁵) a proposé des méthodes simples d'échantillonnage et de reconnaissance des groupes écologiques des vers de terre ; l'implication des acteurs de terrain (agriculteurs, collectivités...) a permis de collecter 6 820 observations en 9 années, soit une moyenne annuelle de 757, alors que la recherche seule ne permettait de collecter qu'entre 20 à 80 observations par an avant 2010. Cette participation active a nourri une base de données du projet LandWorm⁶⁶ qui va permettre d'aboutir prochainement à des valeurs de référence contextualisées à un grain fin (contextes agro-pédo-climatiques) et couvrant l'ensemble du territoire national. D'autres contextes ont aussi été investis : les contextes urbains et péri-urbains (projet REV-URBAIN) ou encore les jardins (projet Jardibiodiv⁶⁷).

Concernant les propriétés physico-chimiques, le projet Clé de sol⁶⁸ propose des méthodes participatives, donc faciles à mettre en œuvre, pour caractériser le pH, la texture, l'importance des éléments grossiers et la couleur dont les taches d'hydromorphie. Les données collectées enrichiront les bases de données existantes et seront mobilisées pour la cartographie des sols à l'échelle territoriale. Ces données permettront d'avoir des valeurs d'existence à un grain très fin, et ces données pérennes pourront contribuer à évaluer la qualité des sols.

⁶⁵ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

⁶⁶ <https://www.fondationbiodiversite.fr/la-frb-en-action/programmes-et-projets/le-cesab/landworm/>

⁶⁷ <http://ephytia.inra.fr/fr/P/165/jardibiodiv>

⁶⁸ www6.inrae.fr/clesdesol

7.5. Outils d'avenir

7.5.1. Technologies moléculaires pour l'identification de la diversité et du fonctionnement des organismes du sol

La synthèse de Muñoz-Rojas (2018) met en avant l'intérêt des technologies moléculaires, la détection de l'ADN génomique d'espèces microbiennes dans le sol ayant amélioré la connaissance des microorganismes incultivables et ayant conduit à une meilleure compréhension de voies métaboliques potentielles du sol (Maestre *et al.*, 2017 ; Nesme *et al.*, 2016). Il y a presque 10 ans, les travaux de Prosser (2015) rapportaient que les technologies « omiques » déjà disponibles et reconnues financièrement faisables, comme la métagénomique, la métatranscriptomique et la protéomique, allaient permettre de réelles avancées dans la compréhension de la fonctionnalité du sol. La synthèse de Muñoz-Rojas (2018) souligne cependant que malgré ces évolutions, la capacité à relier la plupart des microorganismes à leurs rôles métaboliques dans une communauté reste loin d'être complète. En plus de difficultés à capter les fortes diversité et variabilité des sols, les biais méthodologiques restent un énorme défi pour la caractérisation des communautés microbiennes, selon Nesme *et al.* (2016). Ces biais peuvent inclure notamment l'échantillonnage du sol, l'extraction d'ADN, l'existence d'ADN extracellulaire, le protocole de préparation de l'échantillon et de séquençage (Vestergaard *et al.*, 2017). Cela étant, les travaux récents laissent entendre qu'il a été possible de s'affranchir des difficultés citées ci-dessus ; par ailleurs l'accès à des valeurs de référence est un vrai plus pour pouvoir réaliser un diagnostic de qualité des sols.

La métabolomique est une complémentarité émergente des études de métagénomique des sols car elle peut fournir des informations directes sur le fonctionnement des communautés microbiennes du sol dans leur environnement (Swenson *et al.*, 2018). L'exométabolomique, qui se concentre sur la caractérisation de petits métabolites extracellulaires, a montré un potentiel pour faire avancer notre compréhension des liens entre diversité microbienne et fonctionnement des écosystèmes, par exemple pour connecter la dynamique du carbone du sol aux communautés microbiennes (Lubbe et Northen, 2016).

Les travaux de Bhaduri *et al.* (2022) rapportent le développement d'une nouvelle approche bioinformatique, BarcodingGO. Cette approche a été développée par une équipe de scientifiques brésiliens, associant l'ADN environnemental et la bioinformatique comme outil de surveillance environnementale dans des conditions simulées (Nunes *et al.*, 2021). Cela a été réalisé grâce à un réseau de surveillance de la biodiversité basé sur l'analyse de l'ADNe (ADN environnemental) afin de mesurer l'impact d'une catastrophe environnementale, et proposer des scénarios d'évolution des communautés avant et après la catastrophe environnementale.

7.5.2. Méthodes non destructives pour l'analyse du fonctionnement du sol

Les travaux récents de Sergei et Fu (2020) soulignent le fait que la plupart des méthodes permettant les analyses des organismes du sol et de la matière organique, sont destructives. Ils proposent des méthodes physiques alternatives telles que la détection acoustique, l'identification des fréquences radio, le marquage radioactif, la détection hyperspectrale et la spectroscopie de perte d'énergie électronique. Si l'application de ces méthodes est dépendante de l'objet étudié, ces auteurs soulignent leur intérêt : la détection acoustique apparaît très efficace pour quantifier l'activité *in situ* des organismes de grande taille (vers de terre) ; les capteurs hyper-spectraux sont pertinents pour cartographier la matière organique de surface et de sub-surface, le système racinaire et ils sont en développement pour la faune du sol. Ces méthodes non destructives apparaissent très prometteuses, d'autant qu'elles sont couplées entre elles ou à d'autres méthodes.

D'autres techniques non destructives sont aussi très prometteuses pour améliorer nos connaissances du fonctionnement du sol. Ainsi, les techniques de spectroscopie, y compris la spectroscopie proche infrarouge, la fluorescence rayon-X portable, et la télédétection, ainsi que d'autres techniques non destructives telles que la tomographie à rayons X offrent la possibilité de mesurer une large gamme des paramètres chimiques, physiques et biologiques du sol d'une manière rapide et économique selon Bünemann *et al.* (2018) et Weindorf *et al.* (2014).

La NIR apparaissait aussi comme une méthode prometteuse pour la faune du sol (Sergei et Fu, 2020). Ces auteurs rapportent que la NIR peut : i) quantifier et identifier les groupes fonctionnels de nématodes (les longueurs d'onde seraient assignées à des groupes de matières organiques, et associées à des groupes de nématodes ; Barthès *et al.*, 2011) ; ii) distinguer les espèces de termites, mais la limite étant que certains facteurs pourraient totalement changer le signal (Jouquet *et al.*, 2014) ; iii) être utilisée pour estimer la matière organique influencée par l'activité des vers de terre (Hedde *et al.*, 2013). Force est de constater que depuis presque 10 ans la NIR n'a pas vraiment été développée pour caractériser la faune du sol, mais elle présente encore un intérêt pour caractériser son activité et notamment l'état de la matière organique dans les déjections de vers de terre.

7.5.3 Adaptation des méthodes à l'outil *smartphone*

Au-delà des méthodes de prélèvement et méthodes d'analyse classiquement utilisées en recherche et/ou sciences participatives, il convient aussi de réfléchir à des méthodes alternatives permettant l'évaluation de la qualité des sols. Les applications développées sur smartphones peuvent répondre à ce besoin. A titre d'exemple, le projet iSQAPER⁶⁹, en s'appuyant sur 14 sites d'étude en Europe (dont un en France) et en Chine, a développé une application, SQAPP, destinée aux acteurs de terrain qui permet d'accéder gratuitement aux cartes et données pédologiques pour tout lieu de son choix ; l'application évalue les menaces les plus probables qui pèsent sur l'état de la qualité des sols et fournit des conseils ciblés sur la manière de l'améliorer ; les utilisateurs peuvent également interagir avec les bases de données et télécharger des données locales afin d'affiner l'analyse et les recommandations. Au total, le projet a permis d'identifier 138 pratiques de gestion agricole différentes et de tester leur effet sur la qualité des sols dans huit zones climatiques et 32 systèmes agricoles potentiels. C'est une approche intéressante à développer sur le territoire national. Un autre exemple est l'application pour smartphone FOR-EVAL⁷⁰, développée conjointement par INRAE et l'ONF, qui permet d'évaluer la sensibilité des sols forestiers français à l'aide d'indicateurs écologiques. FOR-EVAL a pour objectif de promouvoir une gestion durable des forêts à l'aide de diagnostics simples réalisables sur le terrain par les forestiers. Ceux-ci concernent la sensibilité des sols à une exportation de nutriments, la sensibilité des sols à l'érosion hydrique, la sensibilité au tassement et l'évaluation du réservoir en eau utilisable par la végétation.

7.5.4. Outil intégré Biofunctool

L'évaluation de la qualité/santé des sols requière la prise en compte d'une batterie d'indicateurs, rendant compte *a minima* des 3 composantes du sol. La mise en relation de ces différents indicateurs pour constituer un indicateur intégratif est un réel objectif. Les méthodes et différentes étapes pour construire ces indicateurs mixtes/complexes/agrégés sont présentées Chapitre 11.

Les méthodes actuelles sont basées principalement sur des indicateurs de stocks (C, N, biomasse microbienne...) et n'intègrent pas, ou très peu, d'indicateurs fonctionnels basés sur le rôle des organismes du sol. Lorsqu'elles existent, les mesures fonctionnelles sont effectuées majoritairement en conditions de laboratoire sur des sols secs et tamisés limitant notre capacité à prendre en compte la réalité de la fonction sur le terrain. Pour pallier ces limites méthodologiques, une nouvelle méthode d'évaluation fonctionnelle de la santé des sols est proposée selon une approche intégrative prenant en compte les liens entre les propriétés physico-chimiques et l'activité biologique des sols (Brauman et Thoumazeau, 2020 ; Thoumazeau *et al.*, 2019).

Cette méthode nommée Biofunctool® intègre neuf indicateurs de terrain, rapides et de faibles coûts, permettant d'évaluer trois fonctions principales du sol : la dynamique du carbone, le cycle des nutriments et le maintien de la structure du sol. La capacité de l'ensemble des indicateurs à évaluer l'impact de la gestion des terres sur la santé des sols a été validée sur de nombreux terrains (> 600 points) principalement tropicaux et dans des contextes pédoclimatiques divers. Un index de qualité intégrant les indicateurs a été construit afin de synthétiser l'impact global des modalités de gestion des terres sur la santé du sol. L'objectif est que Biofunctool® puisse être utilisé par des utilisateurs non spécialisés.

⁶⁹ <https://www.isqaper-project.eu/>

⁷⁰ <https://ispa.hub.inrae.fr/outils/outils-d-aide-a-la-decision/for-eval-une-application-mobile-pour-evaluer-les-sols-forestiers>

Références bibliographiques

- Abbreddy, C.O.R.; Clayton, C.R.I., 2009. A review of modern particle sizing methods. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Geotechnical Engineering*, 162 (4): 193-201. <https://doi.org/10.1680/jgeeng.2009.162.4.193>
- Achat, D.L.; Morel, C.; Bakker, M.R.; Augusto, L.; Pellerin, S.; Gallet-Budynek, A.; Gonzalez, M., 2010. Assessing turnover of microbial biomass phosphorus: Combination of an isotopic dilution method with a mass balance model. *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (12): 2231-2240. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.023>
- Adomat, Y.; Grischek, T., 2021. Sampling and processing methods of microplastics in river sediments - A review. *Science of the Total Environment*, 758: 15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143691>
- Adriano, D.C., 2001. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risk of Metals*. New York: Springer-Verlag.
- Ajmone-Marsan, F.; Certini, G.; Scalenghe, R., 2016. Describing urban soils through a faceted system ensures more informed decision-making. *Land Use Policy*, 51: 109-119. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.025>
- Akpa, S.I.C.; Ugbaje, S.U.; Bishop, T.F.A.; Odeh, I.O.A., 2016. Enhancing pedotransfer functions with environmental data for estimating bulk density and effective cation exchange capacity in a data-sparse situation. *Soil Use and Management*, 32 (4): 644-658. <https://doi.org/10.1111/sum.12310>
- Al-Qinna, M.I.; Jaber, S.M., 2013. Predicting soil bulk density using advanced pedotransfer functions in an arid environment. *Transactions of the Asabe*, 56 (3): 963-976.
- Alam, M.; Dupras, J.; Messier, C., 2016. A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. *Ecological Indicators*, 60: 38-44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.035>
- Alam, M.M.; Srinivasan, V.; Mueller, A.V.; Gu, A.Z., 2021. Status and advances in technologies for phosphorus species detection and characterization in natural environment- A comprehensive review. *Talanta*, 233: 16. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2021.122458>
- Albrecht, W.A., 1975. *The Albrecht papers. Vol. 1: Foundation concepts*. Kansas City: Acres USA.
- André, H.F.; Ducarme, X.; Anderson, J.M.; Crossley, D.A., Jr.; Koehler, H.H.; Paoletti, M.G.; Walter, D.E.; Lebrun, P., 2001. Skilled eyes are needed to go on studying the richness of the soil. *Nature*, 15 (409). <https://doi.org/10.1038/35057493>
- André, H.M.; Ducarme, X.; Lebrun, P., 2002. Soil biodiversity:: myth, reality or conning? *Oikos*, 96 (1): 3-24. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.11216.x>
- Andrews, S.S.; Karlen, D.L.; Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (6): 1945-1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>
- Andriuzzi, W.S.; Pulleman, M.M.; Cluzeau, D.; Pérès, G., 2017. Comparison of two widely used sampling methods in assessing earthworm community responses to agricultural intensification. *Applied Soil Ecology*, 119: 145-151. <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.011>
- Angulo-Jaramillo, R.; Vandervaere, J.P.; Roulier, S.; Thony, J.L.; Gaudet, J.P.; Vauclin, M., 2000. Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers - A review and recent developments. *Soil & Tillage Research*, 55 (1-2): 1-29. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00098-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00098-2)
- Antisari, L.V.; Ferronato, C.; De Feudis, M.; Natali, C.; Bianchini, G.; Falsone, G., 2021. Soil Biochemical Indicators and Biological Fertility in Agricultural Soils: A Case Study from Northern Italy. *Minerals*, 11 (2): 14. <https://doi.org/10.3390/min11020219>
- Antony, D.; Collins, C.D.; Clark, J.M.; Sizmur, T., 2022. Soil organic matter storage in temperate lowland arable, grassland and woodland topsoil and subsoil. *Soil Use and Management*, 38 (4): 1532-1546. <https://doi.org/10.1111/sum.12801>
- Arrouays, D.; Grundy, M.G.; Hartemink, A.E.; Hempel, J.W.; Heuvelink, G.B.M.; Hong, S.Y.; Lagacherie, P.; Lelyk, G.; McBratney, A.B.; McKenzie, N.J.; Mendonca-Santos, M.D.L.; Minasny, B.; Montanarella, L.; Odeh, I.O.A.; Sanchez, P.A.; Thompson, J.A.; Zhang, G.L., 2014. GlobalSoilMap: Toward a Fine-Resolution Global Grid of Soil Properties. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 125*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 93-+. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800137-0.00003-0>
- Assouline, S.; Or, D., 2014. The concept of field capacity revisited: Defining intrinsic static and dynamic criteria for soil internal drainage dynamics. *Water Resources Research*, 50 (6): 4787-4802. <https://doi.org/10.1002/2014wr015475>
- Austruy, A.; Dron, J.; Charbonnier, E.; Babaguela, N.; Miche, H.; Keller, C.; Chamaret, P., 2016. Natural contents and anthropogenic inputs of trace elements in soils from the west of the Berre Lagoon. *Etude et Gestion des Sols*, 23: 125-142. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_23_1_2310_Austruy_125_142.pdf
- Bååth, E.; Anderson, T.H., 2003. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (7): 955-963. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00154-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00154-8)
- Babu, T.; Tubana, B.; Paye, W.; Kanke, Y.; Datnoff, L., 2016. Establishing Soil Silicon Test Procedure and Critical Silicon Level for Rice in Louisiana Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 47 (12): 1578-1597. <https://doi.org/10.1080/00103624.2016.1194996>
- Bagarello, V.; Di Prima, S.; Iovino, M.; Provenzano, G., 2014. Estimating field-saturated soil hydraulic conductivity by a simplified Beerkan infiltration experiment. *Hydrological Processes*, 28 (3): 1095-1103. <https://doi.org/10.1002/hyp.9649>
- Bai, Z.H.; Li, H.G.; Yang, X.Y.; Zhou, B.K.; Shi, X.J.; Wang, B.R.; Li, D.C.; Shen, J.B.; Chen, Q.; Qin, W.; Oenema, O.; Zhang, F.S., 2013. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. *Plant and Soil*, 372 (1-2): 27-37. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1696-y>
- Baize, D., 2000a. *Guide des analyses en pédologie: choix, expression, présentation, interprétation*. Paris: Institut national de la recherche agronomique (Techniques et pratiques).
- Baize, D., 2000b. Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français résultats généraux du programme ASPITET. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, (39).
- Baize, D., 2009. Éléments traces dans les sols, Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définitions et utilités. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, (57).
- Baize, D., 2018. *Guide des analyses en pédologie. 3ème édition revue et augmentée*. Versailles: Éditions Quae (Savoir-faire).
- Baize, D.; Deslais, W.; Saby, N., 2007. Teneurs en huit éléments en traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) dans les sols agricoles en France. *Rapport simplifié*. http://www.gissol.fr/programme/bdetm/rapport_anademe/rapport/contents.php

- Baize, D.; Douay, F.; Villanneau, E.; Bourennane, H.; Sterckeman, T.; Ciesielski, H.; King, D., 2010. Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord-Pas-de-Calais. I. Étude et cartographie des teneurs des horizons de surface. *Etude et Gestion des Sols*, 17 (3-4): 213-237.
- Baize, D.; Girard, M.C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*. Éditions Quae (*Savoir-faire*), 405 p. <https://edepot.wur.nl/481543>
- Baize, D.; Sterckeman, T., 2001. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Science of the Total Environment*, 264 (1-2): 127-139. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00615-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00615-X)
- Balami, S.; Vasutová, M.; Godbold, D.; Kotas, P.; Cudlín, P., 2020. Soil fungal communities across land use types. *Iforest-Biogeosciences and Forestry*, 13: 548-558. <https://doi.org/10.3832/IFOR3231-013>
- Ball, B.C.; Batey, T.; Munkholm, L.J., 2007. Field assessment of soil structural quality - a development of the Peerkamp test. *Soil Use and Management*, 23 (4): 329-337. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x>
- Balmford, A.; Green, M.J.B.; Murray, M.G., 1996. Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness .1. Regional tests. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 263 (1375): 1267-1274. <https://doi.org/10.1098/rspb.1996.0186>
- Bardgett, R.D.; McAlister, E., 1999. The measurement of soil fungal:bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperate meadow grasslands. *Biology and Fertility of Soils*, 29 (3): 282-290. <https://doi.org/10.1007/s003740050554>
- Bart, S.; Laurent, C.; Péry, A.R.R.; Mougín, C.; Pelosi, C., 2017. Differences in sensitivity between earthworms and enchytraeids exposed to two commercial fungicides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 140: 177-184. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.02.052>
- Barthès, B.G.; Brunet, D.; Rabary, B.; Ba, O.; Villenave, C., 2011. Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) could be used for characterization of soil nematode community. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (8): 1649-1659. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.023>
- Bartlett, M.D.; Briones, M.J.I.; Neilson, R.; Schmidt, O.; Spurgeon, D.; Creamer, R.E., 2010. A critical review of current methods in earthworm ecology: From individuals to populations. *European Journal of Soil Biology*, 46 (2): 67-73. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.11.006>
- Bartlett, M.D.; Harris, J.A.; James, I.T.; Ritz, K., 2006. Inefficiency of mustard extraction technique for assessing size and structure of earthworm communities in UK pasture. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (9): 2990-2992. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.036>
- Bastida, F.; Zsolnay, A.; Hernández, T.; García, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147 (3-4): 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>
- Batey, T., 2000. Soil Profile Description and Evaluation. In: Smith, K.A., ed. *Soil and Environmental Analysis: Physical Methods, Revised, and Expanded (2nd ed.)*. CRC Press, p. 595-628. <https://doi.org/10.1201/9780203908600>
- Bauer, T.; Strauss, P.; Murer, E., 2014. A photogrammetric method for calculating soil bulk density. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177 (4): 496-499. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400010>
- Beauchemin, S.; Simard, R.R., 1999. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Quebec, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 79 (4): 615-625. <https://doi.org/10.4141/s98-087>
- Béchet, B.; Le Bissonnais, Y.; Ruas, A.; Aguilera, A.; André, M.; Andrieu, H.; Ay, J.-S.; Baumont, C.; Barbe, E.; Vidal Beaudet, L.; Belton-Chevallier, L.; Berthier, E.; Billet, P.; Bonin, O.; Cavailles, J.; Chancibault, K.; Cohen, M.; Coisson, T.; Colas, R.; Cornu, S.; Cortet, J., J.; Dabanc, L.; Darly, S.; Delolme, C.; Fack, G.; Fromin, N.; Gadal, S.; Gauvreau, B.; Geniaux, G.; Gilli, F.; Guelton, S.; Guérois, M.; Hedde, M.; Houet, T.; Humbertclaude, S.; Jolivet, L.; Keller, C.; Leberre, I.; Madec, P.; Mallet, C.; Marty, P.; Mering, C.; Musy, M.; Oueslati, W.; Paty, S.; Polèse, M.; Pumain, D.; Puissant, A.; Riou, S.; Rodriguez, F.; Ruban, V.; Salanié, J.; Schwartz, C., C.; Sotura, A.; Thébert, M.; Thévenin, T.; Thisse, J.; Vergnes, A.; Christiane, W.; Wery, C.; Desrousseaux, M., 2017. *Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action. Rapport*. INRA, 609 p. <https://doi.org/10.15454/731a-nn30>
- Beck, T.; Nemes, M.P.; Kiss, S.; Papacostea, P.; Stefanic, C.; Rusan, M., 1984. Methods and application of soil microbial analysis at the Landen-sanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LLB) in Munich for the determination of some aspects of soil fertility. 1984. Roman National Society of Soil Sciences, 13-20.
- Becker, G.; Mohren, R., 1990. Expert Report on the Biotope Area Factor: The Biotope Area Factor as an Ecological Parameter. *Landschaft: Planen & Bauen*.
- Benabdallah, R.; Repinçay, C.; Linard, R.; Neliu, S.; Mougín, C., 2011. Optimisation d'une Méthode d'Extraction et d'Analyse des Acides Gras Phospholipidiques (PLFA) de Microorganismes Telluriques. 2011.
- Beni, A.; Soki, E.; Lajtha, K.; Fekete, I., 2014. An optimized HPLC method for soil fungal biomass determination and its application to a detritus manipulation study. *Journal of Microbiological Methods*, 103: 124-130. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2014.05.022>
- Berney, M.F.; Bird, G.W., 2001. Analysis of nematode community structure (abstract). *Journal of Nematology*, 33: 251.
- Berthelsen, S.; Noble, A.D.; Garside, A.L., 2001. Chapter 15 Silicon research down under: Past, present, and future. In: Datnoff, L.E.; Snyder, G.H.; Korndörfer, G.H., eds. *Studies in Plant Science*. Elsevier, 241-255. [https://doi.org/10.1016/S0928-3420\(01\)80019-7](https://doi.org/10.1016/S0928-3420(01)80019-7)
- Beutler, S.J.; Pereira, M.G.; Tassinari, W.D.; de Menezes, M.D.; Valladares, G.S.; dos Anjos, L.H.C., 2017. Bulk Density Prediction for Histosols and Soil Horizons with High Organic Matter Content. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 41: 13. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160158>
- Bhaduri, D.; Sibi, D.; Bhowmik, A.; Verma, B.C.; Munda, S.; Dari, B., 2022. A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 13: 25. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.938481>
- Biagini, M.; Consorti, R.; Dapporto, L.; Dellacasa, M.; Paggetti, E.; Corti, C., 2007. The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 122 (2): 183-191. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.032>
- Billmann, M.; Hulot, C.; Pauget, B.; Badreddine, R.; Papin, A.; Pelfrène, A., 2023. Oral bioaccessibility of PTEs in soils: A review of data, influencing factors and application in human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 896: 20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165263>
- Bispo, A.; Cluzeau D Fau - Creamer, R.; Creamer R Fau - Dombos, M.; Dombos M Fau - Graefe, U.; Graefe U Fau - Krogh, P.; Krogh P Fau - Sousa, J.; Sousa J Fau - Peres, G.; Peres G Fau - Rutgers, M.; Rutgers M Fau - Winding, A.; Winding A Fau - Römbke, J.; Römbke, J., 2009. Indicators for monitoring soil biodiversity. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5 (4): 717-719. <https://doi.org/10.1897/IEAM-2009-064.1>
- Blagodatskaya, E.V.; Blagodatskii, S.A.; Anderson, T.H., 2003. Quantitative isolation of microbial DNA from different types of soils of natural and agricultural ecosystems. *Microbiology*, 72 (6): 744-749. <https://doi.org/10.1023/B:MICI.0000008379.63620.7b>

- Blanchart, A., 2018. *Vers une prise en compte des potentialités des sols dans la planification territoriale et l'urbanisme opérationnel*. <http://www.theses.fr/2018LORR0203/document>
- Blouin, M.; Hodson, M.E.; Delgado, E.A.; Baker, G.; Brussaard, L.; Butt, K.R.; Dai, J.; Dendooven, L.; Peres, G.; Tondoh, J.E.; Cluzeau, D.; Brun, J.J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, 64 (2): 161-182. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>
- Blum, W.E.H.; Schad, P.; Nortcliff, S., 2018. *Essentials of soil science. Soil formation, functions, use and classification (World Reference Base, WRB)*. Stuttgart: Borntraeger Science Publishers.
- Boizard, H.; Peigné, J.; Vian, J.-F.; Duparque, A.; Tomis, V.; Johannes, A.; Métais, P.; Sasal, M., Carolina; Boivin, P.; Roger-Estrade, J., 2019. Visual methods for assessing soil structure in support of a clinical approach in agronomy. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 9 (2): 55-76. <https://isara.hal.science/hal-04103319>
- Bongers, T., 1990. The maturity index - an ecological measure of environmental disturbance based in nematode species composition. *Oecologia*, 83 (1): 14-19. <https://doi.org/10.1007/bf00324627>
- Bonilla-Bedoya, S.; Valencia, K.; Herrera, M.A.; López-Ulloa, M.; Donoso, D.A.; Pezzopane, J.E.M., 2023. Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators. *Ecological Indicators*, 148: 13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110091>
- Borek, V.; Morra, M.J.; Brown, P.D.; McCaffrey, J.P., 1995. Transformation of the glucosinolate-derived allelochemicals allyl isothiocyanate and allylnitrile in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 43 (7): 1935-1940. <https://doi.org/10.1021/jf00055a033>
- Bossio, D.A.; Scow, K.M.; Gunapala, N.; Graham, K.J., 1998. Determinants of soil microbial communities: Effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles. *Microbial Ecology*, 36 (1): 1-12. <https://doi.org/10.1007/s002489900087>
- Bottinelli, N.; Hedde, M.; Jouquet, P.; Capowicz, Y., 2020. An explicit definition of earthworm ecological categories - Marcel Bouche's triangle revisited. *Geoderma*, 372: 7. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114361>
- Botula, Y.D.; Nemes, A.; Van Ranst, E.; Mafuka, P.; De Pue, J.; Cornelis, W.M., 2015. Hierarchical Pedotransfer Functions to Predict Bulk Density of Highly Weathered Soils in Central Africa. *Soil Science Society of America Journal*, 79 (2): 476-486. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.06.0238>
- Bouché, M.B., 1972. *Lombriciens de France: Ecologie et Systématique*. INRA, Paris.
- Bouché, M.B., 1977. Strategies lombriciennes. *Ecological Bulletins*, (25): 122-132. <http://www.jstor.org/stable/20112572>
- Bouche, M.B.; Gardner, R.H., 1984. Earthworms functions: population estimation techniques. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 21 (1): 37-63.
- Bouma, J.; Lanen, H.A.J.v., 1987. Transfer functions and threshold values: from soil characteristics to land qualities. *Proceedings of the international workshop on Quantified land evaluation procedures: held in Washington, DC, 27 April - 2 May 1986*. 106-110.
- Bouma, J.; Vanlanen, H.A.J.; Breeuwsma, A.; Wosten, H.J.M.; Kooistra, M.J., 1986. Soil survey data needs when studying modern land use problems. *Soil Use and Management*, 2 (4): 125-130. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1986.tb00695.x>
- Bourenane, H.; Hirschberger, F.; Chartin, C.; Salvador-Blanes, S., 2017. Spatial filtering of electrical resistivity and slope intensity: Enhancement of spatial estimates of a soil property. *Journal of Applied Geophysics*, 138: 210-219. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2017.01.032>
- Bouthier, A.; Scheurer, O.; Seger, M.; Lagacherie, P.; Beaudoin, N.; Deschamps, T.; Sauter, J.; Fort, J.-L.; Cousin, I., 2022. *Réservoir en eau du sol utilisable par les cultures - Guide d'estimation*. https://sols-et-territoires.org/fileadmin/user_upload/archive/Produits_Reseau/documents_etudes/resultats_Axe2/Guide_ReservoirUtilisable_2022.pdf
- Brami, C.; Lowe, C.N.; Menasserri, S.; Jacquet, T.; Pérès, G., 2020. Multi-parameter assessment of soil quality under *Miscanthus* crop at marginal sites in Ile-de-France. *Biomass & Bioenergy*, 142: 10. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105793>
- Branchu, P.; Marseille, F.; Béchet, B.; Bessière, J.P.; Boithias, L.; Duvigneau, C.; Genesco, P.; Keller, C.; Lambert, M.L.; Laroche, B.; Le Guern, C.; Lemot, A.; Métois, R.; Néel, C.; Sheriff, R., 2022. MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme. Rapport et annexes. 219 p. <https://bibliothèque.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/5415-muse-integrer-la-multifonctionnalite-des-sols-dans-les-documents-d-urbanisme.html>
- Brauman, A.; Thoumazeau, A., 2020. Biofunctool® : un outil de terrain pour évaluer la santé des sols, basé sur la mesure de fonctions issues de l'activité des organismes du sol. *Etude et Gestion des Sols*, 27 (1): 289-304. <https://www.afes.fr/ressources/biofunctool-un-outil-de-terrain-pour-evaluer-la-sante-des-sols-base-sur-la-mesure-de-fonctions-issues-de-lactivite-des-organismes-du-sol/>
- Briones, M.J.I.; Morán, P.; Posada, D., 2009. Are the sexual, somatic and genetic characters enough to solve nomenclatural problems in lumbricid taxonomy? *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (11): 2257-2271. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.07.008>
- Brookes, P.C.; Landman, A.; Pruden, G.; Jenkinson, D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 17 (6): 837-842. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90144-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0)
- Brookes, P.C.; Pietri, J.C.A.; Wu, Y.; Xu, J., 2013. Microbial Indicators of Soil Quality in Upland Soils. In: Xu, J.; Sparks, D.L., eds. *Molecular Environmental Soil Science*. Dordrecht: Springer Netherlands, 413-428. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4177-5_14
- Brookes, P.C.; Powlson, D.S.; Jenkinson, D.S., 1982. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 14 (4): 319-329. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(82\)90001-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90001-3)
- Bruand, A.; Duval, O.; Cousin, I., 2004. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO : Une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Etude et Gestion des Sols*, 11 (3): 3, 323-334. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_11_3_bruand.pdf
- Bünemann, E.K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.G.; Creamer, R.E.; De Deyn, G.; de Goede, R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.W.; Mäder, P.; Puleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J.W.; Brussaard, L., 2018. Soil quality - A critical review. *Soil Biology & Biochemistry*, 120: 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Bünemann, E.K.; Mäder, P.; Wohlfahrt, J.; Brussaard, L.; Bongiorno, G.; de Goede, R.; Geissen, V.; Fleskens, L.; Sukkel, W.; Bai, Z.G.; Caspari, T., 2016. *Concepts and indicators of soil quality – a review*. iSQAPER Project Deliverable 3.1, 75 p. <https://www.isqaper-is.eu/documents/category/4-soil-quality?download=16:concepts-and-indicators-of-soil-quality-a-review>
- Buyer, J.S.; Vinyard, B.; Maul, J.; Selmer, K.; Lupitsky, R.; Rice, C.; Roberts, D.P., 2019. Combined extraction method for metabolomic and PLFA analysis of soil. *Applied Soil Ecology*, 135: 129-136. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.11.012>

- Calzolari, C.; Tarocco, P.; Lombardo, N.; Marchi, N.; Ungaro, F., 2020. Assessing soil ecosystem services in urban and peri-urban areas: From urban soils survey to providing support tool for urban planning. *Land Use Policy*, 99: 12. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105037>
- Cambardella, C.A.; Elliott, E.T., 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56 (3): 777-783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Campos, A.O.; Fernández, E.; Eiroa, B.S.; Urbieta, P.; Martínez, G.M., 2022. A composite indicator to assess artificialization at the land-sea interface: A case study in NW Spain. *Regional Studies in Marine Science*, 54: 17. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102468>
- Caoduro, G.; Battiston, R.; Giachino, P.M.; Guidolin, L.; Lazzarin, G., 2014. Biodiversity indices for the assessment of air, water and soil quality of the "Biodiversity Friend" certification in temperate areas. *Biodiversity Journal*, 5.1: 69-86. https://biodiversityassociation.org/wp-content/uploads/2014/05/Biodiversity_indices_Bio-Journal_2014.pdf
- Carter, M.R., 2006. Quality: critical limits and standardization. *Encyclopedia of Soil Science*. Taylor & Francis, 1412-1415.
- Castellini, M.; Di Prima, S.; Moret-Fernández, D.; Lassabatere, L., 2021. Rapid and accurate measurement methods for determining soil hydraulic properties: A review. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 69 (2): 121-139. <https://doi.org/10.2478/johh-2021-0002>
- Caubet, M.; Cornu, S.; Saby, N.P.A.; Meunier, J.D., 2020. Agriculture increases the bioavailability of silicon, a beneficial element for crop, in temperate soils. *Scientific Reports*, 10 (1): 11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77059-1>
- Ceccarelli, T.; Bajocco, S.; Perini, L.L.; Salvati, L.L., 2014. Urbanisation and Land Take of High Quality Agricultural Soils - Exploring Long-term Land Use Changes and Land Capability in Northern Italy. *International Journal of Environmental Research*, 8 (1): 181-192.
- Charoenhirunyingyos, S.; Honda, K.; Kamthonkiat, D.; Ines, A.V.M., 2011. Soil moisture estimation from inverse modeling using multiple criteria functions. *Computers and Electronics in Agriculture*, 75 (2): 278-287. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2010.12.004>
- Che, R.X.; Wang, W.J.; Zhang, J.; Nguyen, T.T.N.; Tao, J.; Wang, F.; Wang, Y.F.; Xu, Z.H.; Cui, X.Y., 2016. Assessing soil microbial respiration capacity using rDNA- or rRNA-based indices: a review. *Journal of Soils and Sediments*, 16 (12): 2698-2708. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1563-6>
- Chemidlin Prévost-Bouré, N.; Cannavacciolo, M.; D'Oiron-Verame, E.; Villenave, C.; Cluzeau, D.; Djemiel, C.; Mulliez, P.; Maron P, A.; Ranjard, L.; Riou, V., 2018. Appréhender l'impact des pratiques agricoles sur l'état biologique et le fonctionnement du sol. Quelles recommandations et pistes de R en matière de pilotage biologique des sols ? . *Innovations Agronomiques*, 69: 39-46. <https://doi.org/10.15454/OW3CJS>
- Chen, J., 2007. Rapid urbanization in China: A real challenge to soil protection and food security. *Catena*, 69 (1): 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.04.019>
- Cheviron, N.; C., R.; Benabdallah, R.; Linard, R.; Marraud, C.; Touton, I.; Mougin, C., 2011. Analyse d'indicateurs basés sur la microflore des sols : Mesures d'activités enzymatiques et analyse des PLFAs. Programme ADEME Biondicateur Phase 2, 147 p.
- Cheviron, N.; Grondin, V.; Marraud, C.; Poiroux, F.; Bertrand, I.; Abadie, J.; Pandard, P.; Riah-Anglet, W.; Dubois, C.; Maly, S.; Marques, C.R.; Asenjo, I.V.; Alonso, A.; Diaz, D.M.; Mougin, C., 2022. Inter-laboratory validation of an ISO test method for measuring enzyme activities in soil samples using colorimetric substrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (20): 29348-29357. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17173-3>
- Chodak, M.; Niklinska, M.; Beese, F., 2007. Near-infrared spectroscopy for analysis of chemical and microbiological properties of forest soil organic horizons in a heavy-metal-polluted area. *Biology and Fertility of Soils*, 44 (1): 171-180. <https://doi.org/10.1007/s00374-007-0192-z>
- Christel, A.; Dequiedt, S.; Chemidlin-Prevost-Boure, N.; Mercier, F.; Tripied, J.; Comment, G.; Djemiel, C.; Bargeot, L.; Matagne, E.; Fougeron, A.; Passi, J.B.M.; Ranjard, L.; Maron, P.A., 2023. Urban land uses shape soil microbial abundance and diversity. *Science of the Total Environment*, 883: 13. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163455>
- Christel, A.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2021. Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (6): 4603-4625. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01302-y>
- Christel, A.; Prévost-Bouré, N.C.; Dequiedt, S.; Saby, N.; Mercier, F.; Tripied, J.; Comment, G.; Villerd, J.; Djemiel, C.; Hermant, A.; Blondon, M.; Bargeot, L.; Matagne, E.; Horrigue, W.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2024. Differential responses of soil microbial biomass, diversity and interactions to land use intensity at a territorial scale. *Science of the Total Environment*, 906: 14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167454>
- Chung, E.; Lee, J.S.; Chon, H.T.; Sager, M., 2005. Environmental contamination and bioaccessibility of arsenic and metals around the Dongjeong Au-Ag-Cu mine, Korea. *Geochemistry-Exploration Environment Analysis*, 5: 69-74. <https://doi.org/10.1144/1467-7873/03-060>
- Ciesielski, H.; Sterckeman, T., 1997. A comparison between three methods for the determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils. *Agronomie*, 17 (1): 9-16. <https://doi.org/10.1051/agro:19970102>
- Cipullo, S.; Prpich, G.; Campo, P.; Coulon, F., 2018. Assessing bioavailability of complex chemical mixtures in contaminated soils: Progress made and research needs. *Science of the Total Environment*, 615: 708-723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.321>
- Clemente, J.S.; Gregorich, E.G.; Simpson, A.J.; Kumar, R.; Courtier-Murias, D.; Simpson, M.J., 2012. Comparison of nuclear magnetic resonance methods for the analysis of organic matter composition from soil density and particle fractions. *Environmental Chemistry*, 9 (1): 97-107. <https://doi.org/10.1071/en11096>
- Cluzeau, D.; Guernion, M.; Chaussod, R.; Martin-Laurent, F.; Villenave, C.; Cortet, J.; Ruiz-Camacho, N.; Pernin, C.; Mateille, T.; Philippot, L.; Bellido, A.; Rougé, L.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Pérès, G., 2012. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology*, 49: 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.11.003>
- Coja, T.; Zehetner, K.; Bruckner, A.; Watzinger, A.; Meyer, E., 2008. Efficacy and side effects of five sampling methods for soil earthworms (Annelida, Lumbricidae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71 (2): 552-565. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.08.002>
- Constancias, F.; Terrat, S.; Saby, N.P.A.; Horrigue, W.; Villerd, J.; Guillemin, J.P.; Biju-Duval, L.; Nowak, V.; Dequiedt, S.; Ranjard, L.; Prévost-Boure, N.C., 2015. Mapping and determinism of soil microbial community distribution across an agricultural landscape. *Microbiologyopen*, 4 (3): 505-517. <https://doi.org/10.1002/mbo3.255>
- Cools, N.; De Vos, B., 2010. Sampling and Analysis of Soil. Manual Part X., *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Hamburg: UNECE, ICP Forests. <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>

- Coomans, A., 2000. Nematode systematics: past, present and future. *Nematology*, 2: 3-7. <https://doi.org/10.1163/156854100508845>
- Cornu, S.; Keller, C.; Béchet, B.; Delolme, C.; Schwartz, C.; Vidal-Beaudet, L., 2021. Pedological characteristics of artificialized soils: A snapshot. *Geoderma*, 401: 13. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115321>
- Cotes, B.; Campos, M.; García, P.A.; Pascual, F.; Ruano, F., 2011. Testing the suitability of insect orders as indicators for olive farming systems. *Agricultural and Forest Entomology*, 13 (4): 357-364. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2011.00526.x>
- Cousin, I.; Buis, S.; Lagacherie, P.; Doussan, C.; Le Bas, C.; Guéris, M., 2022. Available water capacity from a multidisciplinary and multiscale viewpoint. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42 (3): 29. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00774-8>
- Criquet, S., 2011. *Indicateurs microbiens. Programme ADEME Bioindicateur 2. Rapport d'activité* 54 p.
- Cui, Y.X.; Wang, X.; Wang, X.X.; Zhang, X.C.; Fang, L.C., 2021. Evaluation methods of heavy metal pollution in soils based on enzyme activities: A review. *Soil Ecology Letters*, 3 (3): 169-177. <https://doi.org/10.1007/s42832-021-0096-0>
- Czyz, E.A.; Dexter, A.R., 2012. Plant wilting can be caused either by the plant or by the soil. *Soil Research*, 50 (8): 708-713. <https://doi.org/10.1071/sr12189>
- D'Hose, T.; Molendijk, L.; Van Vooren, L.; van den Berg, W.; Hoek, H.; Runia, W.; van Evert, F.; ten Berge, H.; Spiegel, H.; Sandèn, T.; Grignani, C.; Ruysschaert, G., 2018. Responses of soil biota to non-inversion tillage and organic amendments: An analysis on European multiyear field experiments. *Pedobiologia*, 66: 18-28. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2017.12.003>
- Dal Ferro, N.; Sartori, L.; Simonetti, G.; Berti, A.; Morari, F., 2014. Soil macro- and microstructure as affected by different tillage systems and their effects on maize root growth. *Soil & Tillage Research*, 140: 55-65. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.02.003>
- Dalal, R.C., 1998. Soil microbial biomass - what do the numbers really mean? *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 38 (7): 649-665. <https://doi.org/10.1071/ea97142>
- de Jonge, L.W.; Moldrup, P.; Schjønning, P., 2009. Soil Infrastructure, Interfaces & Translocation Processes in Inner Space ('Soil-it-is'): towards a road map for the constraints and crossroads of soil architecture and biophysical processes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13 (8): 1485-1502. <https://doi.org/10.5194/hess-13-1485-2009>
- de Ruiter, P.C.; Bloem, J.; Bouwman, L.A.; Didden, W.A.M.; Hoenderboom, G.H.J.; Lebbink, G.; Marinissen, J.C.Y.; de Vos, J.A.; Vreeken-Buijs, M.J.; Zwart, K.B.; Brussaard, L., 1994. Simulation of dynamics in nitrogen mineralisation in the belowground food webs of two arable farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 51 (1): 199-208. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90044-2](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90044-2)
- Degens, B.P., 1999. Catabolic response profiles differ between microorganisms grown in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 31 (3): 475-477. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(98\)00133-3](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(98)00133-3)
- Degens, B.P.; Harris, J.A., 1997. Development of a physiological approach to measuring the catabolic diversity of soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry*, 29 (9-10): 1309-1320. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(97\)00076-x](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(97)00076-x)
- Degoede, R.G.M.; Bongers, T.; Etema, C.H.; Universiteit, G., 1993. Graphical presentation and interpretation of nematode community structure: c-p triangles. *45th International Symposium on Crop Protection*. Ghent, Belgium. May 04. Rijksuniversiteit Gent, 743-750.
- Delahaie, A.A.; Cécillon, L.; Stojanova, M.; Abiven, S.; Arbelet, P.; Arrouays, D.; Baudin, F.; Bispo, A.; Boulonne, L.; Chenu, C.; Heinonsalo, J.; Jolivet, C.; Karhu, K.; Martin, M.P.; Pacini, L.; Poeplau, C.; Ratié, C.; Roudier, P.; Saby, N.P.A.; Savignac, F.; Barré, P., 2024. Investigating the complementarity of thermal and physical soil organic carbon fractions. *EGUsphere*, 2024: 1-25. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-197>
- Delaunoy, C., 2024. *Présentation sur la REVII Soil Monitoring Law, WPE 20/03/2024*.
- Delgado-Baquerizo, M.; Eldridge, D.J.; Ochoa, V.; Gozalo, B.; Singh, B.K.; Maestre, F.T., 2017. Soil microbial communities drive the resistance of ecosystem multifunctionality to global change in drylands across the globe. *Ecology Letters*, 20 (10): 1295-1305. <https://doi.org/10.1111/ele.12826>
- Dequiedt, S.; Saby, N.P.A.; Lelievre, M.; Jolivet, C.; Thioulouse, J.; Toutain, B.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Lemanceau, P.; Ranjard, L., 2011. Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management. *Global Ecology and Biogeography*, 20 (4): 641-652. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00628.x>
- Derenne, S.; Quénéa, K., 2015. Analytical pyrolysis as a tool to probe soil organic matter. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 111: 108-120. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.12.001>
- Dexter, A.R.; Richard, G.; Arrouays, D.; Czyz, E.A.; Jolivet, C.; Duval, O., 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma*, 144 (3-4): 620-627. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.022>
- Díaz-Sanz, J.; Robert, S.; Keller, C., 2020. Parameters influencing run-off on vegetated urban soils: A case study in Marseilles, France. *Geoderma*, 376: 11. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114455>
- Dick, R.P.; Breakwell, D.P.; Turco, R.F., 1997. Soil Enzyme Activities and Biodiversity Measurements as Integrative Microbiological Indicators. *Methods for Assessing Soil Quality*. 247-271. <https://doi.org/10.2136/sssaspepub49.c15>
- Dick, R.P.; Dick, L.K.; Deng, S.P.; Li, X.F.; Kandeler, E.; Poll, C.; Freeman, C.; Jones, T.G.; Weintraub, M.N.; Esseili, K.A.; Saxena, J., 2018. Cross-laboratory comparison of fluorimetric microplate and colorimetric bench-scale soil enzyme assays. *Soil Biology & Biochemistry*, 121: 240-248. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.12.020>
- Dick, W.A.; Cheng, L.; Wang, P., 2000. Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (13): 1915-1919. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(00\)00166-8](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(00)00166-8)
- Djemieli, C.; Dequiedt, S.; Bailly, A.; Tripied, J.; Lelievre, M.; Horrigue, W.; Jolivet, C.; Bispo, A.; Saby, N.; Vale, M.; Maron, P.A.; Ranjard, L.; Terrat, S., 2023. Biogeographical patterns of the soil fungal:bacterial ratio across France. *Mosphere*, 8 (5): 12. <https://doi.org/10.1128/msphere.00365-23>
- Djemieli, C.; Dequiedt, S.; Horrigue, W.; Bailly, A.; Lelievre, M.; Tripied, J.; Guillard, C.; Perrin, S.; Comment, G.; Saby, N.P.A.; Jolivet, C.; Bispo, A.; Boulonne, L.; Pierart, A.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Maron, P.A.; Terrat, S.; Ranjard, L., 2024. Unraveling biogeographical patterns and environmental drivers of soil fungal diversity at the French national scale. *Soil*, 10 (1): 251-273. <https://doi.org/10.5194/soil-10-251-2024>
- Djemieli, C.; Dequiedt, S.; Karimi, B.; Cottin, A.; Horrigue, W.; Bailly, A.; Boutaleb, A.; Sadet-Bourgeteau, S.; Maron, P.A.; Prevost-Boure, N.C.; Ranjard, L.; Terrat, S., 2022. Potential of Meta-Omics to Provide Modern Microbial Indicators for Monitoring Soil Quality and Securing Food Production. *Frontiers in Microbiology*, 13: 20. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.889788>
- Dobarco, M.R.; Bourennane, H.; Arrouays, D.; Saby, N.P.A.; Cousin, I.; Martin, M.P., 2019a. Uncertainty assessment of GlobalSoilMap soil available water capacity products: A French case study. *Geoderma*, 344: 14-30. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.036>

- Dobarco, M.R.; Cousin, I.; Le Bas, C.; Martin, M.P., 2019b. Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. *Geoderma*, 336: 81-95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>
- Domsch, H.; Ehler, D.; Giebel, A.; Witzke, K.; Boess, J., 2006. Evaluation of the soil penetration resistance along a transect to determine the loosening depth. *Precision Agriculture*, 7 (5): 309-326. <https://doi.org/10.1007/s11119-006-9009-6>
- Drexler, J.W.; Brattin, W.J., 2007. An in vitro procedure for estimation of lead relative bioavailability: With validation. *Human and Ecological Risk Assessment*, 13 (2): 383-401. <https://doi.org/10.1080/10807030701226350>
- Dunn, L.; Lang, C.; Marilleau, N.; Terrat, S.; Biju-Duval, L.; Lelièvre, M.; Perrin, S.; Prévost-Bouré, N.C., 2021. Soil microbial communities in the face of changing farming practices: A case study in an agricultural landscape in France. *Plos One*, 16 (6): 23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252216>
- DWA German Association for Water Management, W.a.W., 1997. *Soil strength in structured unsaturated soils. Part II physical soil properties (in German, with English summary and captures)*. Bonn: Gas and Wasser (Merkblätter 235, Wirtschafts- and Verlagsges).
- Eckert, D.J.; McLean, E.O., 1981. Basic cation saturation ratios as a basis for fertilizing and liming agronomic crops. 1. Growth chamber studies. *Agronomy Journal*, 73 (5): 795-799. <https://doi.org/10.2134/agronj1981.00021962007300050012x>
- Eisenhauer, N.; Milcu, A.; Nitschke, N.; Sabais, A.C.W.; Scherber, C.; Scheu, S., 2009. Earthworm and belowground competition effects on plant productivity in a plant diversity gradient. *Oecologia*, 161 (2): 291-301. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1374-1>
- Eisenhauer, N.; Straube, D.; Scheu, S., 2008. Efficiency of two widespread non-destructive extraction methods under dry soil conditions for different ecological earthworm groups. *European Journal of Soil Biology*, 44 (1): 141-145. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.10.002>
- Eldor, P., 2007. *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Chennai, India: Academic Press.
- Erick, D.E.; Reynolds, W.D.; Tan, K.A., 1989. Hydraulic conductivity measurements in the unsaturated zone using improved well analyses. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 9 (3): 184-193. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1989.tb01162.x>
- Emmet-Booth, J.P.; Forristal, P.D.; Fenton, O.; Ball, B.C.; Holden, N.M., 2016. A review of visual soil evaluation techniques for soil structure. *Soil Use and Management*, 32 (4): 623-634. <https://doi.org/10.1111/sum.12300>
- Emmet-Booth, J.P.; Forristal, P.D.; Fenton, O.; Bondi, G.; Holden, N.M., 2019. Visual soil evaluation - Spade vs. profile methods and the information conveyed for soil management. *Soil & Tillage Research*, 187: 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.12.002>
- Epelde, L.; Muñoz, O.; Garbisu, C., 2016. Microbial properties for the derivation of critical risk limits in cadmium contaminated soil. *Applied Soil Ecology*, 99: 27-36. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.11.014>
- European Environment Agency, 2005. *EEA core set of indicators — Guide*: Office for Official Publications of the European Communities, EEA Technical report No 1/2005, 38 p. https://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2005_1/file
- European Environment Agency, 2023. *Soil monitoring in Europe – Indicators and thresholds for soil quality assessments*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/956606>
- Faé, G.S.; Montes, F.; Bazilevskaya, E.; Añó, R.M.; Kemanian, A.R., 2019. Making Soil Particle Size Analysis by Laser Diffraction Compatible with Standard Soil Texture Determination Methods. *Soil Science Society of America Journal*, 83 (4): 1244-1252. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.10.0385>
- Fanin, N.; Moorhead, D.; Bertrand, I., 2016. Eco-enzymatic stoichiometry and enzymatic vectors reveal differential C, N, P dynamics in decaying litter along a land-use gradient. *Biogeochemistry*, 129 (1-2): 21-36. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0217-5>
- FAO, 2017. *Carbone Organique du Sol: une Richesse Invisible*. Rome, Italie: Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/6937fr>
- FAO, 2019a. *Measuring and Modelling Soil Carbon Stocks and Stock Changes in Livestock Production Systems: Guidelines for Assessment (Version 1)-Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership*. Rome: FAO, 170 p. <https://www.fao.org/3/CA2934EN/ca2934en.pdf>
- FAO, 2019b. *Standard Operating Procedure for Soil Organic Carbon Walkley-Black Method*: Rome. Titration and Colorimetric Method. <https://www.fao.org/3/ca7471en/ca7471en.pdf>
- FAO, 2020. *A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes - GSOC-MRV Protocol*. Rome: FAO, 140 p. <https://doi.org/10.4060/cb0509en>
- FAO, 2021a. *Standard Operating Procedure for Saturated Soil Paste Extract*: Rome. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cb3355en>
- FAO, 2021b. *Standard Operating Procedure for Soil Available Phosphorus - Olsen Method*: Rome. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cb3644en>
- FAO, 2021c. *Standard Operating Procedure for Soil Nitrogen - Kjeldahl Method*: Rome. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cb3642en>
- FAO, 2021d. *Standard Operating Procedure for Soil Organic Carbon: Tyurin Spectrophotometric Method*: Rome. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cb4757en>
- FAO, 2021e. *Standard Operating Procedure for Soil pH Determination*: Rome. <https://openknowledge.fao.org/bitstreams/6ad6862a-eadc-437c-b359-ef14cb687222/download>
- FAO, 2022. *Standard operating procedure for cation exchange capacity and exchangeable bases 1N ammonium acetate, pH 7.0 method*. Rome. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cc1200en>
- FAO, 2023. *Standard operating procedure for soil moisture content by gravimetric method*. Rome. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/e8811ce2-af62-470f-90fb-71b1da2d00c0/content>
- FAO; ITPS; GSBI; SCBD; EC, 2020. *State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities, Report 2020*. Rome: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb1928en>
- Fernandes, J.C.; Gamero, C.A.; Rodrigues, J.G.L.; Mirás-Avalos, J.M., 2011. Determination of the quality index of a Paleudult under sunflower culture and different management systems. *Soil & Tillage Research*, 112 (2): 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.01.001>
- Ferrara, C.; Salvati, L.; Tombolini, I., 2014. An integrated evaluation of soil resource depletion from diachronic settlement maps and soil cartography in pen-urban Rome, Italy. *Geoderma*, 232: 394-405. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.020>
- Filep, T.; Zach, D.; Jakab, G.; Szalai, Z., 2022. Chemical composition of labile carbon fractions in Hungarian forest soils: Insight into biogeochemical coupling between DOM and POM. *Geoderma*, 419: 11. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115867>

- Fine, A.K.; van Es, H.M.; Schindelbeck, R.R., 2017. Statistics, Scoring Functions, and Regional Analysis of a Comprehensive Soil Health Database. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (3): 589-601. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.09.0286>
- Fiscus, D.A.; Neher, D.A., 2002. Distinguishing sensitivity of free-living soil nematode genera to physical and chemical disturbances. *Ecological Applications*, 12 (2): 565-575. <https://doi.org/10.2307/3060963>
- Fitzgerald, J.W., 1978. Naturally Occurring Organosulfur Compounds in Soil. In: Niriagu, J.O., ed. *Ecological Impacts, part II*. New York: Wiley, 391-443.
- Floch, C.; Chevremont, A.C.; Joanico, K.; Capowicz, Y.; Criquet, S., 2011. Indicators of pesticide contamination: Soil enzyme compared to functional diversity of bacterial communities via Biolog® Ecoplates. *European Journal of Soil Biology*, 47 (4): 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.05.007>
- Florin, M.J.; McBratney, A.B.; Whelan, B.M.; Minasny, B., 2011. Inverse meta-modelling to estimate soil available water capacity at high spatial resolution across a farm. *Precision Agriculture*, 12 (3): 421-438. <https://doi.org/10.1007/s11119-010-9184-3>
- Foulquier, A.; Lionnet, C.; Mulero, S.; Rioux, D.; Miquel, C.; Boyer, F.; Leca, 2023. *Caractérisation de la biodiversité de la faune du sol par metabarcoding de l'ADN environnemental dans le cadre du RMQS-biodiversité*, 68.
- Francisco, R.; Duarte, T.J.; Chelinho, S.; Maleita, C.M.N.; Braga, M.E.M.; Cunha, M.J.; Abrantes, I.; de Sousa, H.C.; Sousa, J.P.; Morais, P.V., 2022. Effects of a bionematicide 1,4-naphthoquinone solution on soil microbial community assessed by PLFA: Tracing toxicity indicators. *Applied Soil Ecology*, 174: 6. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104417>
- Francisco, R.; Stone, D.; Creamer, R.E.; Sousa, J.P.; Morais, P.V., 2016. European scale analysis of phospholipid fatty acid composition of soils to establish operating ranges. *Applied Soil Ecology*, 97: 49-60. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.09.001>
- Franco, H.H.S.; Guimaraes, R.M.L.; Tormena, C.A.; Cherubin, M.R.; Favilla, H.S., 2019. Global applications of the Visual Evaluation of Soil Structure method: A systematic review and meta-analysis. *Soil & Tillage Research*, 190: 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.01.002>
- Franzluebbers, A.J.; Haney, R.L.; Honeycutt, C.W.; Schomberg, H.H.; Hons, F.M., 2000. Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (2): 613-623. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642613x>
- Frisbie, J.A.; Graham, R.C.; Lee, B.D., 2014. A Plaster Cast Method for Determining Soil Bulk Density. *Soil Science*, 179 (2): 103-106. <https://doi.org/10.1097/ss.0000000000000044>
- Froger, C.; Jolivet, C.; Budzinski, H.; Pierdet, M.; Caria, G.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Bispo, A., 2023. Pesticide Residues in French Soils: Occurrence, Risks, and Persistence. *Environmental Science & Technology*, 57 (20): 7818-7827. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591>
- Froger, C.; Saby, N.P.A.; Jolivet, C.C.; Boulonne, L.; Caria, G.; Freulon, X.; de Fouquet, C.; Roussel, H.; Marot, F.; Bispo, A., 2021. Spatial variations, origins, and risk assessments of polycyclic aromatic hydrocarbons in French soils. *Soil*, 7 (1): 161-178. <https://doi.org/10.5194/soil-7-161-2021>
- Frostegård, A.; Baath, E., 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 22 (1-2): 59-65. <https://doi.org/10.1007/bf00384433>
- Frostegård, Å.; Tunlid, A.; Bååth, E., 1993. Phospholipid fatty acid composition, biomass and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Applied and Environmental Microbiology*, 59: 3605-3617. <https://doi.org/10.1128/aem.59.11.3605-3617.1993>
- Frostegård, Å.; Tunlid, A.; Bååth, E., 2011. Use and misuse of PLFA measurements in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (8): 1621-1625. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.021>
- Fuhrman, J.A., 2009. Microbial community structure and its functional implications. *Nature*, 459 (7244): 193-199. <https://doi.org/10.1038/nature08058>
- Gabriel, J., 2010. Development of soil microbiology methods: from respirometry to molecular approaches. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 37 (12): 1289-1297. <http://doi.org/10.1007/s10295-010-0866-7>
- Garland, J.L.; Mills, A.L., 1991. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization. *Applied and Environmental Microbiology*, 57 (8): 2351-2359. <https://doi.org/10.1128/aem.57.8.2351-2359.1991>
- Gattin, I.; Laval, K.; Bailleul, C.; Castel, L.; Gangneux, C.; Laurent, N.; Legras, M.; Meslem, L.; Trap, J., 2011. *Développement de bioindicateurs permettant de caractériser l'état du sol et son fonctionnement biologique - Elaboration et validation d'un indice d'état biologique des sols. Programme ADEME Bioindicateurs Phase 2. Rapport d'activité.*, 114 p.
- Gelsomino, A.; Badalucco, L.; Ambrosoli, R.; Crecchio, C.; Puglisi, E.; Meli, S.M., 2006. Changes in chemical and biological soil properties as induced by anthropogenic disturbance: A case study of an agricultural soil under recurrent flooding by wastewaters. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (8): 2069-2080. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.025>
- Ghani, A.; Dexter, M.; Perrott, K.W., 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (9): 1231-1243. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(03\)00186-x](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(03)00186-x)
- Ghehi, N.G.; Nemes, A.; Verdoodt, A.; Van Ranst, E.; Cornelis, W.M.; Boeckx, P., 2012. Nonparametric Techniques for Predicting Soil Bulk Density of Tropical Rainforest Topsoils in Rwanda. *Soil Science Society of America Journal*, 76 (4): 1172-1183. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0330>
- Gianello, C.; Bremner, J.M., 1986. Comparison of chemical methods of assessing potentially mineralizable organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 17: 215-236. <https://doi.org/10.1080/00103628609367709>
- Gianfreda, L.; Rao, M.A., 2008. Interactions between xenobiotics and microbial and enzymatic soil activity. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 38 (4): 269-310. <https://doi.org/10.1080/10643380701413526>
- Gianfreda, L.; Ruggiero, P., 2006. Enzyme activities in soil. *Nucleic Acids and Proteins in Soil*: 257-311. https://doi.org/10.1007/3-540-29449-X_12
- Giffard, B.; Winter, S.; Guidoni, S.; Nicolai, A.; Castaldini, M.; Cluzeau, D.; Coll, P.; Cortet, J.; Le Cadre, E.; d'Errico, G.; Forneck, A.; Gagnarli, E.; Griesser, M.; Guernion, M.; Lagomarsino, A.; Landi, S.; Bissonnais, Y.L.; Mania, E.; Mocali, S.; Preda, C.; Priori, S.; Reineke, A.; Rusch, A.; Schroers, H.J.; Simoni, S.; Steiner, M.; Temneanu, E.; Bacher, S.; Costantini, E.A.C.; Zaller, J.; Leyer, I., 2022. Vineyard Management and Its Impacts on Soil Biodiversity, Functions, and Ecosystem Services. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10: 21. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.850272>
- Gil-Sotres, F.; Trasar-Cepeda, C.; Leirós, M.C.; Seoane, S., 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (5): 877-887. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.10.003>
- Gobat, J.M.; Aragno, M.; Matthey, W., 2010. *Le sol vivant : base de pédologie, biologie des sols (3ème édition)*. EPFL Press, 848 p.

- Goulpeau, A.; Penel, B.; Maggia, M.E.; Marchán, D.F.; Steinke, D.; Hedde, M.; Decaëns, T., 2022. OTU Delimitation with Earthworm DNA Barcodes: A Comparison of Methods. *Diversity-Basel*, 14 (10): 16. <https://doi.org/10.3390/d14100866>
- Graefe, U.; Schmelz, R.M., 1999. Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. *Newsletter on Enchytraeidae*, (6): 59-67. <https://www.ifab-hamburg.de/documents/GraefeSchmelz1999.pdf>
- Griffiths, B.S.; Römbke, J.; Schmelz, R.M.; Scheffczyk, A.; Faber, J.H.; Bloem, J.; Pérès, G.; Cluzeau, D.; Chabbi, A.; Suhadolc, M.; Sousa, J.P.; da Silva, P.M.; Carvalho, F.; Mendes, S.; Morais, P.; Francisco, R.; Pereira, C.; Bonkowski, M.; Geisen, S.; Bardgett, R.D.; de Vries, F.T.; Bolger, T.; Dirilgen, T.; Schmidt, O.; Winding, A.; Hendriksen, N.B.; Johansen, A.; Philippot, L.; Plassart, P.; Bru, D.; Thomson, B.; Griffiths, R.I.; Bailey, M.J.; Keith, A.; Rutgers, M.; Mulder, C.; Hannula, S.E.; Creamer, R.; Stone, D., 2016. Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. *Ecological Indicators*, 69: 213-223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.023>
- Griffiths, B.S.; Spilles, A.; Bonkowski, M., 2012. C:N:P stoichiometry and nutrient limitation of the soil microbial biomass in a grazed grassland site under experimental P limitation or excess. *Ecological Processes*, 1 (1): 6. <https://doi.org/10.1186/2192-1709-1-6>
- Guimaraes, R.M.L.; Ball, B.C.; Tormena, C.A., 2011. Improvements in the visual evaluation of soil structure. *Soil Use and Management*, 27 (3): 395-403. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x>
- Gunn, A., 1992. The use of mustard to estimate earthworm populations. *Pedobiologia*, 36 (2): 65-67.
- Guntzer, F.; Keller, C.; Meunier, J.D., 2012. Benefits of plant silicon for crops: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 201-213. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0039-8>
- Gutiérrez, V.; Martínez, M.; Ortega, R., 2009. Spatial variability of the activity of β - Glucosidase, Acid Phosphatase and Ammonia monoxygenase (AMO) enzymes in a rice soil in Chile. *Footprints in the Landscape: Sustainability through Plant and Soil Science*. Pittsburgh: Section 97-4.
- Håkansson, I.; Lipiec, J., 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil & Tillage Research*, 53 (2): 71-85. [https://doi.org/10.1016/s0167-1987\(99\)00095-1](https://doi.org/10.1016/s0167-1987(99)00095-1)
- Hamza, M.A.; Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems - A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research*, 82 (2): 121-145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>
- Häni, H.; Gupta, S., 1986. Chemical Methods for the Biological Characterization of Metal in Sludge and Soil. Dordrecht. Springer Netherlands, 157-167. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4756-6_9
- Hartman, W.H.; Richardson, C.J., 2013. Differential Nutrient Limitation of Soil Microbial Biomass and Metabolic Quotients (<i>q</i>_{CO}): Is There a Biological Stoichiometry of Soil Microbes? *Plos One*, 8 (3): 14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057127>
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191 (1): 77-87. <https://doi.org/10.1023/a:1004213929699>
- Hassink, J.; Whitmore, A.P., 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 61 (1): 131-139. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x>
- Haysom, M.B.C.; Chapman, L.S., 1975. Some aspects of the calcium silicate trials at Mackay. *Proceedings of the 42nd Conference, Queensland Society of Sugar Cane Technologists.*, 117-122.
- Hedde, M.; Bureau, F.; Delporte, P.; Cécillon, L.; Decaëns, T., 2013. The effects of earthworm species on soil behaviour depend on land use. *Soil Biology & Biochemistry*, 65: 264-273. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.005>
- Helmi, K., 2016. *Application de la cytométrie en flux pour le contrôle microbiologique de l'efficacité de traitements de l'eau*. Doctorat Sciences de la vie et de la santé, Université de Cergy-Pontoise, 155 p. <https://theses.fr/api/v1/document/2016CERG0822>
- Herrick, J.E.; Jones, T.L., 2002. A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (4): 1320-1324. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1320>
- Hignett, C.T., 2002. Measurement of soil strength using penetrometers. *Soil Physical Measurement and Interpretation for Land Evaluation*: 271-277.
- Hoefner, K.; Butt, K.R.; Monard, C.; Frazao, J.; Pérès, G.; Cluzeau, D., 2022. Two distinct ecological behaviours within anecic earthworm species in temperate climates. *European Journal of Soil Biology*, 113: 5. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2022.103446>
- Horrigue, W.; Dequiedt, S.; Prévost-Bouré, N.C.; Jolivet, C.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2016. Predictive model of soil microbial biomass. *Ecological Indicators*, 64: 203-211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.004>
- Houba, V.J.G.; Lexmond, T.M.; Novozamsky, I.; vanderLee, J.J., 1996. State of the art and future developments in soil analysis for bioavailability assessment. *Science of the Total Environment*, 178 (1-3): 21-28. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04793-x](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04793-x)
- Huber, S.; Prokop, G.; Arrouays, D.; Banko, G.; Bispo, A.; Jones, R.J.A.; Kibblewhite, M.G.; Lexer, W.; Möller, A.; Rickson, R.J.; Shishkov, T.; Stephens, M.; Toth, G.; Van den Akker, J.J.H.; Varallyay, G.; Verheijen, F.G.A.; Jones, A.R., 2008. *Environmental Assessment of Soil for Monitoring: Volume I Indicators and Criteria*. Luxembourg: Office for the Official Publications of the European Communities, 339. <https://doi.org/10.2788/93515>
- Hurley, R.R.; Nizzetto, L., 2018. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1: 6-11. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.006>
- Iannone, B.V.; Umek, L.G.; Wise, D.H.; Heneghan, L., 2012. A Simple, Safe, and Effective Sampling Technique for Investigating Earthworm Communities in Woodland Soils: Implications for Citizen Science. *Natural Areas Journal*, 32 (3): 283-292. <https://doi.org/10.3375/043.032.0305>
- Imbert, C.; Santorufu, L.; Ortega, C.; Jolivet, C.; Bougon, N.; Cheviron, N.; Cluzeau, D.; Cortet, J.; Lévêque, A.; Mougou, C.; Murat, C.C.; Peres, G.; Pottier, J.; Ranjard, L.; Villenave, C.; Bispo, A., 2021. Le RMQS comme support de suivi de la biodiversité des sols : Les programmes passés, présents et futurs. *Etude et Gestion des Sols*, 28 (1): 193-206. <https://hal.inrae.fr/hal-03484172>
- IUSS Working Group WRB, 2022. *World Reference Base for Soil Resources: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. Vienna, Austria: International Union of Soil Sciences (IUSS).
- Jacomini, C.; Nappi, P.; Sbrilli, G.; Mancini, L., 2000. Indicatori ed Indici Ecotossicologici e Biologici Applicati al Suolo: Stato Dell'arte. *Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA)*.
- Jalabert, S.S.M.; Martin, M.P.; Renaud, J.P.; Boulonne, L.; Jolivet, C.; Montanarella, L.; Arrouays, D., 2010. Estimating forest soil bulk density using boosted regression modelling. *Soil Use and Management*, 26 (4): 516-528. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00305.x>

- Jamagne, M.; Betremieux, R.; Begon, J.C.; Mori, A., 1977. Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols. *Bulletin Technique d'Information*, 324-325: 627-641. <https://hal.science/hal-01123379>
- Jarvis, N.J.; Zavattaro, L.; Rajkai, K.; Reynolds, W.D.; Olsen, P.A.; McGechan, M.; Mecke, M.; Mohanty, B.; Leeds-Harrison, P.B.; Jacques, D., 2002. Indirect estimation of near-saturated hydraulic conductivity from readily available soil information. *Geoderma*, 108 (1-2): 1-17. [https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(01\)00154-9](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(01)00154-9)
- Jat, M.L.; Gathala, M.K.; Ladha, J.K.; Saharawat, Y.S.; Jat, A.S.; Kumar, V.; Sharma, S.K.; Kumar, V.; Gupta, R., 2009. Evaluation of precision land leveling and double zero-till systems in the rice-wheat rotation: Water use, productivity, profitability and soil physical properties. *Soil & Tillage Research*, 105 (1): 112-121. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.06.003>
- Jeffery, S.; Gardi, C.; Jones, A.; Montanarella, L.; Marmo, L.; Miko, L.; Ritz, K.; Pérès, G.; Rombke, J.; Van Der Putten, W.H., 2010. *European Atlas of Soil Biodiversity*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Jenkinson, D.S., 1966. Studies on the decomposition of plant materials in soil. II. Partial sterilization of soil and the soil biomass. *Journal of Soil Science*, 17 (2): 280-+. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1966.tb01474.x>
- Jenkinson, D.S., 1988. The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Wilson, J.R., ed. *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. Wallingford: CABI, 368-386.
- Jenkinson, D.S.; Brookes, P.C.; Powlson, D.S., 2004. Measuring soil microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, 36 (1): 5-7. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.10.002>
- Jenkinson, D.S.; Powlson, D.S., 1976. Effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. Method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, 8 (3): 209-213. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90005-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90005-5)
- Jensen, J.L.; Schjonning, P.; Watts, C.W.; Christensen, B.T.; Peltre, C.; Munkholm, L.J., 2019. Relating soil C and organic matter fractions to soil structural stability. *Geoderma*, 337: 834-843. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.034>
- Jerez-Valle, C.; Garcia, P.A.; Campos, M.; Pascual, F., 2014. A simple bioindication method to discriminate olive orchard management types using the soil arthropod fauna. *Applied Soil Ecology*, 76: 42-51. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.12.007>
- Joergensen, R.G.; Castillo, X., 2001. Interrelationships between microbial and soil properties in young volcanic ash soils of Nicaragua. *Soil Biology & Biochemistry*, 33 (12-13): 1581-1589. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(01\)00069-4](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(01)00069-4)
- Joergensen, R.G.; Emmerling, C., 2006. Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169 (3): 295-309. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521941>
- Joergensen, R.G.; Wichern, F., 2008. Quantitative assessment of the fungal contribution to microbial tissue in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (12): 2977-2991. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.08.017>
- Joergensen, R.G.; Wu, J.S.; Brookes, P.C., 2011. Measuring soil microbial biomass using an automated procedure. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (5): 873-876. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.024>
- Johannes, A.; Matter, A.; Schulin, R.; Weisskopf, P.; Baveye, P.C.; Boivin, P., 2017. Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? *Geoderma*, 302: 14-21. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021>
- Joimel, S.; Cortet, J.; Jolivet, C.; Saby, N.P.A.; Chenot, E.D.; Branchu, P.; Consalès, J.N.; Lefort, C.; Morel, J.L.; Schwartz, C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of the Total Environment*, 545: 40-47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035>
- Joimel, S.; Schwartz, C.; Bonfanti, J.; Hedde, M.; Krogh, P.H.; Pérès, G.; Pernin, C.; Rakoto, A.; Salmon, S.; Santorufo, L.; Cortet, J., 2021. Functional and Taxonomic Diversity of Collembola as Complementary Tools to Assess Land Use Effects on Soils Biodiversity. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9: 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.630919>
- Jones, J.B., Jr., 2001. *Extractable Phosphorus, Laboratory Guide for Conducting Soil Test and Plant Analysis*.
- Jordan-Meille, L.; Rubæk, G.H.; Ehler, P.A.I.; Genot, V.; Hofman, G.; Goulding, K.; Recknagel, J.; Provolo, G.; Barraclough, P., 2012. An overview of fertilizer-P recommendations in Europe: soil testing, calibration and fertilizer recommendations. *Soil Use and Management*, 28 (4): 419-435. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00453.x>
- Jouquet, P.; Capowicz, Y.; Bottinelli, N.; Traoré, S., 2014. Potential of Near Infrared Reflectance Spectroscopy (NIRS) for identifying termite species. *European Journal of Soil Biology*, 60: 49-52. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.11.004>
- Juhasz, A.L.; Weber, J.; Smith, E.; Naidu, R.; Marschner, B.; Rees, M.; Rofe, A.; Kuchel, T.; Sansom, L., 2009a. Evaluation of SBRC-Gastric and SBRC-Intestinal Methods for the Prediction of In Vivo Relative Lead Bioavailability in Contaminated Soils. *Environmental Science & Technology*, 43 (12): 4503-4509. <https://doi.org/10.1021/es803238u>
- Juhasz, A.L.; Weber, J.; Smith, E.; Naidu, R.; Rees, M.; Rofe, A.; Kuchel, T.; Sansom, L., 2009b. Assessment of Four Commonly Employed In Vitro Arsenic Bioaccessibility Assays for Predicting in Vivo Relative Arsenic Bioavailability in Contaminated Soils. *Environmental Science & Technology*, 43 (24): 9487-9494. <https://doi.org/10.1021/es902427y>
- Julien, J.-L.; Bourrié, G.; Bruand, A.; Feller, C.; Morlon, P.; van Oort, F.; Tessier, D., 2023. Histoire de trois concepts du sol mal maîtrisés : le pH du sol, les cations échangeables et la capacité d'échange cationique. *Etude et Gestion des Sols*, 30: 365-381. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/09/EGS_2023_30_Julien_365-382.pdf
- Kabisch, N.; Haase, D., 2013. Green spaces of European cities revisited for 1990-2006. *Landscape and Urban Planning*, 110: 113-122. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.017>
- Kang, G.S.; Beri, V.; Sidhu, B.S.; Rupela, O.P., 2005. A new index to assess soil quality and sustainability of wheat-based cropping systems. *Biology and Fertility of Soils*, 41 (6): 389-398. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0857-4>
- Karimi, B.; Dequiedt, S.; Terrat, S.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Bispo, A.; Prévost-Bouré, N.C.; Ranjard, L., 2019. Biogeography of Soil Bacterial Networks along a Gradient of Cropping Intensity. *Scientific Reports*, 9: 10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40422-y>
- Karimi, B.; Terrat, S.; Dequiedt, S.; Saby, N.P.A.; Horriguel, W.; Lelièvre, M.; Nowak, V.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Prévost-Bouré, N.C.; Ranjard, L., 2018. Biogeography of soil bacteria and archaea across France. *Science Advances*, 4 (7): 14. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat1808>
- Karlen, D.; Veum, K.S.; Sudduth, K.A.; Obyrcki, J.F.; Nunes, M.R., 2019. Soil health assessment: Past accomplishments, current activities, and future opportunities. *Soil & Tillage Research*, 195: 10. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104365>
- Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61 (1): 4-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Keeney, D.R., 1982. Nitrogen—Availability Indices. *Methods of Soil Analysis*. 711-733. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c35>

- Keller, C.; Lambert-Habib, M.-L.; Robert, S.; Ambrosi, J.-P.; Rabot, É., 2012. Méthodologie pour la prise en compte des sols dans les documents d'urbanisme : application à deux communes du bassin minier de Provence. *Sud-Ouest européen. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (33): 11-24. <https://doi.org/10.4000/soe.173>
- Keller, T.; Sandin, M.; Colombi, T.; Horn, R.; Or, D., 2019. Historical increase in agricultural machinery weights enhanced soil stress levels and adversely affected soil functioning. *Soil & Tillage Research*, 194: 12. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104293>
- Keuskamp, J.A.; Dingemans, B.J.J.; Lehtinen, T.; Sarneel, J.M.; Hefting, M.M., 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4 (11): 1070-1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12097>
- Kibblewhite, M.G.; Ritz, K.; Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1492): 685-701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Kim, S.W.; An, Y.J., 2014. Jumping behavior of the springtail *Folsomia candida* as a novel soil quality indicator in metal-contaminated soils. *Ecological Indicators*, 38: 67-71. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.033>
- King, R.A.; Tibble, A.L.; Symondson, W.O.C., 2008. Opening a can of worms: unprecedented sympatric cryptic diversity within British lumbricid earthworms. *Molecular Ecology*, 17 (21): 4684-4698. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03931.x>
- Klamer, M.; Bååth, E., 2004. Estimation of conversion factors for fungal biomass determination in compost using ergosterol and PLFA 18:2ω6,9. *Soil Biology & Biochemistry*, 36 (1): 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.08.019>
- Klose, S.; Moore, J.M.; Tabatabai, M.A., 1999. Arylsulfatase activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems. *Biology and Fertility of Soils*, 29 (1): 46-54. <https://doi.org/10.1007/s003740050523>
- Knight, T.R.; Dick, R.P., 2004. Differentiating microbial and stabilized β-glucosidase activity relative to soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 36 (12): 2089-2096. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.007>
- Kononova, M.M., 1958. *Die Humusstoffe des Bodens, Ergebnisse und Probleme der Humusforschung*. Berlin: Deutscher Verlag der Wissenschaften.
- Kopittke, P.M.; Menzies, N.W., 2007. A review of the use of the basic cation saturation ratio and the "ideal" soil. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (2): 259-265. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0186>
- Korndörfer, G.H.; Snyder, G.H.; Ulloa, M.; Powell, G.; Datnoff, L.E., 2001. Calibration of soil and plant silicon analysis for rice production. *Journal of Plant Nutrition*, 24 (7): 1071-1084. <https://doi.org/10.1081/pln-100103804>
- Korschens, M.; Weigel, A.; Schulz, E., 1998. Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances - Tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 161 (4): 409-424.
- Krämer, S.; Green, D.M., 2000. Acid and alkaline phosphatase dynamics and their relationship to soil microclimate in a semiarid woodland. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (2): 179-188. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(99\)00140-6](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(99)00140-6)
- Kurucu, Y.; Christina, N.K., 2008. Monitoring the impacts of urbanization and industrialization on the agricultural land and environment of the Torbali, Izmir region, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136 (1-3): 289-297. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9684-4>
- Kusumawati, A.; Hanudin, E.; Purwanto, B.H.; Nurudin, M., 2023. Assessing Soil Quality Index Under Different Sugarcane Monoculture Periods and Soil Orders. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 54 (2): 225-242. <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2112213>
- La Rosa, D.; Privitera, R., 2013. Characterization of non-urbanized areas for land-use planning of agricultural and green infrastructure in urban contexts. *Landscape and Urban Planning*, 109 (1): 94-106. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.05.012>
- Langella, G.; Basile, A.; Giannecchini, S.; Moccia, F.D.; Mileti, F.A.; Munafò, M.; Pinto, F.; Terribile, F., 2020. Soil Monitor: an internet platform to challenge soil sealing in Italy. *Land Degradation & Development*, 31 (18): 2883-2900. <https://doi.org/10.1002/ldr.3628>
- Lassabatère, L.; Angulo-Jaramillo, R.; Soria Ugalde, J.M.; Cuenca, R.; Braud, I.; Haverkamp, R., 2006. Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments—BEST. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (2): 521-532. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0026>
- Lauf, S.; Haase, D.; Kleinschmit, B., 2014. Linkages between ecosystem services provisioning, urban growth and shrinkage - A modeling approach assessing ecosystem service trade-offs. *Ecological Indicators*, 42: 73-94. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.028>
- Laundre, J.W., 1989. Estimating soil bulk-density with expanding polyurethane foam. *Soil Science*, 147 (3): 223-224. <https://doi.org/10.1097/00010694-198903000-00009>
- Le Bissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47 (4): 425-437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>
- Lee, K.E., 1985. *Earthworms: Their Ecology and Relationship with Soils and Land Use*. Sydney: Academic Press.
- Levi, N.; Hillel, N.; Zaady, E.; Rotem, G.; Ziv, Y.; Karnieli, A.; Paz-Kagan, T., 2021. Soil quality index for assessing phosphate mining restoration in a hyper-arid environment. *Ecological Indicators*, 125: 13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107571>
- Li, H.; Huang, G.; Meng, Q.; Ma, L.; Yuan, L.; Wang, F.; Zhang, W.; Cui, Z.; Shen, J.; Chen, X.; Jiang, R.; Zhang, F., 2011. Integrated soil and plant phosphorus management for crop and environment in China. A review. *Plant and Soil*, 349 (1-2): 157-167. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0909-5>
- Li, L.J.; Ye, R.Z.; Zhu-Barker, X.; Horwath, W.R., 2019. Soil Microbial Biomass Size and Nitrogen Availability Regulate the Incorporation of Residue Carbon into Dissolved Organic Pool and Microbial Biomass. *Soil Science Society of America Journal*, 83 (4): 1083-1092. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.11.0446>
- Li, X.Z.; Sarah, P., 2003. Arylsulfatase activity of soil microbial biomass along a Mediterranean-arid transect. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (7): 925-934. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(03\)00143-3](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(03)00143-3)
- Li, Y.; Padoan, E.; Ajmone-Marsan, F., 2021. Soil particle size fraction and potentially toxic elements bioaccessibility: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 209: 9. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111806>
- Liang, Y.; Nikolic, M.; Bélanger, R.; Gong, H.; Song, A., 2015. *Silicon in Agriculture*. Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-9978-2>
- Liu, D.X.; Li, Y.M.; Ma, J.H.; Li, C.; Chen, X., 2016. Heavy Metal Pollution in Urban Soil from 1994 to 2012 in Kaifeng City, China. *Water Air and Soil Pollution*, 227 (5): 10. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2788-0>
- Liu, Z.Y.; Yin, Y.H.; Zhang, Y.; Shi, S.G., 2023. Legal System of Soil Pollution Remediation in China and Its Regulation and Guidance to Soil Pollution Remediation. *Sustainability*, 15 (15): 16. <https://doi.org/10.3390/su151511504>

- Loranger, G.; Ponge, J.F.; Imbert, D.; Lavelle, P., 2002. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. *Biology and Fertility of Soils*, 35 (4): 247-252. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0467-3>
- Loska, K.; Wiechula, D., 2003. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere*, 51 (8): 723-733. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(03\)00187-5](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00187-5)
- Loveland, P.; Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research*, 70 (1): 1-18. [https://doi.org/10.1016/s0167-1987\(02\)00139-3](https://doi.org/10.1016/s0167-1987(02)00139-3)
- Lu, Q.F.; Liu, T.T.; Wang, N.Q.; Dou, Z.C.; Wang, K.G.; Zuo, Y.M., 2020. A review of soil nematodes as biological indicators for the assessment of soil health. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 7 (3): 275-281. <https://doi.org/10.15302/j-fase-2020327>
- Lu, Y.L.; Liu, X.N.; Heitman, J.; Horton, R.; Ren, T.S., 2016. Determining Soil Bulk Density with Thermo-Time Domain Reflectometry: A Thermal Conductivity-Based Approach. *Soil Science Society of America Journal*, 80 (1): 48-54. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.08.0315>
- Lubbe, A.; Northen, T., 2016. Exometabolomics for linking soil carbon dynamics to microbial communities. *Microbial metabolomics*: 119-145. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46326-1_5
- Ma, J.F.; Chen, Y.P.; Zhou, J.; Wang, K.B.; Wu, J.H., 2020. Soil quality should be accurately evaluated at the beginning of lifecycle after land consolidation for eco-sustainable development on the Loess Plateau. *Journal of Cleaner Production*, 267: 11. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122244>
- Maestre, F.T.; Solé, R.; Singh, B.K., 2017. Microbial biotechnology as a tool to restore degraded drylands. *Microbial Biotechnology*, 10 (5): 1250-1253. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12832>
- Maia, C.; Novotny, E.H.; Rittl, T.F.; Hayes, M.H.B., 2013. Soil Organic Matter: Chemical and Physical Characteristics and Analytical Methods. A Review. *Current Organic Chemistry*, 17 (24): 2985-2990. <https://doi.org/10.2174/13852728113179990123>
- Maini, A.; Sharma, V.; Sharma, S., 2020. Assessment of soil carbon and biochemical indicators of soil quality under rainfed land use systems in North Eastern region of Punjab, India. *Carbon Management*, 11 (2): 169-182. <https://doi.org/10.1080/17583004.2020.1721976>
- Makoi, J.; Ndakidemi, P.A., 2008. Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem. *African Journal of Biotechnology*, 7 (3): 181-191.
- Malczewski, J., 2006. Ordered weighted averaging with fuzzy quantifiers: GIS-based multicriteria evaluation for land-use suitability analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 8 (4): 270-277. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2006.01.003>
- Mallants, D.; Jacques, D.; Tseng, P.H.; vanGenuchten, M.T.; Feyen, J., 1997. Comparison of three hydraulic property measurement methods. *Journal of Hydrology*, 199 (3-4): 295-318. [https://doi.org/10.1016/s0022-1694\(96\)03331-8](https://doi.org/10.1016/s0022-1694(96)03331-8)
- Manichon, H.; Gautronneau, Y., 1987. *Guide méthodique du profil cultural*. ISARA & INA-PG, 62 p. https://www.supagro.fr/ress-pepites/PlantesdeCouverture/res/guide_manichon.pdf
- Maréchal, J.; Hoeffner, K.; Marié, X.; Cluzeau, D., 2021. Response of earthworm communities to soil engineering and soil isolation in urban landscapes. *Ecological Engineering*, 169: 6. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106307>
- Margesin, R.; Zimmerbauer, A.; Schinner, F., 1999. Soil lipase activity - a useful indicator of oil biodegradation. *Biotechnology Techniques*, 13 (12): 859-863. <https://doi.org/10.1023/a:1008928308695>
- Margesin, R.; Zimmerbauer, A.; Schinner, F., 2000. Monitoring of bioremediation by soil biological activities. *Chemosphere*, 40 (4): 339-346. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(99\)00218-0](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(99)00218-0)
- Maron, P.A.; Mougél, C.; Ranjard, L., 2011. Soil microbial diversity: Methodological strategy, spatial overview and functional interest. *Comptes Rendus Biologies*, 334 (5-6): 403-411. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2010.12.003>
- Maron, P.A.; Ranjard, L.; Mougél, C.; Lemanceau, P., 2007. Metaproteomics: A new approach for studying functional microbial ecology. *Microbial Ecology*, 53 (3): 486-493. <https://doi.org/10.1007/s00248-006-9196-8>
- Maron, P.A.; Sarr, A.; Kaisermann, A.; Lévêque, J.; Mathieu, O.; Guigue, J.; Karimi, B.; Bernard, L.; Dequiedt, S.; Terrat, S.; Chabbi, A.; Ranjard, L., 2018. High Microbial Diversity Promotes Soil Ecosystem Functioning. *Applied and Environmental Microbiology*, 84 (9): 13. <https://doi.org/10.1128/aem.02738-17>
- Marquard, E.; Bartke, S.; Font, J.G.I.; Humer, A.; Jonkman, A.; Jürgenson, E.; Marot, N.; Poelmans, L.; Repe, B.; Rybski, R.; Schröter-Schlaack, C.; Sobocká, J.; Sorensen, M.T.; Vejchodská, E.; Yiannakou, A.; Bovet, J., 2020. Land Consumption and Land Take: Enhancing Conceptual Clarity for Evaluating Spatial Governance in the EU Context. *Sustainability*, 12 (19): 21. <https://doi.org/10.3390/su12198269>
- Martellozzo, F.; Ramankutty, N.; Hall, R.J.; Price, D.T.; Purdy, B.; Friedl, M.A., 2015. Urbanization and the loss of prime farmland: a case study in the Calgary-Edmonton corridor of Alberta. *Regional Environmental Change*, 15 (5): 881-893. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0658-0>
- Martín, M.A.; Reyes, M.; Taguas, F.J., 2017. Estimating soil bulk density with information metrics of soil texture. *Geoderma*, 287: 66-70. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.008>
- Martinez, M.M.; Gutiérrez-Romero, V.; Janssens, M.; Ortega-Blu, R., 2010. Biological soil quality indicators: a review. In: Méndez-Vilas, A., ed. *Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology*. 319-328.
- Marull, J.; Pino, J.; Mallarach, J.M.; Cordobilla, M.J., 2007. A Land Suitability Index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas. *Landscape and Urban Planning*, 81 (3): 200-212. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.11.005>
- Materechera, S.A.; Alston, A.M.; Kirby, J.M.; Dexter, A.R., 1992. Influence of root diameter on the penetration of seminal roots into a compacted subsoil. *Plant and Soil*, 144 (2): 297-303. <https://doi.org/10.1007/bf00012888>
- Mathieu, C.; Pieltain, F.; Asseline, J.; Chossat, J.C.; Valentin, C., 1998. *Analyse physique des sols : méthodes choisies*. Paris: Lavoisier, 275 p. <https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010015707>
- McKenzie, D.C., 2001. Rapid assessment of soil compaction damage - I. The SOILpak score, a semi-quantitative measure of soil structural form. *Australian Journal of Soil Research*, 39 (1): 117-125. <https://doi.org/10.1071/sr99116>
- McKenzie, N.J.; Cresswell, H.P., 2002. Estimating soil physical properties using more readily available data. *Soil Physical Measurement and Interpretation for Land Evaluation*: 292-316.
- McKinley, V.L.; Peacock, A.D.; White, D.C., 2005. Microbial community PLFA and PHB responses to ecosystem restoration in tallgrass prairie soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (10): 1946-1958. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.033>
- McLean, E.O.; Hartwig, R.C.; Eckert, D.J.; Triplett, G.B., 1983. Basic cation saturation ratios as a basis for fertilizing and liming agronomic crops. II. Field studies. *Agronomy Journal*, 75 (4): 635-639. <https://doi.org/10.2134/agronj1983.00021962007500040014x>

- Menta, C.; Conti, F.D.; Pinto, S.; Bodini, A., 2018. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators*, 85: 773-780. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030>
- Menta, C.; Tagliapietra, A.; Caoduro, G.; Zanetti, A.; Pinto, S., 2015. Ibs-Bf and Qbs-Ar comparison: Two Quantitative Indices Based on Soil Fauna Community. *EC Agriculture*, 2.5: 427-439. https://biodiversityfriend.org/wp-content/uploads/2024/07/2015_ECronicon-Comparison-Two-Quantitative-Indices-Based-on-Soil_ENG.pdf
- Meunier, J.D.; Cornu, S.; Keller, C.; Barboni, D., 2022. The role of silicon in the supply of terrestrial ecosystem services. *Environmental Chemistry Letters*, 20 (3): 2109-2121. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01376-8>
- Morel, J.L.; Chenu, C.; Lorenz, K., 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1659-1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Mori, T.; Zhou, K.J.; Wang, C.; Wang, S.H.; Wang, Y.P.; Zheng, M.H.; Lu, X.K.; Zhang, W.; Mo, J.M., 2020. Effects of 14-year continuous nitrogen addition on soil arylsulfatase and phosphodiesterase activities in a mature tropical forest. *Global Ecology and Conservation*, 22: 7. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00934>
- Motavalli, P.P.; Anderson, S.H.; Pengthamkeerati, P.; Gantzer, C.J., 2003. Use of soil cone penetrometers to detect the effects of compaction and organic amendments in claypan soils. *Soil & Tillage Research*, 74 (2): 103-114. [https://doi.org/10.1016/s0167-1987\(03\)00150-8](https://doi.org/10.1016/s0167-1987(03)00150-8)
- Mouazen, A.M.; Steffens, M.; Borisover, M., 2016. Reflectance and fluorescence spectroscopy in soil science-Current and future research and developments. *Soil & Tillage Research*, 155: 448-449. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.002>
- Müller, G., 1979. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau*, 79 (24): 778-783.
- Muñoz-Rojas, M., 2018. Soil quality indicators: critical roles in ecosystem restoration. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5: 47-52. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.007>
- Nannipieri, P.; Kandeler, E.; Ruggiero, P., 2002. Enzyme Activities and Microbiological and Biochemical Processes in Soil. In: Burns, R.G.; Dick, R.P., eds. *Activity, Ecology, and Applications*. New York: Marcel Dekker, 1-36. <http://dx.doi.org/10.1201/9780203904039.ch1>
- Nannipieri, P.; Trasar-Cepeda, C.; Dick, R.P., 2018. Soil enzyme activity: a brief history and biochemistry as a basis for appropriate interpretations and meta-analysis. *Biology and Fertility of Soils*, 54 (1): 11-19. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1245-6>
- Narayananaswamy, C.; Prakash, N.B., 2009. Calibration and Categorization of Plant Available Silicon in Rice Soils of South India. *Journal of Plant Nutrition*, 32 (8): 1237-1254. <https://doi.org/10.1080/01904160903005970>
- Ndakidemi, P.A., 2006. Manipulating legume/cereal mixtures to optimize the above and below ground interactions in the traditional African cropping systems. *African Journal of Biotechnology*, 5 (25): 2526-2533.
- Nelson, J.M.; Satchell, J.E., 1962. The extraction of Lumbricidae from soil with special reference to the hand-sorting method. *Progress in Soil Zoology*: 294-299.
- Nemes, A.; Schaap, M.G.; Leij, F.J.; Wösten, J.H.M., 2001. Description of the unsaturated soil hydraulic database UNSODA version 2.0. *Journal of Hydrology*, 251 (3-4): 151-162. [https://doi.org/10.1016/s0022-1694\(01\)00465-6](https://doi.org/10.1016/s0022-1694(01)00465-6)
- Nesme, J.; Achouak, W.; Agathos, S.N.; Bailey, M.; Baldrian, P.; Brunel, D.; Frostegård, A.; Heulin, T.; Jansson, J.K.; Jurkevitch, E.; Kruus, K.L.; Kowalchuk, G.A.; Lagares, A.; Lappin-Scott, H.M.; Lemanceau, P.; Le Paslier, D.; Mandic-Mulec, I.; Murrell, J.C.; Myrold, D.D.; Nalin, R.; Nannipieri, P.; Neufeld, J.D.; O'Gara, F.; Parnell, J.J.; Pühler, A.; Pylro, V.; Ramos, J.L.; Roesch, L.F.W.; Schloter, M.; Schleper, C.; Sczyrba, A.; Sessitsch, A.; Sjöling, S.; Sorensen, J.; Sorensen, S.J.; Tebbe, C.C.; Topp, E.; Tsiamis, G.; van Elsland, J.D.; van Keulen, G.; Widmer, F.; Wagner, M.; Zhang, T.; Zhang, X.J.; Zhao, L.P.; Zhu, Y.G.; Vogel, T.M.; Simonet, P., 2016. Back to the Future of Soil Metagenomics. *Frontiers in Microbiology*, 7: 5. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00073>
- Newell-Price, J.P.; Whittingham, M.J.; Chambers, B.J.; Peel, S., 2013. Visual soil evaluation in relation to measured soil physical properties in a survey of grassland soil compaction in England and Wales. *Soil & Tillage Research*, 127: 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.003>
- Nkongolo, K.K.; Narendrula-Kohta, R., 2020. Advances in monitoring soil microbial community dynamic and function. *Journal of Applied Genetics*, 61 (2): 249-263. <https://doi.org/10.1007/s13353-020-00549-5>
- Nunes, M.R.; Karlen, D.L.; Veum, K.S.; Moorman, T.B.; Cambardella, C.A., 2020. Biological soil health indicators respond to tillage intensity: A US meta-analysis. *Geoderma*, 369: 12. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114335>
- Nunes, R.; Oliveira, I.D.; Dias, P.D.; Bidinotto, A.B.; Telles, M.P.D., 2021. BarcodingGO: A problem-based approach to teach concepts related to environmental-DNA and bioinformatics. *Biochemistry and Molecular Biology Education*, 49 (2): 210-215. <https://doi.org/10.1002/bmb.21424>
- Oberson, A.; Friesen, D.K.; Rao, I.M.; Bühler, S.; Frossard, E., 2001. Phosphorus Transformations in an Oxisol under contrasting land-use systems: The role of the soil microbial biomass. *Plant and Soil*, 237 (2): 197-210. <https://doi.org/10.1023/a:1013301716913>
- OCDE, 2016a. *Report on the Online Pesticide Risk Indicators Database (PRIER) Series on Pesticides N°83*, 38 p.
- OCDE, 2016b. *Selection of Pesticide Risk Indicators: Guidance for Policy Makers Series on Pesticides N°86*, 32 p.
- Olsen, S.R.; Dean, L.A., 1965. *Phosphorus, Methods of Soil Analysis Part 2, Chemical and Microbiological Properties*. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, Inc.
- Olsson, P.A.; Lekberg, Y., 2022. A critical review of the use of lipid signature molecules for the quantification of arbuscular mycorrhiza fungi. *Soil Biology & Biochemistry*, 166: 5. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108574>
- Oomen, A.G.; Hack, A.; Minekus, M.; Zeijdner, E.; Cornelis, C.; Schoeters, G.; Verstraete, W.; Van de Wiele, T.; Wragg, J.; Rompelberg, C.J.M.; Sips, A.; Van Wijnen, J.H., 2002. Comparison of five in vitro digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants. *Environmental Science & Technology*, 36 (15): 3326-3334. <https://doi.org/10.1021/es012024v>
- Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Plantes, 2013. PM 7/119 (1) Nematode extraction. *EPPO Bulletin*, 43 (3): 471-495. <https://doi.org/10.1111/epp.12077>
- Orwin, K.H.; Bertram, J.E.; Clough, T.J.; Condon, L.M.; Sherlock, R.R.; O'Callaghan, M.; Ray, J.; Baird, D.B., 2010. Impact of bovine urine deposition on soil microbial activity, biomass, and community structure. *Applied Soil Ecology*, 44 (1): 89-100. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.10.004>
- Otoni, T.B.; Otoni, M.V.; de Oliveira, M.B.; de Macedo, J.R.; Reichardt, K., 2014. Revisiting Field Capacity (FC) : Variation of definition of FC and its estimation from pedotransfer functions. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 38 (6): 1750-1764. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832014000600010>
- Page-Dumroese, D.S.; Jurgensen, M.F.; Brown, R.E.; Mroz, G.D., 1999. Comparison of methods for determining bulk densities of rocky forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (2): 379-383. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300020016x>

- Palazot, M.; Soccalingame, L.; Froger, C.; Jolivet, C.; Bispo, A.; Kedzierski, M.; Bruzard, S., 2024. First national reference of microplastic contamination of French soils. *Science of the Total Environment*, 918: 11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170564>
- Parisi, V., 2001. La qualité biologique del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. *Acta Naturalia de L'Ateneo Parmense*, 37: 105-114.
- Parisi, V.; Menta, C.; Gardi, C.; Jacomini, C.; Mozzanica, E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 323-333. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002>
- Pauleit, S.; Ennos, R.; Golding, Y., 2005. Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change - a study in Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning*, 71 (2-4): 295-310. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.009>
- Paustenbach, D.J., 2000. The practice of exposure assessment: A state-of-the-art review (Reprinted from Principles and Methods of Toxicology, 4th edition, 2001). *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews*, 3 (3): 179-291. <https://doi.org/10.1080/10937400050045264>
- Pell, M.; Stenström, J.; Granhall, U., 2005. Soil Respiration. *Microbial Methods for Assessing Soil Quality*: 117-126. <https://doi.org/10.1079/9780851990989.0117>
- Pelosi, C.; Amossé, J.; Bart, S., 2016. *Les enchytréides : des organismes ingénieurs des sols mal connus* Réseau des écotoxicologues de l'INRA - Fiche thématique N°5, np. <https://hal.science/hal-01604278>
- Pelosi, C.; Baudry, E.; Schmidt, O., 2021. Comparison of the mustard oil and electrical methods for sampling earthworm communities in rural and urban soils. *Urban Ecosystems*, 24 (2): 355-364. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01023-0>
- Pelosi, C.; Bertrand, M.; Capowiez, Y.; Boizard, H.; Roger-Estrade, J., 2009. Earthworm collection from agricultural fields: Comparisons of selected expellants in presence/absence of hand-sorting. *European Journal of Soil Biology*, 45 (2): 176-183. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.09.013>
- Pelosi, C.; Boros, G.; van Oort, F.; Schmidt, O., 2020. Soil Oligochaeta communities after 9 decades of continuous fertilization in a bare fallow experiment. *Soil Organisms*, 92 (2): 129-141. <https://doi.org/10.25674/so92iss2pp129>
- Pelosi, C.; Römbke, J., 2016. Are Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida) good indicators of agricultural management practices? *Soil Biology & Biochemistry*, 100: 255-263. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.06.030>
- Peng, C.; Ouyang, Z.Y.; Wang, M.E.; Chen, W.P.; Li, X.M.; Crittenden, J.C., 2013. Assessing the combined risks of PAHs and metals in urban soils by urbanization indicators. *Environmental Pollution*, 178: 426-432. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.058>
- Pérès, G., 2016. Vingt Mille Yeux Sous la Terre. In: Feller, C.; de Marsily, G.; Mougin, C.; Pérès, G.; Poss, R.; Winiarski, T., eds. *Le sol, une merveille sous nos pieds*. 110-147.
- Pérès, G.; Bellido, A.; Curmi, P.; Marmonier, P.; Cluzeau, D., 2010. Relationships between earthworm communities and burrow numbers under different land use systems. *Pedobiologia*, 54 (1): 37-44. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2010.08.006>
- Pérès, G.; Vandenbulcke, F.; Guernion, M.; Hedde, M.; Beguiristain, T.; Douay, F.; Houot, S.; Piron, D.; Richard, A.; Bispo, A.; Grand, C.; Galsomies, L.; Cluzeau, D., 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). *Pedobiologia*, 54: S77-S87. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.09.015>
- Philippot, L.; Ritz, K.; Pandard, P.; Hallin, S.; Martin-Laurent, F., 2012. Standardisation of methods in soil microbiology: progress and challenges. *Fems Microbiology Ecology*, 82 (1): 1-10. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2012.01436.x>
- Philippot, L.; Spor, A.; Hénault, C.; Bru, D.; Bizouard, F.; Jones, C.M.; Sarr, A.; Maron, P.A., 2013. Loss in microbial diversity affects nitrogen cycling in soil. *Isme Journal*, 7 (8): 1609-1619. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.34>
- Picone, L.I.; Cabrera, M.L.; Franzluebbers, A.J., 2002. A rapid method to estimate potentially mineralizable nitrogen in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (6): 1843-1847. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1843>
- Piron, D.; Boizard, H.; Heddadj, D.; Pérès, G.; Hallaire, V.; Cluzeau, D., 2017. Indicators of earthworm bioturbation to improve visual assessment of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 173: 53-63. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.013>
- Plassart, P.; Prévost-Bouré, N.C.; Uroz, S.; Dequiedt, S.; Stone, D.; Creamer, R.; Griffiths, R.I.; Bailey, M.J.; Ranjard, L.; Lemanceau, P., 2019. Soil parameters, land use, and geographical distance drive soil bacterial communities along a European transect. *Scientific Reports*, 9: 17. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36867-2>
- Poelplau, C.; Don, A., 2023. A simple soil organic carbon level metric beyond the organic carbon-to-clay ratio. *Soil Use and Management*, 39 (3): 1057-1067. <https://doi.org/10.1111/sum.12921>
- Poelplau, C.; Don, A.; Flessa, H.; Heidkamp, A.; Jacobs, A.; Prietz, R., 2020. Erste Bodenzustandserhebung Landwirtschaft – Kerndatensatz. Göttingen OpenAgrar. <https://doi.org/10.3220/DATA20200203151139>
- Pompili, L.; Mellina, A.S.; Benedetti, A.; Bloem, J., 2008. Microbial Indicators in Three Agricultural Soils with Different Management. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17 (8B): 1128-1136.
- Ponge, J.F.; Chevalier, R.; Loussot, P., 2002. Humus index: An integrated tool for the assessment of forest floor and topsoil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (6): 1996-2001. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1996>
- Potdar, R.P.; Shirolkar, M.M.; Verma, A.J.; More, P.S.; Kulkarni, A., 2021. Determination of soil nutrients (NPK) using optical methods: a mini review. *Journal of Plant Nutrition*, 44 (12): 1826-1839. <https://doi.org/10.1080/01904167.2021.1884702>
- Potthoff, M.; Steenwerth, K.L.; Jackson, L.E.; Drenovsky, R.E.; Scow, K.M.; Joergensen, R.G., 2006. Soil microbial community composition as affected by restoration practices in California grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (7): 1851-1860. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.009>
- Powlson, D.S.; Brookes, P.C.; Christensen, B.T., 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology & Biochemistry*, 19 (2): 159-164. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90076-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90076-9)
- Pribyl, D.W., 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156 (3-4): 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>
- Prosser, J.I., 2015. Dispersing misconceptions and identifying opportunities for the use of 'omics' in soil microbial ecology. *Nature Reviews Microbiology*, 13 (7): 439-446. <https://doi.org/10.1038/nrmicro3468>
- Prout, J.M.; Shepherd, K.D.; McGrath, S.P.; Kirk, G.J.D.; Haefele, S.M., 2021. What is a good level of soil organic matter? An index based on organic carbon to clay ratio. *European Journal of Soil Science*, 72 (6): 2493-2503. <https://doi.org/10.1111/ejss.13012>

- Prout, J.M.; Shepherd, K.D.; McGrath, S.P.; Kirk, G.J.D.; Hassall, K.L.; Haefele, S.M., 2022. Changes in organic carbon to clay ratios in different soils and land uses in England and Wales over time. *Scientific Reports*, 12 (1): 13. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09101-3>
- Prudent, M.; Dequiedt, S.; Sorin, C.; Girodet, S.; Nowak, V.; Duc, G.; Salon, C.; Maron, P.A., 2020. The diversity of soil microbial communities matters when legumes face drought. *Plant Cell and Environment*, 43 (4): 1023-1035. <https://doi.org/10.1111/pce.13712>
- Puech, C., 2023. Guide pour Mesurer la Qualité Biologique des Sols à Destination de la Filière des Plants de Pomme de Terre. *Dix Méthodes Simples et Peu Coûteuses pour Estimer l'Abondance, la Diversité et l'Activité des Organismes du Sol*: 40.
- Pulleman, M.; Creamer, R.; Hamer, U.; Helder, J.; Pelosi, C.; Pérès, G.; Rutgers, M., 2012. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services-an overview of European approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4 (5): 529-538. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.009>
- Quang, P.V., 2023. *Relationships between Functional Traits, Bioturbation and Water Transfers of Earthworms Sampled in Northern Vietnam*. PhD Thesis. Sorbonne University, IEES Paris, IRD, 112.
- Rabot, E.; Saby, N.P.A.; Martin, M.P.; Barré, P.; Chenu, C.; Cousin, I.; Arrouays, D.; Angers, D.; Bispo, A., 2024. Relevance of the organic carbon to clay ratio as a national soil health indicator. *Geoderma*, 443: 12. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116829>
- Rabot, E.; Wiesmeier, M.; Schlüter, S.; Vogel, H.J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314: 122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Ranjard, L.; Dequiedt, S.; Jolivet, C.; Saby, N.P.A.; Thioulouse, J.; Harmand, J.; Loisel, P.; Rapaport, A.; Fall, S.; Simonet, P.; Joffre, R.; Bouré, N.C.P.; Maron, P.A.; Mougél, C.; Martin, M.P.; Toutain, B.; Arrouays, D.; Lemanceau, P., 2010. Biogeography of soil microbial communities: a review and a description of the ongoing french national initiative. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 359-365. <https://doi.org/10.1051/agro/2009033>
- Ranjard, L.; Sauter, J.; Auclerc, A.; Chauvin, C.; Cluzeau, D.; Mereau, D.; Loiseau-Dubosc, P.; Lemerrier, B.; d'Oiron, E.; Raous, S.; Roturier, C.; Rovillé, M.; Serin, L.; Gascuel-Oudoux, C., 2022. Sciences et recherches participatives sur les sols en France Bilan et perspectives. *Etude et Gestion des Sols*, 29: 381-393.
- Rao, C.R.M.; Sahuquillo, A.; Sanchez, J.F.L., 2008. A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. *Water Air and Soil Pollution*, 189 (1-4): 291-333. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9564-0>
- Ratliff, L.F.; Ritchie, J.T.; Cassel, D.K., 1983. Field-measured limits of soilwater availability as related to laboratory-measured properties. *Soil Science Society of America Journal*, 47 (4): 770-775. <https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700040032x>
- Raw, F., 1959. Estimating earthworm populations by using formalin. *Nature*, 184 (4699): 1661-1662. <https://doi.org/10.1038/1841661a0>
- Razavi, B.S.; Zhang, X.C.; Bilyera, N.; Guber, A.; Zarebanadkouki, M., 2019. Soil zymography: Simple and reliable? Review of current knowledge and optimization of the method. *Rhizosphere*, 11: 11. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2019.100161>
- Redon, P.O.; Bur, T.; Guisresse, M.; Probst, J.L.; Toiser, A.; Revel, J.C.; Jolivet, C.; Probst, A., 2013. Modelling trace metal background to evaluate anthropogenic contamination in arable soils of south-western France. *Geoderma*, 206: 112-122. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.023>
- Renger, M., 1970. Über den Einfluss der Dränung auf das Gefüge und die Wasserdurchlässigkeit bindiger Böden. *Mitteilungen der Dtsch. Bodenkundlichen Gesellschaft*. 11. p. 23-28. https://www.dbges.de/assets/Mitteilungen-der-DBG/Mitteilungen-der-DBG-1970_11.pdf
- Renzi, G.; Canfora, L.; Salvati, L.; Benedetti, A., 2017. Validation of the soil Biological Fertility Index (BFI) using a multidimensional statistical approach: A country-scale exercise. *Catena*, 149: 294-299. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.002>
- Richards, L.A., 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*. U.S. Gov. Printing Office, Washington, DC (U.S. Department of Agriculture Handbook).
- Richer de Forges, A.; Feller, C.; Jamagne, M.; Arrouays, D., 2008. Perdus Dans le Triangle des Textures. *Etude et Gestion des Sols*, 15 (2): 97-111.
- Ritz, K.; Black, H.I.J.; Campbell, C.D.; Harris, J.A.; Wood, C., 2009. Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators*, 9 (6): 1212-1221. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.009>
- Robert, S.; Lambert, M.L.; Keller, C., 2012. *Préconisation d'Utilisation des Sols et Qualité des Sols en Zone Urbaine et Péri-Urbaine – Application du Bassin Minier de Provence (Projet UqualisolZU)*: Rapport Final pour le Programme GESSOL du MEDDE, 273.
- Robinson, G.W., 1922. A New Method for the Mechanical Analysis of Soils and Other Dispersions. *Journal of Agricultural Science*, 12: 287-291. <https://doi.org/10.1017/S0021859600005347>
- Rodríguez-Lado, L.; Rial, M.; Taboada, T.; Cortizas, A.M., 2015. A pedotransfer function to map soil bulk density from limited data. *Spatial Statistics Conference*. Avignon, FRANCE. Jun 09-12. Elsevier Science Bv, 45-48. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.07.112>
- Rodríguez, R.R.; Basta, N.T., 1999. An in vitro gastrointestinal method to estimate bioavailable arsenic in contaminated soils and solid media. *Environmental Science & Technology*, 33 (4): 642-649. <https://doi.org/10.1021/es980631h>
- Roman Dobarco, M.; Bourennane, H.; Arrouays, D.; Saby, N.; Cousin, I.; Martin, M.P., 2021. Réservoir utile des sols de la France métropolitaine Recherche Data Gov. <https://doi.org/10.15454/9IRARJ>
- Rossi, A.M.; Hirmas, D.R.; Graham, R.C.; Sternberg, P.D., 2008. Bulk Density Determination by Automated Three-Dimensional Laser Scanning. *Soil Science Society of America Journal*, 72 (6): 1591-1593. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0072N>
- Ruby, M.V.; Davis, A.; Schoof, R.; Eberle, S.; Sellstone, C.M., 1996. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environmental Science & Technology*, 30 (2): 422-430. <https://doi.org/10.1021/es950057z>
- Ruby, M.V.; Lowney, Y.W., 2012. Selective Soil Particle Adherence to Hands: Implications for Understanding Oral Exposure to Soil Contaminants. *Environmental Science & Technology*, 46 (23): 12759-12771. <https://doi.org/10.1021/es302473g>
- Ruby, M.V.; Schoof, R.; Brattin, W.; Goldade, M.; Post, G.; Harnois, M.; Mosby, D.E.; Casteel, S.W.; Berti, W.; Carpenter, M.; Edwards, D.; Cragin, D.; Chappell, W., 1999. Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment. *Environmental Science & Technology*, 33 (21): 3697-3705. <https://doi.org/10.1021/es990479z>
- Ruess, L.; Häggblom, M.M.; Zapata, E.J.G.; Dighton, J., 2002. Fatty acids of fungi and nematodes -: possible biomarkers in the soil food chain? *Soil Biology & Biochemistry*, 34 (6): 745-756. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(01\)00231-0](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(01)00231-0)

- Rutgers, M.; Schouten, A.J.; Bloem, J.; van Eekeren, N.; de Goede, R.G.M.; Akkerhuis, G.; van der Wal, A.; Mulder, C.; Brussaard, L.; Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil Science*, 60 (5): 820-832. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01163.x>
- Saby, N., 2021. 15^e Rencontres Comifer-Gemas 24-25 nov 2021 – Clermont-Ferrand: 2021.
- Saby, N.; Bertouy, B.; Boulonne, L.; Bispo, A.; Ratié, C.; Jolivet, C., 2019. Statistiques sommaires issues du RMQS sur les données agronomiques et en éléments traces des sols français de 0 à 50 cm Recherche Data Gov. <https://doi.org/10.15454/BNCXYB>
- Sae-Tun, O.; Maftukhah, R.; Noller, C.; Remlinger, V.I.; Meyer-Laker, V.; Sorensen, A.C.T.; Sustic, D.; Socianu, S.I.; Bernardini, L.G.; Mentler, A.; Keiblinger, K.M., 2020. Comparison of commonly used extraction methods for ergosterol in soil samples. *International Agrophysics*, 34 (4): 425-432. <https://doi.org/10.31545/intagr/127707>
- Salomons, W.; Förstner, U., 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag.
- Santorufu, L.; Van Gestel, C.A.M.; Rocco, A.; Maisto, G., 2012. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, 161: 57-63. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.09.042>
- Sauer, D.; Saccone, L.; Conley, D.J.; Herrmann, L.; Sommer, M., 2006. Review of methodologies for extracting plant-available and amorphous Si from soils and aquatic sediments. *Biogeochemistry*, 80 (1): 89-108. <https://doi.org/10.1007/s10533-005-5879-3>
- Saviozzi, A.; Levi-Minzi, R.; Cardelli, R.; Riffaldi, R., 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil*, 233 (2): 251-259. <https://doi.org/10.1023/a:1010526209076>
- Schipper, L.A.; Degens, B.P.; Sparling, G.P.; Duncan, L.C., 2001. Changes in microbial heterotrophic diversity along five plant successional sequences. *Soil Biology & Biochemistry*, 33 (15): 2093-2103. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(01\)00142-0](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(01)00142-0)
- Schjonning, P.; de Jonge, L.W.; Munkholm, L.J.; Moldrup, P.; Christensen, B.T.; Olesen, J.E., 2012. Clay Dispersibility and Soil Friability-Testing the Soil Clay-to-Carbon Saturation Concept. *Vadose Zone Journal*, 11 (1): 14. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0067>
- Schmidt, O., 2001. Appraisal of the electrical octet method for estimating earthworm populations in arable land. *Annals of Applied Biology*, 138 (2): 231-241. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2001.tb00107.x>
- Schoumans, O.F.; Chardon, W.J., 2015. Phosphate saturation degree and accumulation of phosphate in various soil types in The Netherlands. *Geoderma*, 237: 325-335. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.08.015>
- Seesao, Y.; Gay, M.; Merlin, S.; Viscogliosi, E.; Aliouat-Denis, C.M.; Audebert, C., 2017. A review of methods for nematode identification. *Journal of Microbiological Methods*, 138: 37-49. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2016.05.030>
- Senesi, G.S.; Senesi, N., 2016. Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) to measure quantitatively soil carbon with emphasis on soil organic carbon. A review. *Analytica Chimica Acta*, 938: 7-17. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2016.07.039>
- Sergei, C.; Fu, S.L., 2020. Applications of physical methods in estimation of soil biota and soil organic matter. *Soil Ecology Letters*, 2 (3): 165-175. <https://doi.org/10.1007/s42832-020-0038-2>
- Shepherd, G., 2000. *Visual soil assessment: field guide for cropping*: Landcare Research. <https://orgprints.org/30582/>
- Shiri, J.; Keshavarzi, A.; Kisi, O.; Karimi, S.; Iturraran-Viveros, U., 2017. Modeling soil bulk density through a complete data scanning procedure: Heuristic alternatives. *Journal of Hydrology*, 549: 592-602. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.04.035>
- Simfukwe, P.; Hill, P.W.; Emmett, B.A.; Jones, D.L., 2021. Identification and predictability of soil quality indicators from conventional soil and vegetation classifications. *Plos One*, 16 (10): 22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0248665>
- Simmons, B.L.; Coleman, D.C., 2008. Microbial community response to transition from conventional to conservation tillage in cotton fields. *Applied Soil Ecology*, 40 (3): 518-528. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.08.003>
- Sims, R.W.; Gerard, B.M., 1999. *Earthworms: Notes for the Identification of British Species*. Field Stud. Counc. Shrewsbury (*Synopses of the British Fauna (New Series)*).
- Singh, J.; Singh, S.; Vig, A.P., 2016. Extraction of earthworm from soil by different sampling methods: a review. *Environment Development and Sustainability*, 18 (6): 1521-1539. <https://doi.org/10.1007/s10668-015-9703-5>
- Singh, J.S.; Singh, D.P.; Kashyap, A.K., 2009. A comparative account of the microbial biomass-N and N-mineralization of soils under natural forest, grassland and crop field from dry tropical region, India. *Plant Soil and Environment*, 55 (6): 223-230. <https://doi.org/10.17221/1021-pse>
- Six, J.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241 (2): 155-176. <https://doi.org/10.1023/a:1016125726789>
- Soil Science Division Staff, 2017. *Soil survey manual*. Washington, D.C.: Government Printing Office, USDA Handbook 18. <https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/soil-survey-manual>
- Soil Survey Staff, 1999. *Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd edition*. Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 436. <https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/soil-taxonomy>
- Sowana, A.; Shrestha, R.P.; Parkian, P.; Ponguan, S., 2011. Influence of Coastal Land Use on Soil Heavy-Metal Contamination in Pattani Bay, Thailand. *Journal of Coastal Research*, 27 (2): 252-262. <https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-09-00050.1>
- Spohn, M.; Carminati, A.; Kuz'yakov, Y., 2013. Soil zymography - A novel in situ method for mapping distribution of enzyme activity in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 58: 275-280. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.12.004>
- Stanford, G., 1982. Assessment of Soil Nitrogen Availability. *Nitrogen in Agricultural Soils*. 651-688. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr22.c17>
- Stefanowicz, A., 2006. The biolug plates technique as a tool in ecological studies of microbial communities. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15 (5): 669-676.
- Steinfurth, K.; Hirte, J.; Morel, C.; Buczko, U., 2021. Conversion equations between Olsen-P and other methods used to assess plant available soil phosphorus in Europe - A review. *Geoderma*, 401: 17. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115339>
- Stenberg, B.; Johansson, M.; Pell, M.; Sjødahl-Svensson, K.; Stenstrom, J.; Torstensson, L., 1998. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. *Soil Biology & Biochemistry*, 30 (3): 393-402. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(97\)00125-9](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(97)00125-9)
- Sterckeman, T.; Villanneau, E.E.; Bourennane, H.; Douay, F.F.; Ciesielski, H.H.; al, e., 2012. Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord - Pas de Calais- II. Cartographie des enrichissements dans les horizons de surface. *Etude et Gestion des Sols*, 19 (3-4): 163-178.
- Stewart, C.E.; Paustian, K.; Conant, R.T.; Plante, A.F.; Six, J., 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, 86 (1): 19-31. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>

- Stoate, C.; Boatman, N.D.; Borralho, R.J.; Carvalho, C.R.; de Snoo, G.R.; Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63 (4): 337-365. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>
- Sumner, M.E.; Miller, W.P., 2018. Cation Exchange Capacity and Exchange Coefficients. In: Sparks, D.L.; Page, A.L.; Helmke, P.A.; Loeppert, R.H.; Soltanpour, P.N.; Tabatabai, M.A.; Johnston, C.T.; Sumner, M.E., eds. *SSSA Book Series*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, 1201-1229. <http://doi.wiley.com/10.2136/sssabookser5.3.c40>
- Swenson, T.L.; Karaoz, U.; Swenson, J.M.; Bowen, B.P.; Northen, T.R., 2018. Linking soil biology and chemistry in biological soil crust using isolate exometabolomics. *Nature Communications*, 9: 10. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02356-9>
- Szlavecz, K.; Pitz, S.L.; Bernard, M.J.; Xia, L.J.; O'Neill, J.P.; Chang, C.H.; McCormick, M.K.; Whigham, D.F., 2013. Manipulating earthworm abundance using electroshocking in deciduous forests. *Pedobiologia*, 56 (1): 33-40. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2012.08.008>
- Tabacchioni, S.; Chiarini, L.; Bevivino, A.; Cantale, C.; Dalmastri, C., 2000. Bias caused by using different isolation media for assessing the genetic diversity of a natural microbial population. *Microbial Ecology*, 40 (3): 169-176.
- Tardieu, L.; Hamel, P.; Viguié, V.; Coste, L.; Levrel, H., 2021. Are soil sealing indicators sufficient to guide urban planning? Insights from an ecosystem services assessment in the Paris metropolitan area. *Environmental Research Letters*, 16 (10): 14. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac24d0>
- Taylor, M.D.; Kim, N.D.; Hill, R.B.; Chapman, R., 2010. A review of soil quality indicators and five key issues after 12 yr soil quality monitoring in the Waikato region. *Soil Use and Management*, 26 (3): 212-224. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00276.x>
- Terhoeven-Urselmans, T.; Schmidt, H.; Joergensen, R.G.; Ludwig, B., 2008. Usefulness of near-infrared spectroscopy to determine biological and chemical soil properties: Importance of sample pre-treatment. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (5): 1178-1188. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.12.011>
- Terrat, S.; Horigue, W.; Dequiedt, S.; Saby, N.P.A.; Lelièvre, M.; Nowak, V.; Tripied, J.; Régnier, T.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Karimi, B.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Prévost-Bouré, N.C.; Ranjard, L., 2017. Mapping and predictive variations of soil bacterial richness across France. *Plos One*, 12 (10): 19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186766>
- Terrat, S.; Plassart, P.; Bourgeois, E.; Ferreira, S.; Dequiedt, S.; Adele-Dit-De-Renseville, N.; Lemanceau, P.; Bispo, A.; Chabbi, A.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2015. Meta-barcoded evaluation of the ISO standard 11063 DNA extraction procedure to characterize soil bacterial and fungal community diversity and composition. *Microbial Biotechnology*, 8 (1): 131-142. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12162>
- Tetegán, M.; Nicoulaud, B.; Baize, D.; Bouthier, A.; Cousin, I., 2011. The contribution of rock fragments to the available water content of stony soils: Proposition of new pedotransfer functions. *Geoderma*, 165 (1): 40-49. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.001>
- Thielemann, U., 1986. Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. *Pedobiologia*, 29: 296-302. [https://doi.org/10.1016/S0031-4056\(23\)06906-8](https://doi.org/10.1016/S0031-4056(23)06906-8)
- Thien, S.J., 1979. A Flow Diagram for Teaching Texture by Feel Analysis. *Journal of Agronomic Education*, 8: 54-55. <https://doi.org/10.2134/jae.1979.0054>
- Thorpe, A.; Harrison, R.M., 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment*, 400 (1-3): 270-282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>
- Thoumzazeau, A.; Bessou, C.; Renevier, M.S.; Trap, J.; Marichal, R.; Mareschal, L.; Decaens, T.; Bottinelli, N.; Jaillard, B.; Chevallier, T.; Suvannang, N.; Sajjaphan, K.; Thaler, P.; Gay, F.; Brauman, A., 2019. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecological Indicators*, 97: 100-110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.023>
- Thoumzazeau, A.; Chevallier, T.; Baron, V.; Rakotondrazafy, N.; Panklang, P.; Marichal, R.; Kibblewhite, M.; Sebag, D.; Tivet, F.; Bessou, C.; Gay, F.; Brauman, A., 2020. A new in-field indicator to assess the impact of land management on soil carbon dynamics. *Geoderma*, 375: 10. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114496>
- Thoumzazeau, A.; Gay, F.; Alonso, P.; Suvannang, N.; Phongjinda, A.; Panklang, P.; Chevallier, T.; Bessou, C.; Brauman, A., 2017. SituResp®: A time- and cost-effective method to assess basal soil respiration in the field. *Applied Soil Ecology*, 121: 223-230. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.006>
- Timm, L.C.; Pires, L.F.; Reichardt, K.; Roveratti, R.; Oliveira, J.C.M.; Bacchia, O.O.S., 2005. Soil bulk density evaluation by conventional and nuclear methods. *Australian Journal of Soil Research*, 43 (1): 97-103. <https://doi.org/10.1071/sr04054>
- Tomis, V.; Duparque, A.; Boizard, H., 2019. Development of the "mini 3D soil profile" - A visual method derived from the "profil cultural". *Soil & Tillage Research*, 194: 8. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.06.002>
- Tomlinson, D.L.; Wilson, J.G.; Harris, C.R.; Jeffrey, D.W., 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 33 (1-4): 566-575. <https://doi.org/10.1007/bf02414780>
- Topoliantz, S.; Ponge, J.F.; Viaux, P., 2000. Earthworm and enchytraeid activity under different arable farming systems, as exemplified by biogenic structures. *Plant and Soil*, 225 (1-2): 39-51. <https://doi.org/10.1023/a:1026537632468>
- Törneman, N.; Yang, X.H.; Bååth, E.; Bengtsson, G., 2008. Spatial covariation of microbial community composition and polycyclic aromatic hydrocarbon concentration in a creosote-polluted soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (5): 1039-1046. <https://doi.org/10.1897/07-440.1>
- Torsvik, V.; Daee, F.L.; Sandaa, R.A.; Ovreås, L., 1998. Novel techniques for analysing microbial diversity in natural and perturbed environments. *Journal of Biotechnology*, 64 (1): 53-62. [https://doi.org/10.1016/s0168-1656\(98\)00103-5](https://doi.org/10.1016/s0168-1656(98)00103-5)
- Torsvik, V.; Ovreås, L., 2002. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Current Opinion in Microbiology*, 5 (3): 240-245. [https://doi.org/10.1016/s1369-5274\(02\)00324-7](https://doi.org/10.1016/s1369-5274(02)00324-7)
- Tóth, B.; Weynants, M.; Nemes, A.; Makó, A.; Bilas, G.; Tóth, G., 2015. New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European Journal of Soil Science*, 66 (1): 226-238. <https://doi.org/10.1111/ejss.12192>
- Tresch, S.; Moretti, M.; Le Bayon, R.C.; Mäder, P.; Zanetta, A.; Frey, D.; Stehle, B.; Kuhn, A.; Munyangabe, A.; Fliessbach, A., 2018. Urban Soil Quality Assessment-A Comprehensive Case Study Dataset of Urban Garden Soils. *Frontiers in Environmental Science*, 6: 5. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00136>
- Trevors, J.T., 1984. Dehydrogenase Activity in Soil: A Comparison Between the INT and TTC Assay. *Soil Biology & Biochemistry*, 16 (6): 673-674. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90090-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90090-7)
- Trevors, J.T., 1998. Bacterial biodiversity in soil with an emphasis on chemically-contaminated soils. *Water Air and Soil Pollution*, 101 (1-4): 45-67. <https://doi.org/10.1023/a:1004953404594>

- Tsuji, T.; Kawasaki, Y.; Takeshima, S.; Sekiya, T.; Tanaka, S., 1995. A new fluorescence staining assay for visualizing living microorganisms in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 61 (9): 3415-3421. <https://doi.org/10.1128/aem.61.9.3415-3421.1995>
- Turekian, K.K.; Wedepohl, K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72 (2): 175-191. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72:175:doteisj2.0.co;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72:175:doteisj2.0.co;2)
- Turner, A., 2011. Oral bioaccessibility of trace metals in household dust: a review. *Environmental Geochemistry and Health*, 33 (4): 331-341. <https://doi.org/10.1007/s10653-011-9386-2>
- Urbiet, P.; Fernandez, E.; Ramos, L.; Martínez, G.M.; Bento, R., 2019. A land-cover based urban dispersion indicator suitable for highly dispersed, discontinuously artificialized territories: The case of continental Portugal. *Land Use Policy*, 85: 92-103. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.03.048>
- USDA-NCRS, 2009. National Engineering Handbook Chapter 7 Hydrologic Soil Groups. <https://directives.sc.egov.usda.gov/viewerFS.aspx?hid=21422>
- USDA, 2015. *Soil Quality Indicators* Biological Indicators and Soil Functions. https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/biological_indicators_overview.pdf
- Uteau, D.; Pagenkemper, S.K.; Peth, S.; Horn, R., 2013. Aggregate and Soil Clod Volume Measurement: A Method Comparison. *Soil Science Society of America Journal*, 77 (1): 60-63. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0227n>
- Valani, G.P.; Vezzani, F.M.; Cavalieri-Polizeli, K.M.V., 2020. Soil quality: Evaluation of on-farm assessments in relation to analytical index. *Soil & Tillage Research*, 198: 13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104565>
- Van-Camp, L.; al, e., 2004. *Reports of the Technical Working Groups Established Under the Thematic Strategy for Soil Protection. Volume V: Monitoring*. Office for Official Publications of the European Communities.
- van Groenigen, K.J.; Bloem, J.; Bååth, E.; Boeckx, P.; Rousk, J.; Bodé, S.; Forristal, D.; Jones, M.B., 2010. Abundance, production and stabilization of microbial biomass under conventional and reduced tillage. *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (1): 48-55. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.09.023>
- van Leeuwen, J.P.; Saby, N.P.A.; Jones, A.; Louwagie, G.; Micheli, E.; Rutgers, M.; Schulte, R.P.O.; Spiegel, H.; Toth, G.; Creamer, R.E., 2017. Gap assessment in current soil monitoring networks across Europe for measuring soil functions. *Environmental Research Letters*, 12 (12): 12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9c5c>
- Van Lynden, G.W.J.; Mantel, S.; van Oostrum, A., 2004. *Guiding principles for the quantitative assessment of soil degradation with a focus on salinization, nutrient decline and soil pollution*. Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Soil Reference and Information Centre. <https://edepot.wur.nl/37442>
- Vance, E.D.; Brookes, P.C.; Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 19 (6): 703-707. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)
- Vanvliet, P.C.J.; Beare, M.H.; Coleman, D.C., 1995. Population dynamics and functional roles of Enchytraeidae (Oligochaeta) in hardwood forest and agricultural ecosystems. *Plant and Soil*, 170 (1): 199-207. <https://doi.org/10.1007/bf02183067>
- Vasenev, V.I.; Ananyeva, N.D.; Makarov, O.A., 2012. Specific features of the ecological functioning of urban soils in Moscow and Moscow oblast. *Eurasian Soil Science*, 45 (2): 194-205. <https://doi.org/10.1134/s1064229312020147>
- Verma, B.C.; Datta, S.P.; Rattan, R.K.; Singh, A.K., 2010. Monitoring changes in soil organic carbon pools, nitrogen, phosphorus, and sulfur under different agricultural management practices in the tropics. *Environmental Monitoring and Assessment*, 171 (1-4): 579-593. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1301-2>
- Vestergaard, G.; Schulz, S.; Schöler, A.; Schloter, M., 2017. Making big data smart-how to use metagenomics to understand soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 53 (5): 479-484. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1191-3>
- Villanneau, E.; Perry-Giraud, C.; Saby, N.; Jolivet, C.; Marot, F.; Maton, D.; Floch-Barneaud, A.; Antoni, V.; Arrouays, D., 2008. Détection de valeurs anormales d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols. *Etude et Gestion des Sols*, 15 (3): 183-200.
- Villenave, C.; Jimenez, A.; Guernion, M.; Pérès, G.; Cluzea, D.; Maitelle, T.; Martiny, B.; Fargette, M.; Tavoillot, J., 2013. Nematodes for Soil Quality Monitoring: Results from the RMQS BioDiv Programme. *Open Journal of Soil Science*, 03 (01): 30-45. <https://doi.org/10.4236/ojss.2013.31005>
- Villenave, C.; Oumar Ba, A.; Rabary, B., 2009. Analyse du fonctionnement biologique du sol par l'étude de la nématofaune : semis direct versus labour sur les hautes terres près d'Antsirabé (Madagascar). *Etude et Gestion des Sols*, 16 (3/4): 369-378. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_16_3_villenave.pdf
- Vivant, A.L.; Garmyn, D.; Maron, P.A.; Nowak, V.; Piveteau, P., 2013. Microbial Diversity and Structure Are Drivers of the Biological Barrier Effect against *Listeria monocytogenes* in Soil. *Plos One*, 8 (10): 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076991>
- Vrscaj, B.; Poggio, L.; Marsan, F.A., 2008. A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 88 (2-4): 81-94. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.08.005>
- Wahl, A.; Le Juge, C.; Davranche, M.; El Hadri, H.; Grassl, B.; Reynaud, S.; Gigault, J., 2021. Nanoplastic occurrence in a soil amended with plastic debris. *Chemosphere*, 262: 7. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127784>
- Wallenstein, M.D.; Weintraub, M.N., 2008. Emerging tools for measuring and modeling the *in situ* activity of soil extracellular enzymes. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (9): 2098-2106. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.01.024>
- Wang, M.E.; Faber, J.H.; Chen, W.P.; Li, X.M.; Markert, B., 2015. Effects of land use intensity on the natural attenuation capacity of urban soils in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 117: 89-95. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.018>
- Wang, P.F.; Yin, N.Y.; Cai, X.L.; Du, H.L.; Li, Z.J.; Sun, G.X.; Cui, Y.S., 2018. Nutritional status affects the bioaccessibility and speciation of arsenic from soils in a simulator of the human intestinal microbial ecosystem. *Science of the Total Environment*, 644: 815-821. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.003>
- Wang, X.L.; Zhang, W.X.; Shao, Y.H.; Zhao, J.; Zhou, L.X.; Zou, X.M.; Fu, S.L., 2019. Fungi to bacteria ratio: Historical misinterpretations and potential implications. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 95: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.10.003>
- Wardle, D.A.; Ghani, A., 1995. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO₂) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology & Biochemistry*, 27 (12): 1601-1610. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00093-t](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00093-t)
- Weil, R.R.; Islam, K.R.; Stine, M.A.; Gruver, J.B.; Samson-Liebig, S.E., 2009. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*, 18 (1): 3-17. <https://doi.org/10.1079/AJAA200228>

- Weindorf, D.C.; Bakr, N.; Zhu, Y.D., 2014. Advances in Portable X-ray Fluorescence (PXRF) for Environmental, Pedological, and Agronomic Applications. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 128*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 1-45. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-802139-2.00001-9>
- Weynants, M.; Montanarella, L.; Toth, G.; Arnoldussen, A.; Anaya, R., M.; Bilas, G.; Borresen, T.; Cornelis, W.; Daroussin, J.; Feichtinger, F.; Gonçalves, M.; Hannam, J.; Haugen, L.; Hennings, V.; Houskova, B.; Iovino, M.; Javaux, M.; Keay, C.; Kätterer, T.; Kvaerno, S.; Laktinova, T.; Lamorski, K.; Lilly, A.; Mako, A.; Matula, S.; Morari, F.; Nemes, A.; Nyborg, Å.; Patyka, N.; Riley, H.; Romano, N.; Schindler, U.; Shein, E.; Slawinski, C.; Strauss, P.; Tóth, B.; Woesten, H., 2013. *European HYdropedological Data Inventory (EU-HYDI)*. EUR 26053. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union, JRC81129. <https://doi.org/10.2788/5936>
- Wienhold, B.J.; Andrews, S.S.; Karlen, D.L., 2004. Soil quality: a review of the science and experiences in the USA. *Environmental Geochemistry and Health*, 26 (2-3): 89-95. <https://doi.org/10.1023/B:EGAH.0000039571.59640.3c>
- Willers, C.; van Rensburg, P.J.J.; Claassens, S., 2015. Phospholipid fatty acid profiling of microbial communities-a review of interpretations and recent applications. *Journal of Applied Microbiology*, 119 (5): 1207-1218. <https://doi.org/10.1111/jam.12902>
- Williams, P.H.; Gaston, K.J., 1994. Measuring more of biodiversity - Can higher-taxon richness predict wholesale species richness. *Biological Conservation*, 67 (3): 211-217. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90612-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90612-2)
- Wragg, J.; Cave, M.; Basta, N.; Brandon, E.; Casteel, S.; Denys, S.; Gron, C.; Oomen, A.; Reimer, K.; Tack, K.; Van de Wiele, T., 2011. An inter-laboratory trial of the unified BARGE bioaccessibility method for arsenic, cadmium and lead in soil. *Science of the Total Environment*, 409 (19): 4016-4030. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.019>
- Wu, J.; Joergensen, R.G.; Pommerening, B.; Chaussod, R.; Brookes, P.C., 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biology & Biochemistry*, 22 (8): 1167-1169. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90046-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90046-3)
- Wu, J.; Odonnell, A.G.; He, Z.L.; Syers, J.K., 1994. Fumigation-extraction method for the measurement of soil microbial biomass-S. *Soil Biology & Biochemistry*, 26 (1): 117-125. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90203-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90203-8)
- Wu, L.; Pan, L.; Mitchell, J.; Sanden, B., 1999. Measuring saturated hydraulic conductivity using a generalized solution for single-ring infiltrometers. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (4): 788-792. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.634788x>
- Wuebbelmann, T.; Bouwer, L.M.; Förster, K.; Bender, S.; Burkhard, B., 2022. Urban ecosystems and heavy rainfall-A Flood Regulating Ecosystem Service modelling approach for extreme events on the local scale. *One Ecosystem*, 7: 29. <https://doi.org/10.3897/oneeco.7.e87458>
- Wuenscher, R.; Unterfrauner, H.; Peticzka, R.; Zehetner, F., 2015. A comparison of 14 soil phosphorus extraction methods applied to 50 agricultural soils from Central Europe. *Plant Soil and Environment*, 61 (2): 86-96. <https://doi.org/10.17221/932/2014-pse>
- Xiao, R.; Su, S.L.; Zhang, Z.H.; Qi, J.G.; Jiang, D.W.; Wu, J.P., 2013. Dynamics of soil sealing and soil landscape patterns under rapid urbanization. *Catena*, 109: 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.004>
- Xin, X.P.; Shentu, J.; Zhang, T.Q.; Yang, X.E.; Baligar, V.C.; He, Z.L., 2022. Sources, Indicators, and Assessment of Soil Contamination by Potentially Toxic Metals. *Sustainability*, 14 (23): 16. <https://doi.org/10.3390/su142315878>
- Xu, L.; He, N.P.; Yu, G.R., 2016. Methods of evaluating soil bulk density: Impact on estimating large scale soil organic carbon storage. *Catena*, 144: 94-101. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.001>
- Xu, X.; Lewis, C.; Liu, W.; Albertson, J.D.; Kiely, G., 2012. Analysis of single-ring infiltrometer data for soil hydraulic properties estimation: Comparison of BEST and Wu methods. *Agricultural Water Management*, 107: 34-41. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.01.004>
- Yakovlev, A.S.; Evdokimova, M.V., 2011. Ecological Standardization of Soil and Soil Quality Control. *Eurasian Soil Science*, 44 (5): 534-546. <https://doi.org/10.1134/s1064229311050152>
- Yang, L.; Zhang, Y.L.; Kang, S.C.; Wang, Z.Q.; Wu, C.X., 2021. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. *Science of the Total Environment*, 780: 20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146546>
- Yang, L.Y.; Yuan, L.; Kui, P.; Wu, S.T., 2014a. Nutrients and heavy metals in urban soils under different green space types in Anji, China. *Catena*, 115: 39-46. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.11.008>
- Yang, Z.F.; Yu, T.; Hou, Q.Y.; Xia, X.Q.; Feng, H.Y.; Huang, C.L.; Wang, L.S.; Lv, Y.Y.; Zhang, M., 2014b. Geochemical evaluation of land quality in China and its applications. *Journal of Geochemical Exploration*, 139: 122-135. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.07.014>
- Yao, H.; He, Z.; Wilson, M.J.; Campbell, C.D., 2000. Microbial biomass and community structure in a sequence of soils with increasing fertility and changing land use. *Microbial Ecology*, 40 (3): 223-237.
- Yeates, G.W., 1994. Modification and Qualification of the Nematode Maturity Index. *Pedobiologia*, 38 (2): 97-101.
- Yeates, G.W., 2003. Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. *Biology and Fertility of Soils*, 37 (4): 199-210. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0586-5>
- Yeates, G.W.; Bongers, T.; DeGoede, R.G.M.; Freckman, D.W.; Georgieva, S.S., 1993. Feeding Habits in Soil Nematode Families and Genera – An Outline for Soil Ecologists. *Journal of Nematology*, 25 (3): 315-331.
- Yeates, G.W.; Dando, J.L.; Shepherd, T.G., 2002. Pressure plate studies-to determine how moisture affects access of bacterial-feeding nematodes to food in soil. *European Journal of Soil Science*, 53 (3): 355-365. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00466.x>
- Yi, X.S.; Li, G.S.; Yin, Y.Y., 2016. Pedotransfer Functions for Estimating Soil Bulk Density: A Case Study in the Three-River Headwater Region of Qinghai Province, China. *Pedosphere*, 26 (3): 362-373. [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(15\)60049-2](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(15)60049-2)
- Yilmaz, D.; Bouarafa, S.; Peyneau, P.E.; Angulo-Jaramillo, R.; Lassabatere, L., 2019. Assessment of hydraulic properties of technosols using Beerkan and multiple tension disc infiltration methods. *European Journal of Soil Science*, 70 (5): 1049-1062. <https://doi.org/10.1111/ejss.12791>
- Yin, N.Y.; Du, H.L.; Wang, P.F.; Cai, X.L.; Chen, P.; Sun, G.X.; Cui, Y.S., 2017. Interindividual variability of soil arsenic metabolism by human gut microbiota using SHIME model. *Chemosphere*, 184: 460-466. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.018>
- Yudina, A.V.; Fomin, D.S.; Kotelnikova, A.D.; Milanovskii, E.Y., 2018. From the Notion of Elementary Soil Particle to the Particle-Size and Microaggregate-Size Distribution Analyses: A Review. *Eurasian Soil Science*, 51 (11): 1326-1347. <https://doi.org/10.1134/s1064229318110091>
- Zaborski, E.R., 2003. Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellant for sampling earthworms. *Applied Soil Ecology*, 22 (1): 87-95. [https://doi.org/10.1016/s0929-1393\(02\)00106-3](https://doi.org/10.1016/s0929-1393(02)00106-3)
- Zahedifar, M., 2023. Assessing alteration of soil quality, degradation, and resistance indices under different land uses through network and factor analysis. *Catena*, 222: 11. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106807>

- Zanella, A.; Ponge, J.F.; Jabiol, B.; Sartori, G.; Kolb, E.; Gobat, J.M.; Le Bayon, R.C.; Aubert, M.; De Waal, R.; Van Delft, B.; Vacca, A.; Serra, G.; Chersich, S.; Andreetta, A.; Cools, N.; Englisch, M.; Hager, H.; Katzensteiner, K.; Bréthes, A.; De Nicola, C.; Testi, A.; Bernier, N.; Graefe, U.; Juilleret, J.; Banas, D.; Garlato, A.; Obber, S.; Galvan, P.; Zampedri, R.; Frizzera, L.; Tomasi, M.; Menardi, R.; Fontanella, F.; Filoso, C.; Dibona, R.; Bolzonella, C.; Pizzeghello, D.; Carletti, P.; Langohr, R.; Cattaneo, D.; Nardi, S.; Nicolini, G.; Viola, F., 2018. Humusica 1, article 4: Terrestrial humus systems and forms - Specific terms and diagnostic horizons. *Applied Soil Ecology*, 122: 56-74. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.005>
- Zelles, L., 1997. Phospholipid fatty acid profiles in selected members of soil microbial communities. *Chemosphere*, 35 (1-2): 275-294. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(97\)00155-0](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(97)00155-0)
- Zhang, X.L.; Chen, J.; Tan, M.Z.; Sun, Y.C., 2007. Assessing the impact of urban sprawl on soil resources of Nanjing city using satellite images and digital soil databases. *Catena*, 69 (1): 16-30. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.04.020>
- Zhao, X.R.; Lin, Q.; Brookes, P.C., 2005. Does soil ergosterol concentration provide a reliable estimate of soil fungal biomass? *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (2): 311-317. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.041>
- Zong, Y.T.; Xiao, Q.; Lu, S.G., 2016. Distribution, bioavailability, and leachability of heavy metals in soil particle size fractions of urban soils (northeastern China). *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (14): 14600-14607. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6652-y>
- Zonta, R.; Zaggia, L.; Argese, E., 1994. Heavy-metal and grain-size distributions in estuarine shallow-water sediments of the Cona marsh (Venice lagoon, Italy). *Science of the Total Environment*, 151 (1): 19-28. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90482-0](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90482-0)

Annexes

Tableau 10-A1. Normes relatives aux méthodes de prélèvement et/ou de mesure des paramètres biologiques réalisées in situ ou à partir d'échantillons prélevés in situ.

Tableau 10-A2. Normes relatives aux méthodes de prélèvement et/ou de mesure des paramètres chimiques réalisées in situ ou à partir d'échantillons prélevés in situ.

Tableau 10-A3. Normes relatives aux méthodes de prélèvement et/ou de mesure des paramètres physiques réalisées in situ ou à partir d'échantillons prélevés in situ.

Tableau 10-A1. Normes relatives aux méthodes de prélèvement et/ou de mesure des paramètres biologiques réalisées in situ ou à partir d'échantillons prélevés in situ.
 Cette liste ne tient pas compte des méthodes et/ou mesures mises en œuvre au laboratoire dans le cadre de tests écotoxicologiques, de bioessais ou de biotests.

Proposition de Soil Monitoring Law (SML) dans sa version de 2024 : en rouge, liste des indicateurs au sein de laquelle l'Etat membre doit choisir au moins un indicateur ; en bleu, indicateurs facultatifs.

| Type | Taxa | Descripteur | Norme/référence | Description |
|-----------------------|------------|------------------------|--|--|
| Bioindicateur d'effet | Microflore | Abondance et diversité | ISO 14240-1&2 (1997) | Détermination de la biomasse microbienne Partie 1 : Méthode par respiration induite par le substrat ; Partie 2 : Méthode par fumigation extraction |
| | | | ISO 17155 (2012) | Détermination de l'abondance et de l'activité de la microflore du sol à l'aide d'une courbe de respiration |
| | | | ISO/TS 29843-1 (2010) | Détermination de la diversité microbienne Partie 1 : Méthode par analyse des acides gras phospholipidiques (PLFA) et analyse des lipides éthers phospholipidiques (PLEL) |
| | | | ISO/TS 29843-2 (2011) | Détermination de la diversité microbienne Partie 2 : Méthode par analyse des acides gras phospholipidiques (PLFA) avec la méthode d'extraction simple des PLFA |
| | | | ISO 11063 (2020) | Méthode d'extraction directe de l'ADN sur échantillon de sol (pour la mesure de la biomasse moléculaire - bactérienne ou fongique) |
| | | | ISO/DIS 17601 (2015) | Estimation de l'abondance de séquences de gènes microbiens par amplification quantitative par réaction en chaîne par polymérase (qPCR) sur ADN directement extrait du sol |
| | | | Pas de norme spécifique mais mesuré liée aux normes ISO 11063 et ISO/DIS 17601 | Biomasse moléculaire bactérienne ADNr 16s - qPCR |
| | | | Pas de norme spécifique mais mesuré liée aux normes ISO 11063 et ISO/DIS 17601 | Biomasse moléculaire fongique - ADNr18s - qPCR |
| | | | Pas de norme disponible, mais norme en alimentation animale NF V18-112 | Biomasse moléculaire fongique - Ergostérol |
| | | | Pas de norme mais publication Stefanowicz 2006 | Diversité métabolique potentielle (BioLog) |
| | Microflore | Activité | ISO 14238 (2012) | Méthodes biologiques. Détermination de la minéralisation et nitrification de l'azote dans le sol, et influence de produits chimiques sur ces processus |
| | | | ISO 14239 (1997) | Méthodes biologiques. Méthodes de mesure de la minéralisation de produits chimiques organiques dans le sol dans des conditions aérobies, avec système d'incubation au laboratoire |
| | | | ISO 16072 (2002) ; DIN 19 737 | Méthode de laboratoire de mesure de la respiration microbienne |
| | | | ISO 17155 (2012) | Détermination de l'abondance et de l'activité de la microflore du sol à l'aide de courbes de respiration e |
| | | | ISO/TS 22939 (2010) | Qualité du sol — Mesure en microplaques de l'activité enzymatique dans des échantillons de sol en utilisant des substrats fluorogènes |
| | | | ISO 20130 (2018) | Qualité du sol — Mesure de l'activité enzymatique dans des échantillons de sol en utilisant des substrats colorimétriques |
| | | | ISO 23753-1 et 2 (2005) | Détermination de l'activité déshydrogenase dans le sol. Partie 1 : Méthode avec chlorure de triphényltétrazolium (CTT) ; Partie 2 : Méthode avec chlorure de iodotétrazolium (INT) |
| | Faune | Abondance et diversité | ISO 23611-1 (2006), 2018 | Prélèvement des invertébrés du sol. Partie 1 : Tri manuel et extraction chimique des Vers de terre |
| | | | ISO 11 268-3 (2012) | Effets des polluants vis-à-vis des vers de terre - Partie 3 : lignes directrices relatives à la détermination des effets sur site |
| | | | ISO 23611-2 (2006) | Prélèvement des invertébrés du sol. Partie 2 : Prélèvement et extraction des microarthropodes (Collembola, Acarina) |
| | | | ISO 23611-3 (2007) | Prélèvement des invertébrés du sol. Partie 3 : Prélèvement et extraction des Enchytréides |
| | | | ISO 23611-4 (2007) (2022) | Prélèvement des invertébrés du sol. Partie 4 : Prélèvement, extraction et identification des Nématodes |
| | | | ISO 23611-5 (2011) | Prélèvement des invertébrés du sol. Partie 5 : Prélèvement et extraction des macroinvertébrés du sol |

| | | | | |
|--|--------------|----------------------------------|--|---|
| | | Activité | ISO 18311 (2015) | Méthode pour tester les effets des contaminants du sol sur l'activité alimentaire des organismes du sol - Test Bait Lamina |
| | | Marqueur (infra-individu) | Pas de norme, publication de référence Brulle <i>et al.</i> , 2006, 2007 ; Pérès <i>et al.</i> 2011 | Expression génique de la métallothionéine (MT) chez les vers de terre (biomarqueur de contamination des sols par le Cadmium) |
| | Flore | Marqueur (infra-individu) | NF EN ISO 21479 | Détermination des effets des polluants sur la flore du sol - Composition en acides gras foliaires des plantes utilisées pour évaluer la qualité du sol (mesure de l'indice Oméga3) |
| | | Activité | Pas de norme mais des publications | Effet sur photosynthèse - Indice performance systèmes photosynthétiques (IPSP) |
| | | Abondance et diversité | Pas de norme | Effet phytosociologie - échelle communauté |
| Bioindicateur d'accumulation, de biodisponibilité et de transfert | Faune | Teneur | Pas de norme, mais publication Fritsch <i>et al.</i> 2010 et thèse de C. Fritsch : http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/52/45/16/PDF | Evaluation de la bioaccumulation de contaminants dans les Micromammifères |
| | | Teneur | NF EN ISO 24032 Pas de norme (aller voir ISO 15952 (2006)), mais des publications et valeurs de références Pauget <i>et al.</i> 2012, 2013 | Encagement in situ d' escargots pour la mesure de la bioaccumulation de contaminants (mesure de l'indice SET) |
| | Flore | Teneur | NF EN ISO 16198 | Test végétal pour l'évaluation de la biodisponibilité environnementale des éléments traces pour les végétaux |

Tableau 10-A2. Normes relatives aux méthodes de prélèvement et/ou de mesure des paramètres chimiques réalisées in situ ou à partir d'échantillons prélevés in situ.

Proposition de Soil Monitoring Law (SML) dans sa version de 2023 : en rouge, liste des indicateurs au sein de laquelle l'Etat membre doit choisir au moins un indicateur ; en bleu, indicateurs facultatifs.

| Norme (1) | Description | Objet | GEMAS (2) | FAO (3) | ICP Forests (4) | WRB (5) | Références |
|---|---|---------------------|-----------|---------|-----------------|---------|--|
| NF ISO 11465 ; GLOSOLAN-SOP-20 | Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau – Méthode gravimétrique ; FAO = séchage à 105°C sauf pour les sols organiques (60°C) | mesure | x | x | x | x | FAO. 2023. Standard operating procedure for soil moisture content by gravimetric method. Rome. |
| NF EN 17685-1 | Terrassements - Essais chimiques - Partie 1 : détermination de la perte au feu | mesure | | | | | |
| ISO 10390:2005 ; SA06 | Détermination du pH dans H₂O, KCl et CaCl₂ ; rapport sol/solution : 1/5 (m:v), mesure après 60 min agitation + 1 à 3h repos (pas CaCl ₂ pour WRB) | extraction +analyse | x | | x | x | |
| GLOSOLAN-SOP-06 | Mesure du pH : rapport sol/eau : 1/2,5 (m:v) (Method A), mesure après 60 min rapport sol/KCl : 1/5 (m:v) dans 1.0 M KCl (Method B), mesure après 60 min rapport sol/CaCl ₂ : 1/5 (m:v) 0.01 M CaCl ₂ (Method C), mesure après 60 min | extraction +analyse | | x | | | FAO. 2021. Standard operating procedure for soil pH determination. Rome. |
| ISO 11265:1994 ; GLOSOLAN-SOP-07 | Détermination de la conductivité électrique spécifique rapport sol/eau de 1/5, 30 min (ISO) 60 min agitation + 30 min repos (FAO) | extraction +analyse | x | x | | | FAO. 2021. Standard operating procedure for soil electrical conductivity, soil/water, 1:5. Rome. |
| GLOSOLAN-SOP-08 | Conductivité sur pâte saturée (eEC) | extraction +analyse | | x | | x | FAO. 2021. Standard operating procedure for saturated soil paste extract. Rome. |
| ISO 10693:1995 ; SA07 | Détermination de la teneur en carbonate (CaCO₃) total — Méthode volumétrique ; WRB : méthode de titration de Piper | | x | | x | x | |
| FD X 31-146 | Détermination de l'indice de pouvoir chlorosant selon Juste et Pouget (calcaire actif +Fe) | | x | | | | |
| NF X 31-106 | Détermination du calcaire actif | analyse | x | | | | |
| ISO 10694 (1995) ; SA08 | Dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche (analyse élémentaire) | analyse | x | | x | (x) | |
| NF ISO 14235 ; GLOSOLAN-SOP-02 | Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique (bichromate de potassium (en excès) et acide sulfurique à une température de 135°C) | extraction +analyse | x | x | | x | WALKLEY-BLACK METHOD Nelson and Sommers (1996) |
| ISO 11261:1995 ; SA09B | Dosage de l' azote total — Méthode de Kjeldahl modifiée, catalyseur CuSO ₄ .5H ₂ O + K ₂ SO ₄ + TiO ₂ | extraction +analyse | x | | x | | |
| GLOSOLAN-SOP-14 | Dosage de l' azote total — Méthode de Kjeldahl : minéralisation H ₂ SO ₄ ; catalyseur (CuSO ₄ .5H ₂ O) + 94 g K ₂ SO ₄ | extraction +analyse | | x | | | FAO. 2021. Standard operating procedure for soil nitrogen - Kjeldahl method. Rome. |
| ISO 13878:1998 ; GLOSOLAN-SOP-13 ; SA09 | Détermination de la teneur totale en azote par combustion sèche ("analyse élémentaire") - Méthode Dumas (FAO) | analyse | x | x | x | | FAO. 2021. Standard operating procedure for soil total nitrogen - Dumas dry combustion method. Rome. |
| ISO 17184:2014 | Dosage du carbone et de l' azote par spectrométrie proche infrarouge (SPIR) | analyse | | | | | |
| ISO 14255:1998 | Détermination de l' azote nitrique , de l' azote ammoniacal et de l' azote soluble total dans les sols séchés à l'air en utilisant le chlorure de calcium comme solution d'extraction | extraction +analyse | | | | | |
| ISO/TS 14256-1:2003 | Dosage des nitrites , des nitrites et de l' ammonium dans les sols bruts par extraction au moyen d'une solution de chlorure de potassium — Partie 1: Méthode manuelle | extraction | | | | | |
| ISO 14256-2:2005 | Dosage des nitrites , des nitrites et de l' ammonium dans des sols bruts par extraction avec une solution de chlorure de potassium — Partie 2: Méthode automatisée avec analyse en flux segmenté | extraction | x | | | | |
| NF ISO 15178 | Dosage du soufre total par combustion sèche | | x | | x | | |
| NF ISO 11048 | détermination du sulfate soluble dans l'eau et dans l'acide | | x | | | | |
| NF X 31-122 | Extraction et dosage du bore soluble à l'eau bouillante | | x | | | | |
| ISO 11260:2018 ; SA10 | Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) et du taux de saturation en bases échangeables à l'aide d'une solution de chlorure de baryum ; une seule extraction pour SA10 | extraction | x | | x | | |
| NF ISO 23470 | Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) effective et des cations échangeables à l'aide d'une solution de trichlorure de cobaltihexamine | extraction | x | | | | |

| | | | | | | | |
|----------------------------------|---|---------------------|---|---|---|---|--|
| NF ISO 14254 ; SA10 | Détermination de l' acidité échangeable dans un extrait au chlorure de baryum ; une seule extraction pour SA10 | | x | | x | | |
| | Détermination de l' acidité d'échange effective dans 1M KCl non tamponné | | | | | x | Van Reeuwijk, LP.Ed. 2002. <i>Procedures for soil analysis</i> . International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, NL, Technical paper, ISSN 0923-3792 : no 9, ISBN 90-6672-044-1 Soil Survey Staff. 2022. <i>Kellogg Soil Survey Laboratory methods manual</i> . Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 6.0. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. |
| NF X 31-130 | Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) cobalthexamine par spectrophotométrie) | extraction +analyse | x | | | | |
| ISO 13536:1995 | Détermination de la capacité d'échange cationique potentielle et des teneurs en cations échangeables en utilisant une solution tampon de chlorure de baryum à pH = 8,1 | extraction | x | | | | |
| Méthode INRAe | Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al échangeables à la cobalthexamine | extraction | | | | | |
| AFNOR | Mg magnésium échangeable à l'acétate d'ammonium | extraction | | x | | | Idem GLOSOLAN-SOP-17 ? |
| AFNOR | K potassium échangeable à l'acétate d'ammonium | extraction | | x | | | Idem GLOSOLAN-SOP-17? |
| NF X 31-108 ; GLOSOLAN-SOP-17 | Détermination des cations Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K⁺, Na⁺ extractibles par l'acétate d'ammonium 1N- Méthode par agitation à pH 7 ; en absence d'excès de CaCO ₃ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , and Na ⁺ sont échangeables par NH ₄ OAc, sauf dans certains sols avec vermiculite TriOc | extraction | x | x | | x | FAO. 2022. Standard operating procedure for cation exchange capacity and exchangeable bases 1N ammonium acetate, pH 7.0 method. Rome. |
| ISRIC 2002 ; SA13 | Fe et Al réactifs extraits à l'oxalate d'ammonium acide (pH 3)+ ICP ou SAA | extraction +analyse | | | | x | Van Reeuwijk, LP.Ed. 2002. <i>Procedures for soil analysis</i> . International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, NL, Technical paper, ISSN 0923-3792 : no 9, ISBN 90-6672-044-1 |
| | Fe, Al et Si libres extraits par dithionite-citrate-bicarbonate (Méthodes Mehra-Jackson ou Holmgren) | extraction | | | | x | Van Reeuwijk, LP.Ed. 2002. <i>Procedures for soil analysis</i> . International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, NL, Technical paper, ISSN 0923-3792 : no 9, ISBN 90-6672-044-1 Soil Survey Staff. 2022. <i>Kellogg Soil Survey Laboratory methods manual</i> . Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 6.0. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. |
| | Fe, Al et Si actifs, cryptocristallins extraits par une solution d'oxalate d'ammonium acide (pH 3) (Blakemore et al., 1987) | extraction | | | | x | Van Reeuwijk, LP.Ed. 2002. <i>Procedures for soil analysis</i> . International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, NL, Technical paper, ISSN 0923-3792 : no 9, ISBN 90-6672-044-1 Soil Survey Staff. 2022. <i>Kellogg Soil Survey Laboratory methods manual</i> . Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 6.0. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. |
| | Fe et Al organiquement liés extraits par une solution de pyrophosphate | extraction | | | | x | Van Reeuwijk, LP.Ed. 2002. <i>Procedures for soil analysis</i> . International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, NL, Technical paper, ISSN 0923-3792 : no 9, ISBN 90-6672-044-1 Soil Survey Staff. 2022. <i>Kellogg Soil Survey Laboratory methods manual</i> . Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 6.0. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. |
| ISO 11263:1994 ; GLOSOLAN-SOP-10 | Dosage du phosphore — Dosage spectrométrique du phosphore soluble dans une solution d'hydrogénocarbonate de sodium (P-Olsen) | extraction +analyse | x | x | | x | FAO. 2021. Standard operating procedure for soil available phosphorus - Olsen method. Rome |

| | | | | | | | |
|--------------------------------|--|---------------------|---|---|--|---|---|
| NF X 31-160 | Détermination du phosphore soluble dans une solution à 20 g/l d'acide citrique monohydraté. Dyer, méthode d'extraction assez agressive plutôt réservée aux sols acides et qui peut amener à surestimer le phosphore biodisponible | extraction | x | | | x | |
| NF X 31-161 | Dosage du phosphore Joret-Hébert, méthode française spécifique, adaptée aux sols neutres ou calcaires ; Détermination du phosphore soluble dans une solution d'oxalate d'ammonium à 0.1 mol/l | extraction +analyse | x | | | | |
| GLOSOLAN-SOP-09 | Méthode P-Bray I : extraction de P avec 0.03 M NH ₄ F et 0.025 M HCl. Dans les sols acides (pH < 6,8) P peut être extrait par des solutions acides concentrées ou diluées ; bien corrélé à la réponse des plantes. Méthode proche de la méthode originale de (Bray & Kurtz, 1945). | extraction | | x | | | FAO. 2021. Standard operating procedure for soil available phosphorus, Bray I and Bray II method. Rome. |
| GLOSOLAN-SOP-09 | Méthode P-Bray II : extraction de P soluble facilement dans l'acide + fraction de PO ₄ adsorbé dans sols acides (pH < 6,8). Méthode proche de la méthode originale de (Bray & Kurtz, 1945). Rapport sol/solution (1:7) et concentration de la solution (0.03 M NH ₄ F + 0.1 M HCl) conservés. | extraction | | x | | | FAO. 2021. Standard operating procedure for soil available phosphorus, Bray I and Bray II method. Rome. |
| GLOSOLAN-SOP-11 | Méthode P - Mehlich I (0.05M HCl + 0.0125M H ₂ SO ₄ , pH ≈ 1,2)- pour détermination de P disponible dans les sols acides avec une CEC < 10 cmolc kg ⁻¹ et and une teneur en MO < 5% Méthode P - Mehlich III - bientôt disponible | extraction | | x | | x | FAO. 2021. Standard operating Procedure for soil available phosphorus - Mehlich I method. Rome. |
| ISO 17586:2016 | Métaux lourds potentiellement disponibles environnementalement et extraits pas acide nitrique dilué : As, Sb, Cd, Co, Cr (Total), Cr (VI), Cu, Hg, Pb, Ni, Ti, V, Zn (µg/kg) | extraction | x | | | | |
| NF ISO 14870 ; GLOSOLAN-SOP-XX | Extraction des éléments en traces par une solution tamponnée de DTPA | extraction | x | x | | | FAO. 2022. Standard operating procedure for soil available micronutrients (Cu, Fe, Mn, Zn) and heavy metals (Ni, Pb, Cd), DTPA extraction method. Rome ; In FAO : Lindsay, W.L. and Norvell, W.A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sciences Society of America Journal 42: 421-428. 1978 |
| NF X 31-120 | Détermination du cuivre, du fer, du manganèse et du zinc – Extraction par l'acétate d'ammonium en présence d'EDTA | extraction | x | | | | |
| NF X 31-121 ; GLOSOLAN-SOP-XX | Détermination du cuivre, du manganèse, du zinc et du fer – Extraction en présence de DTPA : FAO = DTPA, TEA et CaCl ₂ at 25 °C tamponné à 7.3 ± 0.2 (Lindsay and Norvell, 1978) | extraction | x | x | | | FAO. 2022. Standard operating procedure for soil available micronutrients (Cu, Fe, Mn, Zn) and heavy metals (Ni, Pb, Cd), DTPA extraction method. Rome ; In FAO : Lindsay, W.L. and Norvell, W.A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sciences Society of America Journal 42: 421-428. 1978 |
| NF X 31-147 | Mise en solution totale par attaque acide ; Remarques : Maintenu malgré la norme NF ISO car citée dans un arrêté | extraction | x | | | | |
| XP X 31-148 | Détermination de la teneur en fluor total par électrode spécifique après fusion alcaline | extraction +analyse | x | | | | |
| ISO 14869-2:2002 ; SA12B | Mise en solution pour la détermination des teneurs élémentaires totales - Partie 2 : Mise en solution par fusion alcaline Na, K, Mg, Ca, Ti, Mn, Fe, Al, Si | extraction | x | | | x | |
| NF ISO 14869-1 ; SA12A | Mise en solution pour la détermination des teneurs élémentaires totales – Partie 1 : mise en solution par l'acide fluorhydrique et l'acide perchlorique | extraction | x | | | x | |
| ISO 11047:1998 | Qualité du sol - Dosage du cadmium, du chrome, du cobalt, du cuivre, du plomb, du manganèse, du nickel et du zinc — Méthodes par spectrométrie d'absorption atomique dans la flamme et électrothermique | analyse | | | | | |
| ISO/TS 16965:2013 | Qualité du sol - Détermination des éléments en traces par spectrométrie de masse avec plasma induit par haute fréquence (ICP-MS) | analyse | | | | | |
| ISO/TR 18105:2014 | Qualité du sol - Détection du chrome (VI) soluble dans l'eau en utilisant un kit d'essai prêt à l'emploi | extraction +analyse | | | | | |
| ISO 22036:2008 | Qualité du sol - Dosage des éléments traces dans des extraits de sol par spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-AES) | analyse | x | | | | |
| ISO 17586:2016 | Qualité du sol - Extraction d' éléments traces à l'aide d'acide nitrique dilué | extraction | | | | | |

| | | | | | | |
|---|--|------------------------------|---|---|---|--|
| NF ISO 11466 ; GLOSOLAN-SOP-19 ; SA11 | Extraction des éléments traces solubles dans l'eau régale + reflux ; FAO = Ca, Mg, K, Na, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Fe, Mn, Zn, Co, Mo, Al, Ag, Sb, Ba, Hg, As, Se par eau régale (HCl + HNO3 1:3 ratio), selon US EPA method 3051 (Element, 2007) et Rayment & Lyons (2011), pour sols < 20% Corg. Si > 20%, alors US EPA 3050B (Edgell, 1996) ; ICP Forests : aussi P | extraction | x | x | x | FAO. 2023. Standard operating procedure for quasi total elements in soil by acid digestion, including heavy metals. Rome ; In FAO : Edgell, K. 1996. US EPA Method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils. Washington DC, United States Environmental Protection Agency (US EPA); Rayment, G.E. & Lyons, D.J. 2011. Soil Chemical Methods: Australasia, Vol. 3. Collingwood, Australia, CSIRO publishing |
| ISO 20280:2007 | Qualité du sol - Dosage de l' arsenic , de l' antimoine et du sélénium dans des extraits du sol à l'eau régale par spectrométrie d'absorption atomique avec atomisation électrothermique ou génération d'hydrures | extraction +analyse | x | | | |
| NF ISO 16772 | Dosage du mercure dans les extraits de sol à l'eau régale | analyse | x | | | |
| NF ISO 18400-301 | Qualité du sol - Échantillonnage - Partie 301 : échantillonnage et mesures semi-quantitatives sur site des composés organiques volatils dans le cadre d'investigations sur le terrain | échantillonnage + analyse | | | | |
| NF EN ISO 11266:2020 | Qualité du sol - Lignes directrices relatives aux essais en laboratoire pour la biodégradation de produits chimiques organiques dans le sol sous conditions aérobies | | | | | |
| NF ISO 18400-204:2017 | Qualité du sol - Échantillonnage - Partie 204 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz de sol | extraction + échantillonnage | | | | |
| ISO 5120:2023 | Qualité du sol - Détermination du perchlorate dans le sol par chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (CL-SM/SM) | analyse | | | | |
| ISO 11264:2008 | Qualité du sol - Dosage des herbicides — Méthode par CLHP avec détection par UV | analyse | x | | | |
| ISO 11916-1:2013 | Qualité du sol - Dosage d'une sélection d' explosifs et de composés apparentés - Partie 1 : Méthode utilisant la chromatographie liquide à haute performance (CLHP) avec détection ultraviolet | analyse | | | | |
| ISO 11916-2:2013 | Qualité du sol - Dosage d'une sélection d' explosifs et de composés apparentés - Partie 2 : Méthode utilisant la chromatographie en phase gazeuse (CG) avec détection à capture d'électrons (DCE) ou détection par spectrométrie de masse (SM) | analyse | | | | |
| ISO 11916-3:2021 | Qualité du sol - Dosage d'une sélection d' explosifs et de composés apparentés - Partie 3 : Méthode utilisant la chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (CL-SM/SM) | analyse | | | | |
| ISO 13859:2014 | Qualité du sol - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par chromatographie en phase gazeuse (CPG) et chromatographie liquide à haute performance (CLHP) | analyse | | | | |
| NF ISO 22155 : 2016 | Dosage des hydrocarbures aromatiques et halogénés volatils et de certains éthers par GC Méthode par espace de tête statique | analyse | x | | | |
| ISO 18287:2006 | Qualité du sol - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) - Méthode par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse (CG-SM) | analyse | x | | | |
| ISO 13877:1999 | Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques – Méthode par CLHP | analyse | x | | | |
| NF EN ISO 16558-1/A1:2020 | Qualité du sol - Hydrocarbures de pétrole à risque - Partie 1 : détermination des fractions aliphatiques et aromatiques des hydrocarbures de pétrole volatils par chromatographie en phase gazeuse (méthode par espace de tête statique) - Amendement 1 | analyse | | | | |
| XP CEN ISO/TS 16558-2:2016 | Qualité du sol - Hydrocarbures de pétrole à risque - Partie 2 : détermination des fractions aliphatiques et aromatiques des hydrocarbures de pétrole semi-volatils par chromatographie en phase gazeuse avec détection à ionisation de la flamme (CPG-FID) | analyse | | | | |
| NF EN ISO 16703 : 2011 | Qualité du sol - Dosage des hydrocarbures de C10 à C40 par chromatographie en phase gazeuse | analyse | | | | |
| ISO 13876:2013 | Qualité du sol - Détermination des polychlorobiphényles (PCB) par chromatographie en phase gazeuse avec détection sélective de masse (GC-MS) et chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons (GC-ECD) | analyse | | | | |

| | | | | | | | |
|----------------------|---|------------|---|---|--|---|--|
| NF EN 17322: 2020 | Matrices solides environnementales - Dosage des polychlorobiphényles (PCB) par chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse (CG-SM) ou chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons (CG-ECD) | analyse | | | | | |
| ISO 10382:2002 | Qualité du sol - Dosage des pesticides organochlorés et des biphényles polychlorés - Méthode par chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons | analyse | x | | | | |
| NF ISO 23646 | Qualité du sol - Détermination des pesticides organochlorés par chromatographie en phase gazeuse avec détection sélective de masse (CG-SM) et chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons (GC-ECD) | analyse | x | | | | |
| NF EN 16166:2021 | Boues, biodéchets traités et sols - Détermination des composés organiques halogénés adsorbés (AOX) | analyse | | | | | |
| ISO 11262:2011 | Qualité du sol - Dosage des cyanures totaux | analyse | x | | | | |
| NF EN ISO 17380:2013 | Qualité du sol - Détermination des cyanures totaux et des cyanures aisément libérables - Méthode d'analyse en flux continu | analyse | x | | | | |
| NF ISO 11709 | Dosage d'une sélection de composés phénoliques dérivés du goudron de houille par HPLC | analyse | x | | | | |
| NF ISO 14154 | Dosage de certains chlorophénols | analyse | x | | | | |
| NF ISO 14507 | Prétraitement des échantillons pour la détermination des contaminants organiques | extraction | x | | | | |
| NF ISO 15009 | Détermination par CG des teneurs en hydrocarbures volatils et en hydrocarbures halogénés volatils – Méthode par purge et piégeage avec désorption thermique | analyse | x | | | | |
| NF ISO 13914 | Sols, biodéchets traités et boues - Dosage des dioxines, des furanes et des polychlorobiphényles de type dioxine par chromatographie en phase gazeuse avec spectrométrie de masse à haute résolution (HR CG-SM) | analyse | | | | | |
| NF ISO 23161 | dosage d'une sélection de composés organostanniques par chromatographie en phase gazeuse | analyse | x | | | | |
| bientôt disponible | Potassium | | | x | | | |
| bientôt disponible | Gypse : dissous par agitation de l'échantillon dans l'eau. Il est ensuite précipité sélectivement dans l'extrait par ajout d'acétone. Ce précipité est redissous dans l'eau et le gypse est déterminé via la concentration en Ca | extraction | | x | | x | |
| bientôt disponible | SO ₄ et Cl ⁻ solubles | | | x | | | |
| bientôt disponible | Analyses spécifiques pour tourbes, sols minéraux et organiques | | | x | | | |

(1) Source : <https://www.iso.org>

(2) Source **GEMAS** : Geochemical Mapping of Agricultural and Grazing Land Soil in Europe est conduit en coopération entre le Geochemistry Expert Group of EuroGeoSurveys et Eurometeaux.

(3) Source **FAO** : www.fao.org/global-soil-partnership/glosolan-old/soil-analysis/stand-operating-procedure/en/. Les normes FAO sont nommées GLOSOLAN-SOP-xx.

(4) Source **ICP Forests*** : International Co-operative Program on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests) : Cools N, De Vos B, 2010. Sampling and Analysis of Soil. Manual Part X, 208 pp. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, UNECE, ICP Forests, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>].

* le manuel et les annexes détaillent les mesures à effectuer, les profondeurs échantillonnées, les limites et les méthodes à appliquer. Ce n'est pas repris ici. La croix se réfère à l'existence d'une méthode identique ou similaire pour les sols forestiers. Lorsque la méthode est ISO, elle est notée aussi SAXx.

(5) Source **WRB**** : méthodes proposées dans le cadre de la World Reference Base for Soil resources (WRB, 2022) et la Base de référence mondiale pour les ressources en sols (2015) pour l'identification des sols.

** IUSS Working Group WRB. 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria ; IUSS Working Group WRB. 2015. Base de référence mondiale pour les ressources en sols 2014, mise à jour 2015. Système international de classification des sols pour nommer les sols et élaborer des légendes de cartes pédologiques. Rapport sur les ressources en sols du monde N° 106. FAO, Rome.

Tableau 10-A3. Normes relatives aux méthodes de prélèvement et/ou de mesure des paramètres physiques réalisées in situ ou à partir d'échantillons prélevés in situ.

En rouge, indicateurs qui sont dans la proposition de *Soil Monitoring Law (SML)* de 2023.

| Norme (1) | Description | FAO-SOP (2) | ICP Forests (3) | WRB (4) | Commentaires ISO et références bibliographiques |
|---|---|--------------------|-----------------|---------|---|
| NF ISO 11465 ; GLOSOLAN-SOP-20 | Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau – Méthode gravimétrique ; FAO = séchage à 105°C sauf pour les sols organiques (60°C) | x | x | x | FAO. 2023. Standard operating procedure for soil moisture content by gravimetric method. Rome. Selon ISO, cette méthode peut être appliquée à tous les types d'échantillons de sol. La marche à suivre diffère selon qu'il s'agit d'échantillons de sol séchés à l'air, par exemple les échantillons préalablement traités conformément à l'ISO 11464, ou d'échantillons de sol dont le taux d'humidité est celui de leur lieu de prélèvement. Pour la détermination de la teneur en eau volumique du sol, consulter l'ISO 11461. |
| ISO 11461:2001 | Qualité du sol — Détermination de la teneur en eau du sol en fraction volumique, à l'aide de carottiers — Méthode gravimétrique | | | | Cette méthode peut être appliquée à tous les types d'échantillons de sol. La marche à suivre diffère selon qu'il s'agit d'échantillons de sol séchés à l'air, par exemple les échantillons préalablement traités conformément à l'ISO 11464, ou d'échantillons de sol dont le taux d'humidité est celui de leur lieu de prélèvement. Pour la détermination de la teneur en eau volumique du sol, consulter l'ISO 11461. |
| ISO 11274:2019 (option 1 SML) ; SA14 | Qualité du sol — Détermination de la caractéristique de la rétenion en eau — Méthodes de laboratoire | bientôt disponible | x | | Il existe quatre méthodes pour prendre en compte l'ensemble du domaine des pressions de l'eau des sols, à savoir : a) méthode utilisant des tables à succion à sable, kaolin ou céramique permettant de déterminer des pressions matricielles comprises entre 0 kPa et -50 kPa ; b) méthode associant une plaque poreuse à un appareillage à burette permettant de déterminer des pressions matricielles comprises entre 0 kPa et -20 kPa ; c) méthode utilisant un gaz sous pression et un extracteur à plaque poreuse permettant de déterminer des pressions matricielles comprises entre -5 kPa et -1 500 kPa ; d) méthode utilisant un gaz sous pression et des cellules à membrane sous pression permettant de déterminer des pressions matricielles comprises entre -33 kPa et -1 500 kPa. Pour la SML, peut être remplacée par l'option 2 (fonction de pédotransfert) |
| Estimation via une fonction de pédotransfert telle que celle décrite dans Tóth et al. (2015) (option 2 SML) | Capacité de rétention en eau d'un échantillon de sol (% volume d'eau / volume de sol saturé) | | | x | Tóth B., Weynants M., Nemes A., A Makó A., Bilas G., Tóth G. 2015. New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. <i>European Journal of Soil Science</i> 66, 226–238, doi: 10.1111/ejss.12192 Fonction de pédotransfert utilisant la texture ou la distribution granulométrique et la teneur en carbone organique. Pour la SML, alternative à l'ISO 11274 (option 1) |
| ISO 11275:2004 | Qualité du sol – Détermination de la conductivité hydraulique en milieu non saturé et de la caractéristique de rétenion en eau – Méthode par évaporation de Wind (Indice de classement : X31-558). | bientôt disponible | | | Spécifie une méthode de laboratoire pour la détermination simultanée de la conductivité hydraulique en milieu non saturé et de la caractéristique de rétention en eau du sol. Elle est applicable uniquement au mesurage de la courbe de dessèchement ou de désorption. L'application de cette méthode est limitée à des échantillons de sol qui sont, autant que possible, homogènes. Cette méthode n'est pas applicable aux sols présentant un retrait dans la plage de charge matricielle comprise entre 0 cm et moins 800 cm. |
| ISO 11277:1998 (2020) ; SA03 | Qualité du sol — Détermination de la répartition granulométrique de la matière minérale des sols — Méthode par tamisage et sédimentation de 3 à 9 fractions ; attention limite limons 63 microns | bientôt disponible | x | x | Spécifie une méthode de base de détermination de la répartition granulométrique des matières minérales des sols, y compris la fraction minérale des sols organiques. Il propose également des modes opératoires permettant de traiter les sols particuliers. |
| NF X31-107 (septembre 2003) (5) | Qualité du sol – Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol – Granulométrie 5 fractions sans décarbonatation - Méthode à la pipette - limites granulométriques 2-20-50-200-2000 microns | | | | Détermine l'importance pondérale relative de différentes classes de particules (argiles, limons fins, limons grossiers, sables fins et sables grossiers), identifiées par leur taille, constitutives du squelette minéral des sols. Il ne prend pas en compte les échantillons pour lesquels la composition granulométrique peut évoluer au cours du séchage à l'air lors de la préparation selon la norme NF ISO 11464 (5) Source : https://las.hautsdefrance.hub.inrae.fr/ |
| ISO13320:2009 | Distribution granulométrique – méthodes par diffraction Laser | bientôt disponible | | | SML alternative à 11277 :1998 |
| Différents triangles de texture | Texture ; ICP Forests : classes texturales basées sur USDA (1951), adoptées par la FAO (1990) et affinées par la FAO (FAO, 2006) | | | | Le travail bibliographique mené par de Richer de Forges <i>et al.</i> (2008) met en évidence que la notion de triangle de texture est apparue en France et aux USA entre 1906 et 1911, et sous la forme de triangle rectangle, mais cette notion ne se développera réellement qu'au mieux à partir de 1930, et sera classique à partir de 1950 sous forme de triangles équilatéraux. Richer de Forges, A.; Feller, C.; Jamagne, M.; Arrouays, D., 2008. Perdus Dans le Triangle des Textures. <i>Etude et Gestion des Sols</i> , 15 (2): 97-111. |

| | | | | | |
|-----------------------------|---|--------------------|---|---|---|
| ISO 11272:2017 ; SA04 | Qualité du sol — Détermination de la masse volumique apparente sèche | bientôt disponible | x | x | ISO 11272:2017 spécifie trois méthodes de calcul de la masse volumique apparente sèche des sols à partir de la masse et du volume d'un échantillon de sol. Les méthodes consistent à sécher et peser un échantillon de sol, de volume connu (méthode du cylindre) ou dont le volume est déterminé (méthode par excavation et méthode des mottes). |
| NF X31-502 (juillet 1992) | Qualité des sols – Méthodes physiques – Mesure de la masse volumique apparente –Densitomètre à membrane | | | | Spécifie la méthode de détermination de la masse volumique apparente qui est un paramètre permettant d'accéder à la porosité du sol. Cette méthode est applicable à tous les types de sols (avec ou sans cailloux). |
| NF X31-501 (juillet 1992) | Qualité des sols – Méthodes physiques – Mesure de la masse volumique apparente d'un échantillon de sol non remanié – Méthode du cylindre (Indice de classement : X31-501) | | | | Spécifie une méthode de détermination de la masse volumique apparente qui est un paramètre permettant d'accéder à la porosité du sol. Cette méthode est applicable aux sols dépourvus de graviers et de cailloux. |
| NF X31-503 (juillet 1992) | Qualité des sols – Méthodes physiques – Mesure de la masse volumique apparente – Méthode au sable (Indice de classement : X31-503) | | | | Spécifie une méthode de détermination de la masse volumique apparente d'un sol en utilisant du sable calibré, moyen qui permet d'accéder à la porosité du sol. Cette méthode est applicable à tous les types de sols (avec ou sans cailloux). |
| NF X31-507 (septembre 1993) | Qualité des sols – Évaluation de la masse volumique apparente d'un sol – Méthode par transmission d'un rayonnement gamma (Indice de classement : X31-507) | | | | Précise la nature du phénomène utilisé pour la mesure de la masse volumique, spécifie les choix technologiques, une technique d'étalonnage ainsi que les précautions d'utilisation. Les formules de calcul du paramètre recherché et de l'évaluation de l'erreur commise sont définies. Tous les types de sols sont concernés à l'exception des sols très caillouteux. |
| ISO 20244:2018 | Qualité du sol — Méthode de diagnostic applicable à la teneur en eau — Détermination par réfractométrie | | | | Spécifie une méthode de détermination rapide de la teneur en eau des sols. La méthode repose sur le mesurage de l'indice de réfraction d'une solution de saccharose après mélange avec un échantillon de sol. |
| ISO 11461:2001 | Qualité du sol — Détermination de la teneur en eau du sol en fraction volumique, à l'aide de carottiers — Méthode gravimétrique | | | x | Spécifie une méthode de détermination gravimétrique de la teneur en eau du sol en fraction volumique. Cette méthode s'applique à tous les types de sols non gonflant et sans retrait pour lesquels des carottiers peuvent être utilisés pour l'échantillonnage. Elle ne s'applique pas aux sols où des pierres, des grosses racines ou d'autres facteurs empêchent de prélever des carottes. Elle est utilisée comme méthode de référence (par exemple étalonnage de méthodes indirectes pour la détermination de la teneur en eau). |
| ISO 11465:1993 | Qualité du sol — Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau — Méthode gravimétrique | | | | Prescrit une méthode de détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau d'échantillons de sol. Cette méthode peut être appliquée à tous les types d'échantillons de sol. La marche à suivre diffère selon qu'il s'agit d'échantillons de sol séchés à l'air, par exemple les échantillons préalablement traités conformément à l'ISO 11464, ou d'échantillons de sol dont le taux d'humidité est celui de leur lieu de prélèvement. Pour la détermination de la teneur en eau volumique du sol, consulter l'ISO 11461. |
| ISO 17892-2:2014 | Reconnaissance et essais géotechniques — Essais de laboratoire sur les sols — Partie 2 : Détermination de la masse volumique d'un sol fin | | | | Décrit trois méthodes pour déterminer la masse volumique des sols : a) méthode par mesurage des dimensions géométriques ; b) méthode par immersion dans un fluide (pesée hydrostatique) ; c) méthode par déplacement d'un fluide. S'applique à la détermination en laboratoire de la densité apparente du sol dans le cadre des études géotechniques. La méthode par mesurage des dimensions géométriques convient pour la détermination de la masse volumique d'une éprouvette de sol de forme régulière, y compris pour des éprouvettes préparées pour d'autres essais. Les éprouvettes utilisées sont en forme de prisme de section transversale rectangulaire ou circulaire. La méthode d'immersion dans un fluide couvre la détermination de la densité apparente d'un échantillon de sol naturel ou compacté en mesurant sa masse dans l'air et sa masse apparente lorsqu'il est en suspension dans un fluide. La méthode peut être utilisée lorsqu'il est possible d'obtenir des agrégats de matériau de taille appropriée. La méthode par déplacement d'un fluide permet la détermination de la masse volumique d'une éprouvette de sol par mesurage de sa masse dans l'air et de la masse de fluide déplacé par l'immersion. Cette méthode peut être utilisée lorsqu'il est possible d'obtenir des blocs de matériau de dimension appropriée. |
| ISO 10930:2012 | Qualité du sol — Mesure de la stabilité d'agrégats de sols soumis à l'action de l'eau | bientôt disponible | | | Spécifie les traitements permettant le mesurage de la stabilité d'agrégats du sol. Elle peut être appliquée à une large gamme de matériaux issus essentiellement des horizons travaillés des sols cultivés. Elle peut cependant s'appliquer également à n'importe quel horizon du profil de sol, qu'il soit cultivé ou non. La mesure porte sur des agrégats de 3 mm à 5 mm. Toutefois, la présence de gravier dans la fraction de 2 mm à 5 mm peut fausser les résultats. Si le pourcentage de gravier est compris entre 10% et 40%, il convient de laver la fraction de gravier supérieur à 2 mm obtenue à partir des essais et de calculer un diamètre moyen pondéré (MWD, voir 6.1) avec et sans gravier. Si le pourcentage de gravier est supérieur à 40 %, la stabilité structurale n'est pas significative. La méthode ne s'applique pas aux matériaux non structurés, ceux-ci ne présentant pas de cohésion suffisante pour former des agrégats millimétriques. |

| | | | | | |
|---|--|--------------------|--|---|--|
| Méthode à double anneau (par ex : Boivin et Touma, 1988). | Conductivité hydraulique | | | | Le test de perméabilité à double anneau (méthode de Muntz) est une méthode qui a été utilisée avec succès par Boivin et Touma (1988), et Koffi (2004) pour la mesure de la conductivité hydraulique des sols non saturés (Kouamé, 2007). La méthode à double anneau est basée sur la détermination de la vitesse verticale d'un flux d'eau à travers un sol à partir de la loi de Darcy. Boivin P., Touma J. 1988. Spatial variability of soil infiltrability using double-ring infiltrometer measurements. Cahiers ORSTOM, Série Pédologie : 24 (3) 227-234 |
| ISO/TS 17892-6:2004 | Résistance à la pénétration // Reconnaissance et essais géotechniques — Essais de laboratoire sur les sols — Partie 6 : Essai au cône | | | | L'ISO 17892-6:2004 spécifie la détermination en laboratoire, au moyen de l'essai au cône, de la résistance au cisaillement non drainé d'éprouvettes de sol fins, saturés, présentant de la cohésion, dans l'état remanié ou non remanié. L'essai au cône consiste à laisser tomber un cône, pointe vers le bas sur une éprouvette de sol et à mesurer la profondeur de pénétration du cône dans le sol. Les essais réalisés selon cette méthode fournissent des valeurs de profondeur de pénétration qui peuvent être utilisées pour évaluer la résistance au cisaillement non drainé. |
| pas de norme | Agrégation | | | | |
| pas de norme | Eau disponible pour les plantes | | | | |
| pas de norme | Porosité | bientôt disponible | | | |
| Van Reeuwijk Ed. (2002) et Soil Survey Staff (2022). | Argile dispersable à l'eau sans traitement des agents de cimentation) | | | x | Van Reeuwijk, LP.Ed. 2002. <i>Procedures for soil analysis</i> . International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, NL, Technical paper, ISSN 0923-3792 : no 9, ISBN 90-6672-044-1 Soil Survey Staff. 2022. <i>Kellogg Soil Survey Laboratory methods manual</i> . Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 6.0. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. |
| | Coefficient d'extensibilité linéaire (COLE) - capacité de gonflement-retrait réversible d'un sol | | | x | Il est calculé à partir de la densité apparente (sec) et de la densité apparente sous tension hydrique de 33 kPa. La valeur du COLE est exprimée en centimètre par centimètre ou en pourcentage. Van Reeuwijk, LP.Ed. 2002. <i>Procedures for soil analysis</i> . International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, NL, Technical paper, ISSN 0923-3792 : no 9, ISBN 90-6672-044-1 Soil Survey Staff. 2022. <i>Kellogg Soil Survey Laboratory methods manual</i> . Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 6.0. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. |
| Pas de norme | Masse (kg/m²) et épaisseur (cm) de l'horizon organique (stock) | | | x | |
| ISO 11464 | | bientôt disponible | | x | Spécifie les prétraitements nécessaires des échantillons de sol devant être soumis à des analyses physico-chimiques des paramètres stables et non-volatils et décrit les cinq types de prétraitement des échantillons suivants : séchage, broyage, tamisage, séparation et pulvérisation. |
| SA05 | Proportion d'éléments grossiers (fragments >2 mm décrits selon abondance, taille, forme, nature et degré d'altération. Abondance estimée et exprimée en % volume). | | | x | Classes selon FAO (2006) Fait sur le terrain, mais se réfère aussi aux normes ISO 11464 et ISO 11277 FAO. 2006. Guidelines for Soil Profile Description and Classification (4th edition) by R. Jahn, H.-P. Blume, V.B. Asio, O. Spaargaren and P. Schad (Eds) and by R. Langohr, R. Brinkman, F.O. Nachtergaele and P. Krasilnikov (Contributors), FAO, Rome. |

(1) Source : <https://www.iso.org>

(2) Source **FAO** : www.fao.org/global-soil-partnership/glosolan-old/soil-analysis/stand-operating-procedure/en/. Les normes FAO sont nommées GLOSOLAN-SOP-xx.

(3) Source **ICP Forests*** : International Co-operative Program on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests) : Cools N, De Vos B, 2010. Sampling and Analysis of Soil. Manual Part X, 208 pp. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, UNECE, ICP Forests, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>].

* le manuel et les annexes détaillent les mesures à effectuer, les profondeurs échantillonnées, les limites et les méthodes à appliquer. Ce n'est pas repris ici. La croix se réfère à l'existence d'une méthode identique ou similaire pour les sols forestiers. Lorsque la méthode est ISO, elle est notée aussi SAxx.

(4) Source **WRB**** : méthodes proposées dans le cadre de la World Reference Base for Soil resources (WRB, 2022) et la Base de référence mondiale pour les ressources en sols (2015) pour l'identification des sols.

** IUSS Working Group WRB. 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria ; IUSS Working Group WRB. 2015. Base de référence mondiale pour les ressources en sols 2014, mise à jour 2015. Système international de classification des sols pour nommer les sols et élaborer des légendes de cartes pédologiques. Rapport sur les ressources en sols du monde N° 106. FAO, Rome.

Chapitre 11.

Construction d'indices agrégés

Auteur : **Jean Villerd**

Documentaliste : Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|---|------------|
| 1. Constitution et description du corpus bibliographique | 411 |
| 2. Démarche générale de construction d'un SQI | 411 |
| 3. Sélection des indicateurs élémentaires | 413 |
| 3.1. De l'intérêt d'un nombre limité d'indicateurs élémentaires : le concept de <i>Minimum Data Set</i> (MDS) | 413 |
| 3.2. Des indicateurs élémentaires prédéfinis, issus d'une démarche basée sur l'expertise | 414 |
| 3.3. Des indicateurs élémentaires à identifier, issus d'approches guidées par les données | 415 |
| 3.4. Conclusion sur l'étape d'identification d'indicateurs élémentaires | 419 |
| 4. Transformation des indicateurs élémentaires en scores | 419 |
| 5. Agrégation des indicateurs élémentaires et élaboration d'un indice agrégé..... | 421 |
| 5.1. Démarche d'agrégation dans les approches guidées par l'expertise..... | 421 |
| 5.2. Démarche d'agrégation dans les approches guidées par les données | 421 |
| 6. Conclusion | 421 |
| Références bibliographiques | 422 |

La qualité des sols étant un concept intégrateur de différents processus et fonctions du sol, construire un indice de qualité des sols (*IQS* ou *Soil Quality Index*, *SQL*) consiste à identifier et combiner des indicateurs de ces processus et fonctions. Dans ce chapitre, on réservera le terme « **indice** » au SQL final agrégé, et le terme « **indicateur** » aux indicateurs (élémentaires) renseignant sur une fonction ou un processus, ou déterminant de l'un de ces indicateurs de fonction.

Après une brève présentation du corpus bibliographique étudié, on expose en section 2 la démarche générale de construction d'un indice de qualité des sols. On explicite cette démarche dans les 3 sections suivantes, puis la mise en évidence de quelques limites de la construction d'un SQL termine ce chapitre.

1. Constitution et description du corpus bibliographique

Les requêtes utilisées pour constituer le corpus bibliographique relatif aux méthodes de construction d'indices de qualité des sols sont présentées ci-dessous. Elles ont volontairement été assez larges, et, en conséquence, il est assez difficile de cibler les articles traitant spécifiquement de ce sujet car les mots « *method* », « *assessment* », « *framework* » sont polysémiques et largement employés dans les résumés des articles. La réduction de l'analyse aux articles sur la base du titre seul permet de limiter ce phénomène, bien que des articles de simple application de méthodes existantes soient ressortis. Cependant, de nombreux articles clés n'ont pas été identifiés dans ces requêtes et ont été ajoutés manuellement au corpus analysé.

| Requête | titre seul | tous champs |
|---|------------|-------------|
| "soil quality" AND assess* AND (method* OR framework) | 44 | 2 190 |
| "soil health" AND assess* AND (method* OR framework) | 12 | 636 |

Les articles identifiés peuvent se classer en quatre catégories : 1) les cas d'application décrivant la mise en œuvre d'un indice dans le cadre d'une étude, 2) les propositions de nouveaux indices, 3) les propositions de cadres méthodologiques, 4) les revues.

Les articles de la première catégorie ont été écartés car non pertinents du point de vue méthodologique. Les articles de la deuxième catégorie ont été rattachés, autant que possible, aux méthodologies présentées dans les articles de la troisième catégorie. Enfin, les revues ont permis de consolider et valider le corpus en ajoutant certains articles de troisième catégorie manquants.

In fine, 35 références sont citées dans la présente analyse.

2. Démarche générale de construction d'un SQL

Le développement d'indice de la qualité d'un sol a pour objectif de permettre la comparaison et le classement entre différents sols. La qualité d'un sol est évaluée sur la base : i) des **propriétés pérennes** à l'échelle de quelques générations humaines, non sensibles à l'usage ou aux pratiques, et ii) des **propriétés dynamiques**, sensibles à l'usage et aux pratiques (Karlen *et al.*, 2001). L'intérêt d'évaluer la qualité des sols pour un décideur est :

- soit de **comparer/classer des sols de façon générale** en considérant l'ensemble de leurs caractéristiques, par exemple dans un cadre de planification territoriale. Le type de sol, l'usage et les pratiques seront, de fait, intégrés dans la définition du SQL, dont la vocation est ici de décrire de façon générique la qualité des sols, dans son acception « ce que le sol est » ;

- soit de **comparer les performances de différents leviers** mobilisés dans le cadre d'un objectif défini : accroître la productivité, résister à l'érosion... La « qualité » évaluée est donc relative à l'objectif considéré et les leviers mobilisés sont des traitements ou pratiques ou changement d'usage ayant un impact à court terme sur les propriétés managées. Dans ce cas particulier, les scores produits rendent compte de **l'impact de changements**

sur une réponse en lien avec l'objectif considéré. La Figure 11-1 illustre cette approche en la combinant au cadre conceptuel DPSIR (*Driver Pressure State Impact Responses*) (Maxim *et al.*, 2009). L'objectif considéré est reflété par la réponse étudiée (ex : rendement pour l'objectif « productivité »). Les objectifs peuvent correspondre à des « *management goals* » (Andrews *et al.*, 2004), des résistances à des menaces, ou des fonctions de santé des sols (Kibblewhite *et al.*, 2008). La réponse constatée sur un sol est impactée d'une part par le contexte climatique et les propriétés pérennes des sols, et d'autre part par l'usage et les pratiques appliquées sur ce sol qui ont un impact spécifique sur les propriétés dynamiques. Ce double impact résultant d'interactions complexes entre de nombreux processus et fonctions du sol, son évaluation précise via une modélisation mécaniste est souvent délicate. Les indices de qualité ne permettent donc pas une évaluation absolue mais relative (Karlen *et al.*, 2001) de l'impact de différentes pratiques sur une réponse d'intérêt, c'est-à-dire ils permettent de classer différents usages/pratiques du point de vue de leur impact.

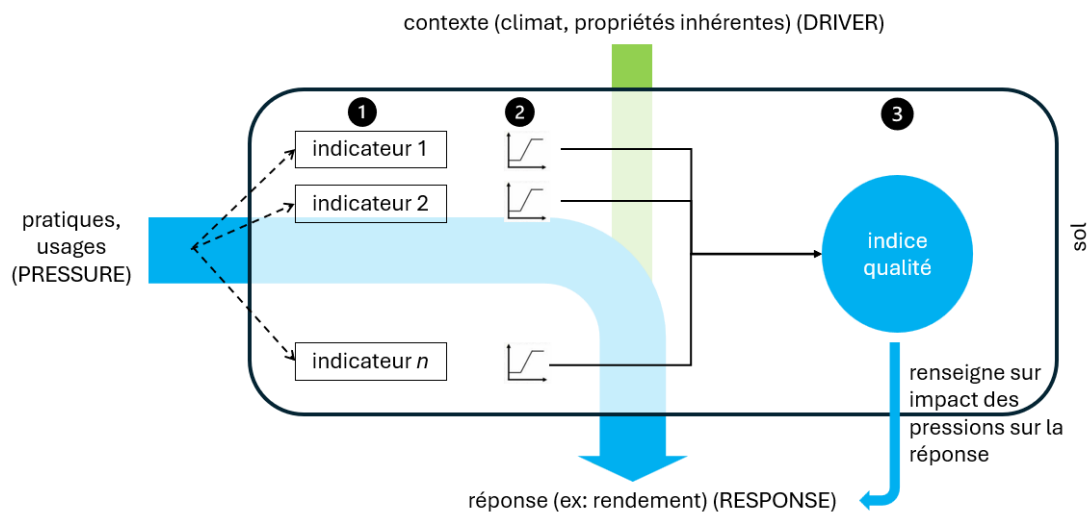


Figure 11-1. Illustration du cadre conceptuel de construction d'un indice de qualité sous l'angle DPSIR

Ainsi la notion de qualité d'un sol considérée dans le cadre de l'élaboration d'un SQI dépend (Andrews *et al.*, 2004) :

- de l'usage du sol (les fonctions, propriétés et processus à considérer différent selon qu'un sol est destiné à supporter une construction ou à être cultivé ;
- d'un objectif (les fonctions, propriétés et processus du sol à considérer différent selon que l'on cherche à minimiser l'impact de l'application de fertilisants organiques sur l'environnement ou bien à maximiser la production, même s'il s'agit de la même parcelle et de la même culture) ;
- du contexte climatique et des propriétés pérennes du sol (les niveaux optimums de certaines fonctions, propriétés et processus du sol différent selon le type de sol).

Ce dernier point a alimenté de nombreux débats, Sojka et Upchurch (1999) reprochant aux premiers SQI l'absence de prise en compte des propriétés pérennes. Certains travaux (Andrews et Carroll, 2001) choisissent de construire des SQI sites-spécifiques, les propriétés pérennes n'intervenant pas dans le calcul, d'autres (Andrews *et al.*, 2004 ; Karlen *et al.*, 2003) proposent un unique SQI au sein duquel les propriétés pérennes modulent certaines étapes de calcul, notamment l'étape de transformation.

Différentes démarches de construction d'indices de qualité des sols peuvent être mises en œuvre. Cependant, dans la grande majorité, ces démarches sont structurées selon les 3 étapes présentées sur la Figure 11-1 :

- 1) **Sélection d'un ensemble d'indicateurs élémentaires** pertinents,
- 2) **Transformation** des valeurs d'indicateurs en **scores**,
- 3) **Agrégation des scores** en un indice agrégé.

La suite de ce chapitre présente successivement ces 3 étapes.

Il est important de noter que les méthodes se distinguent selon qu'elles s'appuient sur l'expertise ou suivent une approche reposant sur les données :

- Construire un indice de qualité par une **approche guidée par l'expertise** consiste à appliquer des choix de sélection des indicateurs élémentaires, des seuils à appliquer, préconisés par un cadre méthodologique (*framework*) pré-établi. L'indice construit bénéficie ainsi du recul lié à l'expertise et d'un cadre conceptuel établi, mais il dépend fondamentalement des choix réalisés.

- Une approche guidée par les données, quant à elle, nécessite en principe un jeu de données spécifique de l'étude pour laquelle l'indice de qualité est construit. Il devrait ainsi être contingent de l'étude, dépendre de fait des spécificités et possibles artefacts du jeu de données.

3. Sélection des indicateurs élémentaires

Cette section décrit la première étape de sélection d'un indice de qualité des sols, à savoir l'identification du jeu d'indicateurs élémentaires qui seront retenus.

3.1. De l'intérêt d'un nombre limité d'indicateurs élémentaires : le concept de *Minimum Data Set* (MDS)

Les premiers travaux de formalisation de la notion d'indice de qualité des sols et de proposition d'un outillage méthodologique pour leur construction et leur mise en œuvre (Doran et Parkin, 1994 ; Doran et Parkin, 1997). Doran et Parkin (1994) et Larson et Pierce (1994) ont mobilisé la notion de ***Minimum Data Set*** (MDS) introduite par Larson et Pierce (1991) pour désigner l'ensemble minimal d'indicateurs élémentaires à considérer pour évaluer la qualité d'un sol (critère de parcimonie).

En effet, s'il peut sembler séduisant d'utiliser la totalité des indicateurs candidats disponibles, augmenter le nombre d'indicateurs élémentaires risque d'augmenter leur colinéarité et de déséquilibrer les importances relatives des différentes fonctions, la pondération devant plutôt être instruite explicitement par la suite. De plus, le coût des mesures peut rapidement devenir prohibitif, tout particulièrement si des indicateurs biologiques sont mobilisés (Bünemann *et al.*, 2018). Selon Roper *et al.* (2017), lorsque les indices de qualité sont employés pour distinguer les effets de différentes pratiques sur les sols, les indicateurs élémentaires doivent eux-mêmes être sensibles aux pratiques.

D'après Doran et Parkin (1994, 1997), les indicateurs élémentaires candidats devraient :

- être corrélés aux processus de l'écosystème,
- intégrer des propriétés et processus physiques, chimiques et biologiques du sol,
- être relativement faciles d'utilisation et d'acquisition,
- être sensibles aux variations de pratiques et de climat,
- être disponibles dans des bases de données, en particulier lorsqu'il s'agit d'évaluer la qualité des sols sur de grands territoires.

Doran et Parkin (1994) soulignent qu'il est essentiel que les indicateurs élémentaires soient liés aux fonctions de l'écosystème et puissent, dans les cas où l'on souhaiterait mettre en œuvre un modèle mécaniste pour décrire l'écosystème, être vus comme les variables d'entrée de ce modèle. De plus, la construction de l'indice de qualité doit suivre une approche holistique et non réductionniste, et mobiliser des indicateurs à la fois physiques, chimiques et biologiques.

Les indicateurs formant le MDS peuvent être choisis parmi les indicateurs candidats par expertise ou bien en mobilisant des données pré-existantes. Nous présentons ces deux démarches dans les sections 3.2 et 3.3.

3.2. Des indicateurs élémentaires prédéfinis, issus d'une démarche basée sur l'expertise

Les cadres méthodologiques tels que le **Comprehensive Assessment of Soil Health (CASH)** (Fine *et al.*, 2017), (également appelé *Cornell Framework*), ou le **Soil Management Assessment Framework (SMAF)** (Andrews *et al.*, 2004) proposent des jeux d'indicateurs pré-sélectionnés selon les contraintes de l'utilisateur, c'est-à-dire du constructeur de l'indice de qualité. Ces cadres permettent ainsi de construire des SQI relatifs à : i) une menace/fonction/objectif d'intérêt, ii) un contexte climatique et pédologique particulier. Selon l'objectif (« *management goal* » tel qu'il est nommé sur la Figure 11-2), différents processus et fonctions du sol peuvent être considérés. Par exemple, dans le cadre de la construction d'un indice de qualité pour la productivité, le SMAF propose 4 fonctions (Figure 11-2).

| Management goal | Supporting soil function | Reference for soil function |
|---------------------------|----------------------------------|--|
| Productivity† | nutrient cycling¶ | Doran and Parkin (1994); Seybold <i>et al.</i> (1998) |
| Waste recycling‡ | water relations# | Harris <i>et al.</i> (1996); Seybold <i>et al.</i> (1998) |
| Environmental protection§ | physical stability and support†† | Daily <i>et al.</i> (1997); Doran and Parkin (1994); Harris <i>et al.</i> (1996); Seybold <i>et al.</i> (1998) |
| | filtering and buffering‡‡ | Daily <i>et al.</i> (1997); Harris <i>et al.</i> (1996); Seybold <i>et al.</i> (1998) |
| | resistance and resilience§§ | Doran and Parkin (1994); Karlen <i>et al.</i> (1994) |
| | biodiversity and habitat¶¶ | Doran and Parkin (1994); Karlen <i>et al.</i> (1994); Seybold <i>et al.</i> (1998) |

Figure 11-2. Liens entre « management goals » et fonctions du sol proposés dans le SMAF (Andrews *et al.*, 2004)

Pour chaque fonction, un ensemble d'indicateurs élémentaires candidats est identifié. L'utilisateur est invité à sélectionner au moins un indicateur pour chaque fonction sur la base de plusieurs critères (Figure 11-3) :

- l'objectif (une même fonction peut être approchée par des indicateurs différents selon qu'elle est vue sous l'angle de la productivité ou de la résistance à l'érosion),
- le contexte pédo-climatique,
- le type de pratiques considérées.

| Water relations (all goals) | AWC | always suggested under this function |
|-----------------------------|---------|---|
| | D_b | tillage comparison |
| | EC | arid regions or manure management goal |
| | SAR | selected in arid regions |
| | soil pH | arid region or manure management or fertilizer comparison + water quality |

Figure 11-3. Indicateurs proposés pour la fonction « water relations » selon le contexte pédo-climatique dans le SMAF (Andrews *et al.*, 2004)

Il est à noter que, dans la démarche **SMAF**, les indicateurs sont sélectionnés selon une entrée « fonction », différente de la typologie classique d'indicateurs chimiques, physiques, biologiques. Cette entrée plus intégrative, voire systémique, est particulièrement mise en avant par la littérature utilisant le terme « santé du sol » (Kibblewhite *et al.*, 2008 ; Thoumazeau *et al.*, 2019 ; Vogel *et al.*, 2018).

Certains auteurs (Karlen et Stott, 1994 ; Mastro *et al.*, 2007) raffinent cette étape de sélection en proposant une approche emboîtée, de la fonction la plus intégrative vers des processus élémentaires ; les indicateurs élémentaires sont ainsi ceux qui caractérisent les éléments terminaux (Figure 11-4).

| Function | Weight | Indicator | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|--------|------------------------|--------|---------------|--------|--------------------|--------|-------------------------|------|------------|------|--------------|------|----------|------|------------|------|
| | | Level I | Weight | Level II | Weight | Level III | Weight | | | | | | | | | | |
| Accommodate water entry | 0.50 | Infiltration rate | 1.0 | Surface crust | 0.20 | Texture | 0.50 | | | | | | | | | | |
| | | | | | | Thickness | 0.20 | | | | | | | | | | |
| | | | | | | Strength | 0.20 | | | | | | | | | | |
| | | | | | | Formation rate | 0.10 | | | | | | | | | | |
| | | | | | | Surface roughness | 0.20 | | | | | | | | | | |
| | | | | | | Crop residue cover | 0.50 | | | | | | | | | | |
| Facilitate water transfer and absorption | 0.10 | Hydraulic conductivity | 0.60 | Soil texture | 0.50 | Plant roots | 0.40 | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | Capillary water content | 0.30 | Earthworms | 0.60 | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | Bulk density | 0.20 | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | Porosity | 0.15 | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | Macropores | 0.25 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Earthworms | 0.60 | | | | | | | | | | | | | | | | |

Figure 11-4. Hiérarchies d'indicateurs proposés pour deux fonctions du sol (Karlen et Stott, 1994)

Le cadre méthodologique **CASH**, quant à lui, propose 3 ensembles emboîtés d'indicateurs élémentaires : basique, standard, étendu. Le choix est guidé par des « applications recommandées » correspondant au contexte (basique : grandes cultures ; standard : agriculture biologique ; étendu : sols urbains) (Figure 11-5).

| page 2 | |
|---|--|
| <p>BASIC Soil Health Analysis Package \$60/sample (sample size 3 cups) Recommended applications: field crops, dairy, lawns > Soil pH, Organic Matter, Modified Morgan Extractable P, K, micronutrients > Wet Aggregate Stability > Soil Respiration > Surface, sub-surface Hardness interpretation (optional- you provide the penetrometer readings)</p> | <p>Useful Add-on Tests for the BASIC and STANDARD Package</p> <p>Soluble Salts \$8/sample Recommended applications: high tunnels, lawns and urban areas, heavily composted areas, home gardens, landscaped areas</p> <p>Heavy Metal Screening \$30/sample Recommended applications: urban areas, home gardens, playgrounds, brownfields</p> <p>Bean Root Bioassay \$20/sample Recommended applications: home gardens, vegetables, problem areas</p> <p>Hot Water-soluble Boron \$15/sample Recommended applications: small fruits, vegetables, home gardens</p> |
| <p>STANDARD Soil Health Analysis Package \$110/sample (sample size 4 cups) Recommended applications: organic production, veg crops, problem diagnosis, home gardens > Soil pH, Organic Matter, Modified Morgan Extractable P, K, micronutrients > Soil Texture > Wet Aggregate Stability > Available Water Capacity > Surface and sub-surface Hardness (optional- you provide the penetrometer readings)</p> | |
| <p>EXTENDED Soil Health Analysis Package \$170/sample (sample size 6 cups) Recommended applications: urban/ suburban gardens, problem diagnosis, soil health initializing, home gardens, landscaped areas, corner lots, brownfields > Includes the STANDARD Soil Health Analysis Package PLUS > Add-on Soluble Salts > Add-on Heavy Metal Screening > Add-on Bean Root Bioassay</p> | |

Figure 11-5. Ensembles emboîtés d'indicateurs proposés par la méthode CASH (Moebius-Clune et al., 2016).

Une autre approche, dite « *logical-sieve* » (Ritz et al., 2009) consiste à choisir parmi les indicateurs candidats sur la base de propriétés des indicateurs telles que la répliquabilité, le coût... Elle repose sur une enquête soumise à un groupe d'experts leur demandant de pondérer ces différentes propriétés. C'est le cadre choisi dans l'approche **Biofunctool** (Thoumazeau et al., 2019), qui repose sur une sélection par expertise des indicateurs élémentaires en lien avec 3 fonctions de la santé des sols (*carbon transformation, nutrient cycling and structure maintenance*). Il reprend l'approche employée pour la sélection des indicateurs biologiques utilisés dans les dispositifs de l'Union européenne (Griffiths et al., 2016 ; Ritz et al., 2009 ; Stone et al., 2016), et dans le projet LANDMARK (van Leeuwen et al., 2017).

Ces méthodes guidées par l'expertise fournissent donc directement le *data set* adapté aux objectifs et au contexte d'utilisation de l'indice de qualité à construire.

3.3. Des indicateurs élémentaires à identifier, issus d'approches guidées par les données

3.3.1. Plusieurs approches pour une sélection *a posteriori* des indicateurs élémentaires

Dans une approche guidée par les données, le MDS est identifié parmi un ensemble d'indicateurs élémentaires candidats selon une approche fondée sur l'exploitation statistique d'un jeu de données. Cette approche guidée par les données est parfois qualifiée de *a posteriori* (Griffiths et al., 2016), car les indicateurs sont sélectionnés parmi

un ensemble d'indicateurs candidats déjà mesurés sur les sites d'une étude. Toutefois, un aspect *a priori* demeure dans le sens où cet ensemble d'indicateurs candidats, les sites et les pratiques appliquées ont été choisis en amont de l'étude. On peut ainsi supposer que le choix initial des indicateurs élémentaires mesurés est cohérent avec l'objectif de l'indice de qualité (par exemple, on ne cherchera pas à construire un indice de la qualité pour la productivité si aucun indicateur en lien avec des fonctions liées à la productivité n'a été mesuré). Cette sélection guidée par les données profite de l'objectivité des méthodes statistiques et permet de réduire les biais disciplinaires inhérents à l'approche par expertise (Doran and Parkin, 1996 ; Walter *et al.*, 1997 cités par Andrews *et al.*, 2002), mais elle est très dépendante de la qualité des données sous-jacentes.

Différentes méthodes statistiques sont mobilisées pour obtenir le MDS, principalement l'Analyse en composantes principales (ACP), l'Analyse de redondance (RDA) et l'Analyse factorielle. La première est utilisée dans de très nombreuses publications, souvent en référence à une série d'articles très influents (Andrews et Carroll, 2001 ; Andrews *et al.*, 2002) et novateurs dans l'approche guidée par les données.

3.3.2. Identification d'un ensemble minimal d'indicateurs élémentaires non redondants par ACP et RDA

Les méthodes guidées par les données, qu'elles reposent sur l'ACP ou la RDA, considèrent cette étape comme un problème technique de réduction dimensionnelle (Li et Wang, 2023), contrairement à l'Analyse factorielle.

Cette réduction part du jeu de données regroupant l'ensemble de n sites sur lesquels p indicateurs élémentaires candidats ont été mesurés. Les sites sont vus comme des points dans un espace à p dimensions et l'objectif est de réduire le nombre de dimensions en dégradant le moins possible l'information, c'est-à-dire en conservant le plus de variabilité possible. L'ACP consiste à combiner linéairement les p variables d'origine potentiellement corrélées pour produire de nouvelles variables, les composantes principales (CP), décorréelées les unes des autres. Chaque CP est donc associée à une fraction distincte de la variabilité totale, et le principe est de ne retenir que les CP associées aux plus grandes fractions de variabilité. Chaque CP étant une combinaison linéaire des indicateurs élémentaires d'origine, elle peut être caractérisée par les indicateurs de poids élevé. Le MDS est ainsi constitué des indicateurs élémentaires associés à un poids élevé dans les CP, donc expliquant les plus grandes parts de variabilité. La procédure suivante décrite dans Andrews *et al.* (2002) (voir Figure 11-6, et Encadré 11-1 pour l'explicitation des termes) illustre l'utilisation de l'ACP pour la constitution du MDS, et est reprise dans de nombreux articles décrivant la construction d'un indice de qualité :

1. Calcul des composantes principales
2. Seules les composantes principales de valeur propre ≥ 1 sont retenues (critère de Kaiser-Harris ; Kaiser, 1960)
 - a. si moins de 3 CP sont retenues, on ajoute les CP expliquant au moins 5% de la variabilité
3. Pour chaque PC retenue
 - a. On retient les indicateurs élémentaires dont le poids (*loading*) est dans les 10% du plus fort poids, ou dont le poids est $\geq 0,4$ (Wander et Bollero, 1999)
 - b. Si plusieurs indicateurs élémentaires peuvent être retenus, on ne conserve qu'un indicateur pour chaque paire d'indicateurs corrélés à plus de 0,6
4. On étudie la corrélation entre les indicateurs retenus issus des différentes CP
 - a. Si deux indicateurs issus de deux CP différentes sont corrélés à plus de 0,7, on recherche un indicateur de « remplacement » parmi les indicateurs de la CP d'origine d'un des indicateurs.

Les étapes 1 à 3a permettent de satisfaire le critère de parcimonie du MDS. Les étapes 3b et 4 permettent d'éliminer les indicateurs redondants.

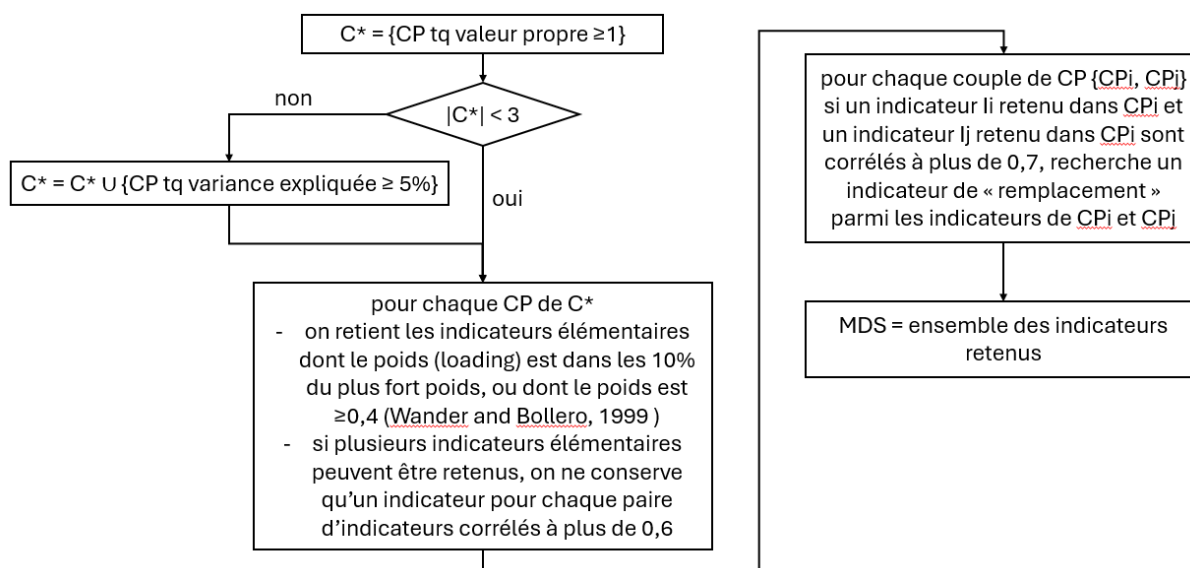


Figure 11-6. Logigramme résumant la constitution du MDS par ACP (schéma original de l'auteur)

Encadré 11-1. Termes employés dans la discussion au sujet de l'ACP

| | |
|--|---|
| Vecteur propre (<i>eigen vector</i>) d'une composante principale | Direction de la composante principale dans l'espace des variables d'origine |
| Valeur propre (<i>eigen value</i>) d'une composante principale | Quantité de variance expliquée par la composante principale = somme des loadings au carré |
| Loading d'une variable sur une composante principale | Corrélation de la variable avec la composante = coordonnée de la variable sur le vecteur propre de la composante multipliée par la racine de la valeur propre |
| Loading au carré d'une variable sur une composante principale | Quantité de variance de la variable expliquée par la composante principale |

Plusieurs variantes ont été proposées.

Certains auteurs choisissent de générer un MDS par catégorie d'indicateurs, cette catégorie pouvant correspondre à la typologique classique d'indicateurs chimiques, physiques et biologiques (Swanepoel *et al.*, 2014) ou à un regroupement *ad hoc*. Ainsi, Obriot *et al.* (2016) définissent les catégories *soil fertility*, *soil biodiversity*, *soil biological activities*, *soil physical properties*, *soil contamination*. Les MDS par catégorie peuvent soit conduire à des indices de qualité par catégorie (Obriot *et al.*, 2016), soit être rassemblés pour être de nouveau soumis à une PCA, cette fois afin d'estimer les poids affectés aux indicateurs du MDS lors de la phase d'agrégation (Swanepoel *et al.*, 2014). La Figure 11-7 illustre ces 3 variantes.

Sur un plan technique, certains auteurs (Chen *et al.*, 2013 ; Yemefack *et al.*, 2006) remettent en cause la sélection des indicateurs sur la base de leur poids sur les différentes composantes. En effet, un indicateur ayant un poids moyen sur toutes les composantes aura moins de chance d'être retenu qu'un indicateur ayant un poids élevé sur une composante mais faible sur les autres. Cette remarque est d'autant plus pertinente selon que les poids considérés tiennent compte ou non de la part de variabilité expliquée par la composante. En effet, chaque composante expliquant une part de la variabilité totale, un indicateur est plus intéressant s'il a un poids élevé sur une composante expliquant une grande part de variabilité. Or, selon que l'on mesure le « poids » d'un indicateur à travers son « loading » ou son vecteur propre, on tient compte ou non de la part de variabilité de la composante en question. La littérature est parfois confuse à ce sujet, voire contradictoire ; ainsi Andrews et Carroll (2001), pionniers dans cette approche, mentionnent les « loadings » dans la méthode mais décrivent les vecteurs propres dans les résultats. Yemefack *et al.* (2006) préconisent ainsi de s'appuyer sur la norme du vecteur associé à un indicateur plutôt qu'aux coordonnées de son vecteur propre sur les composantes principales retenues.

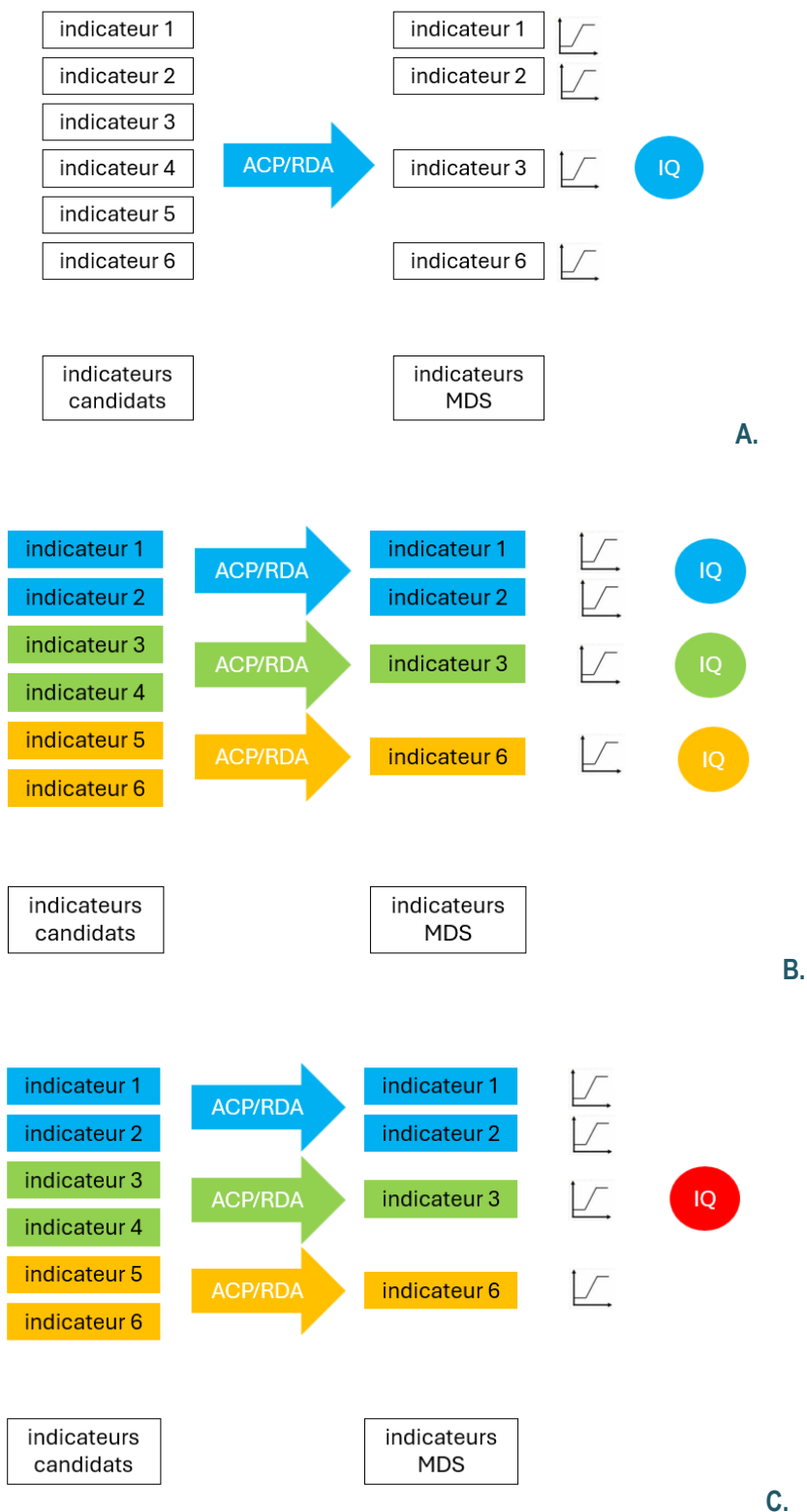


Figure 11-7. Trois méthodes de génération d'un MDS dans une approche guidée par l'expertise.

- A.** MDS construit par ACP selon la procédure de Andrews et al. (2002) : une seule ACP sur l'ensemble des indicateurs candidats ;
- B.** Un MDS construit pour chaque « catégorie » d'indicateurs, puis un indice construit par catégorie (ex. : Obriot et al., 2016) ;
- C.** Un MDS construit pour chaque « catégorie » d'indicateurs (ex. : chimique, physique, biologique ; Swanepoel et al., 2014) puis réunion des différents MDS pour construire un indice de qualité unique

3.3.3. Identification des indicateurs élémentaires par une approche par variables latentes

Une approche adoptant un cadre conceptuel différent a été introduite par Moral *et al.*, (2012) et Wade *et al.* (2022). Elle part du constat que les approches basées sur l'ACP ou la RDA « fabriquent » un indice de qualité plutôt qu'elles ne le révèlent. En particulier, ces méthodes manipulent la totalité de la variabilité des indicateurs sans distinction entre signal et erreur de mesure, puisque leur but est de réduire le nombre de dimensions tout en conservant le maximum de variation. En quelque sorte, leur utilisation est une étape technique. L'analyse factorielle, en revanche, repose sur l'hypothèse d'une ou plusieurs variables latentes (cachées) dont les indicateurs renseigneraient de façon imparfaite. Elle introduit donc une structure causale différente de l'approche traditionnelle : dans les approches précédentes, les pratiques et les usages influençaient les indicateurs, et un indice était fabriqué à partir de ces indicateurs ; dans l'approche par variable latente, les pratiques et usages influencent des variables latentes représentant la qualité du sol, que l'on observe à travers des indicateurs.

Une fois identifiée à partir d'un jeu de données, ces variables latentes peuvent être testées sur un autre jeu de données, afin de déterminer si les mêmes indicateurs peuvent être utilisés pour rendre compte de la qualité dans un contexte différent.

3.3.4. Critiques liées à la sélection des indicateurs guidée par les données

Comme déjà évoqué, les critiques sont liées à la nature inductive de l'approche et à la représentativité des données : Bünemann *et al.* (2018) remarquent que les indicateurs étant sélectionnés sur des critères statistiques, le résultat est très dépendant de la qualité du jeu de données utilisé, la significativité statistique ne correspondant pas forcément à une significativité agronomique ou environnementale.

Andrews *et al.* (2002) proposent de « valider » le MDS en mobilisant des variables « *end-point* » vues comme des proxys des réponses, par ex. rendement ou quantité de pesticides utilisés. Les indicateurs du MDS sont utilisés comme variables explicatives de modèles de régression prédisant une variable *end-point*. Un R^2 élevé confirme que le MDS est capable de représenter les variations des proxys entre les différents systèmes. De plus, les coefficients de régression et leur significativité sont comparés aux poids des indicateurs sur les CP. Le MDS est ainsi validé au moyen de variables proxys n'ayant pas contribué à sa constitution.

3.4. Conclusion sur l'étape d'identification d'indicateurs élémentaires

On retiendra que les indicateurs sélectionnés à cette étape doivent être :

- choisis relativement à un **objectif**,
- choisis relativement aux caractéristiques du climat et du sol des systèmes/sites/territoires à évaluer,
- **non redondants**,
- capables de **discriminer** des pratiques/systèmes/sites/territoires à évaluer.

Une fois ces indicateurs identifiés, l'étape suivante consiste à les transformer pour pouvoir les associer entre eux.

4. Transformation des indicateurs élémentaires en scores

L'objectif de cette étape est de transformer les valeurs quantitatives des indicateurs élémentaires sélectionnés en scores numériques ou discrets, sans dimension (car les indicateurs élémentaires ont des unités variées), permettant leurs comparaisons.

Karlen et Stott (1994) introduisent quatre types de fonctions mathématiques de scoring caractéristiques issues de l'ingénierie des systèmes. Chaque type de fonction mathématique associe à la valeur d'un indicateur une valeur score entre 0 et 1, 0 correspondant au plus mauvais score et 1 au meilleur score. Les quatre types de fonctions

mathématiques ont chacun une forme de courbe reflétant un motif d'interprétation différent. La fonction « *more is better* » est monotone croissante, la fonction « *less is better* » est son équivalent décroissant. La fonction « *optimum range* » (ou son équivalent « *undesirable range* ») traduit l'existence d'une plage de valeurs correspondant au score maximum (ou à l'opposé, au score minimum) au sein du domaine de valeurs d'existence de l'indicateur. Le choix d'un type de fonction mathématique pour un indicateur relève de l'expertise de l'utilisateur, et de l'objectif qu'il se fixe pour déployer un indice de qualité.

Une fois la fonction choisie, son paramétrage est une étape déterminante.

Par exemple pour la fonction « *more is better* » illustrée par la Figure 11-8, il s'agit d'identifier les valeurs des seuils L et U et de la « *baseline* » B, valeur pivot correspondant à un score neutre. Karlen et Stott (1994) restent évasifs quant aux méthodes à employer pour mener ce paramétrage : experts, bases de données ou « connaissances générales », mais insistent sur la nécessaire transparence de ces choix.

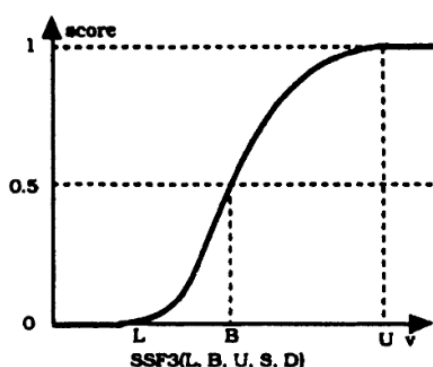


Figure 11-8. Représentation de la fonction de scoring « *more is better* » proposée par Karlen et Stott (1994).
Score (ordonnée), valeur d'indicateur (abscisse), seuils caractéristiques L (lower threshold), B (baseline) et U (upper threshold).

Le paramétrage par expertise ou analyse de la littérature doit prendre en compte le contexte d'interprétation (Fernandes *et al.*, 2011). Par exemple, le SMAF (Andrews *et al.*, 2004) prend en compte le contexte pédo-climatique dans le paramétrage de la fonction de score (Figure 11-9).

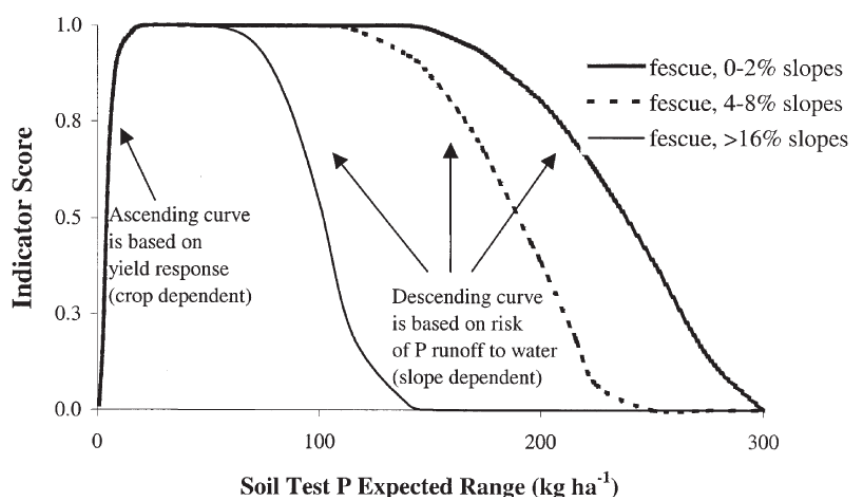


Figure 11-9. Modulation d'une fonction de scoring en fonction d'une propriété pérenne : ici la pente (SMAF)

Le paramétrage guidé par les données repose généralement sur l'étude de la distribution des valeurs de l'indicateur dans une base de données (Fine *et al.*, 2017). Une fois encore, la qualité et la représentativité des données utilisées sont déterminantes : ainsi la présence de valeurs anormalement élevées peut amener à adopter des valeurs de paramètres inadaptées ayant pour conséquence une absence de sensibilité de l'indice. Il y a donc toujours une part d'expertise dans l'étape de transformation en scores : *a minima* sur le choix de la fonction mathématique (*more is better*, *less is better*, *optimum*). Le paramétrage, quant à lui, peut soit être à dire d'experts (seuils issus de la littérature, distribution dans des bases de données) soit s'appuyer sur le jeu de données associé à l'étude pour

laquelle l'indice de qualité est construit. Ce choix est fondamental dans la mesure où un score obtenu par des fonctions paramétrées par les données de l'étude ne pourra pas être comparé hors de celle-ci. Ainsi, certains auteurs utilisent un paramétrage local pour certains indicateurs, et national pour d'autres (Obriot *et al.*, 2016).

5. Agrégation des indicateurs élémentaires et élaboration d'un indice agrégé

Cette étape consiste à combiner les scores des différents indicateurs pour former l'indice de qualité. C'est une étape cruciale car elle gère les phénomènes de compensation entre indicateurs.

5.1. Démarche d'agrégation dans les approches guidées par l'expertise

La majorité des études (Andrews *et al.*, 2004 ; Karlen et Stott, 1994) définit l'indice de qualité sur la base d'une moyenne pondérée des indicateurs élémentaires, éventuellement hiérarchisés. Dans l'exemple de la Figure 11-4, les scores des indicateurs élémentaires (les plus à droite) sont moyennés dans leurs branches respectives, afin de fournir un score intermédiaire par branche, puis le score final de l'indice. Les poids affectés à chaque indicateur et branche déterminent les phénomènes de compensation (c'est-à-dire la façon dont différentes valeurs d'indicateurs élémentaires aboutissent à la même valeur agrégée) et doivent donc être définis de façon transparente.

5.2. Démarche d'agrégation dans les approches guidées par les données

La principale forme d'agrégation mise en œuvre dans les approches guidées par les données est un calcul de la moyenne, éventuellement pondérée, des scores des indicateurs. Le score agrégé de l'indice de qualité IQ est donc :

$$IQ = \sum_{i=1}^n w_i s_i$$

où w_i est le poids de l'indicateur i et s_i son score, avec $w_i = \frac{\sum_{j=1}^p \lambda_j u_{ij}^2}{\sum_{j=1}^p \lambda_j}$ où λ_j est la valeur propre de la composante j et u_{ij} la valeur du vecteur propre de i sur la composante j . Ainsi, l'indicateur i est pondéré par la part de variabilité expliquée par les composantes auxquelles il contribue. Une moyenne sans pondération considère $w_i = \frac{1}{n}$ (avec n , le nombre d'indicateurs élémentaires).

6. Conclusion

La construction d'indice de qualité des sols se déroule en trois étapes : sélection d'un ensemble minimal d'indicateurs élémentaires, puis définition et paramétrage de fonctions de scoring, et enfin agrégation. Chaque étape peut être guidée par l'expertise ou bien par l'exploitation d'un jeu de données au moyen d'analyses multivariées. Il est intéressant de noter que l'ultime étape d'agrégation est rarement mise en œuvre au profit de représentations graphiques des indicateurs scorés telles que les graphes radars. De plus, les méthodes ne se réfèrent pas à la littérature générale traitant de la construction d'indicateurs composites, pourtant abondante (OCDE *et al.*, 2008).

Références bibliographiques

- Andrews, S.S.; Carroll, C.R., 2001. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. *Ecological Applications*, 11 (6): 1573-1585. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1573:dasqat\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1573:dasqat]2.0.co;2)
- Andrews, S.S.; Karlen, D.L.; Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (6): 1945-1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>
- Andrews, S.S.; Karlen, D.L.; Mitchell, J.P., 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 90 (1): 25-45. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(01\)00174-8](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00174-8)
- Bünemann, E.K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.G.; Creamer, R.E.; De Deyn, G.; de Goede, R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.W.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J.W.; Brussaard, L., 2018. Soil quality - A critical review. *Soil Biology & Biochemistry*, 120: 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Chen, Y.D.; Wang, H.Y.; Zhou, J.M.; Xing, L.; Zhu, B.S.; Zhao, Y.C.; Chen, X.Q., 2013. Minimum Data Set for Assessing Soil Quality in Farmland of Northeast China. *Pedosphere*, 23 (5): 564-576. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60050-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60050-8)
- Doran, J.W.; Parkin, T.B., 1994. Defining and Assessing Soil Quality. *Symposium on Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, at the 1992 American-Society-of-Agronomy Annual Meeting*. Minneapolis, Mn. Nov 04-05. Soil Science Soc Amer, 3-21.
- Doran, J.W.; Parkin, T.B., 1997. Quantitative Indicators of Soil Quality: A Minimum Data Set. *Methods for Assessing Soil Quality*. 25-37. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c2>
- Fernandes, J.C.; Gamero, C.A.; Rodrigues, J.G.L.; Mirás-Avalos, J.M., 2011. Determination of the quality index of a Paleudult under sunflower culture and different management systems. *Soil & Tillage Research*, 112 (2): 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.01.001>
- Fine, A.K.; van Es, H.M.; Schindelbeck, R.R., 2017. Statistics, Scoring Functions, and Regional Analysis of a Comprehensive Soil Health Database. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (3): 589-601. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.09.0286>
- Griffiths, B.S.; Römbke, J.; Schmelz, R.M.; Scheffczyk, A.; Faber, J.H.; Bloem, J.; Pérès, G.; Cluzeau, D.; Chabbi, A.; Suhadolc, M.; Sousa, J.P.; da Silva, P.M.; Carvalho, F.; Mendes, S.; Morais, P.; Francisco, R.; Pereira, C.; Bonkowski, M.; Geisen, S.; Bardgett, R.D.; de Vries, F.T.; Bolger, T.; Dirilgen, T.; Schmidt, O.; Winding, A.; Hendriksen, N.B.; Johansen, A.; Philippot, L.; Plassart, P.; Bru, D.; Thomson, B.; Griffiths, R.I.; Bailey, M.J.; Keith, A.; Rutgers, M.; Mulder, C.; Hannula, S.E.; Creamer, R.; Stone, D., 2016. Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. *Ecological Indicators*, 69: 213-223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.023>
- Kaiser, H.F., 1960. The Application of Electronic Computers to Factor Analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20 (1): 141-151. <https://doi.org/10.1177/001316446002000116>
- Karlen, D.L.; Andrews, S.S.; Doran, J.W., 2001. Soil quality: Current concepts and applications. *Advances in Agronomy, Vol 74*, 74: 1-40. [https://doi.org/10.1016/s0065-2113\(01\)74029-1](https://doi.org/10.1016/s0065-2113(01)74029-1)
- Karlen, D.L.; Ditzler, C.A.; Andrews, S.S., 2003. Soil quality: why and how? *Geoderma*, 114 (3-4): 145-156. [https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(03)00039-9)
- Karlen, D.L.; Stott, D.E., 1994. A Framework for Evaluating Physical and Chemical Indicators of Soil Quality. In: Doran, J.W.; Coleman, D.C.; Bezdicek, D.F.; Stewart, B.A., eds. *SSSA Special Publications*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 53-72. <http://doi.wiley.com/10.2136/sssaspecpub35.c4>
- Kibblewhite, M.G.; Ritz, K.; Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1492): 685-701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Larson, W.E.; Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. *Evaluation for sustainable land management in the developing world*, 2.
- Larson, W.E.; Pierce, F.J., 1994. The Dynamics of Soil Quality as a Measure of Sustainable Management. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. John Wiley & Sons, Ltd, 37-51. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c3>
- Li, K.L.; Wang, C., 2023. Multiple soil quality assessment methods for evaluating effects of organic fertilization in wheat-maize rotation system. *European Journal of Agronomy*, 150: 15. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2023.126929>
- Masto, R.E.; Chhonkar, P.K.; Singh, D.; Patra, A.K., 2007. Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 130-142. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.008>
- Maxim, L.; Spangenberg, J.H.; O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics*, 69 (1): 12-23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.03.017>
- Moebius-Clune, B.N.; Moebius-Clune, D.J.; Gugino, B.K.; Idowu, O.J.; Schindelbeck, R.R.; Ristow, A.J.; van Es, H.M.; Thies, J.E.; Shayler, H.A.; McBride, M.B.; Kurtz, K.S.M.; Wolfe, D.W.; Abawi, G.S., 2016. *Comprehensive Assessment of Soil Health - The Cornell Framework, Edition 3.2*. Geneva, NY: Cornell University. <https://www.css.cornell.edu/extension/soil-health/manual.pdf>
- Moral, F.J.; Rebollo, F.J.; Terrón, J.M., 2012. Analysis of soil fertility and its anomalies using an objective model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175 (6): 912-919. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100361>
- Obriot, F.; Stauffer, M.; Goubard, Y.; Cheviron, N.; Peres, G.; Eden, M.; Revallier, A.; Vieublé-Gonod, L.; Houot, S., 2016. Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 165-178. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.004>
- OCDE; Union européenne; European Commission, J.R.C., 2008. *Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide*. <https://doi.org/10.1787/9789264043466-en>
- Ritz, K.; Black, H.I.J.; Campbell, C.D.; Harris, J.A.; Wood, C., 2009. Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators*, 9 (6): 1212-1221. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.009>
- Roper, W.R.; Osmond, D.L.; Heitman, J.L.; Waggoner, M.G.; Reberg-Horton, S.C., 2017. Soil Health Indicators Do Not Differentiate among Agronomic Management Systems in North Carolina Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (4): 828-843. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.12.0400>

- Sojka, R.E.; Upchurch, D.R., 1999. Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (5): 1039-1054. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351039x>
- Stone, D.; Ritz, K.; Griffiths, B.G.; Orgiazzi, A.; Creamer, R.E., 2016. Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring. *Applied Soil Ecology*, 97: 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.005>
- Swanepoel, P.A.; du Preez, C.C.; Botha, P.R.; Snyman, H.A.; Habig, J., 2014. Soil quality characteristics of kikuyu-ryegrass pastures in South Africa. *Geoderma*, 232: 589-599. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.018>
- Thoumazeau, A.; Bessou, C.; Renevier, M.S.; Trap, J.; Marichal, R.; Mareschal, L.; Decaens, T.; Bottinelli, N.; Jaillard, B.; Chevallier, T.; Suvannang, N.; Sajjaphan, K.; Thaler, P.; Gay, F.; Brauman, A., 2019. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecological Indicators*, 97: 100-110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.023>
- van Leeuwen, J.P.; Saby, N.P.A.; Jones, A.; Louwagie, G.; Micheli, E.; Rutgers, M.; Schulte, R.P.O.; Spiegel, H.; Toth, G.; Creamer, R.E., 2017. Gap assessment in current soil monitoring networks across Europe for measuring soil functions. *Environmental Research Letters*, 12 (12): 12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9c5c>
- Vogel, H.J.; Bartke, S.; Daedlow, K.; Helming, K.; Kögel-Knabner, I.; Lang, B.; Rabot, E.; Russell, D.; Stössel, B.; Weller, U.; Wiesmeier, M.; Wollschläger, U., 2018. A systemic approach for modeling soil functions. *Soil*, 4 (1): 83-92. <https://doi.org/10.5194/soil-4-83-2018>
- Wade, J.; Culman, S.W.; Gasch, C.K.; Lazzano, C.; Maltais-Landry, G.; Margenot, A.J.; Martin, T.K.; Potter, T.S.; Roper, W.R.; Ruark, M.D.; Sprunger, C.D.; Wallenstein, M.D., 2022. Rigorous, empirical, and quantitative: a proposed pipeline for soil health assessments. *Soil Biology & Biochemistry*, 170: 10. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108710>
- Wander, M.M.; Bollero, G.A., 1999. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (4): 961-971. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.634961x>
- Yemefack, M.; Jetten, V.G.; Rossiter, D.G., 2006. Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. *Soil & Tillage Research*, 86 (1): 84-98. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.017>

Chapitre 12.

Démarches pour la surveillance et la cartographie de la qualité des sols

Auteur : **Nicolas Saby**

Documentaliste : Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|---|------------|
| 1. Constitution et description du corpus bibliographique | 427 |
| 2. Concepts | 428 |
| 2.1. Statistiques globales versus statistiques locales | 428 |
| 2.2. La surveillance | 428 |
| 2.3. Objectif d'une étude statistique | 428 |
| 2.4. Le support ou unité d'échantillonnage | 429 |
| 2.5. Protocole d'échantillonnage | 429 |
| 2.6. Echelle et résolution | 430 |
| 3. Les différentes méthodes de cartographie | 430 |
| 4. Quelles approches pour produire les cartes d'évaluation de la qualité des sols ?..... | 431 |
| 5. Choix du plan d'échantillonnage pour une évaluation statistique de la qualité des sols..... | 434 |
| 5.1. Les différentes approches possibles pour la stratégie d'échantillonnage et pour l'inférence statistique | 435 |
| 5.2. Les différentes approches pour l'inférence statistique | 435 |
| 5.3. Méthodes de sélection des positions des unités d'échantillonnage | 437 |
| 5.4. Plan d'échantillonnage pour la surveillance | 440 |
| 5.5. Validation du modèle de distribution spatiale | 443 |
| 6. Panorama des données disponibles au niveau national pour l'évaluation statistique et la cartographie de la qualité des sols | 443 |
| 7. Conclusions | 445 |
| Références bibliographiques | 446 |

Les sols varient dans un espace à 4 dimensions, d'un point de l'espace géographique à l'autre, de la surface vers la profondeur, mais également dans le temps, et cela concerne leurs caractéristiques morphologiques, physiques, chimiques ou biologiques. Par conséquent, la qualité des sols connaît également une variabilité spatio-temporelle importante. Dans ce contexte, les méthodes permettant l'étude et la compréhension des déterminants de la distribution spatiale de la qualité des sols doivent intégrer ces sources de variabilité.

Dans ce chapitre, nous abordons les méthodes statistiques en lien avec la cartographie de la qualité des sols — qui consiste à fournir une projection des propriétés de sols dans un espace géographique — mais également celles en lien avec la surveillance de la qualité des sols, dont l'objectif est la détermination de l'état de la qualité des sols dans l'espace et dans le temps. Nous verrons que les méthodes de cartographie ont fortement évolué lors des dernières décennies avec l'essor des outils numériques et le développement des infrastructures de données spatialisées.

Après une courte description du corpus étudié, nous nous attachons à définir les principales notions nécessaires à la compréhension des approches utilisées, et notamment celles en lien avec la conception des stratégies d'échantillonnage pour l'évaluation statistique de la qualité des sols.

1. Constitution et description du corpus bibliographique

Une recherche initiale a fourni un premier corpus bibliographique de 528 publications, constitué sur la base d'une interrogation du Web of Science, par combinaison de mots-clés spécifiques aux méthodes de spatialisation utilisées spécifiquement dans les approches d'évaluation statistique de la qualité des sols : $TS=(\text{soil AND (index OR indicator OR indice)}) \text{ AND } TS=(\text{"digital soil map*" OR "predictive soil map*"})$. La requête ciblait les études utilisant les méthodes statistiques connues sous le nom de « *digital soil mapping* » ou « *predictive soil mapping* ». La pertinence de ces publications au regard de la thématique de la spatialisation de la qualité des sols a d'abord été évaluée sur la base de leurs titre et résumé. Parmi ces publications, la majorité des études ont été considérées comme peu pertinentes : soit elles étaient hors sujet car traitant de méthodes de cartographie des propriétés des sols sans référence à la notion de qualité, soit elles portaient sur des études de cas très spécifiques et n'abordaient pas la question méthodologique, soit enfin elles ne considéraient pas réellement le sol mais plutôt l'occupation du sol.

Pour aller plus loin, plusieurs coups de sonde ont été effectués à l'aide d'une requête du WoS plus spécifique. Ainsi, un article en particulier parmi les 528 de la précédente sélection a retenu notre attention pour la pertinence de l'approche proposée au regard de notre questionnement (Angelini *et al.*, 2023). Nous avons donc étudié les publications citées par cet article très récent (et qui n'est donc pas encore cité lui-même à la date de la requête). Sur la base de cette analyse, une requête générale a donc été produite : $TI=((\text{map* OR spatial*}) \text{ AND "soil quality"})$ permettant de constituer un corpus au final de 76 articles, dont 5 ont été ajoutés à dire d'experts. Ces articles ont été majoritairement publiés après 2015, avec 20 articles publiés avant cette date. Cette évolution traduit la montée en puissance des outils numériques utilisés dans ces études et la démocratisation des méthodes d'apprentissage automatique appartenant à la famille de l'intelligence artificielle.

Pour les aspects statistiques de la conception des modèles d'échantillonnage pour la surveillance et la cartographie des sols ainsi que leur évaluation, c'est essentiellement une littérature grise abondante qui a été synthétisée. En effet, la grande majorité des méthodes présentées ici est décrite en détail dans les manuels de statistiques.

L'analyse de l'ensemble de ce corpus aboutit aux 56 références citées dans la présente synthèse, parmi lesquelles 5 reviews, 46 articles scientifiques et 5 sources de littérature grise.

2. Concepts

2.1. Statistiques globales *versus* statistiques locales

De manière générale, l'étude statistique d'un phénomène repose sur un ensemble d'informations, collectées par l'observation, à propos d'un objet dont on a défini l'étendue spatiale, de telle sorte que les changements éventuels de l'objet au cours de l'observation soient considérés comme négligeables. Dans le cas des études statistiques comprenant une dimension spatiale, les résultats attendus peuvent consister, premièrement, en un ou plusieurs résultats statistiques sur l'objet considéré dans son ensemble. Ce type de résultats est appelé « **statistiques globales** » (de Gruijter *et al.*, 2006). Deuxièmement, les résultats peuvent concerner la distribution spatiale des propriétés à l'intérieur de l'objet : ce que l'on appelle en général les « **statistiques locales** » (de Gruijter *et al.*, 2006).

Ainsi, on peut citer comme exemples d'études portant sur des *quantités globales* : a) la détermination de la teneur moyenne en carbone de la couche arable d'une région en France, ou b) l'établissement de la fraction surfacique d'une région occupée par des sols considérés en bonne santé.

Pour les exemples d'études visant à produire des *statistiques locales*, celles-ci peuvent correspondre à : c) la cartographie de la teneur moyenne en argile de la couche arable par zones prédéfinies au niveau d'une parcelle agricole, ou d) la cartographie à la résolution d'un pixel de 90 mètres du pH des sols de surface d'une région ou d'un pays.

On comprend ici que le grain spatial — c'est-à-dire le support spatial avec lequel est restitué l'information — des paramètres statistiques fournis par ces deux grandes approches est différent, et que la question de la nécessité de produire ou pas une cartographie est fondamentale.

2.2. La surveillance

Une étude statistique n'a pas forcément vocation à être répétée dans le temps mais si tel est le cas, et que la principale raison est de s'intéresser aux possibles évolutions, cette étude est alors définie comme de la **surveillance**. L'objectif est donc double. Il consiste à produire d'une part des informations statistiques de l'objet étudié pour une date donnée mais aussi à estimer d'autre part l'évolution entre deux campagnes d'échantillonnage.

De manière similaire à la section précédente, les résultats possibles restent de deux ordres. Ainsi, pour ce qui est de la production de statistiques globales, plusieurs résultats sont possibles comme la moyenne actuelle (c'est-à-dire la moyenne spatiale au moment de l'échantillonnage le plus récent), le changement de la moyenne spatiale d'un temps d'échantillonnage à l'autre, la tendance temporelle de la moyenne spatiale, la moyenne spatiale de la tendance temporelle, la moyenne spatio-temporelle (ST) ou la différence entre les moyennes ST avant et après une intervention. Pour ce qui concerne la production de statistiques locales, nous pouvons citer l'exemple de la cartographie à la résolution d'un pixel de 90 m de l'évolution temporelle des paramètres du sol.

2.3. Objectif d'une étude statistique

Pour toute étude statistique, il convient de mettre en œuvre une analyse et une spécification détaillées de l'objectif. Il s'agit notamment de définir clairement :

- L'univers cible : définition précise de l'univers d'intérêt (c'est-à-dire la population : la zone que l'on souhaite échantillonner) avec des limites dans l'espace et/ou dans le temps et éventuellement une spécification des exclusions. Par exemple, la couche arable de toutes les terres cultivées d'une région, ou le sol jusqu'à 1 m de profondeur pour les zones forestières d'un pays.
- Domaines d'intérêt : spécification de la ou des parties de l'univers pour lesquelles des résultats distincts doivent être communiqués. Il peut s'agir d'une région entière, de différentes classes d'occupation du sol

présentes dans l'univers cible, de sous-divisions administratives au sein d'un pays, ou les « *soil districts* » de la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* par exemple.

- Variable cible : variable(s) à déterminer pour chacune des unités d'échantillonnage (par exemple, propriétés du sol ou indicateurs de qualité du sol pouvant être dérivés des propriétés mesurées).
- Paramètre cible : type de statistique pour lequel un résultat est nécessaire (par exemple, moyenne, total, fraction, médiane, paramètre de tendance) ou production de cartes.
- Quantité cible : combinaison d'un domaine, d'une variable cible et d'un paramètre cible. Par exemple, la teneur moyenne (paramètre) en carbone organique du sol dans la couche 0-30 cm (variable cible) des sols forestiers en France (domaine).
- Type de résultat : qualitatif (le mode d'inférence est le test, la classification ou la détection ; par exemple, pour détecter la présence de sols riches en carbone dans les sols agricoles en France) ou quantitatif (le mode d'inférence est l'estimation ou la prédiction).

2.4. Le support ou unité d'échantillonnage

A la liste des objectifs de la section précédente s'ajoutent des considérations en lien avec la manière d'échantillonner les sols sur le terrain, et en premier lieu à la définition de l'unité d'échantillonnage, ou support, à savoir :

- la surface du prélèvement ainsi que le nombre d'échantillons à prélever qui définissent le **support spatial** de l'unité d'échantillonnage et,
- le **support vertical** concernant la profondeur de la prise d'échantillon correspondant soit à un horizon pédologique soit à une couche de sol impliquant un mélange possible d'horizons pédologiques.

Il convient donc de prendre en considération le support d'échantillonnage le plus approprié à l'objectif de l'étude et le support des informations auxiliaires éventuellement disponibles, telles que les covariables ou les études antérieures sur la même variable cible dans le domaine d'intérêt. Plus le support est grand, plus les variations à courte distance (et des extrêmes) seront moyennées.

Par exemple, le support de l'échantillon du réseau de mesure de la qualité des sols européens LUCAS soil est un bloc de 4 x 4 mètres où un échantillon composite est composé de cinq sous-échantillons prélevés sur 20 cm de profondeur (Orgiazzi *et al.*, 2018). L'échantillon représente ainsi la moyenne du bloc. Dans le cadre du Réseau de mesure de la qualité des sols français (RMQS), un échantillon composite est formé à partir de 25 prélèvements individuels, sur 0-30 cm et 30-50 cm, répartis sur un bloc de 20 x 20 mètres (Jolivet *et al.*, 2006).

2.5. Protocole d'échantillonnage

Lors d'un échantillonnage, il est nécessaire de considérer les éléments en lien avec le protocole d'échantillonnage d'une unité d'échantillonnage :

- la manière dont les échantillons sont prélevés sur le terrain (par exemple, carottage pour ne pas perturber les échantillons ou échantillonnage à la bêche/à la tarière) ;
- la manière dont les échantillons sont gérés (par exemple, mélangés pour créer des échantillons composites ou conservés en tant qu'échantillons individuels). Il convient de noter qu'en fonction de l'analyse à effectuer, plusieurs prélèvements peuvent être nécessaires (par exemple, échantillonnage de la masse volumique apparente) ;
- le protocole qui sera utilisé pour la description des opérations sur le terrain ;
- la manière dont les échantillons sont stockés jusqu'à l'analyse ; dans des sacs fermés, soit à température ambiante pour les analyses physiques et chimiques, soit réfrigérés dans le cas des processus biologiques et biochimiques, afin de limiter au maximum tous les processus biologiques se produisant dans le sol après l'échantillonnage et avant l'analyse ;

- le type de métadonnées (données sur l'échantillonnage lui-même, le lieu et les environs) à renseigner et la manière dont elles seront stockées ;
- la manière dont les échantillons de sol, bruts ou prétraités (par exemple séchés à l'air et tamisés à 2 mm) sont stockés dans des archives.

2.6. Echelle et résolution

Lorsque l'objectif de l'étude est de produire une estimation de la distribution spatiale de variables d'intérêt à l'intérieur de l'univers cible, c'est-à-dire la production de cartographie, les notions d'échelle et de résolution doivent être définies.

L'échelle se définit dans le dictionnaire ESRI comme le ratio ou relation entre une distance ou une aire sur une carte et la distance ou l'aire correspondante dans la réalité, habituellement exprimé sous la forme d'une fraction ou d'un ratio. Une échelle de carte de 1/100 000 ou 1 :100 000 signifie qu'une unité de mesure sur la carte équivaut à 100 000 de la même unité sur la Terre.

En mode raster, qui définit l'espace sous la forme d'une matrice de cellules de taille égale, organisées en lignes et en colonnes, la **résolution spatiale** correspond à la taille de la cellule de la grille. C'est le mode de représentation privilégié des statistiques locales (correspondant, par exemple, à l'estimation d'une moyenne de la variable d'intérêt selon une maille de 90 m de côté pour une évaluation au format GlobalSoilMap).

En mode vecteur polygonal ou linéaire, la résolution spatiale est la surface ou la longueur de la plus petite entité réelle que l'on est supposé trouver dans la base de données.

3. Les différentes méthodes de cartographie

Bien que la reconnaissance de la variabilité spatiale des sols soit très ancienne — avec des extraits de textes anciens (vers 350 avant J.C. : Platon, Aristote, Théophraste) indiquant la diversité des sols (Boulaine, 1989) — son étude scientifique semble assez récente, avec des premiers travaux datant de la fin du XIX^e siècle, sous l'impulsion de Dokoutchaev (Dokoutchaev, 1893). L'analyse spatiale des sols permettant de produire des cartes et des connaissances sur les déterminants de leur distribution s'est longtemps limitée aux seules approches descriptives fondées sur l'expertise des pédologues de terrain et sur des observations directes ponctuelles (fosses, sondages) ou indirectes (états de surface observés par télédétection, géophysique). Ainsi, dans cette approche appelée *cartographie conventionnelle des sols* (CCS) (Minasny et McBratney, 2016), l'organisation spatiale des sols est reproduite au moyen de cartes basées sur un modèle conceptuel ou mental proposé par un pédologue (Hudson, 1992), et vérifié par des observations de terrain (Farewell, 2006). La CCS utilise donc des méthodes d'étude basées sur l'expertise pour créer les cartes et non sur des modèles statistiques. Le modèle mental sol-paysage est d'abord réalisé afin de définir les premiers contours des sols sur la base des caractéristiques du paysage à partir des interprétations des données géographiques disponibles (géologie, cartes pédologiques existantes...), des photographies aériennes et d'une représentation du relief. Ensuite, des sites d'échantillonnage supposés les plus informatifs sont sélectionnés et leur position spatiale est optimisée par le pédologue afin d'accroître *a priori* la qualité de l'information collectée. Le modèle mental peut être alors affiné sur la base de ces observations de terrain. Enfin, la composition de l'unité spatiale servant à la cartographie est déterminée. La carte, considérée comme un modèle général avec des classes de sol, est renseignée par des descriptions supplémentaires de profils pédologiques caractérisant chaque unité cartographique (Farewell, 2006). La description du sol au moyen d'un système de classification des sols partagé est ainsi au cœur de la CCS, car elle pilote en particulier le découpage de l'espace géographique en unités de sol. D'un point de vue opérationnel, la CCS est reconnue comme assez coûteuse en temps de travail car elle nécessite beaucoup de main-d'œuvre (Voltz *et al.*, 2020 ; Arrouays *et al.*, 2017).

La production d'informations spatialisées sur les sols a subi cette dernière décennie une évolution considérée comme majeure par certains auteurs (Voltz *et al.*, 2020), avec le développement de méthodes de cartographie des

sols basées sur des modélisations statistiques (CSMS) ; ces méthodes ont été rendues possibles par la disponibilité accrue de données spatiales (modèle numérique d'élévation, imagerie satellitaire) et le développement d'outils numériques très puissants. La CSMS est définie par Voltz *et al.* (2020) comme « la production [par des outils informatiques] d'estimations spatialisées de types de sol ou de valeurs de propriétés des sols en tout point de l'espace par des modèles statistiques alimentés par des données spatiales environnementales et calibrés avec les données de sol disponibles sur la zone d'étude ». Elle est considérée et également promue comme un des moyens de répondre à la demande en données spatialisées (Arrouays *et al.*, 2020 ; McBratney *et al.*, 2003). En effet, des tests de qualité de la CSMS ont montré une performance souvent similaire voire, dans certaines situations, supérieure de cette approche par rapport à la CCS (Collard *et al.*, 2014 ; Kempen *et al.*, 2012), grâce notamment à l'utilisation d'approches de fouille de données et à l'exploitation des informations pédologiques stockées dans les bases de données (Arrouays *et al.*, 2017) couplées aux nombreuses covariables environnementales disponibles. En outre, la CSMS offre des fonctionnalités très intéressantes avec : i) la fourniture de prédictions des classes de sol et/ou des propriétés du sol qui sont quantitatives et assorties des estimations de l'incertitude de prédiction, ii) des grilles de prédiction à des résolutions qui peuvent être très fines (90 m), ou iii) la fourniture d'un modèle de prédiction spatiale quantitative reproductible et permettant de mettre facilement à jour les produits lorsque de nouvelles données sont disponibles (Minasny et McBratney, 2016).

4. Quelles approches pour produire les cartes d'évaluation de la qualité des sols ?

Les avantages de la CSMS décrits dans la section précédente sont reconnus comme facilitant en outre la traduction des informations quantitatives sur les paramètres des sols en évaluations des contraintes pesant sur les fonctions des sols comme les indices de qualité des sols. Carre *et al.* (2007) avaient défini ces approches comme l'évaluation numérique des sols (ENS) et rappelaient que la CSMS ne devait pas être considérée comme une fin en soi, mais plutôt comme une technique permettant de fournir des données et des informations pour ce nouveau cadre d'évaluation des sols. L'ENS utilise donc en entrée un ensemble d'informations spatialisées sur les paramètres du sol couplées à des fonctions de pédotransfert ou à des processus de construction d'indices combinés comme ceux décrits au Chapitre 11 sur les méthodes d'agrégation. La littérature consultée montre que les questions méthodologiques liées à ces couplages nécessaires à l'évaluation des sols restent pour l'instant faiblement explorées (Styc et Lagacherie, 2021).

Toutes les méthodes d'ENS partagent un flux de données qui permet de fournir un résultat unique à partir d'un ensemble de propriétés du sol qui caractérisent différents horizons du sol. La Figure 12-1 représente dans un espace tridimensionnel les différentes trajectoires d'inférence qui peuvent être envisagées pour produire un résultat d'ENS, avec la spécification de la place de l'étape de cartographie/spatialisation dans ces différentes trajectoires possibles. Elles peuvent différer dans l'ordre dans lequel l'agrégation des propriétés primaires du sol, la combinaison des couches de sol en fonction de leur profondeur, et la cartographie par CSMS, sont exécutées pour fournir le résultat ciblé commun de l'ENS. Une approche, qui correspond à produire la cartographie de chaque indicateur élémentaire/propriété de sol, puis la combinaison des propriétés du sol et la combinaison des couches de sol, est l'une des trajectoires possibles (trajectoire 2 en violet sur la Figure 12-1), mais il en existe beaucoup d'autres. Recommandée par Styc et Lagacherie (2019) cette trajectoire ne semble pas utilisée de manière systématique par les auteurs recourant aux méthodes d'évaluation de la qualité des sols. Seules 8 études sur 70 implémentent cette approche (Angelini *et al.*, 2023 ; Okonkwo *et al.*, 2018 ; Qadir et Azeez, 2020 ; Shokr *et al.*, 2021 ; Su *et al.*, 2022 ; Sun *et al.*, 2003 ; Sun *et al.*, 2012). A l'opposé, la cartographie peut être la dernière opération exécutée après avoir combiné les propriétés du sol et les couches de sol sur le jeu de données d'entrée ("cartographie en dernier", trajectoire 1 en rouge sur la Figure 12-1). C'est l'approche qui semble la plus implémentée par les études trouvées dans le WoS (20/70). Il est également possible d'imaginer un grand nombre de trajectoires d'inférence alternatives, puisque des combinaisons partielles de propriétés du sol et des agrégations partielles de couches de sol peuvent être envisagées (mais nous n'avons pas trouvé d'exemple dans la littérature consultée).

Dans les approches de qualité des sols intégrant une étape de cartographie, les auteurs se concentrent le plus souvent sur la couche de surface des sols avec un objectif agronomique (Abd-Elwahed, 2018 ; Lima *et al.*, 2016 ; Nabiollahi *et al.*, 2018b ; Nabiollahi *et al.*, 2018a ; Ozgoz *et al.*, 2013 ; Paz-Kagan *et al.*, 2016 ; Rezaee *et al.*, 2020 ; Rüdissler *et al.*, 2015 ; Sun *et al.*, 2003 ; Turan *et al.*, 2019 ; Yang *et al.*, 2016 ; Zeraatpisheh *et al.*, 2020). Dans ce cas, l'agrégation par des valeurs par couche ou horizon de sol n'est pas considérée.

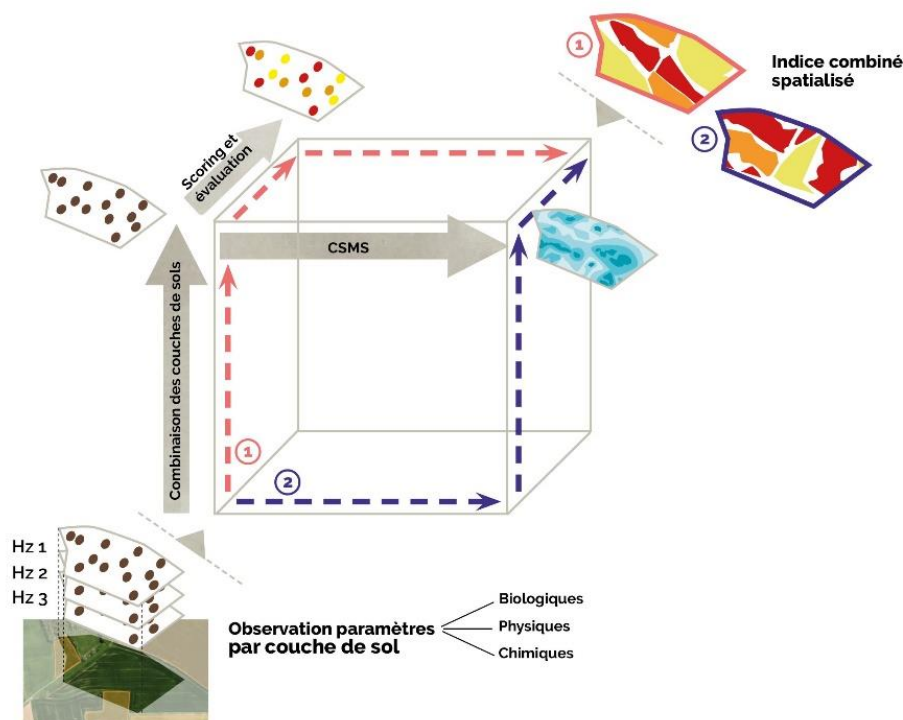


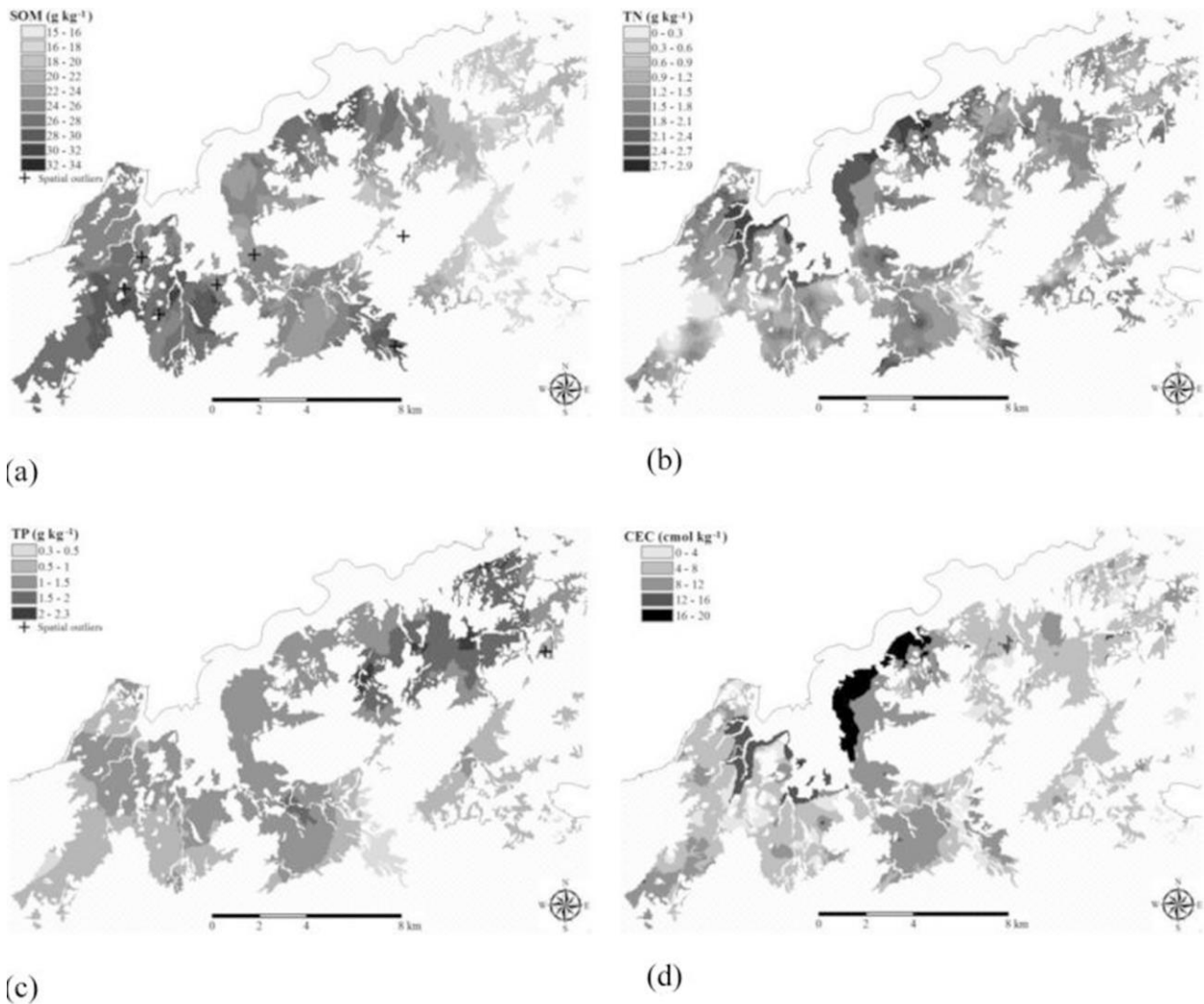
Figure 12-1. Deux exemples de trajectoire de spatialisation pour la production de carte d'une fonction des sols. (d'après Styc et Lagacherie, 2019)

Une autre question fondamentale est l'évaluation *ex ante* de la fiabilité des cartes. Comme nous l'avons déjà introduit dans ce chapitre, la force des approches numériques est de pouvoir associer aux prédictions spatiales des informations sur leur degré d'incertitude. Cette étape est aujourd'hui implémentée, dans le cas de la spatialisation des paramètres des sols, dans un tiers des études selon Piikki *et al.* (2021), et la moitié des études nationales selon Chen *et al.* (2022), mais c'est encore rarement le cas pour l'ENS avec seulement 5 études trouvées sur les 70 du corpus (6%) (Angelini *et al.*, 2023 ; Greiner *et al.*, 2018 ; Okonkwo *et al.*, 2018 ; Styc et Lagacherie, 2021). Le plus souvent, cette étape est donc non traitée par les études. Dans l'approche qui consiste à cartographier en premier (trajectoire 2 en violet sur la Figure 12-1), l'explication est que cette évaluation nécessite l'implémentation d'un modèle de propagation de l'erreur qui combine les différentes sources associées à la cartographie de chaque paramètre élémentaire. Dans le cas de la cartographie en dernier (trajectoire 1 en rouge sur la figure), le manque d'information sur les incertitudes associées est plus difficilement explicable car les verrous méthodologiques en lien avec la production de ces informations ont été levés avec le développement de la CSMS.

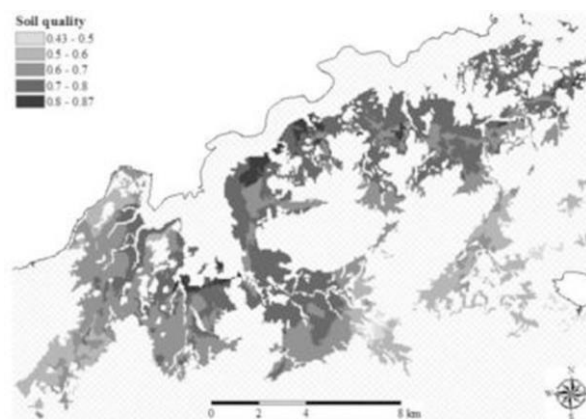
Le travail de Sun *et al.* (2012) permet d'illustrer la trajectoire 1. Ces auteurs ont ainsi mesuré 18 paramètres des sols au niveau de 133 sites répartis selon un échantillonnage géométrique dans l'espace adapté à la cartographie (cf. section 5.3.2). Les différentes étapes de la cartographie de l'indice combiné de qualité des sols consistent à :

1. Produire par krigeage une carte pour chaque paramètre mesuré dans les différentes couches de sol (Figure 12-2.A) ;
2. Transformer les valeurs en un score compris entre 0 et 1 en utilisant une fonction de scoring adaptée à chaque paramètre ;
3. Agréger les différentes cartes en utilisant une somme pondérée (Figure 12-2.B).

Pour implémenter la voie 2, il aurait été nécessaire d'effectuer le krigeage de l'indice combiné calculé par site.



A. Quatre exemples de cartes de paramètres de sols : (a) matière organique du sol (SOM), (b) azote total (TN), (c) phosphore total (TP), et (d) capacité d'échange cationique (CEC).



B. Carte de l'indice de qualité issue de la somme pondérée des différentes cartes exprimées par scores de 0 à 1.

Figure 12-2. Etapes de la trajectoire de spatialisation mise en œuvre par Sun et al. (2012).

5. Choix du plan d'échantillonnage pour une évaluation statistique de la qualité des sols

En observant seulement une partie parfois petite d'une population, les estimations des paramètres statistiques globaux de cette population ou celles permettant de produire la carte sont incertaines (cas des stocks de carbone organique des sols français, par exemple). En utilisant des méthodes statistiques, il est possible de quantifier de manière fiable le degré d'incertitude de ces estimations, qui peut ensuite être pris en compte dans les prises de décision. Par exemple, en Europe, les niveaux de concentration des nutriments sont réglementés par la directive-cadre européenne sur l'eau. Pour vérifier si la concentration moyenne d'un nutriment est conforme à sa norme, il est important de tenir compte de l'incertitude de la moyenne estimée. Lorsque la moyenne estimée se situe juste en dessous de la norme, il existe toujours une forte probabilité que la moyenne de la population dépasse la norme. Cet exemple montre qu'il est important de distinguer le calcul des statistiques descriptives de la caractérisation de la population à l'aide des données de l'échantillon. Par exemple, nous pouvons calculer la moyenne de l'échantillon (moyenne des données de l'échantillon) sans erreur, mais si nous utilisons cette moyenne de l'échantillon comme estimation de la moyenne de la population, il y a certainement une erreur dans cette estimation (de Gruijter *et al.*, 2006).

Une étape importante dans une étude statistique de la qualité des sols, que ce soit pour la cartographie ou la surveillance, est donc la conception d'un plan d'échantillonnage pour collecter les observations nécessaires à l'inférence statistique (calcul des statistiques locales ou globales et des incertitudes associées). Définir ces stratégies est une tâche complexe car elle nécessite de prendre de nombreuses décisions qui dépendent de l'objectif de la campagne d'échantillonnage, des résultats escomptés et des ressources disponibles. De Gruijter *et al.* (2006) donnent un panorama très détaillé des éléments à prendre en compte, dont une proposition déclinée au regard des besoins de la présente étude est présentée sur la Figure 12-3. L'objectif ici est de mettre en évidence les informations clés sur le choix du plan d'échantillonnage. Les plans présentés ici ont ainsi été sélectionnés parmi une liste très fournie de possibilités.

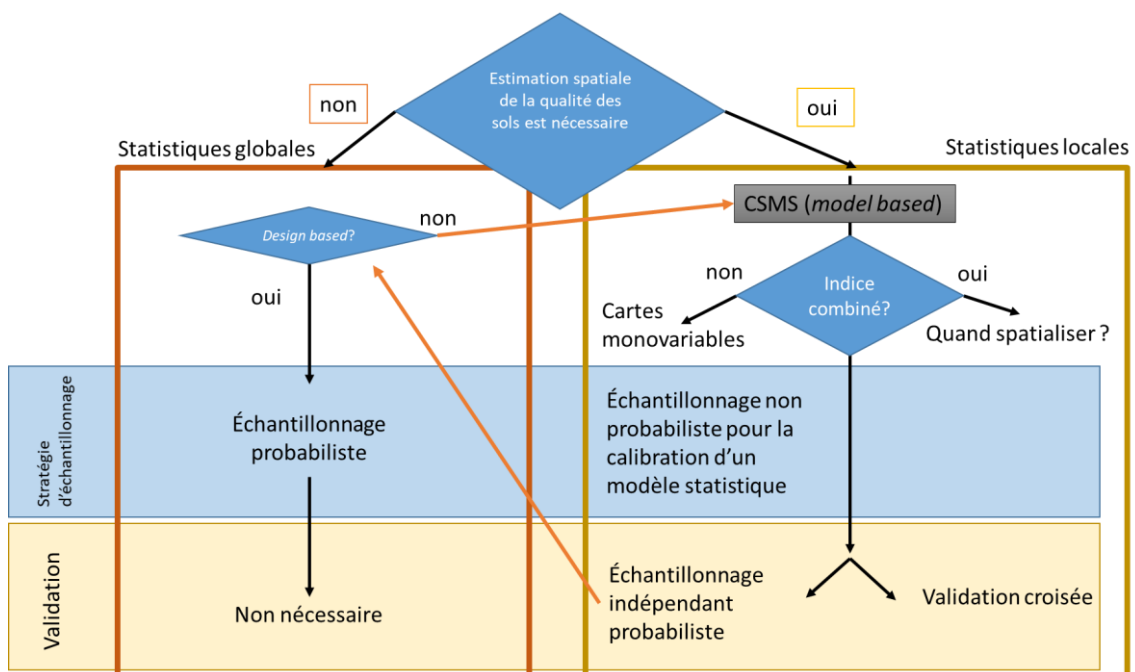


Figure 12-3. *Éléments de réflexion pour la conception des stratégies d'échantillonnage en vue de la surveillance et de la cartographie de la qualité des sols (figure originale de N. Saby pour l'étude)*

5.1. Les différentes approches possibles pour la stratégie d'échantillonnage et pour l'inférence statistique

La conception des plans d'échantillonnage implique de définir la méthode de sélection des positions des unités d'échantillonnage (dans l'espace et/ou dans le temps) mais également celle de l'inférence statistique. En effet, le choix d'une approche pour l'inférence statistique conditionne la stratégie d'échantillonnage. Nous pouvons distinguer trois grands types de plans d'échantillonnage, à savoir :

- Le plan d'échantillonnage pour l'estimation des statistiques globales et des incertitudes associées, pour des zones géographiques d'intérêt définies. Elles ne sont pas estimées pour un lieu spécifique (pixel), mais pour des zones géographiques d'intérêt plus vastes, telles que les pays, les zones d'intervention, les zones de gestion, toutes les terres arables d'un pays, les zones couvertes de forêts...
- Le plan d'échantillonnage pour l'estimation des statistiques locales pour chaque pixel sur l'ensemble de la zone d'étude. Ces statistiques peuvent correspondre à une moyenne, un total ou une fraction (surfaciques), ainsi que les incertitudes associées. Ce choix est en lien avec la CSMS.
- Le plan d'échantillonnage pour la surveillance, c'est-à-dire pour estimer les statistiques globales dans l'espace à différents moments et la manière dont ces quantités évoluent dans le temps.

Une décision fondamentale doit être prise lorsqu'on conçoit un plan d'échantillonnage qui concerne la manière dont on traite l'incertitude dans les inférences statistiques, et qui a des conséquences importantes sur la sélection des positions des unités d'échantillonnage.

Dans le cas d'un échantillonnage dit **probabiliste**, la sélection d'un échantillon d'une population repose sur le principe de la randomisation, c'est-à-dire la sélection au hasard ou aléatoire des unités d'échantillonnage. Cela signifie qu'il est nécessaire d'utiliser un ordinateur pour déterminer les coordonnées des lieux à l'aide d'un nombre aléatoire généré sur la base d'un algorithme (Brus, 2019). Les unités d'échantillonnage sont donc sélectionnées au hasard et il est possible de calculer la probabilité d'inclusion de chaque unité d'échantillonnage dans l'échantillon afin de l'utiliser dans l'inférence statistique. Cette approche permet de produire des estimations non biaisées, fiables, assorties d'incertitudes, et de produire des inférences statistiques sur la population, c'est-à-dire de généraliser à la population les conclusions obtenues à partir de l'échantillon. Ce type de modèle est particulièrement recommandé pour l'estimation de quantités globales sur une zone à une date, ou de leur évolution dans le temps (Brus et deGruijter, 1997) (Figure 12-3).

L'échantillonnage probabiliste s'oppose à l'échantillonnage dit **non probabiliste**. Dans cette approche, l'inférence ne se base plus sur la probabilité d'inclusion des unités d'échantillonnage mais sur un modèle stochastique calibré sur les données afin de tenir compte de la variabilité spatiale (et temporelle) dans les observations, et permettre la généralisation des conclusions à la population. Une approche couramment utilisée est la géostatistique, où le modèle stochastique tient compte des corrélations spatiales.

Dans la littérature anglo-saxonne (Brus *et al.*, 2011 ; Brus et deGruijter, 1997 ; de Gruijter *et al.*, 2006), on nomme respectivement ces deux grandes approches *design-based* et *model-based*. Un plan d'échantillonnage basé sur une inférence *design-based* avec plan d'échantillonnage probabiliste ne nécessite pas de modèle stochastique et est donc plus robuste. Toutefois il peut se révéler plus complexe, plus long à mettre en œuvre, voire plus coûteux que l'échantillonnage non probabiliste couplé à une approche *model based*. Cependant, dans une approche *model-based*, si la spécification du modèle stochastique n'est pas correcte, l'estimation des paramètres et des variances peut être largement faussée, en particulier si ces estimations ne sont pas robustes à cette mauvaise spécification.

5.2. Les différentes approches pour l'inférence statistique

On se propose ici de donner quelques éléments de compréhension des deux grandes approches pour mettre en œuvre les inférences de type *design-based* et *model-based*.

5.2.1. Estimateur de Horvitz-Thompson

Pour tout plan d'échantillonnage probabiliste, le total de la population peut être estimé comme une somme pondérée des observations (mesures) de la variable d'étude sur les unités de population sélectionnées :

$$\hat{t}_{\pi}(z) = \sum_{k \in \mathcal{S}} w_k z_k \quad (1)$$

avec \mathcal{S} l'échantillon, z_k la variable d'étude observée pour l'unité k et w_k le poids lié au protocole d'échantillonnage attaché à l'unité k :

$$w_k = \frac{1}{\pi_k} \quad (2)$$

avec π_k la probabilité d'inclusion de l'unité k . L'estimateur de l'équation (1) est appelé estimateur de Horvitz-Thompson ou π -estimateur de Horvitz-Thompson. La valeur z_k de l'unité k dans l'échantillon est multipliée par l'inverse de la probabilité d'inclusion de cette unité, et la somme de ces π est utilisée comme estimateur du total de la population. Les probabilités d'inclusion sont déterminées par le type de plan d'échantillonnage et la taille de l'échantillon.

Un estimateur n'est pas la même chose qu'une estimation. Alors qu'une estimation est une valeur particulière calculée à partir des données de l'échantillon, un estimateur est une formule permettant d'estimer un paramètre. Un estimateur est une variable aléatoire et possède donc une loi de probabilité.

Dans le cas simple de l'échantillonnage aléatoire simple avec remplacement de populations finies, une unité peut apparaître plusieurs fois dans l'échantillon \mathcal{S} . Dans ce cas, le total de la population peut être estimé par l'estimateur suivant :

$$\hat{t}(z) = \frac{1}{n} \sum_{k \in \mathcal{S}} \frac{z_k}{\pi_k} \quad (3)$$

avec les $\pi_k = 1/N, k = 1, \dots, N$ ce qui donne :

$$\hat{t}(z) = \frac{1}{n} \sum_{k \in \mathcal{S}} z_k \quad (4)$$

Aucun modèle n'est donc nécessaire pour mettre en œuvre les estimations. Il est cependant possible d'utiliser un modèle pour optimiser la sélection des unités d'échantillonnage.

5.2.2. Approches *model-based*

S'agissant des approches *model-based*, les prédictions et les variances d'erreur de prédiction sont dérivées d'un modèle statistique de la variation spatiale de la variable étudiée. Il existe plusieurs versions de ces modèles. La méthode, appelée krigeage, possède aussi plusieurs formulations, mais la plupart d'entre elles sont des cas particuliers du mode générique suivant :

$$\begin{aligned} Z(\mathbf{s}) &= \mu + \epsilon(\mathbf{s}), \\ \epsilon(\mathbf{s}) &\sim \mathcal{N}(0, \sigma^2), \\ \text{Cov}(\epsilon(\mathbf{s}), \epsilon(\mathbf{s}')) &= C(\mathbf{h}), \end{aligned} \quad (4)$$

avec $Z(\mathbf{s})$ la variable d'étude à la position \mathbf{s} , μ la moyenne constante, indépendante de la position \mathbf{s} , $\epsilon(\mathbf{s})$ l'erreur ou le résidu (différence entre la variable d'étude $Z(\mathbf{s})$ et la moyenne μ), et $C(\mathbf{h})$, la covariance du résidu en deux points séparés par le vecteur $\mathbf{h} = \mathbf{s} - \mathbf{s}'$.

$C(\cdot)$ est la fonction de covariance, également appelée covariogramme, qui doit être définie parmi une famille de fonctions autorisées, et calibrée et validée sur les données de l'échantillon.

Une alternative au krigeage est l'approche de régression, qui permet de faire des prédictions en modélisant la relation entre la variable étudiée et les variables environnementales auxiliaires dans les lieux échantillonnés, et en l'appliquant à des lieux non visités en utilisant la valeur connue des variables auxiliaires dans ces lieux.

$$Z(\mathbf{s}) = \mathbf{M}\boldsymbol{\beta} + \varepsilon \quad (6)$$

Une classe de modèles correspondant aux techniques d'apprentissage automatique peut être aussi rattachée au modèle de régression. Ces modèles font référence à une grande classe d'algorithmes non linéaires basés sur des données, utilisés principalement pour l'exploration de données et la reconnaissance de formes, et désormais fréquemment utilisés pour des tâches de régression et de classification dans tous les domaines de la science.

Enfin, la méthode de Régression-Krigeage combine une composante déterministe $\mu(\mathbf{s})$, qui est utilisée pour ajuster la variation explicative, et un résidu corrélé dans l'espace modélisé par la géostatistique $\epsilon(\mathbf{s})$, c'est-à-dire la variation inexpliquée (Hengl *et al.*, 2007).

$$Z(\mathbf{s}) = \mu(\mathbf{s}) + \epsilon(\mathbf{s}), \quad (7)$$

$$\epsilon(\mathbf{s}) \sim \mathcal{N}(0, \sigma^2),$$

$$\text{Cov}(\epsilon(\mathbf{s}), \epsilon(\mathbf{s}')) = C(\mathbf{h})$$

5.3. Méthodes de sélection des positions des unités d'échantillonnage

5.3.1. Échantillonnage probabiliste pour estimer des statistiques globales sur la zone d'étude

Le plus simple des plans d'échantillonnage probabilistes est l'**échantillonnage aléatoire simple** (EAS), où chaque unité d'échantillonnage de la population a une chance égale d'être incluse dans l'échantillon (Figure 12-4.A). Pour mettre cette technique en œuvre, il faut d'abord dresser une liste de toutes les unités de la population observée. Dans le cas des sols, on considérera la zone d'étude. Cependant, cette approche très simple n'est pas très efficace en termes de nombre d'unités d'échantillonnage pour atteindre une précision attendue donnée, et elle est à ce titre rarement implémentée.

D'autres approches plus efficaces permettent de répondre aux défauts de l'EAS. Une première solution consiste à recourir à l'**échantillonnage aléatoire systématique**. Dans cette approche, il est nécessaire de définir un pas, ou un intervalle constant, entre chaque unité sélectionnée dans l'échantillon. L'exemple le plus connu est la grille systématique (Figure 12-4.B) comme celle mise en place dans le cadre du RMQS en France (Brus et Saby, 2016). Plusieurs avantages caractérisent cette approche : la sélection des localisations des unités de l'échantillon est très simple, il y a une bonne répartition spatiale des observations qui permet de calibrer des modèles statistiques pour la cartographie, ou pour améliorer la précision du calcul des statistiques. Cependant, il n'existe pas d'estimateur non biaisé de la mesure de l'incertitude associée à la moyenne (variance d'échantillonnage).



Figure 12-4. Exemples fictifs de modèles d'échantillonnage basés sur : **A)** l'échantillonnage aléatoire simple (30 points), **B)** l'échantillonnage aléatoire systématique et **C)** l'échantillonnage aléatoire stratifié (10 points par strates). Adapté de De Gruijter *et al.* (2006).

Une autre approche très utilisée consiste à stratifier le domaine d'étude pour obtenir un **échantillonnage stratifié** (Figure 12-4.C). Pour cela, on divise la population étudiée en groupes (ou zones) supposés homogènes appelés *strates*, qui sont définis comme mutuellement exclusifs, puis on sélectionne au sein de chaque strate des échantillons indépendants avec une méthode d'échantillonnage probabiliste. N'importe laquelle des méthodes d'échantillonnage peut être utilisée pour sélectionner l'échantillon à l'intérieur de chaque strate. La méthode d'échantillonnage peut être différente d'une strate à une autre. Toute variable pour laquelle on dispose d'une valeur pour la totalité des unités incluses dans la base de sondage (comme l'âge, le sexe, la province de résidence, le revenu...) peut être utilisée pour mettre en œuvre la stratification.

Pourquoi stratifier ? La stratification a pour objectif d'être plus efficace, c'est-à-dire d'espérer obtenir une incertitude plus faible pour le même nombre de points d'échantillonnage (taille de l'échantillon), ou un nombre d'unités d'échantillonnage plus petit pour la même incertitude. L'échantillonnage aléatoire stratifié est donc défini comme plus efficace que l'échantillonnage aléatoire simple si les strates sont bien homogènes. La stratification offre également la possibilité de contrôler la densité d'échantillonnage au sein des strates sur la base de la variabilité attendue, ainsi que d'estimer les quantités globales d'intérêt pour chaque strate si les strates sont intéressantes en tant qu'unités de restitution. Un autre avantage de l'échantillonnage aléatoire simple stratifié est qu'il permet de prendre en compte les « coûts d'accessibilité » en stratifiant en fonction de la complexité d'accès aux zones à prélever (Helfenstein *et al.*, 2022).

Dans le projet de directive européenne sur la surveillance des sols, l'annexe technique propose clairement de mettre en place un échantillonnage aléatoire stratifié. Cependant, la définition des strates reste à préciser par chaque Etat membre. Pour ce qui concerne le nombre d'unités d'échantillonnage et la méthode d'allocation de ces unités aux strates, l'annexe technique est également lacunaire, avec une optimisation proposée en lien avec l'estimation de la fraction surfacique des sols sains associée à une erreur de 5%.

5.3.2. Echantillonnage pour la cartographie

Comme évoqué précédemment, la CSS consiste à délimiter des zones du paysage présentant des caractéristiques ou des classes de sol similaires. Le pédologue expert observe les sols à des positions, dans le paysage, déterminées en fonction de ses besoins, afin de tenter de couvrir la variabilité des facteurs de formation des sols. L'emplacement des points d'observation dépend donc uniquement de la décision du pédologue cartographe, sans recours à un algorithme informatique.

Au contraire de la CCS, la CSMS et l'ENS reposent sur la calibration et la validation d'un modèle statistique pour produire des estimations locales de propriétés quantitatives, comme le stock de carbone, ou qualitatives, comme le type de sol. Parmi ces modèles, une première famille correspond à des modèles de régression de type déterministe comme la régression linéaire ou l'apprentissage automatique. Une autre famille correspond aux modèles qualifiés d'approches *model-based* dans le sens où le modèle retenu est composé d'un terme déterministe (c'est la moyenne) et d'un terme correspondant à l'erreur avec une distribution de probabilité spécifiée (la matrice de covariance d'une gaussienne multivariée).

Le plan d'échantillonnage optimal pour une approche de cartographie donnée dépend fortement de l'objectif, mais également du modèle statistique envisagé. Par exemple, pour la technique d'interpolation spatiale *model-based* comme le krigeage ordinaire (Wadoux *et al.*, 2019b), il est conseillé d'utiliser un plan d'échantillonnage très différent de celui utilisé pour une régression par apprentissage automatique (Wadoux *et al.*, 2019a). Dans le premier cas, les observations servent à calibrer un modèle stochastique de covariance spatiale alors que dans le deuxième, on cherche à modéliser des liens déterministes avec des covariables comme l'altitude.

Une première famille de plans d'échantillonnage correspond aux plans d'échantillonnage géométrique. Ils se définissent par l'utilisation d'un critère statistique qui est minimisé pour obtenir la configuration des sites. Ce critère correspond à la distance entre les points d'échantillonnage et les nœuds d'une grille de discrétisation fine. Ces distances peuvent être mesurées dans l'espace géographique (Walvoort *et al.*, 2010), ou dans l'espace des covariables utilisées dans la CMS (Wadoux *et al.*, 2019a). Dans les deux exemples cités ici, la méthode consiste

à découper l'espace en strates homogènes à l'aide de l'algorithme du partitionnement en k moyennes et à retenir la position du centroïde de la strate. La Figure 12-5 présente un exemple pour le cas d'un échantillon de 20 unités correspondant aux centroïdes des groupes de pixels.

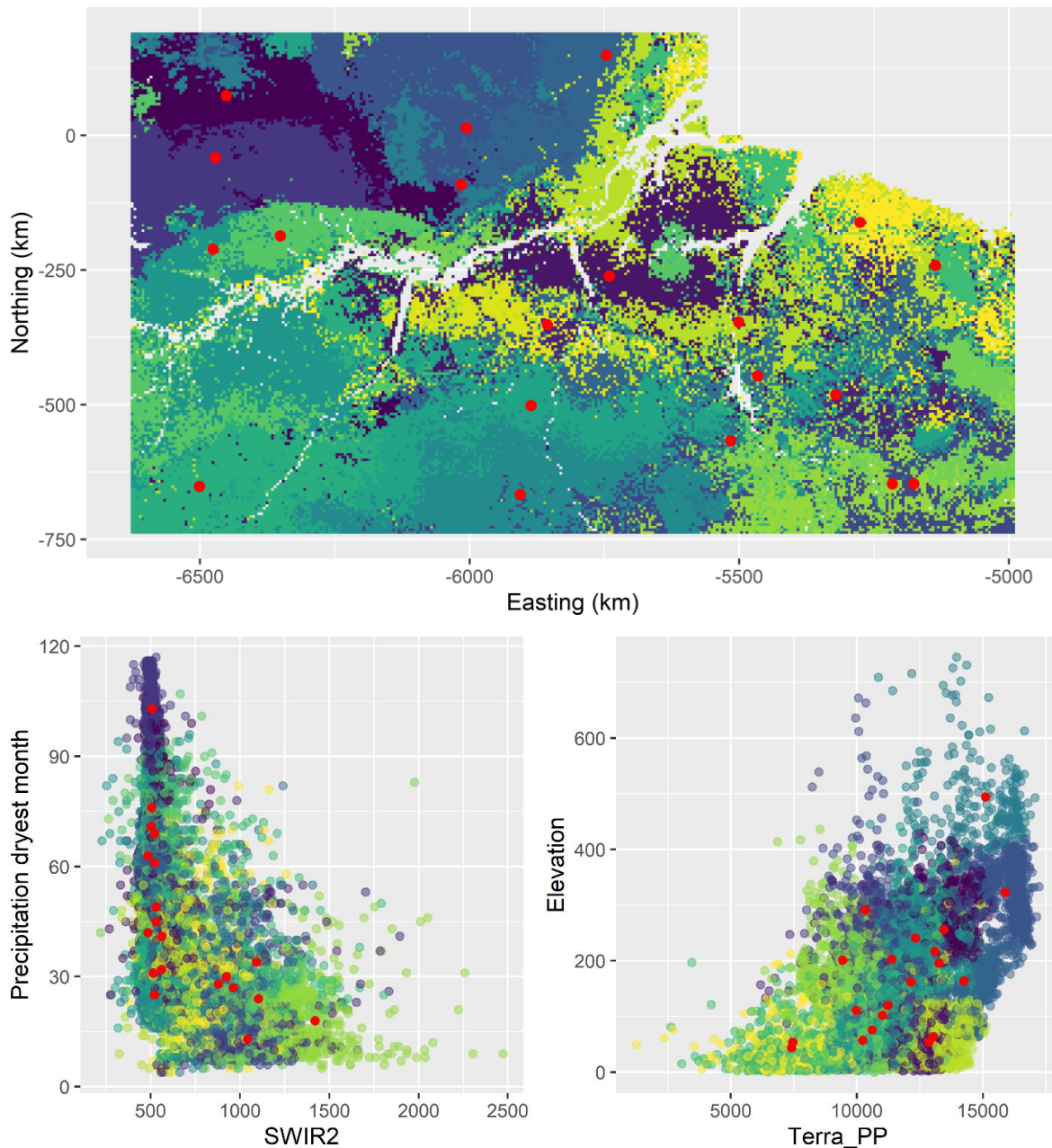


Figure 12-5. Exemple fictif d'un plan d'échantillonnage de 20 unités d'échantillonnage réparties de manière optimale dans l'espace de l'Amazonie orientale, obtenu par regroupement k-means à l'aide de cinq covariables, représenté sur une carte des regroupements et par des biplots de covariables, colorés par grappe (d'après Brus, 2019).

Un plan d'échantillonnage très populaire en CSMS et proche de la première famille présentée dans le paragraphe précédent est le plan par hypercube latin conditionné (Minasny et McBratney, 2006). Il correspond à une adaptation du plan par hypercube latin utilisé dans l'industrie notamment pour piloter les expérimentations et les processus.

Une autre méthode d'échantillonnage simple et également populaire pour la cartographie est l'échantillonnage selon une grille régulière, par exemple une grille carrée, hexagonale ou triangulaire. Contrairement à l'échantillonnage sur grille régulière dans une approche *design-based* (échantillonnage aléatoire systématique présenté dans la section précédente), dans une approche *model-based*, il n'est pas nécessaire de placer la grille de manière aléatoire sur la zone, mais elle peut être placée de manière à obtenir une couverture optimale de la

zone d'étude. Lors de l'échantillonnage sur une grille régulière, il est nécessaire de décider de la résolution de la grille, c'est-à-dire de la distance entre les points voisins. Cela revient à décider de la taille de l'échantillon, c'est-à-dire du nombre de points de la grille. Il y a deux options pour décider de cet espacement : soit en partant du budget disponible, soit en partant d'une exigence sur la qualité de la carte. En principe, plus la qualité de la carte est élevée, plus le nombre d'observations nécessaires est important.

Les approches d'échantillonnage purement *model-based* sont intéressantes lorsque l'on souhaite utiliser une méthode géostatistique pour la cartographie, telle que les différentes formes de krigeage (Wadoux *et al.*, 2019b). Cette méthode nécessite une connaissance préalable du modèle de la variabilité spatiale (variogramme). Le modèle est utilisé pour optimiser les positions d'échantillonnage. Une fois les données collectées, elles servent à ajuster un modèle géostatistique qui permet de réaliser la cartographie. Le modèle sur lequel s'appuie la cartographie ne sera pas le même que celui utilisé pour la conception de l'échantillon.





La quantité nécessaire de données primaires sur les sols pour produire des cartographies de type CMS ou ENS ne peut pas reposer uniquement sur la constitution de nouveaux plans d'échantillonnage répondant aux critères décrits dans cette section car cela entraînerait des coûts astronomiques. En comparaison, il semble relativement rentable d'utiliser les données pédologiques existantes et de les rendre disponibles et utilisables (Arrouays *et al.*, 2017). Toutefois, l'un des principaux défis consiste à intégrer les meilleures données existantes provenant de diverses sources locales et nationales. Une fois intégrées, ces observations collectées selon un plan d'échantillonnage orienté peuvent être combinées avec des observations complémentaires et obtenues selon les plans d'échantillonnage de la CMS. Dans ce cas, l'objectif peut être de mieux décrire les situations pas ou peu décrites dans l'échantillonnage original ou d'augmenter la résolution de l'échantillonnage actuel.

5.4. Plan d'échantillonnage pour la surveillance

5.4.1. Quelles approches possibles ?

Lors de la conception d'un plan d'échantillonnage pour la surveillance, la variabilité spatiale n'est pas la seule à entrer en ligne de compte, la variabilité temporelle doit également être prise en compte. Cela signifie que les périodes d'échantillonnage doivent être sélectionnées en plus de la localisation des sites d'échantillonnage. Sachant qu'il existe deux types d'échantillonnage possibles avec l'approche probabiliste où les positions sont choisies au hasard (P) et non probabiliste où les positions ne sont pas choisies au hasard (NP), quatre combinaisons d'échantillonnage sont donc possibles comme décrit dans le Tableau 12-1 (Brus, 2014).

Tableau 12-1. Les quatre combinaisons possibles pour les plans d'échantillonnage statistique pour les études statistiques spatio-temporelles.

| | | ESPACE GEOGRAPHIQUE  | |
|--|--|--|--|
| | | Approche probabiliste (où les positions sont choisies au hasard)  | Approche non probabiliste (où les positions ne sont pas choisies au hasard) |
| DANS LE TEMPS  | Approche probabiliste (où les positions sont choisies au hasard)  | P+P | P+NP |
| | Approche non probabiliste (où les positions ne sont pas choisies au hasard) | NP+P | NP+NP |

Dans la situation **P+P**, les statistiques globales (moyenne, total, fraction) peuvent être estimées avec une méthode entièrement *design-based* (Brus, 2014) et donc s'appuyer sur les estimateurs de Horvitz-Thompson. Cela signifie que les estimateurs des paramètres statistiques ne se fondent pas sur un modèle stochastique de la variation dans l'espace et dans le temps (Brus et de Gruijter, 2012). En l'absence d'hypothèse liée au modèle de variation, la validité des estimations est renforcée avec des conséquences importantes pour la détection d'évolution ou de dépassement de seuils. En pratique, un échantillonnage probabiliste dans le temps signifie, de manière identique à l'échantillonnage dans l'espace, qu'il est nécessaire d'utiliser un ordinateur pour déterminer les périodes d'intervention à l'aide d'un nombre aléatoire généré sur la base d'un algorithme. Le choix d'échantillonnage probabiliste dans le temps reste moins courant que l'échantillonnage probabiliste dans l'espace, car il est difficile de planifier des campagnes d'échantillonnage des sols de cette manière (Brus, 2014), pour des raisons pratiques assez évidentes d'organisation.

A l'inverse, dans l'approche **NP+NP**, un modèle stochastique décrivant la variation dans l'espace et le temps doit être calibré pour estimer les statistiques globales et les incertitudes associées (Brus, 2014). Le modèle de covariance défini dans la section 5.2.2 doit décrire également l'espace dans le temps. Cela signifie que ce modèle peut nécessiter beaucoup d'observations pour être calibré et validé convenablement. Qui plus est, cette approche est plus sophistiquée car elle nécessite de solides compétences en géostatistiques.

Les approches **P+NP** nécessitent un estimateur hybride. Cela signifie que l'estimation des paramètres de la population dans l'espace sont obtenues par l'estimateur HT, alors que celle des paramètres dans le temps nécessite un modèle de série temporelle. Ces estimations sont donc plus faciles à mettre en œuvre car le modèle stochastique est plus simple puisqu'il ne concerne que la partie temporelle de la variation. Ces approches sont donc les plus pertinentes à considérer pour l'estimation des statistiques globales car les localisations des sites d'échantillonnage sont sélectionnées par échantillonnage probabiliste. C'est la stratégie retenue pour le RMQS en France. La stratégie d'échantillonnage dans l'espace correspond à un échantillonnage aléatoire systématique (P) tandis que la stratégie dans temps est non probabiliste (NP) car les dates d'échantillonnage sont décidées par l'équipe en fonction de diverses contraintes (météo, stade des cultures, disponibilité des pédologues, contraintes ponctuelles d'accessibilité aux sites de prélèvement...).

5.4.2. Typologie des plans d'échantillonnage

En plus du choix parmi les approches du Tableau 12-1, la question se pose de savoir comment effectuer à chaque campagne la collecte des observations au niveau des unités d'échantillonnages. Il s'agit de savoir si toutes ou partie de ces unités sont revisitées à chaque campagne ou si de nouvelles unités doivent être ajoutées. On distingue ainsi 5 grands types d'approche qui se distinguent dans la manière dont les unités d'échantillonnages sont sélectionnées dans l'espace à chaque campagne. Pour illustrer les définitions présentées, des exemples concrets sont présentés dans la Figure 12-6. Le choix a été fait pour cette figure de mettre en œuvre un échantillonnage aléatoire dans un espace géographique à une seule dimension (un axe des x avec des valeurs allant de 0 à 1000) et de retenir des dates fixes dans le temps pour les différentes enquêtes (enquêtes 1, 2, 3, et 4).

Le modèle *a priori* le plus simple s'appelle le modèle statique-synchrone (SS) où toutes les unités d'échantillonnage sélectionnées lors de la première campagne sont revisitées dans toutes les campagnes suivantes. C'est par exemple le cas pour le RMQS, où l'ensemble des sites de la grille est revisité à chaque campagne.

Au contraire, dans un plan synchrone indépendant (IS), la localisation de nouvelles unités d'échantillonnage est sélectionnée de façon probabiliste à l'occasion de chaque campagne, indépendamment des localisations sélectionnées dans les enquêtes précédentes. Ce type d'approche peut être avantageux dans le cas, par exemple, de procédures de vérification de la quantité de carbone stockée dans les sols en lien avec les crédits carbone et ce, afin d'éviter des pratiques frauduleuses sur les sites déjà échantillonnés lors de la première campagne (de Gruijter *et al.*, 2016).

Le plan à alternance par série (SA) est un compromis entre un plan SS et un plan IS. Les positions sélectionnées lors de la première campagne sont revisitées lors de la troisième campagne. Celles de la deuxième campagne sont

alors sélectionnées indépendamment des positions de la première campagne, et elles sont revisitées lors de la quatrième. Dans l'exemple de la Figure 12-6, une période de revisite de deux intervalles d'échantillonnage entre des campagnes consécutives pour un même point a été choisie, mais cette période peut également être plus longue.

Il existe deux autres types de plan représentant un compromis : le *panel* complété (SP) et le *panel* rotatif (RP). Dans un plan SP, seul un sous-ensemble des positions d'échantillonnage de la première campagne est revisité dans les suivantes. Ces positions sont permanentes et revisitées dans toutes les campagnes ultérieures. Elles sont complétées par des échantillons sélectionnés indépendamment des échantillons des enquêtes précédentes. Il peut être avantageux en effet d'explorer à chaque campagne le domaine étudié avec de nouvelles localisations. Dans la Figure 12-6, la moitié des positions d'échantillonnage (10) est permanente (*panel a*), mais la proportion de lieux d'échantillonnage permanents peut être plus petite ou plus grande et, si l'on dispose d'informations préalables sur la variation dans l'espace et dans le temps, elle peut même être optimisée pour l'estimation de la moyenne actuelle.

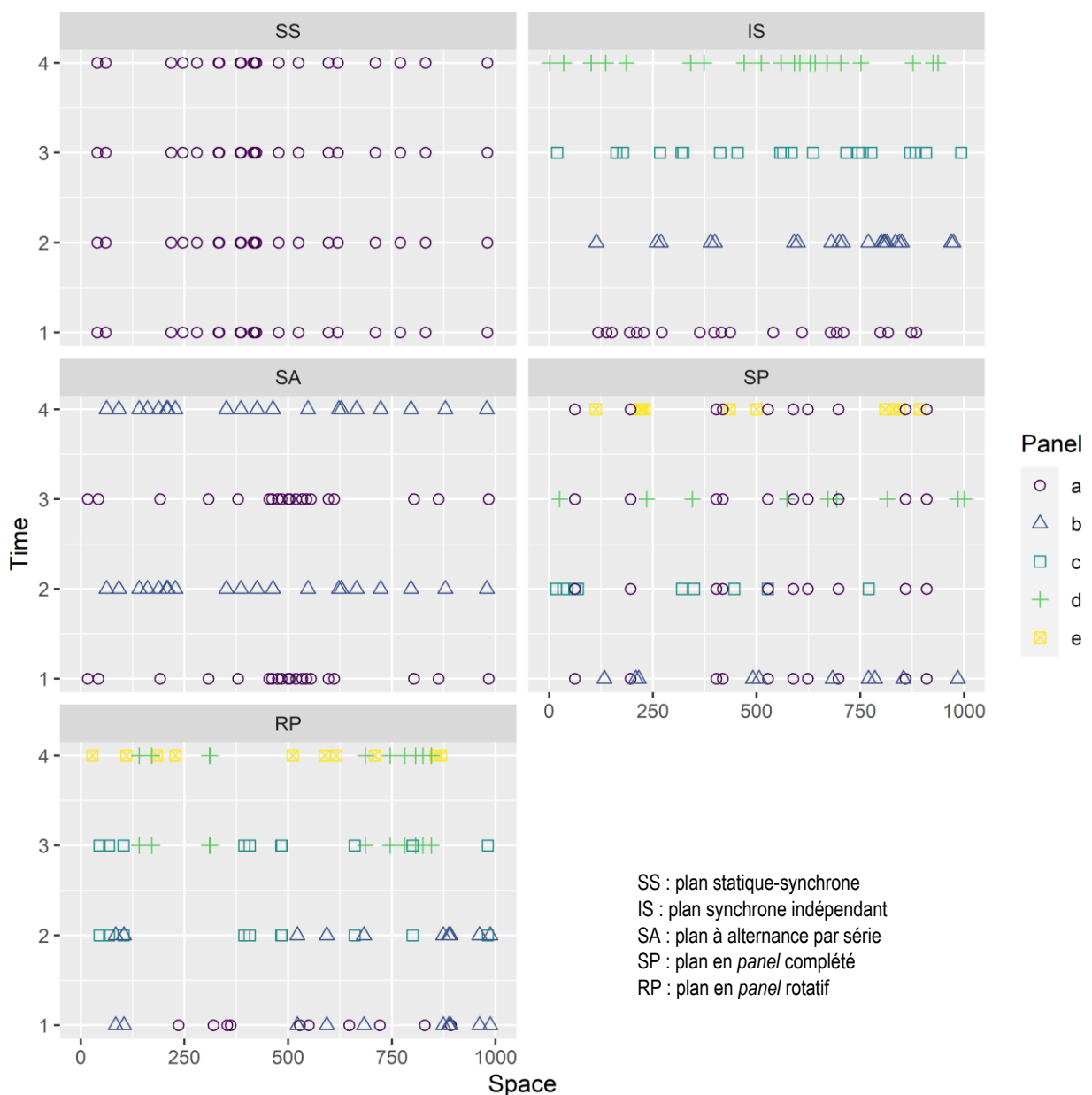


Figure 12-6. Exemples fictifs de plans spatio-temporels pour la surveillance. Les positions d'échantillonnage en 2D sont représentées dans une seule dimension, le long de l'axe horizontal. Une unité sélectionnée le long de cet axe représente en fait une position d'échantillonnage en deux dimensions. Vingt positions d'échantillonnage sont sélectionnées par échantillonnage aléatoire simple dans ces exemples. L'axe des ordonnées représente le temps avec 4 campagnes.

De manière analogue, dans un plan RP, les unités d'échantillonnage de l'enquête précédente sont partiellement remplacées par de nouvelles unités. La différence avec un plan SP est qu'il n'y a pas d'unité d'échantillonnage permanente, c'est-à-dire pas d'unités observées dans toutes les enquêtes. Toutes les unités d'échantillonnage font l'objet d'une rotation séquentielle et sont réintroduites aux dates d'échantillonnage suivantes.

Lors du choix d'un plan d'échantillonnage, une règle générale consiste à le rendre aussi simple que possible. La principale préoccupation lors de la conception d'un programme de surveillance doit être de mettre au point un plan adéquat qui fasse un bon usage des ressources disponibles, et non de construire le plan parfait, optimal. La commodité pratique et la simplicité ne peuvent être sacrifiées pour atteindre une efficacité statistique optimale. D'un autre côté, la commodité pratique et la simplicité ne doivent pas être à l'origine d'inférences statistiques lourdes et trop compliquées.

5.5. Validation du modèle de distribution spatiale

Les produits de la CSMS ou des méthodes *model-based* dans le cas de la surveillance, sont basés sur une représentation spatiale de la variation réelle des propriétés des sols. Cependant, comme d'autres représentations sous forme de cartes ou de modèles, il s'agit toujours d'une généralisation de la réalité. La validation de ces modèles est donc nécessaire pour déterminer si les prédictions sont suffisamment précises pour une application pratique.

La validation se fait généralement en comparant les valeurs prédites (par exemple, la propriété ou la classe du sol) aux valeurs observées à des positions connues. Les comparaisons sur les sites d'étalonnage aboutissent souvent à des résultats trop optimistes, et la validation doit donc être effectuée en utilisant des données non incluses dans l'ensemble de données d'étalonnage (Brus *et al.*, 2011). Pour cela, trois méthodes principales existent : i) l'échantillonnage probabiliste, ii) la validation croisée et iii) le fractionnement des données. Ces différentes méthodes ont été résumées, testées et discutées dans l'article de synthèse de Piikki *et al.* (2021).

La validation par échantillonnage probabiliste, qui correspond aux critères décrits dans la section 5.3.1, reste la méthode la plus recommandée (Brus *et al.*, 2011 ; Wadoux *et al.*, 2021). En effet, l'avantage de l'échantillonnage probabiliste est de se laisser la possibilité de produire des mesures de validation objectives. Si le temps et l'argent ne permettent pas de mettre en place ce type de plan d'échantillonnage, le deuxième choix le plus judicieux est d'utiliser les données disponibles à la fois pour la calibration et la validation du modèle avec des approches de validation croisée.

Une validation croisée peut être mise en œuvre de plusieurs manières. Une première approche consiste à exclure successivement chacun des échantillons pour les utiliser dans la validation du modèle calibré comportant tous les autres échantillons. Il est cependant préférable de diviser de manière aléatoire les données en groupes avec un nombre équivalent d'échantillons dans chacun d'eux. De manière analogue à la première approche, un groupe à la fois est exclu pour la validation, le reste servant à la calibration. Ainsi chaque échantillon apparaît une fois dans un groupe de calibration. On utilise généralement 5 à 10 groupes, en fonction de la taille de l'ensemble de données. En répétant le partitionnement en groupe, la répartition varie d'une réplique à l'autre. Les estimations des erreurs sont moyennées améliorant la précision.

6. Panorama des données disponibles au niveau national pour l'évaluation statistique et la cartographie de la qualité des sols

On peut ainsi distinguer les jeux de données issus des programmes de cartographie et ceux issus des programmes de surveillance. Arrouays *et al.* (2012) distinguent l'existence de trois grandes approches pour l'établissement des réseaux de surveillance sur les sols, à savoir : i) la conception d'un plan d'échantillonnage construit à dessein, ii) le

rééchantillonnage des sites où des mesures ont déjà été effectuées pour d'autres objectifs, et iii) la compilation et l'analyse des résultats d'analyses sur les sols qui ont été collectés précédemment dans le cadre d'autres exercices ou expériences d'analyse des sols. La solution (i) a été implémentée au niveau européen (Orgiazzi *et al.*, 2018) mais également dans beaucoup de pays en Europe (ex. : France, Grande-Bretagne, Danemark, Autriche, Suisse, Allemagne) comme le démontre une récente étude conduite dans le cadre du projet européen EJP (*European joint programme*) (Cornu *et al.*, 2023).

En France, on distingue 4 grands programmes fournissant des informations sur la qualité des sols¹ :

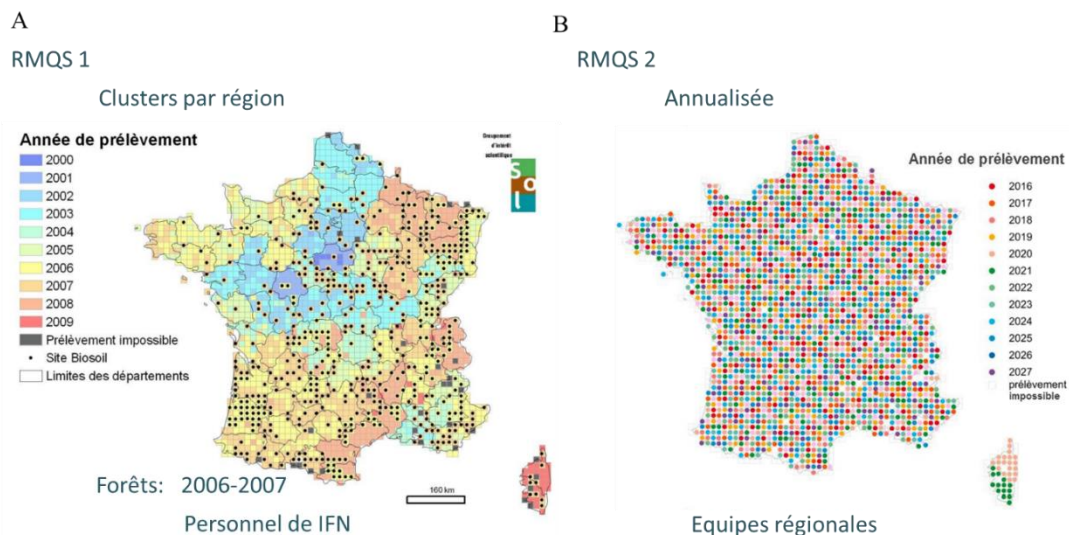
1. Les programmes de cartographies pédologiques multi-échelles (Inventaire, Gestion et Conservation des Sols / DoneSol ; Laroche *et al.*, 2014) utilisant principalement des méthodes issues de la CCS et basées sur des observations collectées selon un échantillonnage orienté ;
2. Les programmes de collectes d'analyses de terre produites à la demande des agriculteurs (Base de Données des Eléments Traces Métalliques et Base de Données des Analyses de Terre) basés sur des observations collectées selon un échantillonnage orienté (cas ii) ; en effet, c'est l'agriculteur qui prend la décision de mettre en place un échantillonnage sur une de ses parcelles afin de répondre à une question ;
3. Le programme de surveillance RMQS (cas i), basé sur un échantillonnage aléatoire systématique ;
4. Le programme européen LUCAS Soil piloté par le JRC (*Joint research center*) et basé sur un échantillonnage reconnu pour les 3 premières campagnes comme non probabiliste et orienté.

Dans ces programmes de collecte d'informations disponibles sur les sols en France, le plan d'échantillonnage retenu est rarement basé sur un échantillonnage probabiliste. On constate une prédominance des plans d'échantillonnage orientés. Ce constat est lié à la prédominance des financements jusque dans les années 2000 pour les programmes de cartographie où l'échantillonnage probabiliste n'est pas forcément nécessaire. Dans ces conditions, il est délicat d'obtenir des estimations valides et non biaisées des paramètres de la distribution statistique des propriétés en lien avec la qualité des sols, à moins de disposer d'un modèle statistique valide, ce qui n'est pas garanti. Une revue récente montre que les performances des modèles de cartographie peuvent varier de manière très importante en fonction des propriétés étudiées, des données utilisées ou de l'étendue de l'étude (Chen *et al.*, 2022). Seules les estimations obtenues à partir des données du RMQS peuvent répondre à des critères statistiques stricts, mais la résolution de la grille d'échantillonnage (16 x 16 km) est trop faible pour produire des estimations précises pour des zones géographiques d'une taille inférieure au département.

Le RMQS est composé de 2 144 sites de prélèvement dans le territoire métropolitain, distribués selon un échantillonnage aléatoire systématique correspondant à une grille de 16 km de côté. Lors de la première campagne, l'échantillonnage a commencé en 2000 et s'est terminé en 2009 (Figure 12-7.A). L'échelonnement dans le temps des prélèvements des sites durant la première campagne a été effectué par zone en échantillonnant successivement des départements et/ou des régions au gré des conventions contractées. Tous les échantillons des sites forestiers de la campagne BIOSOIL (526 sites) menée sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers ont été prélevés par le personnel de l'Inventaire Forestier National (IFN) en 2006 et 2007. La stratégie pour le déroulement des prélèvements de la deuxième campagne a été revue complètement pour devenir globalement annualisée : les ensembles de sites prélevés chaque année sont à présent distribués géographiquement selon des strates géographiques réparties d'une manière régulière dans tout le territoire (Figure 12-7.B).

En matière de validation des modèles de cartographie pour la CSMS, la disponibilité de données répondant aux critères d'échantillonnage probabiliste est également lacunaire. La pratique implémentée jusqu'ici dans le cadre des programmes français de cartographie ne prévoit pas d'échantillonnage dédié à la validation. Les produits français issus de la CSMS sont donc validés par de la validation croisée ou externe simple. Cependant, s'agissant des données obtenues dans le cadre du RMQS, elles peuvent être utilisées pour un exercice de validation à l'échelle du territoire métropolitain et fournir les estimations non biaisées des paramètres de qualités des cartes (Caubet *et al.*, 2019).

¹ Les programmes IGCS et RMQS, sont décrits plus précisément dans le Chapitre 15.



7. Conclusions

Nous avons proposé dans ce chapitre une analyse des méthodes en lien avec la cartographie et la surveillance des indicateurs de la qualité des sols ainsi que les approches pour l'échantillonnage.

L'analyse des travaux en lien avec l'ENS, qui consiste à spatialiser un indicateur qui combine des évaluations individuelles des propriétés, semble encore se heurter à des questions méthodologiques non complètement résolues, au contraire de la CSMS qui a pour premier objectif de produire des cartographies des propriétés primaires des sols et qui semble avoir atteint un degré de maturité lui permettant d'entrer dans l'opérationnalité.

L'analyse des méthodes de conception des plans d'échantillonnage montre bien qu'il n'existe pas de méthode unique adaptée à tous les objectifs et à toutes les études possibles (de Gruijter *et al.*, 2006). En fonction de l'objectif ou des objectifs de la campagne d'échantillonnage (estimation d'une moyenne, cartographie, surveillance, comblement de lacunes/ échantillonnage supplémentaire dans un programme existant), il convient de choisir la méthode la plus appropriée.

En général, nous pouvons conclure que pour estimer des quantités globales, telles que les moyennes et les totaux (% de sols sains sur une zone), les approches d'échantillonnage dit probabiliste avec inférence *design-based* sont plus performantes que les méthodes *model-based* basées sur des modèles stochastiques (spatiaux ou spatio-temporels). Les premières assurent d'obtenir des estimations sans biais et valides de paramètres statistiques ainsi que des incertitudes associées de la population étudiée. Les secondes nécessitent de s'appuyer sur des hypothèses simplificatrices de la variabilité du phénomène étudié.

Pour l'échantillonnage à des fins de cartographie, les plans basés sur l'optimisation de critères en lien avec la calibration des modèles sont considérés comme plus appropriés. Dans les plans pour la surveillance, la variation spatiale n'est pas le seul facteur à prendre en compte, il faut également tenir compte de la variation temporelle.

On comprend de ce rapide tour d'horizon que les informations ont été collectées selon diverses approches dans le cadre des programmes du GIS Sol. Le programme IGCS a majoritairement pour objectif de produire des cartes et non de fournir des statistiques globales. Les échantillonnages n'ont donc pas été raisonnés pour remplir les contraintes de la théorie de l'échantillonnage probabiliste. Seules les observations collectées dans le cadre du RMQS répondent à ces critères, mais la résolution est assez faible pour fournir des informations à des échelles locales. Des efforts sont encore nécessaires pour constituer des jeux de données *ad hoc* pour l'évaluation statistique de la qualité des sols. Cependant, la proposition de l'annexe technique de la future directive sur la surveillance des sols au niveau européen (un plan aléatoire stratifié) constitue une opportunité de combler ces lacunes.

Références bibliographiques

- Abd-Elwahed, M.S., 2018. Influence of long-term wastewater irrigation on soil quality and its spatial distribution. *ANNALS OF AGRICULTURAL SCIENCE*, 63 (2): 191-199. <https://doi.org/10.1016/j.aosas.2018.11.004>
- Angelini, M.E.; Heuvelink, G.B.M.; Lagacherie, P., 2023. A multivariate approach for mapping a soil quality index and its uncertainty in southern France. *European Journal of Soil Science*, 74 (2): 17. <https://doi.org/10.1111/ejss.13345>
- Arrouays, D.; Leenaars, J.G.B.; Richer-de-Forges, A.C.; Adhikari, K.; Ballabio, C.; Greve, M.; Grundy, M.; Guerrero, E.; Hempel, J.; Hengl, T.; Saby, N.P.A., 2017. Soil legacy data rescue via GlobalSoilMap and other international and national initiatives. *GeoResJ*, 14: 1-19. <https://doi.org/10.1016/j.grj.2017.06.001>
- Arrouays, D.; Marchant, B.P.; Saby, N.P.A.; Meersmans, J.; Orton, T.G.; Martin, M.P.; Bellamy, P.H.; Lark, R.M.; Kibblewhite, M., 2012. Generic Issues on Broad-Scale Soil Monitoring Schemes: A Review. *Pedosphere*, 22 (4): 456-469. [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(12\)60031-9](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(12)60031-9)
- Arrouays, D.; McBratney, A.; Bouma, J.; Libohova, Z.; Richer-de-Forges, A.C.; Morgan, C.L.S.; Roudier, P.; Poggio, L.; Mulder, V.L., 2020. Impressions of digital soil maps: The good, the not so good, and making them ever better. *GEODERMA REGIONAL*, 20: 7. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00255>
- Boulaine, J., 1989. Histoire des pédologues et de la science des sols. INRA Editions ed., 289.
- Brus, D.J., 2014. Statistical sampling approaches for soil monitoring. *European Journal of Soil Science*, 65 (6): 779-791. <https://doi.org/10.1111/ejss.12176>
- Brus, D.J., 2019. Sampling for digital soil mapping: A tutorial supported by R scripts. *Geoderma*, 338: 464-480. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.036>
- Brus, D.J.; de Gruijter, J.J., 2012. A hybrid design-based and model-based sampling approach to estimate the temporal trend of spatial means. *Geoderma*, 173: 241-248. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.12.010>
- Brus, D.J.; deGruijter, J.J., 1997. Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with discussion). *Geoderma*, 80 (1-2): 1-44. [https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(97\)00072-4](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(97)00072-4)
- Brus, D.J.; Kempen, B.; Heuvelink, G.B.M., 2011. Sampling for validation of digital soil maps. *European Journal of Soil Science*, 62 (3): 394-407. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01364.x>
- Brus, D.J.; Saby, N.P.A., 2016. Approximating the variance of estimated means for systematic random sampling, illustrated with data of the French Soil Monitoring Network. *Geoderma*, 279: 77-86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.016>
- Carre, F.; McBratney, A.B.; Mayr, T.; Montanarella, L., 2007. Digital soil assessments: Beyond DSM. *Geoderma*, 142 (1-2): 69-79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.08.015>
- Caubet, M.; Román Dobarco, M.; Arrouays, D.; Minasny, B.; Saby, N.P.A., 2019. Merging country, continental and global predictions of soil texture: Lessons from ensemble modelling in France. *Geoderma*, 337: 99-110. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.007>
- Chen, S.C.; Arrouays, D.; Mulder, V.L.; Poggio, L.; Minasny, B.; Roudier, P.; Libohova, Z.; Lagacherie, P.; Shi, Z.; Hannam, J.; Meersmans, J.; Richer-de-Forges, A.C.; Walter, C., 2022. Digital mapping of GlobalSoilMap soil properties at a broad scale: A review. *Geoderma*, 409: 21. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115567>
- Collard, F.; Kempen, B.; Heuvelink, G.B.M.; Saby, N.P.A.; de Forges, A.C.R.; Lehmann, S.; Nehlig, P.; Arrouays, D., 2014. Refining a reconnaissance soil map by calibrating regression models with data from the same map (Normandy, France). *GEODERMA REGIONAL*, 1: 21-30. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2014.07.001>
- Cornu, S.; Keesstra, S.; Bispo, A.; Fantappie, M.; van Egmond, F.; Smreczak, B.; Wawer, R.; Pavlu, L.; Sobocka, J.; Bakacsi, Z.; Farkas-Iványi, K.; Molnár, S.; Moller, A.B.; Madenoglu, S.; Feizine, D.; Oorts, K.; Schneider, F.; Goncalves, M.D.; Mano, R.; Garland, G.; Skalsky, R.; O'Sullivan, L.; Kasparinskis, R.; Chenu, C., 2023. National soil data in EU countries, where do we stand? *European Journal of Soil Science*, 74 (4). <https://doi.org/10.1111/ejss.13398>
- de Gruijter, J.J.; Brus, D.J.; Bierkens, M.F.P.; Knotters, M., 2006. *Sampling for Natural Resource Monitoring*. Heidelberg: (Springer).
- de Gruijter, J.J.; McBratney, A.B.; Minasny, B.; Wheeler, I.; Malone, B.P.; Stockmann, U., 2016. Farm-scale soil carbon auditing. *Geoderma*, 265: 120-130. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.010>
- Dokoutchaev, V.V., 1893. Russian Chernozems. *Russian Chernozems*.
- Farewell, T.S., 2006. LEGROS, J.-P. 2006. Mapping of the Soil. First published 1996 as Cartographie des Sols by Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne. Translated from French by V. A. K. Sharma. xv 411 pp. Enfield, Jersey, Plymouth: Science Publishers. Price £42.00 (hard covers). ISBN 1 57808 363 X. *Geological Magazine*, 143 (4): 551-552. <https://doi.org/10.1017/S0016756806222489>
- Greiner, L.; Nussbaum, M.; Papritz, A.; Zimmermann, S.; Gubler, A.; Grêt-Regamey, A.; Keller, A., 2018. Uncertainty indication in soil function maps - transparent and easy-to-use information to support sustainable use of soil resources. *SOIL*, 4 (2): 123-139. <https://doi.org/10.5194/soil-4-123-2018>
- Helfenstein, A.; Mulder, V.L.; Heuvelink, G.; Okx, J., 2022. Tier 4 maps of soil pH at 25 m resolution for the Netherlands. *Geoderma*, 410: 20. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115659>
- Hengl, T.; Heuvelink, G.B.M.; Rossiter, D.G., 2007. About regression-kriging: From equations to case studies. *Computers & Geosciences*, 33 (10): 1301-1315. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2007.05.001>
- Hudson, B.D., 1992. The Soil Survey as Paradigm-based Science. *SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL*, 56 (3): 836-841. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030027x>
- Jolivet, C., C.; Arrouays, D., D.; Boulonne, L.; Ratié, C.; Saby, N., N., 2006. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS). Etat d'avancement et premiers résultats. *Etude et gestion des sols*, 13 (3): 149-164. <https://hal.inrae.fr/hal-02664087>
- Kempen, B.; Brus, D.J.; Heuvelink, G.B.M., 2012. Soil type mapping using the generalised linear geostatistical model: A case study in a Dutch cultivated peatland. *Geoderma*, 189: 540-553. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.028>
- Laroche, B.; Richer de Forges, A.; Leménager, S.; Arrouays, D.; Schnebelen, N.; Eimberck, M.; Toutain, B.; Tientcheu, E.; Héliès, F.; Chenu, J.P.; Parot, S.; Desbourdes, S.; Girot, G.; Voltz, M.; Bardy, M., 2014. Le programme Inventaire Gestion Conservation des Sols de France : volet Référentiel Régional Pédologique. *Etude et gestion des sols*, 21: 125-140XX. <https://hal.inrae.fr/hal-02641576v1>

- Lima, G.C.; Silva, M.L.N.; de Freitas, D.A.F.; Cândido, B.M.; Curi, N.; de Oliveira, M.S., 2016. Spatialization of soil quality index in the Sub-Basin of Posses, Extrema, Minas Gerais. *REVISTA BRASILEIRA DE ENGENHARIA AGRICOLA E AMBIENTAL*, 20 (1): 78-84. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p78-84>
- McBratney, A.B.; Santos, M.L.M.; Minasny, B., 2003. On digital soil mapping. *Geoderma*, 117 (1-2): 3-52. [https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(03\)00223-4](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(03)00223-4)
- Minasny, B.; McBratney, A.B., 2006. A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. *Computers & Geosciences*, 32 (9): 1378-1388. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2005.12.009>
- Minasny, B.; McBratney, A.B., 2016. Digital soil mapping: A brief history and some lessons. *Geoderma*, 264: 301-311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.017>
- Nabiollahi, K.; Golmohamadi, F.; Taghizadeh-Mehrjardi, R.; Kerry, R.; Davari, M., 2018a. Assessing the effects of slope gradient and land use change on soil quality degradation through digital mapping of soil quality indices and soil loss rate. *Geoderma*, 318: 16-28. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.024>
- Nabiollahi, K.; Taghizadeh-Mehrjardi, R.; Eskandari, S., 2018b. Assessing and monitoring the soil quality of forested and agricultural areas using soil-quality indices and digital soil-mapping in a semi-arid environment. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64 (5): 696-707. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1373188>
- Okonkwo, E.I.; Corstanje, R.; Kirk, G.J.D., 2018. Digital soil assessment for quantifying soil constraints to crop production: a case study for rice in Punjab, India. *Soil Use and Management*, 34 (4): 533-541. <https://doi.org/10.1111/sum.12446>
- Orgiazzi, A.; Ballabio, C.; Panagos, P.; Jones, A.; Fernández-Ugalde, O., 2018. LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *European Journal of Soil Science*, 69 (1): 140-153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>
- Ozgoz, E.; Gunal, H.; Acir, N.; Gokmen, F.; Birol, M.; Budak, M., 2013. Soil quality and spatial variability assessment of land use effects in a typical haplustoll. *Land Degradation & Development*, 24 (3): 277-286. <https://doi.org/10.1002/ldr.1126>
- Paz-Kagan, T.; Ohana-Levi, N.; Herrmann, I.; Zaady, E.; Henkin, Z.; Karnieli, A., 2016. Grazing intensity effects on soil quality: A spatial analysis of a Mediterranean grassland. *CATENA*, 146: 100-110. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.04.020>
- Piikki, K.; Wetterlind, J.; Söderström, M.; Stenberg, B., 2021. Perspectives on validation in digital soil mapping of continuous attributes-A review. *Soil Use and Management*, 37 (1): 7-21. <https://doi.org/10.1111/sum.12694>
- Qadir, M.; Azeez, D.R., 2020. Assessment and mapping of desertification using soil quality indicators for some parts of Iraq. *IRAQI JOURNAL OF AGRICULTURAL SCIENCES*, 51 (5): 1290-1299. WOS:000601190700004
- Rezaee, L.; Moosavi, A.A.; Davatgar, N.; Sepaskhah, A.R., 2020. Soil quality indices of paddy soils in Guilan province of northern Iran: Spatial variability and their influential parameters. *ECOLOGICAL INDICATORS*, 117: 12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106566>
- Rüdisser, J.; Tasser, E.; Peham, T.; Meyer, E.; Tappeiner, U., 2015. The dark side of biodiversity: Spatial application of the biological soil quality indicator (BSQ). *ECOLOGICAL INDICATORS*, 53: 240-246. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.006>
- Shokr, M.S.; Abdellatif, M.A.; El Baroudy, A.A.; Elnashar, A.; Ali, E.F.; Belal, A.A.; Attia, W.; Ahmed, M.; Aldosari, A.A.; Szantoi, Z.; Jalhoom, M.E.; Kheir, A.M.S., 2021. Development of a Spatial Model for Soil Quality Assessment under Arid and Semi-Arid Conditions. *SUSTAINABILITY*, 13 (5): 15. <https://doi.org/10.3390/su13052893>
- Styc, Q.; Lagacherie, P., 2019. What is the Best Inference Trajectory for Mapping Soil Functions: An Example of Mapping Soil Available Water Capacity over Languedoc Roussillon (France). *Soil Systems*, 3 (2): 17. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3020034>
- Styc, Q.; Lagacherie, P., 2021. Uncertainty assessment of soil available water capacity using error propagation: A test in Languedoc-Roussillon. *Geoderma*, 391: 11. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114968>
- Su, X.X.; Wu, J.; Li, P.S.; Li, R.J.; Cheng, P.G., 2022. RSEI-Based Modeling of Ecological Security and Its Spatial Impacts on Soil Quality: A Case Study of Dayu, China. *SUSTAINABILITY*, 14 (8): 17. <https://doi.org/10.3390/su14084428>
- Sun, B.; Zhou, S.L.; Zhao, Q.G., 2003. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. *Geoderma*, 115 (1-2): 85-99. [https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(03\)00078-8](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(03)00078-8)
- Sun, X.L.; Wu, S.C.; Wang, H.L.; Zhao, Y.G.; Zhao, Y.C.; Zhang, G.L.; Man, Y.B.; Wong, M.H., 2012. Uncertainty Analysis for the Evaluation of Agricultural Soil Quality Based on Digital Soil Maps. *SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL*, 76 (4): 1379-1389. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0426>
- Turan, I.D.; Dengiz, O.; Özkan, B., 2019. Spatial assessment and mapping of soil quality index for desertification in the semi-arid terrestrial ecosystem using MCDM in interval type-2 fuzzy environment. *Computers and Electronics in Agriculture*, 164: 12. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2019.104933>
- Voltz, M.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Lagacherie, P.; Laroche, B.; Lemerrier, B.; Richer-de-Forges, A.; Sauter, J.; Schnebelen, N., 2020. Possible futures of soil-mapping in France. *GEODERMA REGIONAL*, 23: 11. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00334>
- Wadoux, A.; Brus, D.J.; Heuvelink, G.B.M., 2019a. Sampling design optimization for soil mapping with random forest. *Geoderma*, 355: 11. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113913>
- Wadoux, A.; Marchant, B.P.; Lark, R.M., 2019b. Efficient sampling for geostatistical surveys. *European Journal of Soil Science*, 70 (5): 975-989. <https://doi.org/10.1111/ejss.12797>
- Wadoux, A.M.J.C.; Heuvelink, G.B.M.; de Bruin, S.; Brus, D.J., 2021. Spatial cross-validation is not the right way to evaluate map accuracy. *Ecological Modelling*, 457: 109692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109692>
- Walvoort, D.J.J.; Brus, D.J.; de Gruijter, J.J., 2010. An R package for spatial coverage sampling and random sampling from compact geographical strata by κ -means. *Computers & Geosciences*, 36 (10): 1261-1267. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2010.04.005>
- Yang, W.G.; Han, Y.; Zheng, F.L.; Wang, Z.L.; Yi, Y.; Feng, Z.Z., 2016. Investigating Spatial Distribution of Soil Quality Index and Its Impacts on Corn Yield in a Cultivated Catchment of the Chinese Mollisol Region. *SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL*, 80 (2): 317-327. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.09.0335>
- Zeraatpisheh, M.; Bakhshandeh, E.; Hosseini, M.; Alavi, S.M., 2020. Assessing the effects of deforestation and intensive agriculture on the soil quality through digital soil mapping. *Geoderma*, 363: 12. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114139>

Chapitre 13

Evaluation de la qualité des sols par proxidétection et télédétection

Autrices : **Isabelle Cousin** (proxidétection), **Emmanuelle Vaudour** (télédétection).

Documentaliste : Sybille de Mareschal.

Sommaire

| | |
|---|------------|
| Introduction | 451 |
| 1. Evaluer la qualité des sols par proxidétection | 451 |
| 1.1. Constitution et analyse d'un corpus de la littérature scientifique | 451 |
| 1.2. Evaluation de la qualité des sols par résistivité/conductivité électrique | 454 |
| 1.3. Evaluation de la qualité des sols par la mesure de la permittivité diélectrique par radar | 461 |
| 1.4. Evaluation de la qualité des sols par la mesure de paramètres magnétiques | 463 |
| 1.5. Evaluation de la qualité des sols par des approches de proxidétection combinées | 466 |
| 1.6. Pour conclure | 468 |
| 2. Evaluer la qualité des sols par télédétection | 468 |
| 2.1. Approche mise en œuvre et constitution du corpus d'analyse | 468 |
| 2.2. Généralités sur la caractérisation de propriétés des sols par télédétection | 472 |
| 2.3. Déterminer des indicateurs de sol par télédétection | 472 |
| 2.4. Evaluer des indicateurs complexes ou des indices | 476 |
| 2.5. Discussion : forces et limites des approches de spatialisation de la santé ou de la qualité des sols par télédétection | 481 |
| 2.6. Conclusion et perspectives – pistes de recherche | 483 |
| 3. Conclusion générale | 484 |
| Références bibliographiques | 486 |

Introduction

Le Chapitre 10 a présenté les méthodes de mesure et d'évaluation qui conduisent à une **évaluation directe** d'indicateurs, élémentaires ou composites, de la qualité/santé des sols et/ou des fonctions qu'ils remplissent. Par « directe », nous entendons que la mesure réalisée représente la grandeur d'intérêt, sans nécessité d'un calcul ou d'une interprétation intermédiaire : par exemple, on peut « mesurer » le pH d'un échantillon de sol si l'indicateur pH est l'indicateur d'intérêt. Cependant, certains indicateurs peuvent être **évalués de façon indirecte**, par la mesure d'une autre grandeur physique, qui dépend de l'indicateur d'intérêt, mais n'y est pas rigoureusement égale. C'est le potentiel qu'offrent les **outils de la télédétection et de la proxidétection** : les signaux physiques mesurés sur les sols à l'aide de ces techniques peuvent possiblement être interprétés en termes de propriétés de sol, donc éventuellement en indicateurs de qualité des sols.

En **proxidétection**, la mesure d'une propriété d'un milieu se fait **au contact** de ce milieu, en général par l'intermédiaire d'électrodes, ou à très grande proximité, c'est-à-dire quelques cm ou dizaines de cm au-dessus du milieu. Cette approche ne se confond pas et complète éventuellement une approche par **télédétection**, où les mesures sont faites à **(grande) distance** du milieu prospecté, par des outils embarqués aéroportés, dans des drones, avions, satellites.

Si la mesure indirecte d'un indicateur peut sembler *a priori* peu séduisante car nécessitant la mise en œuvre d'une chaîne d'interprétation complexe pour obtenir une évaluation réaliste de l'indicateur, les outils de télédétection et proxidétection présentent cependant un intérêt fondamental pour l'évaluation de la santé des sols : ce sont des **outils non destructifs**, qui ne nécessitent pas le prélèvement d'un échantillon pour la mesure. En conséquence, des mesures répétées dans le temps sont possibles, ouvrant la voie à une réelle opportunité de « **monitoring** », **ou suivi, sur le moyen et le long termes**. Non destructifs, ils offrent également l'opportunité d'être **déployés sur des espaces** — de quelques mètres-carrés à quelques dizaines d'hectares pour la proxidétection, d'une centaine de mètres-carrés à l'ensemble du territoire national pour la télédétection — et sont ainsi mobilisables pour la **cartographie d'indicateurs de sols**.

Depuis plusieurs décennies, les signaux de télédétection et proxidétection sont interprétés pour en recueillir une information sur les sols : on peut en effet **déterminer indirectement un ou des indicateur(s) élémentaire(s)**, par exemple la teneur en eau de l'horizon de surface, la teneur en carbone... Ceux-ci seront ensuite utilisés tels quels comme indicateurs de qualité ou de fonctions, ou intégrés dans le calcul d'un indicateur composite (cf. Chapitre 11). Le signal mesuré en télédétection/proxidétection étant influencé par un grand nombre de caractéristiques du sol, on peut également envisager qu'il puisse constituer une évaluation intégrée de la qualité des sols. Ce chapitre a pour objectif d'explorer ces deux approches et de montrer **comment les signaux de télé/proxidétection permettent l'évaluation indirecte d'indicateurs élémentaires de qualité et/ou de fonctions des sols, ou l'évaluation intégrée de la qualité des sols**. La première section traite de la proxidétection, et la seconde de la télédétection. Pour éviter des redites, les approches de spectroscopie, quel que soit leur type (visible, proche et moyen infra-rouge, multispectral, hyperspectral...) sont traitées dans la seconde section, sur la télédétection.

1. Evaluer la qualité des sols par proxidétection

1.1. Constitution et analyse d'un corpus de la littérature scientifique

La caractérisation de propriétés des sols par proxidétection est réalisée depuis plusieurs décennies, et la littérature scientifique sur les liens entre mesures de proxidétection et propriétés des sols est très abondante, notamment — mais pas uniquement — dans le domaine des sols agricoles où la connaissance des propriétés des sols à haute résolution spatiale, à l'échelle intraparcellaire, a même donné naissance à une nouvelle discipline : l'agrogéophysique (Garré *et al.*, 2021). Ces liens entre la physique des ondes et celle des matériaux ont été théorisés avec les lois de Maxwell, dont un aperçu est proposé dans l'Encadré 13-1.

Encadré 13-1. Les liens entre la physique des ondes et les matériaux : un bref survol des lois de Maxwell

Les prospections géophysiques sont basées sur l'interaction entre la matière et les ondes électromagnétiques qui s'y propagent. Trois grandeurs sont d'intérêt pour décrire ces interactions :

- la **conductivité électrique**, généralement notée σ . Elle décrit la capacité d'un milieu à laisser passer un courant électrique (en courant continu) ; dans ce document, on parle soit de la **conductivité électrique**, soit de son inverse, la résistivité électrique – généralement notée ρ – c'est-à-dire de la capacité d'un milieu à s'opposer au passage d'un courant électrique ;
- la **permittivité diélectrique**, généralement notée ϵ . Elle décrit la capacité du milieu à réfléchir une onde électromagnétique ;
- la **perméabilité magnétique**, généralement notée μ . Elle décrit la capacité du milieu à modifier un champ magnétique.

Les méthodes basées sur la mesure de la conductivité électrique – méthode de résistivité électrique, décrite à la section 1.2 – et sur la mesure de la permittivité diélectrique – méthode de géoradar, décrite à la section 1.3 – sont les plus employées pour qualifier des propriétés du sol (au sens où on entend le terme « sol » dans cette étude). Prospection par résistivité électrique et géoradar se distinguent principalement par les fréquences du courant injecté dans le milieu d'intérêt : les prospections par résistivité électrique utilisent des courants à basse fréquence (de l'ordre de 1 à 100 kHz), tandis que les prospections par géoradar utilisent des courants alternatifs à plus haute fréquence (de l'ordre de 10 à 3600 MHz).

L'interaction entre les ondes électromagnétiques et les milieux qu'elles traversent est décrite par les lois de Maxwell, qui a notamment démontré que champ électrique et champ magnétique peuvent être considérés de façon conjointe. Le champ électromagnétique est désormais décrit par un objet mathématique unique, le tenseur électromagnétique. Certaines de ses composantes représentent le champ électrique, d'autres le champ magnétique. Nous ne présenterons pas ici les équations de Maxwell, dont la formulation fait appel à des concepts mathématiques avancés, et qui peuvent être consultées dans des ouvrages spécialisés.

Nous avons considéré dans notre analyse les approches de proxidtection suivantes : mesures de **résistivité/conductivité électrique** par prospection **électrique ou électromagnétique**, mesure de **susceptibilité magnétique**, mesure de **permittivité électrique** par prospection **radar**. Nous n'avons pas retenu d'autres approches, parfois employées dans l'étude de la Zone critique : les **mesures sismiques** et les **méthodes gravimétriques**, non retenues pour la caractérisation du sol dans le cadre où on l'entend dans notre étude (car les mesures sismiques peuvent être utilisées pour caractériser la viscosité du sol et les risques de glissement de terrain, voir par exemple (da Fonseca *et al.*, 2019) ; les mesures par **approche acoustique**, technique encore en émergence pour la caractérisation du sol et non employée dans le domaine de la qualité ; la mesure de chargeabilité par **polarisation induite**, technique dont l'application dans le domaine des sols reste encore assez confidentielle mais qui pourrait être pertinente pour la caractérisation des milieux contaminés (Ahmed *et al.*, 2019 ; Sarkheil *et al.*, 2023), ou des milieux urbains (Müller *et al.*, 2003). Enfin, les outils de proxidtection utilisant une mesure du spectre dans le domaine visible ou infra-rouge ne sont pas traités dans cette section ; utilisés fréquemment comme moyens de calibration/validation de mesures aéroportés, ils sont traités dans la section 2.

Pour traiter le sujet de l'évaluation de la qualité/santé des sols par proxidtection, nous avons adopté une démarche d'analyse de la littérature en deux étapes :

1. D'une part, nous avons construit une requête restreinte aux relations qualité/santé et outils de proxidtection. L'idée est d'identifier des travaux spécifiques sur l'utilisation de la proxidtection dans le domaine de la qualité des sols, étendu aux concepts de fertilité et de santé ; nous n'avons donc pas ici restreint la recherche à un type de document spécifique (Tableau 13-1).

Le nombre d'articles semble très conséquent (Tableau 13-1), mais cela est lié au fait que le mot-clé « *electrical conductivity* » renvoie à la fois à la méthode de mesure au champ de la conductivité dans le cadre d'une prospection géophysique spatialisée, et à l'indicateur élémentaire qui qualifie notamment le niveau de salinité (cf. Chapitre 10).

La lecture des résumés de ces articles a permis d'éliminer tous ceux qui concernaient cette seconde acception. De même, nous avons exclu de notre analyse l'ensemble des articles qui, recensés dans la requête #4 contenant le mot-clé « *magnetic* », faisaient référence à des mesures de Résonance Magnétique Nucléaire, principalement dédiées à l'évaluation de la qualité de la matière organique et mises en œuvre au laboratoire. Bien que traitées dans des requêtes différentes, les méthodes de résistivité/conductivité électrique et les méthodes électromagnétiques ont été considérées ensemble. Enfin, nous avons rassemblé les articles qui traitent de l'emploi simultané de plusieurs outils à la fois. Au final, la mesure de la résistivité/conductivité électrique est l'approche la plus employée en proxidéttection pour évaluer la fertilité/qualité/santé des sols (Tableau 13-2) ; des approches multi-méthodes, combinant les avantages de plusieurs outils, sont également employées, bien que peu fréquentes.

Tableau 13-1. Résultats de requêtes dans le Web of science (WoS) pour l'identification d'articles liant proxidéttection et fertilité/qualité/santé des sols

| Date de la requête | N° de la requête | Equation de la requête | Nombre d'articles identifiés dans la requête |
|--------------------|------------------|--|--|
| 20/02/2024 | #1 | TI=(soil NEAR/4 ("quality" or "qualities" or "health" or "healthy" or "unhealth" or "unhealthy" or "fertility")) AND TS=(geophys* or "electrical resistivity" or "GPR" or "ground penetrating radar" or "proximal sensing" or "electrical conductivity") | |
| 20/02/2024 | #2 | TS=(soil NEAR/4 ("quality" or "qualities" or "health" or "healthy" or "unhealth" or "unhealthy" or "fertility")) AND TI=(geophys* or "electrical resistivity" or "GPR" or "ground penetrating radar" or "proximal sensing" or "electrical conductivity") | |
| 20/02/2024 | #3 | #1 OR #2 | 639 |
| 27/02/2024 | #4 | TI=(soil NEAR/4 ("quality" or "qualities" or "health" or "healthy" or "unhealth" or "unhealthy" or "fertility")) AND TS=(electromagnetic or susceptibility or permittivity or magnetic or dielectric or di-electric) | |
| 01/03/2024 | #5 | TS=(soil NEAR/4 ("quality" or "qualities" or "health" or "healthy" or "unhealth" or "unhealthy" or "fertility")) AND TI=(electromagnetic or susceptibility or permittivity or magnetic or dielectric or di-electric) | |
| 01/03/2024 | #6 | #5 OR #6 | 246 |

Tableau 13-2. Nombre d'articles traitant des liens entre une grandeur géophysique et l'évaluation de la fertilité/qualité/santé des sols.

| | Lien avec la fertilité des sols | Lien avec la qualité des sols | Lien avec la santé des sols |
|---|---------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Résistivité/conductivité électrique (mesurée par une prospection électrique ou électromagnétique) | 25 | 28 | 7 |
| Permittivité électrique (mesurée par une prospection radar) | 0 | 3 | 0 |
| Susceptibilité magnétique (mesurée par une approche magnétique) | 7 | 13 | 1 |
| Plusieurs paramètres géophysiques (mesurée par une prospection multi-mesures) | 6 | 7 | 4 |

2. D'autre part, nous avons construit une requête très large, en précisant des mots-clés concernant à la fois le sol et les outils de proxidéttection, et nous avons retenu de ces requêtes uniquement les articles de synthèse ou « *reviews* » traitant d'une méthode de proxidéttection spécifique. L'idée est ici d'identifier la théorie de la mesure associée à chaque outil, ses cadres d'application, et ses avantages/limites. Tous les résumés de la requête ont été analysés et une sélection, centrée sur le sol (au sens où on l'entend dans cette étude, c'est-à-dire excluant les disciplines du génie civil ou de la géotechnique), a été retenue pour analyse (Tableau 13-3).

Ce sont finalement 90 références qui sont citées à l'appui de la présente analyse du corpus traitant de la proxidéttection.

Les paragraphes qui suivent traitent successivement de chaque paramètre géophysique.

Tableau 13-3. Résultats de requêtes dans le WOS pour l'identification d'articles de review sur la proxidéttection appliquée aux sols.

| Date de la requête | Equation de la requête | Nombre d'articles identifiés dans la requête | Thématique pour l'étude | Nombre d'articles retenus pour l'étude |
|--------------------|--|--|------------------------------------|--|
| 01/03/2024 | soil (All Fields) and resistivity (All Fields) and Review Article (Document Types) | 75 | Résistivité électrique | 14 |
| 01/03/2024 | soil (All Fields) and conductivity AND apparent (All Fields) and Review Article (Document Types) | 36 | Conductivité électrique | 6 |
| 01/03/2024 | soil (All Fields) and electromagnetic or EMI (All Fields) and Review Article (Document Types) | 142 | Prospection électromagnétique | 7 |
| 01/03/2024 | soil (All Fields) and "GPR" or "ground penetrating radar" (All Fields) and Review Article (Document Types) | 102 | Radar / GPR | 21 |
| 01/03/2024 | soil (All Fields) and magnetic (Title) and Review Article (Document Types) | 66 | Prospection magnétique | 5 |
| 01/03/2024 | soil (All Fields) and "proximal sensing" (All Fields) and Review Article (Document Types) | 29 | Toutes méthodes de proxidéttection | 13 |

1.2. Evaluation de la qualité des sols par résistivité/conductivité électrique

1.2.1. Concepts, méthodes de mesure de résistivité/conductivité électrique et liens avec des propriétés de sol

Résistivité électrique et propriétés des sols

La résistivité électrique (classiquement notée ρ) décrit la capacité d'un milieu à s'opposer au passage d'un courant électrique. Son inverse, la conductivité électrique (classiquement notée σ), décrit donc la capacité d'un milieu à laisser passer un courant. Dans le domaine des sols, ces deux propriétés, résistivité et conductivité électriques, sont sous l'influence d'un grand nombre de caractéristiques du sol, dont les 5 principales sont : i) la **nature des constituants solides** (et leur minéralogie, pour ce qui concerne les argiles), ii) la **température** du sol, iii) la **teneur en eau** du sol, iv) la **structure du réseau poreux** (porosité totale, distribution de taille des pores, connectivité), et v) la **concentration de la solution du sol** (à l'origine de la conductivité électrique de la phase liquide) (Friedman, 2005 ; Samouëlian *et al.*, 2005).

La **nature et la minéralogie des constituants du sol** sont des caractéristiques pérennes du milieu ; les argiles ont des résistivités (respectivement des conductivités) de l'ordre de 5 à 100 Ohm.m (resp. 10 à ~2000 mS.m⁻¹), tandis que les sables et les éléments grossiers ont des résistivités significativement plus élevées (respectivement des conductivités significativement plus faibles), de l'ordre de 800 à 10 000 Ohm.m (resp. 0,1 à ~3 mS.m⁻¹) (Samouëlian *et al.*, 2005). La résistivité/conductivité électrique est d'ailleurs employée pour caractériser la teneur en éléments grossiers d'une parcelle agricole caillouteuse (Tetegan *et al.*, 2012).

La **température** joue un rôle important dans la résistivité/conductivité, dans la mesure où l'agitation ionique augmente avec la température, en même temps que la viscosité du fluide diminue. Dans des prospections de résistivité/conductivité électrique, il est assez rare que la température soit le paramètre d'intérêt, et l'on cherche fréquemment à s'en affranchir, en utilisant la formule de correction de Campbell *et al.* (1948) qui permet de rapporter toute mesure de résistivité/conductivité à son équivalent à 25°C [équation 1] :

$$\sigma_T = \sigma_{25^\circ\text{C}} [1 + \alpha(T - 25^\circ\text{C})] \quad [1]$$

où σ_T représente la conductivité électrique à la température T ,
 $\sigma_{25^\circ\text{C}}$ représente la conductivité électrique à 25°C,
 et α est un facteur de correction égal à 2,02%.

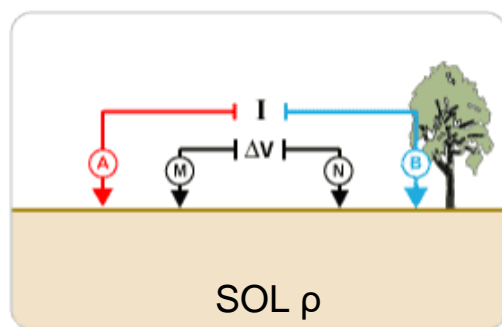
La **teneur en eau** du milieu est également un paramètre majeur de la résistivité, laquelle est d'autant plus faible que la teneur en eau est élevée ; la résistivité est d'ailleurs un outil de caractérisation de la variation de la teneur en eau du sol, comme l'ont montré Michot *et al.* (2003) pour caractériser les chemins d'eau préférentiels dans l'horizon de surface d'une parcelle cultivée, ou encore Cousin *et al.* (2009) et Besson *et al.* (2010) pour analyser la variabilité spatiale de la teneur eau au sein d'une parcelle agricole hétérogène.

La **composition de la solution du sol** influe également fortement sur la résistivité/conductivité électrique (Friedman, 2005), et Corwin et Lesch (2005a) rappellent d'ailleurs que c'est pour sa capacité à caractériser des sols salins ou salés qu'ont été conduites les premières prospections de conductivité électrique dans les années 1970.

Enfin, la **structure du sol**, et donc la porosité, la connectivité et la tortuosité du réseau poreux influent sur le signal de conductivité/résistivité, lequel peut être utilisé comme outil diagnostique du niveau de tassement, en milieu agricole (Besson *et al.*, 2004 ; Besson *et al.*, 2013) ou forestier.

Principe d'une mesure de la résistivité électrique

Pour mesurer la résistivité électrique, on constitue un circuit électrique utilisant le sol comme résistance. Des électrodes injectent du courant dans le sol, et des électrodes mesurent la différence de potentiel induite par le passage de ce courant. On utilise classiquement 4 électrodes, les électrodes A et B permettant l'injection du courant, et les électrodes M et N mesurant la différence de potentiel (Figure 13-1). Selon la configuration choisie — c'est-à-dire selon la position géométrique des électrodes les unes par rapport aux autres —, on capture plutôt des informations relatives à la profondeur du sol (exemple d'une configuration dite « pôle-pôle » mobilisant les électrodes A et M), ou à la variabilité de la structuration horizontale (exemple d'une configuration dite « Wenner » mobilisant les 4 électrodes A, B, M, N) (Samouëlian *et al.*, 2005).



$$\rho = K^* \Delta V / I$$

avec K : coefficient géométrique
(dépend de la disposition des électrodes dans l'espace)

Figure 13-1. Principe d'une mesure de la résistivité électrique d'un sol de résistivité ρ .
Dans cet exemple, les électrodes sont en configuration Wenner

Une mesure locale de la résistivité électrique est appelée un « **sondage électrique** », et consiste à positionner les 4 électrodes de part et d'autre du point d'intérêt, puis à les écarter pour prospecter un volume de plus en plus important. Lorsque l'on conjugue une mesure de type sondage avec un déplacement latéral des électrodes, on réalise un « **panneau électrique** », donnant une information à la fois en profondeur et le long de la ligne de positionnement des électrodes (Figure 13-2).

Il est important de noter que la mesure de résistivité est une mesure intégrant l'ensemble du volume compris entre les électrodes de mesure, ce que l'on appelle la **résistivité apparente**. Si l'on s'intéresse à la **résistivité réelle** en chaque point le long d'un profil de sol, il convient de modéliser cette résistivité réelle à l'aide d'outils d'inversion de la résistivité apparente (voir, par exemple, la proposition de Loke et Barker (1996), très employée pour inverser des panneaux électriques).

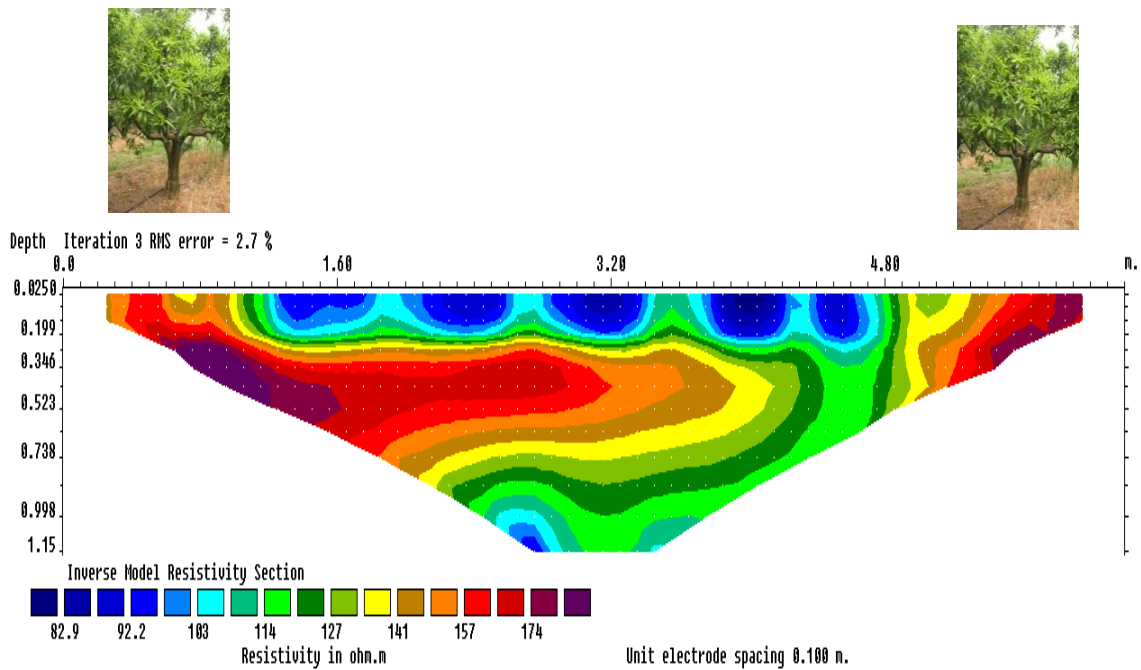


Figure 13-2. Panneau électrique réalisé dans un verger de clémentiniers (UE Citrus, Corse), avec des électrodes espacées de 10 cm. Les photos représentent la position des arbres. On note la résistivité significativement plus élevée sur les rangs que sur l'inter-rang, témoin d'une teneur en eau plus faible au droit des arbres (INRA, UR Sols).

Principe d'une mesure de la conductivité électrique par prospection électromagnétique

On peut également mesurer la conductivité électrique à l'aide d'une prospection électromagnétique à champ proche. Il s'agit ici d'utiliser 2 bobines d'induction électromagnétiques séparées d'une distance de quelques dizaines de centimètres (pour des applications dans le domaine des sols). Lorsque l'une des bobines (bobine émettrice) est parcourue par un courant électrique de basse fréquence, elle produit un champ magnétique primaire qui crée des courants induits, les « courants de Foucault », lesquels produisent à leur tour un champ magnétique secondaire (Figure 13-3). Les champs magnétiques primaires et secondaires sont mesurés par la seconde bobine (bobine réceptrice). Le rapport entre les champs magnétiques primaire et secondaire est proportionnel à la conductivité électrique apparente du sol (σ_a , en $S.m^{-1}$), selon l'équation suivante [2] :

$$\sigma_a = (4/\omega\mu_0 S^2) \times (H_s/H_p) \quad [2]$$

avec H_p le champ magnétique primaire à la bobine réceptrice ($A.m^{-1}$),

H_s le champ magnétique secondaire à la bobine réceptrice ($A.m^{-1}$), ω la pulsation ($rad.s^{-1}$),

μ_0 la perméabilité magnétique du vide ($H.m^{-1}$), et S la distance interbobine (m).

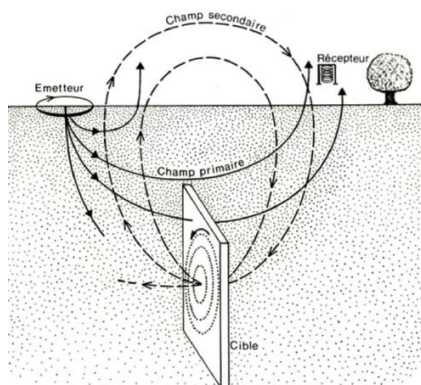


Figure 13-3. principe de la mesure de la conductivité électrique apparente (méthode de prospection Slingram) (illustration de l'AGAP Qualité¹, https://www.agapqualite.org/wp-content/uploads/2019/07/CBP-AGAP_EMA02_rev01_Electromagnetique-proche_VB.pdf)

¹ L'AGAP Qualité est une association d'organismes d'études en géophysique de subsurface. Elle publie en ligne des codes de bonnes pratiques et des recommandations pour promouvoir la qualité dans l'utilisation d'outils géophysiques.

Dans le domaine de la Science des Sols, une mesure de la conductivité électrique apparente au champ est classiquement réalisée avec l'appareil EM38 de *Geonics*, soit un conductivimètre à faible nombre d'induction, constitué de 2 bobines distantes de 1 mètre. On utilise l'appareil selon 2 configurations : avec les bobines en position horizontale (mode HCP), ce qui permet de mesurer la conductivité apparente sur une épaisseur de l'ordre de 1,5 m, ou avec les bobines en position verticale (mode VCP), ce qui réduit la profondeur d'investigation à 0,75 m mais augmente la précision de la mesure.

Des prospections spatialisées pour évaluer la variabilité intraparcellaire des propriétés de sol

Des mesures ponctuelles de conductivité/résistivité électrique peuvent être mises en œuvre localement, mais l'intérêt de ces mesures non destructives réside essentiellement dans leur utilisation à haute résolution pour qualifier la **variabilité intraparcellaire** d'une zone agricole ou forestière. En agriculture, ce sont même des outils de choix depuis une vingtaine d'années pour identifier des zones dites « à fonctionnement homogène » sur lesquelles des pratiques agricoles spécifiques de précision peuvent être conduites, fertilisation de précision, irrigation de précision. Les mesures de conductivité/résistivité électrique doivent donc être déployées sur l'ensemble de la parcelle, en général à l'aide de dispositifs tractés, initialement développés dans le cadre de programmes de recherche, et désormais mis en œuvre par des sociétés commerciales.

Des mesures de résistivité électrique spatialisées sont en particulier réalisées par le dispositif ARP (*Automatic Resistivity Profiler*), mis en œuvre par la société Geocarta (<https://geocarta.net/>) suite au brevet du dispositif MuCEP (*Multi Continuous Electrical Profiling*), développé par le CNRS (Panissod *et al.*, 1997). Il s'agit d'un appareil constitué de 4 ensembles de 2 roues dentées : le premier essieu porte les électrodes d'injection, et les 3 autres les électrodes de mesure de la différence de potentiel. Espacées respectivement de 0,5 m, 1 m et 1,7 m, elles prospectent des épaisseurs croissantes du sol (Figure 13-4). La précision de la carte spatialisée résultante est dépendante de l'intervalle entre 2 lignes de passage de l'appareil : un passage tous les 2 mètres conduit à une carte de résolution fine mais, pour en diminuer le coût, des prospections sur des lignes espacées de 6 m, voire de 12 m, sont fréquentes.

Des prototypes adaptés permettent des prospections en milieu viticole. En milieu forestier, ce sont cependant des prospections à pied qui sont réalisées, des mesures étant prises à intervalles réguliers sur une grille systématique (Paillet *et al.*, 2010).

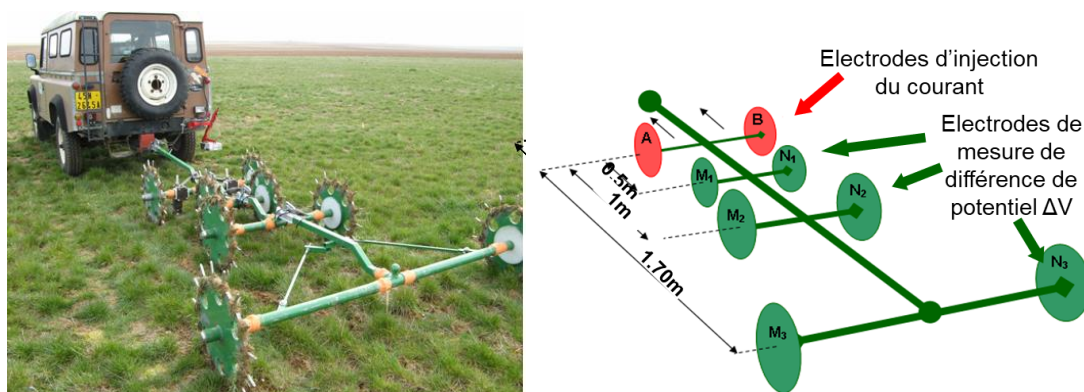


Figure 13-4. Dispositif MuCEP déployé sur une parcelle agricole en Beauce (photo Inra, UR Sols) et schéma de positionnement des électrodes de mesure

Des mesures de conductivité électrique apparente à l'aide du dispositif EM38 sont également parfois réalisées à pied, l'opérateur se déplaçant sur l'ensemble de l'espace à prospector ; c'est une démarche fastidieuse mais utile dans les espaces accidentés ou dans les parcelles ne permettant pas le passage d'engins. Cependant, il est possible d'installer les conductivimètres à l'arrière d'engins tractés, pour couvrir rapidement de grandes surfaces en milieu ouvert, en particulier dans le cadre de prospections dédiées à la mise en place de pratiques agricoles de précision (Figure 13-5).



Figure 13-5. Dispositif tracté de mesure de la conductivité électrique apparente par un conductimètre Geonics EM38 (d'après Corwin et Lesch, 2005b)

1.2.2. La conductivité/résistivité électrique, un outil d'évaluation d'indicateurs élémentaires en lien avec la qualité des sols

Pour évaluer indirectement une ou plusieurs propriétés de sol

Pour analyser la dépendance de la conductivité électrique à une ou plusieurs caractéristiques du sol, de nombreuses études ont eu pour objectif de croiser des mesures de conductivité, réalisées sur l'ensemble d'une parcelle agricole, avec des mesures ponctuelles d'une caractéristique de sol, mesurée sur des échantillons de sol prélevés sur une **grille systématique** au sein de cette parcelle. Par exemple, Jung *et al.* (2005) prélèvent des échantillons de sol à 4 profondeurs sur une grille régulière de 30 m sur une parcelle de 4 ha. Différentes caractéristiques des sols sont analysées et mises en relation avec la conductivité électrique apparente mesurée par un conductimètre EM38 : des coefficients de corrélation significatifs sont observés entre la conductivité électrique apparente et i) la **CEC**, ii) la **teneur en argile**, iii) la **teneur en phosphore**, les coefficients étant plus élevés pour les horizons profonds que pour l'horizon de surface ; en revanche, aucune corrélation significative n'est mesurée dans cette prospection avec la teneur en carbone organique, la teneur en azote ou la biomasse microbienne. Les auteurs en concluent que certains indicateurs élémentaires de la qualité des sols peuvent être approximés par une mesure de conductivité électrique apparente. De telles corrélations ont également été montrées pour d'autres indicateurs, par exemple l'**épaisseur du sol** (Bourennane *et al.*, 2022), ou le **Réservoir en eau utilisable** (Génére *et al.*, 2015). Lardo *et al.* (2013) étendent l'analyse des relations entre conductivité apparente et propriétés de sol à un indicateur biologique : prélevant des lombriciens sur une grille régulière prospectée avec un conductimètre multi-fréquentiel, ils mettent en évidence que la **biomasse des lombriciens** diminue avec la conductivité électrique.

Pour limiter les prélèvements, des algorithmes d'optimisation d'échantillonnage peuvent être employés pour générer une grille irrégulière de points de prélèvements et en diminuer le nombre. García-Tomillo *et al.* (2017) caractérisent ainsi à haute résolution la **teneur en matières organiques** de l'horizon de surface d'une parcelle prospectée avec l'EM 38.

Pour identifier des zones de fonctionnement homogènes au sein d'une parcelle agricole

Mais si des prospections intraparcellaires de résistivité/conductivité du sol ont permis de montrer les relations entre la résistivité/conductivité et un indicateur élémentaire de qualité des sols, elles ont plus généralement pour objectif **de délimiter des zones à résistivité/conductivité homogènes**. En raison de la dépendance de la résistivité/conductivité à un grand nombre de caractéristiques du sol, aussi bien pérennes que dynamiques, ces zones à résistivité homogènes sont interprétées comme des **zones à « fonctionnement homogène »** : on postule que les processus bio-physico-chimiques qui y prennent place sont d'intensité égale au sein de la zone, raison pour laquelle ce sont les entités sur lesquelles seront conduites des pratiques de précision. Pour caractériser plus finement ces zones, des prélèvements de sol sont réalisés pour la détermination de caractéristiques de sol d'intérêt, mais, pour limiter les coûts (de prélèvements et d'analyse), ils ne sont pas organisés selon une grille systématique mais **positionnés au sein des zones d'échantillonnage**. Corwin et Lesch (2005b) recommandent que les points de prélèvements : i) représentent environ 95% de la gamme de variabilité de la conductivité électrique mesurée sur la

parcelle, et ii) soient distribués de façon « relativement homogène » au sein de chaque zone identifiée. A titre d'exemple, ils prélèvent 40 échantillons sur une parcelle de 32,4 ha, avec 4 à 6 échantillons par zone homogène. C'est également la stratégie déployée dans le cadre du projet CAREX (Caractérisation des Unités Expérimentales) d'INRAE (Seger *et al.*, 2016), dont l'objectif est de produire une cartographie à très haute précision des sols et de leurs propriétés, afin qu'y soient installées des expérimentations agronomiques dédiées à l'analyse des interactions géotypes X environnement X pratiques, en tenant compte de la variabilité des sols et de leurs propriétés. Sur le site d'Epoisses couvrant 120 ha (Figure 13-6), la cartographie de résistivité électrique par la méthode ARP a permis de positionner 105 points dédiés à la description du profil de sol (nombre d'horizons du profil de sol, épaisseur de chaque horizon). Au sein de chaque zone homogène, une fosse est creusée pour y prélever des échantillons sur lesquels seront mesurées des caractéristiques physico-chimiques classiques des sols (granulométrie, teneur en éléments grossiers, pH, CEC, teneurs en carbone et en azote). Une fois les résultats analysés, la prospection de résistivité électrique est réutilisée pour spatialiser les résultats obtenus, qu'il s'agisse de données permettant l'élaboration d'une carte des sols à haute résolution (teneur en argile, épaisseur du sol...), ou qu'il s'agisse d'indicateurs de fonctions des sols, par exemple, le Réservoir en eau utilisable. De même, Cillis *et al.* (2018) utilisent une cartographie ARP à haute résolution pour identifier, à l'aide d'une méthode de « *clustering* », ou partitionnement, de type « *k-means* », ou k-moyennes, 4 zones homogènes au sein d'une parcelle agricole. (Hovhannissian *et al.*, 2019) déploient une prospection de résistivité électrique à très haute résolution (inframétrique) pour qualifier des zones de fertilité homogène, de même que Hedley *et al.* (2004) qualifient plusieurs indicateurs élémentaires de fertilité tels que la CEC ou la teneur en phosphore. Lorsque des prospections répétées au cours du temps permettent l'identification de même zones plusieurs années successives, alors les caractéristiques dynamiques des sols, modifiables par les pratiques agricoles, semblent stables ; des pratiques adaptées peuvent y être conduites (De Caires *et al.*, 2014). Une telle évaluation est également possible avec une prospection à une seule date, ainsi que la réalisent Scudiero *et al.* (2013), qui conduisent à la fois une prospection électromagnétique (à l'EM 38) et une cartographie de rendement sur la même parcelle : la co-occurrence spatiale des zones de fonctionnement homogène et du rendement leur permet de conclure que la conductivité électrique constitue un **proxy de la qualité des sols** ; ils qualifient ensuite les zones de fonctionnement homogène comme autant d'unités de pratiques agricoles (*SSMUs : site-specific management units*). Sur de telles zones, Griffin et Hollis (2013) ou Sarauskis *et al.* (2023) ajustent des densités de semis, et Tsibart *et al.* (2023) adaptent des doses de fertilisants.

1.2.3. La conductivité électrique, un proxy de la qualité des sols ?

La conductivité électrique étant considérée par de nombreux auteurs comme un indicateur élémentaire de la qualité des sols (cf. Chapitre 10), et étant elle-même sous l'influence de nombreux autres indicateurs élémentaires, on peut penser qu'une prospection spatialisée puisse être utilisée pour cartographier directement la qualité ou la santé des sols. Adhikari *et al.* (2022) **spatialisent en effet un indicateur de santé des sols** (*Haney Soil Health Tool*), fonction de la teneur en carbone du sol, de sa teneur en azote, et du flux de CO₂ émis en une journée, tous mesurés sur des échantillons de l'horizon de surface du sol, prélevés sur une grille de 35 m x 35 m. Les résultats sont ensuite spatialisés à haute résolution grâce à des données de résistivité apparente (un modèle numérique d'altitude) obtenues à la résolution de 1 m. Une telle démarche de spatialisation d'un indicateur intégré sur la base de la résistivité/conductivité apparente reste cependant encore rare.

Toutefois, de par son caractère intégrateur du fonctionnement des sols et la possibilité qu'offre la technologie de réaliser rapidement des mesures de conductivité sur des surfaces de grande taille (de l'ordre de une à plusieurs parcelles agricoles), la conductivité électrique peut être utilisée dans le calcul d'un indice intégré de qualité des sols, au côté d'autres variables mesurées de façon plus destructive sur des échantillons de sol. Ainsi, Moral et Rebollo (2017) proposent un indice de qualité des sols mobilisant des mesures de conductivité électrique, teneurs en argile/limon/sable, teneurs en C/N/P/K, CEC, et calculé par le modèle Rasch qui évalue la qualité par une approche de variable latente (cf. Chapitre 11 pour la démarche d'indice de qualité des sols basé sur l'évaluation d'une variable latente).

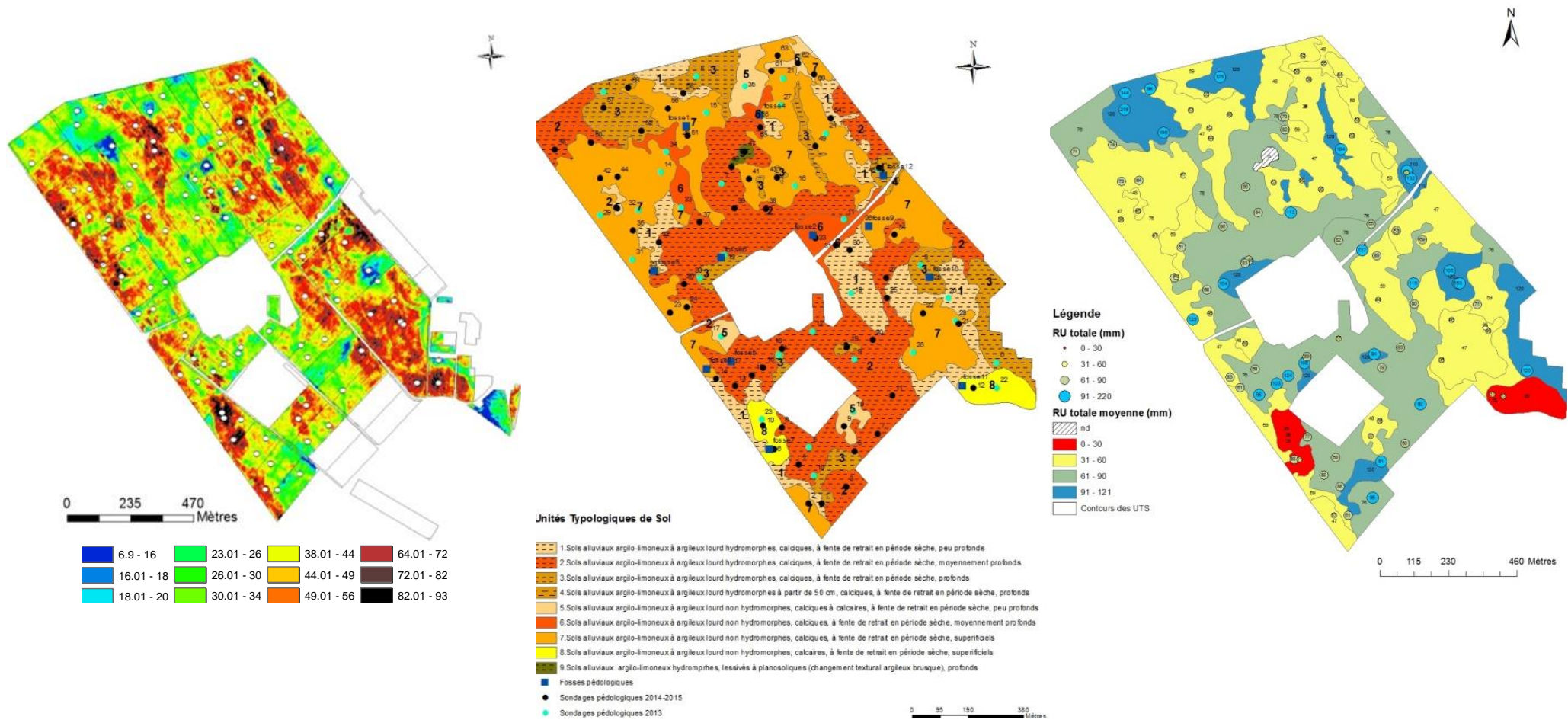


Figure 13-6. Carte de résistivité électrique (voie 3) réalisée avec le dispositif ARP. Localisation des points d'échantillonnage [à gauche]. Carte des sols [au milieu]. Carte du Réservoir en Eau Utilisable [à droite] (INRAE, UR Sols)

1.2.4. Intérêts et limites de la résistivité/conductivité électrique pour évaluer la qualité des sols

La sensibilité de la mesure de résistivité/conductivité électrique à de nombreux indicateurs élémentaires de qualité des sols permet de l'utiliser comme un outil de spatialisation à haute résolution pour délimiter des zones à fertilité/qualité/santé spécifiques. Ce n'est cependant pas une mesure directe des indicateurs élémentaires **qu'il convient de déterminer sur des échantillons de sol prélevés spécifiquement**. On réduit toutefois significativement le coût de prélèvement et d'analyse en optimisant le nombre de prélèvements, et leur côté non destructif autorise des prospections répétées pour du suivi temporel, d'intérêt particulier pour la cartographie de caractéristiques dynamiques indicatrices de la santé des sols. Par ailleurs, des prospections de résistivité/conductivité doivent être réalisées par des personnes formées spécifiquement aux méthodes de mesure, et une prospection de résistivité reste délicate en milieu caillouteux ou sec, pour des raisons de contact du sol avec les électrodes (Corwin et Scudiero, 2020). Enfin, on n'oubliera pas que les mesures restent des **mesures apparentes**, et que la profondeur d'investigation de ces outils dépend notamment de la résistivité/conductivité de la couche de surface, et des différences de résistivité/conductivité entre les différents horizons de sol : une couche résistante bloque les lignes de courant qui ne pénètrent pas en profondeur.

1.3. Evaluation de la qualité des sols par la mesure de la permittivité diélectrique par radar

1.3.1. Concepts, mise en œuvre d'une prospection par géoradar et liens avec des propriétés de sol

La prospection par géoradar ou GPR (*Ground Penetrating Radar*) est une **méthode géophysique active** basée sur le principe de la **réflexion d'ondes électromagnétiques**. Pour une prospection au sol, deux antennes sont disposées au sol, l'une émettrice, l'autre réceptrice. L'antenne émettrice envoie un signal, et celui-ci est réfléchi par les **interfaces créées par des contrastes de permittivité** dans le milieu (Figure 13-7). On utilise ainsi cette méthode en génie civil, en archéologie, en pédologie.

La résolution de l'information obtenue dépend de la fréquence de l'émission, laquelle détermine également la profondeur d'investigation : avec une antenne émettant des ondes dans une fréquence **de l'ordre du MHz**, la profondeur d'investigation peut atteindre **une dizaine de mètres**, mais la résolution de l'information obtenue est de l'ordre du mètre ; avec une antenne émettant dans des fréquences **de l'ordre du GHz**, on atteint des résolutions élevées, **de quelques millimètres**, mais la profondeur d'investigation est limitée à quelques dizaines de centimètres (Loiseau *et al.*, 2023).

Classiquement, on réalise un point de mesure avec deux antennes posées sur le sol (Figure 13-7). Des dispositifs tractés permettent de couvrir des surfaces et de faire des prospections à l'intérieur d'une parcelle. La Figure 13-7 expose le principe théorique d'une prospection GPR, mais des configurations variées, présentées par Pathirana *et al.* (2023), peuvent être mises en œuvre au champ.

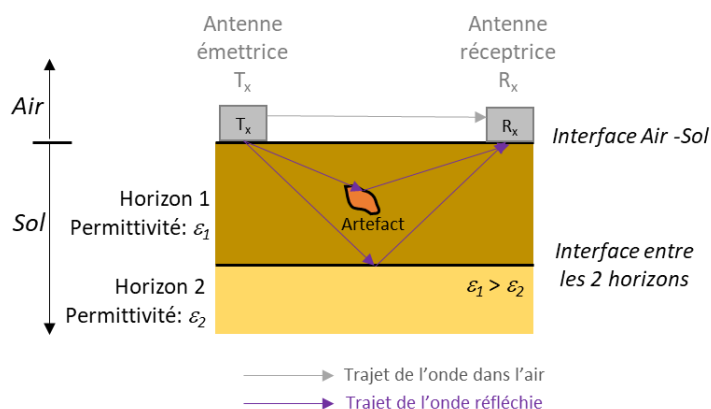


Figure 13-7. Principe d'une mesure au géoradar. Les ondes enregistrées par l'antenne réceptrice sont les ondes réfléchies par les interfaces de permittivités variées (ici, un artefact à l'intérieur de l'horizon 1, et l'interface entre les horizons 1 et 2)

Les signaux enregistrés sont interprétés en termes d'interfaces de réflexion du signal, c'est-à-dire que l'on représente l'information en fonction du temps de réponse (Figure 13-8.A). Ce temps de réponse, et donc la vitesse de propagation des ondes, est ensuite interprété en profondeur d'investigation (Figure 13-8.B).

On notera qu'une teneur en argile élevée dans le sol, ainsi qu'une teneur en eau très forte, proche de la saturation, limitent l'usage du géoradar, car elles produisent une atténuation importante du signal.

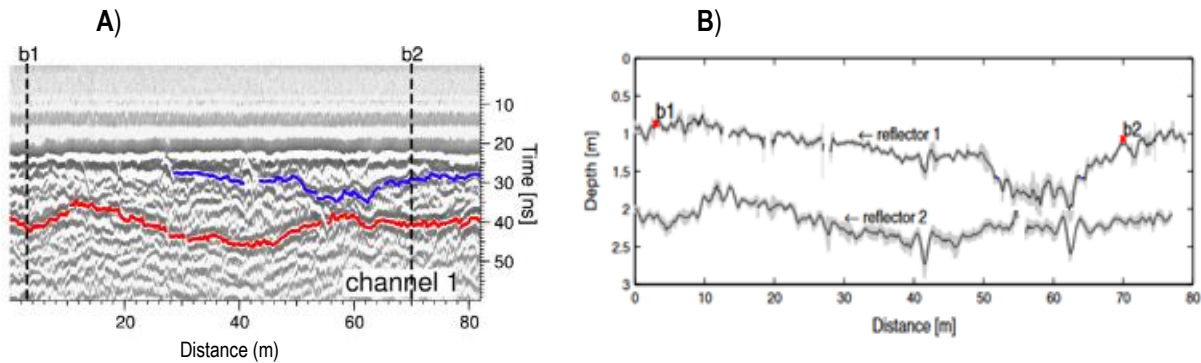


Figure 13-8. Signaux enregistrés lors d'une prospection géoradar (A) et interprétation en termes de profondeur (B), entre les points b1 et b2. Les lignes surlignées en bleu et en rouge soulignent les réflecteurs enregistrés par l'appareil, respectivement à 1 mètre et 2 mètres de profondeur environ (Exemples tirés de Pan et al., 2012)

1.3.2. Le signal radar réfléchi, un outil d'évaluation d'indicateurs élémentaires en lien avec la qualité des sols

Evaluer la teneur en eau du sol par GPR

Différents types d'interfaces sont à l'origine d'une réflexion, qui peut être interprétée en termes d'indicateur élémentaire de la qualité des sols. Cependant, c'est la **variation de la teneur en eau** qui est la plus fréquemment recherchée par géoradar (Chanzy et al., 1996 ; Wunderlich et Rabbel, 2013). L'interprétation du signal obtenu en teneur en eau est possible grâce à l'équation de Topp et al. (1980) [équation 3], que l'on utilise à la fois pour interpréter le signal radar, et pour interpréter les mesures de sondes de type TDR, installées localement dans le sol et utilisées pour calibrer le signal :

$$\theta_v = -5,3 \cdot 10^{-2} + 2,92 \cdot 10^{-3} \cdot \varepsilon_r - 5,5 \cdot 10^{-4} \cdot \varepsilon_r^2 + 4,3 \cdot 10^{-6} \cdot \varepsilon_r^3 \quad [3]$$

Ce modèle empirique, qui lie la teneur en eau volumique θ_v et la permittivité diélectrique ε_r , a été testé dans plusieurs situations par Topp et al. (1980) qui ont démontré son indépendance à d'autres caractéristiques du sol telles que la texture du sol, sa teneur en sel, sa masse volumique. A l'exception de sols très riches en matières organiques, l'équation de Topp est réputée applicable sur l'ensemble des types de sols. Cependant, la qualité de l'information sur la teneur en eau est plus précise à proximité de la surface, en particulier dans le premier horizon de sol (10 à 20 cm ; Chanzy et al., 1996).

Autres caractéristiques du sol détectables par GPR

Des variations de la **nature** des horizons, notamment de leur texture et en particulier de la teneur en argiles, constituent de fait des interfaces théoriquement détectables par géoradar, ce que démontrent Wunderlich et Rabbel (2013) par des expérimentations en conditions contrôlées au laboratoire.

Lorsque le matériau parental, à la base du sol, présente des caractéristiques très différentes de celles des horizons sus-jacents, en particulier sa densité, il constitue alors une interface détectable par signal GPR, ce qui donne une possibilité d'évaluer la **profondeur du sol**. Zhang et al. (2018) montrent, sur un espace couvert de prairie, que pour plus de 90% des points de mesure, la précision donnée par la prospection géoradar ne diffère de la précision d'évaluation par sondages pédologiques classiques que de 3 cm, ce qui met en évidence le potentiel de l'outil pour évaluer la profondeur du sol sur de grands espaces. Cependant, comme pour toutes les autres applications du géoradar, le site d'étude ne doit être ni trop argileux, ni présenter une humidité trop élevée.

On peut également théoriquement déterminer des **variations de masse volumique** (Pathirana *et al.*, 2023), mais la caractérisation de ce paramètre nécessite des calibrations en conditions contrôlées en laboratoire. Outre cette nécessité de calibration, la détection de la masse volumique par GPR est rarement mise en œuvre concrètement au champ, probablement en raison de l'inadéquation entre la résolution spatiale de mesure au GPR pour couvrir une parcelle, et celle que l'on recherche en caractérisant la masse volumique (qui varie possiblement à la résolution de un à quelques décimètres).

Loiseau *et al.* (2023) mentionnent également l'utilisation de la prospection géoradar en forêt, pour caractériser l'**architecture racinaire** des arbres, pour des racines de taille supérieure ou à égale à quelques millimètres. Dans leur étude en forêt subtropicale, Day *et al.* (2013) montrent même que l'estimation de la **biomasse racinaire** par géoradar est de qualité équivalente à celle que l'on obtient par observation d'une fosse. Lombardi *et al.* (2021) démontrent l'intérêt de la méthode pour réaliser du **phénotypage racinaire** de façon non destructive (Figure 13-9). Hugenschmidt et Kay (2023) testent l'utilisation du géoradar dans une parcelle en agroforesterie et, par l'imagerie de la distribution des racines jusqu'à 75 cm, discutent de l'effet du travail du sol sur la répartition des racines entre arbres et cultures annuelles.

Les concepts et exemples présentés ici sont tirés d'exemples de prospection au sol. On peut cependant, dans les mêmes gammes de fréquences, réaliser des mesures aéroportées, dédiées à la **cartographie de la teneur en eau de l'horizon de surface du sol** (voir par exemple Wu *et al.*, 2019).

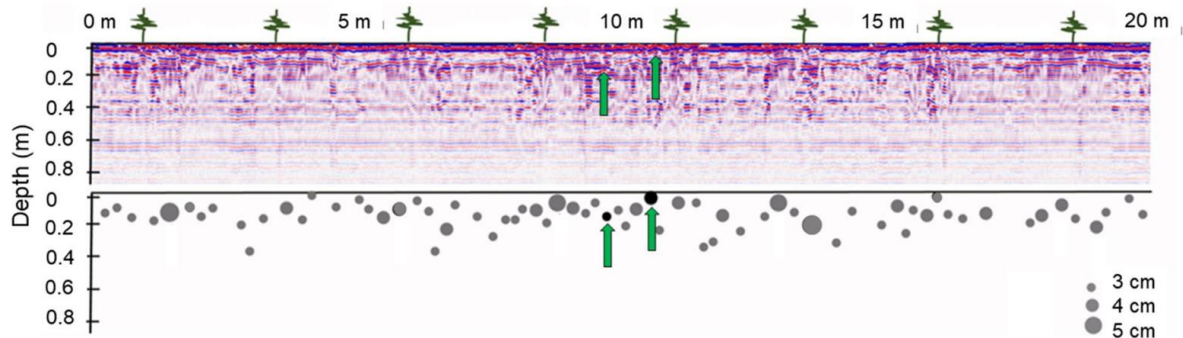


Figure 13-9. Interprétation d'un signal géoradar (en haut) en termes de diamètre de racines (en bas ; points gris). Les deux flèches vertes, correspondant aux deux points noirs, sont des mesures directes destinées à la calibration de la mesure. (Illustration tirée de Lombardi *et al.*, 2021)

1.4. Evaluation de la qualité des sols par la mesure de paramètres magnétiques

1.4.1. Concepts liés aux paramètres magnétiques et instruments de mesure

Lorsqu'un matériau, quel qu'il soit, est placé dans un champ magnétique (de faible intensité, c'est-à-dire comparable à l'intensité du champ magnétique terrestre), il peut acquérir une aimantation, propriété dite **susceptibilité magnétique**. Cette propriété, qui relie de façon proportionnelle l'intensité de la magnétisation à la force qui crée le champ magnétique, est classiquement notée κ ; c'est un nombre sans dimension.

Les sols peuvent contenir des micro-anomalies magnétiques, en raison, principalement, de variations de nature ou de teneurs de matériaux ferrimagnétiques (Shirzaditabar et Heck, 2022), en lien avec des processus pédogénétiques d'oxydo-réduction (Menshov *et al.*, 2021), des processus de redistribution — parfois difficilement détectables en forêt (Ayoubi et Dehaghani, 2020) —, des incendies anciens (voir Barrios *et al.* (2017) pour un exemple en milieu agricole, et Jordanova *et al.* (2018) en milieu forestier), ou possiblement en lien avec l'activité biologique (Mathé et Lévêque, 2003). On observe ainsi fréquemment que les horizons superficiels du sol présentent des susceptibilités magnétiques plus élevées que les horizons profonds, voire que la roche-mère (Le Borgne, 1955 ; Menshov *et al.*, 2021). La valeur de la susceptibilité magnétique peut être positive, quasi-nulle ou négative,

selon que le matériau d'intérêt peut acquérir ou pas une aimantation induite. Ainsi, on distingue : i) les oxydes de fer (magnétite, maghémite), à valeur de κ positive élevée, ii) les minéraux argileux, les oxy-hydroxydes de fer, à valeur de κ très faiblement positive et, iii) le quartz, la matière organique, les carbonates de calcium, l'eau, à valeur de κ très faiblement négative (voir Shirzaditabar et Heck (2022) pour un tableau complet de valeurs de susceptibilité magnétique de constituants des sols).

Lorsque qu'un matériau est placé dans un champ magnétique, l'acquisition de l'aimantation n'est pas instantanée, mais subit un retard que l'on qualifie par la **viscosité magnétique** (Encadré 13-2). De rares études qualifient la viscosité magnétique et tentent de relier cette propriété à des indicateurs de sols.

Les paramètres magnétiques, susceptibilité et viscosité, sont classiquement mesurés directement à l'aide d'un **magnétomètre**. La profondeur d'investigation est très limitée, de l'ordre d'une dizaine de cm de distance au maximum de l'appareil de mesure (Shirzaditabar et Heck, 2022), et est également fortement sensible à une couverture végétale même courte ou à la rugosité de la surface du sol (Howard *et al.*, 2016). C'est donc plutôt un outil que l'on utilise au laboratoire, sur des échantillons prélevés et déplacés, ce qui limite son utilisation en tant qu'outil non destructif.

Mais l'on peut également évaluer la susceptibilité magnétique à partir d'une **prospection électromagnétique** (voir par exemple Thiesson *et al.*, 2014), notamment une prospection multifréquence (Simon *et al.*, 2015). La revue de Shirzaditabar et Heck (2022) présente une liste exhaustive d'utilisations de ces deux types d'approches pour la caractérisation des propriétés magnétiques des sols.

Encadré 13-2. Liens entre perméabilité magnétique, susceptibilité magnétique et viscosité magnétique

Dans l'Encadré 13-1, nous avons mentionné la **perméabilité magnétique** comme paramètre d'intérêt décrivant la capacité d'un milieu à perturber un champ magnétique. Perméabilité et susceptibilité sont associées par l'équation suivante :

$$\mu = \mu_0(1 + \kappa) = \mu_0(1 + \kappa_{ph} - i\kappa_{qu})$$

où μ représente la perméabilité magnétique, μ_0 la perméabilité magnétique du vide, et κ la susceptibilité magnétique. κ est un nombre complexe : sa composante imaginaire κ_{qu} représente la **viscosité magnétique**. Lorsque l'on parle de susceptibilité magnétique en tant que valeur mesurée, on fait référence à la partie réelle de la **susceptibilité** (κ_{ph}).

1.4.2. Quelques exemples de caractérisation d'indicateurs de sols à l'aide de paramètres magnétiques

Initialement développée dans le domaine de la caractérisation des roches, la mesure de paramètres magnétiques a permis de donner des informations indirectes sur la fertilité des sols. Da Silva *et al.* (2017) par exemple, montrent que la fertilité de sols brésiliens n'est pas la même sur des sols développés sur deux types de granite aux susceptibilités magnétiques significativement différentes. Certes, la mesure de paramètres magnétiques sur des sols, que l'on interprète ensuite pour qualifier des indicateurs de sol, reste encore rare. Jordanova *et al.* (2024) évoquent néanmoins que des mesures de susceptibilité magnétique des sols devraient être appelées à se développer rapidement.

A grande échelle, Moritsuka *et al.* (2021) et Barros *et al.* (2022) montrent, sur des espaces différents de quelques dizaines d'hectares, les premiers au Japon, les seconds au Brésil, qu'il existe une bonne corrélation entre la susceptibilité magnétique et la **teneur en sable**. Jordanova *et al.* (2024) mettent également en évidence que c'est un outil précieux pour travailler en milieu urbain ; ils montrent notamment des corrélations positives entre la susceptibilité magnétique et les **concentrations en Zn, Pb et Cu** sur un territoire urbain de quelques km² ; ils développent d'ailleurs un indicateur magnétique de la qualité des sols (MAG)² pour définir des zones

² Cet article fait appel à des mesures avancées de propriétés magnétiques, mobilisant des outils à plusieurs fréquences ; ce sont donc plusieurs composantes de la susceptibilité qui sont mesurées ici, puis combinées en un indicateur unique.

potentiellement plus riches en éléments toxiques que d'autres. En milieu agricole, la mesure de la susceptibilité magnétique s'avère également un outil rapide pour délimiter des **soils contaminés** par des métaux lourds (Barakat *et al.*, 2022 ; Lourenço *et al.*, 2015), ces derniers identifiant même un lien entre susceptibilité magnétique et richesse en **nématodes**. Magiera *et al.* (2019) présentent également, dans les espaces forestiers, des exemples **d'enrichissement en éléments-traces** liés aux activités d'origine anthropique.

Sur des sols agricoles d'Indonésie, Santoso *et al.* (2018) montrent que les valeurs de susceptibilité magnétique sont d'autant plus faibles que le pH du sol est bas, et interprètent ainsi la valeur de susceptibilité comme **proxy de la fertilité**. Enfin, sur des sols brésiliens, de Freitas *et al.* (2018) déterminent plusieurs caractéristiques physiques et physico-chimiques de sols, ainsi que leur susceptibilité magnétique, et calculent un **indice intégré de qualité des sols** (SQI), dont la susceptibilité magnétique est un paramètre de première importance.

A plus petite échelle, Moritsuka *et al.* (2021) évaluent la susceptibilité magnétique des sols sur l'ensemble du territoire du Japon, par des mesures *ex situ* sur des échantillons prélevés, et montrent le lien entre susceptibilité et **teneur en oxydes de fer**. Thiesson *et al.* (2012) mesurent la susceptibilité et la viscosité magnétiques sur la couche de surface (0-30 cm) et la seconde couche (30-50 cm) des sols du Réseau de mesures de la qualité des sols. Ils observent l'enrichissement en minéraux magnétiques de couche de surface par rapport à la couche plus profonde, comme déjà mentionné par Le Borgne (1955), et illustrent également que le fond géologique est très exprimé par les mesures de propriétés magnétiques (Figure 13-10).

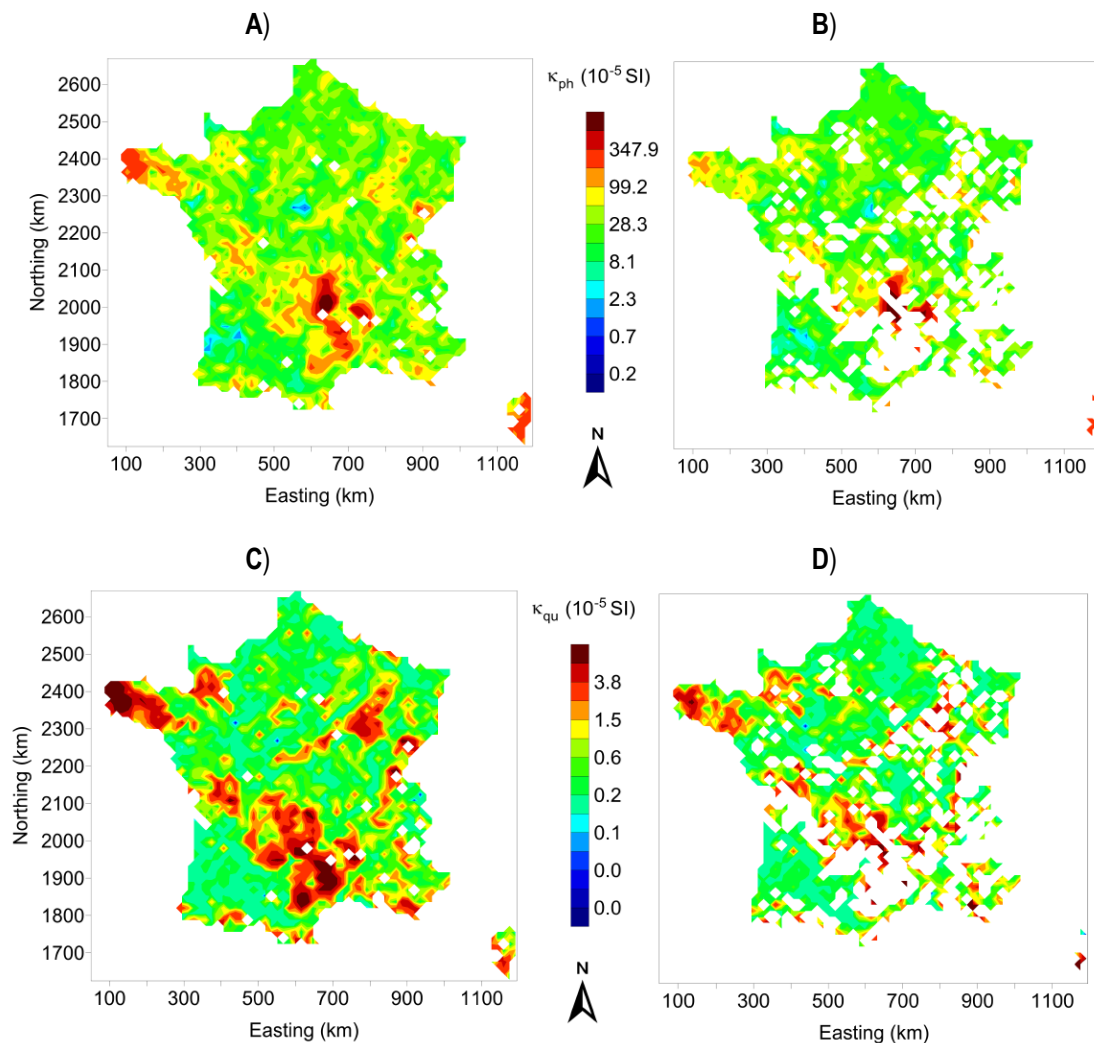


Figure 13-10. Mesure des propriétés magnétiques sur les sols du RMQS.

- A)** susceptibilité magnétique de la couche 0-30 cm. **B)** susceptibilité magnétique de la couche 30-50 cm.
C) viscosité magnétique de la couche 0-30 cm. **D)** viscosité magnétique de la couche 30-50 cm.

1.5. Evaluation de la qualité des sols par des approches de proxidtection combinées

1.5.1. Hypothèse de travail

Les différentes propriétés géophysiques présentées dans les paragraphes précédents permettent d'obtenir une information indirecte sur des indicateurs de sols : des **caractéristiques pérennes** des sols telles que la teneur en argile (par résistivité électrique), la teneur en sable (par susceptibilité magnétique), la profondeur du sol (par résistivité ou géoradar) ; mais également des **caractéristiques dynamiques** telles que la teneur en eau (par géoradar), la teneur en matière organique (par spectroscopie infra-rouge), la teneur en éléments métalliques (par susceptibilité magnétique). En associant différents outils géophysiques de façon concomitante, on peut donc envisager de déterminer plusieurs caractéristiques, pérennes ou dynamiques, sur un même profil de sol, et espérer s'approcher d'un indice de qualité ou de santé des sols.

1.5.2. Corpus de littérature mobilisé

Pour traiter cette question, nous n'avons pas créé de corpus spécifique, mais i) nous avons remobilisé l'ensemble des articles identifiés dans les requêtes présentées à la section 1.1, et ii) nous y avons ajouté les 21 articles de *review* issus d'une requête spécifique sur les méthodes spectroscopiques (ci-dessous), dont nous avons pensé qu'elle pouvait mentionner des approches mobilisant plusieurs outils de proxidtection.

TS=(soil NEAR/4 ("quality" or "qualities" or "health" or "healthy" or "unhealth" or "unhealthy" or "fertility")) AND TS=(Vis-NIR or NIRS or "near infrared spectroscopy" or "visible spectroscopy" or "VIS spectroscopy" or "NIR spectroscopy")

Nous avons enfin exploré les articles issus du programme européen DIGISOIL, dédié au développement d'approches géophysiques couplées pour caractériser les sols, leurs propriétés et leurs fonctions (Grandjean *et al.*, 2010).

1.5.3. Quelques exemples d'utilisation combinée d'outils de proxidtection

Notre intention n'est pas ici de donner une vision extensive des méthodes de proxidtection couplées pour évaluer la qualité des sols, mais, sur la base de quelques articles de la littérature, de mentionner les associations les plus fréquentes et les indicateurs de qualité des sols associés. Nous ne reviendrons pas sur les outils présentés précédemment, mais il est à noter que de plus en plus de propositions commerciales associent des outils multiples, par exemple connectés sur un tracteur, ce qui permet d'enregistrer différents types de signaux au même moment et au même endroit, pour les traiter ensuite de façon conjointe (Molin et Tavares, 2019).

Les exemples cités dans le Tableau 13-4 reflètent les observations de la littérature concernant les approches couplées : on constate que ce sont plus fréquemment les prospections par **géoradar et conductivité électrique ou permittivité diélectrique** qui sont réalisées de façon concomitante, probablement en raison de leur utilisation plus précoce dans le domaine de la caractérisation des sols et de leurs fonctionnements. Il est plus rare, en effet, que la susceptibilité magnétique soit utilisée de concert avec une autre méthode d'investigation. On constate également que les approches sont souvent **associées par deux**, et rarement par trois ou plus. Ce point est à mettre probablement en relation avec le coût des prospections à réaliser, associé au coût des mesures directes que, de toutes façons, il convient de réaliser localement pour calibrer et/ou valider les approches géophysiques, toujours indirectes.

Les approches couplées de proxidtection sont utilisées dans trois cadres, que nous détaillons ci-dessous.

Tableau 13-4. Exemples de caractérisation d'indicateurs de sol ou de qualité des sols avec des approches de proxidéttection couplées

| Indicateur de sol, propriété, indice | EC ¹ | EMI ² | GPR ³ | MS ⁴ | Spec ⁵ | SIS ⁶ | Autre | Référence |
|---|-----------------|------------------|------------------|-----------------|----------------------------|------------------|-----------------|-----------------------------------|
| Caractérisation de propriétés pérennes des sols | | | | | | | | |
| Profondeur du sol | EC | | | | | SIS | | Coulouma <i>et al.</i> , 2012 |
| Structuration du sol en horizons | EC | | GPR | | | | | Nováková <i>et al.</i> , 2013 |
| Caractérisation de propriétés variables des sols | | | | | | | | |
| Teneur en carbone (couche 0-20 cm) | | EMI | GPR | | | | | De Benedetto <i>et al.</i> , 2022 |
| Teneur en eau (couche 0-5 cm) | | EMI | GPR | | | | | Jonard <i>et al.</i> , 2013 |
| Caractérisation intégrée du fonctionnement du sol | | | | | | | | |
| Zones de propriétés homogènes | EC | EMI | GPR | | | | | André <i>et al.</i> , 2012 |
| Délimitation de zones de management | | EMI | | | γ -ray ⁷ | | | Dennerley <i>et al.</i> , 2018 |
| Délimitation de zones de management | EC | | | | VNIR ⁸ | | | Scudiero <i>et al.</i> , 2013 |
| Indice intégré du fonctionnement des sols / Indice de qualité | | | | | | | | |
| Indice AMI | EC | | | MS | | | | Howard <i>et al.</i> , 2016 |
| Indice SMAF | EC | | | | VNIR ⁸ | | CI ⁹ | Veum <i>et al.</i> , 2017 |

¹ Conductivité électrique ; ² Permittivité diélectrique ; ³ radar ; ⁴ Susceptibilité magnétique ; ⁵ Caractéristiques spectrales ; ⁶ Sismique ;

⁷ Spectroscopie de rayonnement gamma ; ⁸ Spectroscopie dans le visible et le proche infra-rouge ; ⁹ Pénétrométrie

Multiplier les outils pour améliorer la précision d'évaluation d'un paramètre sol

C'est la démarche employée par Coulouma *et al.* (2012) et Nováková *et al.* (2013) pour caractériser la profondeur du sol et sa structuration en horizons, par De Benedetto *et al.* (2022) pour déterminer la teneur en carbone de la couche de surface du sol, et par Jonard *et al.* (2013) pour déterminer la teneur en eau de la couche de surface du sol. La recherche de la valeur d'une caractéristique de sol par 2 outils différents peut avoir une finalité technique, pour **comparer la faisabilité de la mise en œuvre et/ou la précision** des 2 outils. C'est la démarche de Jonard *et al.* (2013) qui comparent des teneurs en eau évaluées par géoradar et par permittivité diélectrique. L'idée d'une approche couplée est également souvent de tirer profit de la précision d'une méthode vis-à-vis d'un paramètre spécifique et d'une autre sur sa **capacité de spatialisation** par sa facilité de mise en œuvre. Ainsi, la mesure de la résistivité électrique ou celle de la perméabilité diélectrique, facilement déployables sur le terrain, sont mobilisées pour faciliter la spatialisation de l'évaluation de la teneur en carbone (De Benedetto *et al.*, 2022). C'est aussi l'occasion d'associer un outil qui va donner des **informations plus précises** en proche surface, et d'un autre plus précis en profondeur. Pour évaluer la teneur en argile dans un profil de sol dans une zone urbaine dégradée, Howard *et al.* (2016) couplent ainsi le géoradar, plus précis dans les premiers centimètres du sol et déployable quel que soit l'état de surface du sol, et la résistivité électrique, que l'on met difficilement en œuvre sur une surface tassée, mais qui permet une exploration sur toute l'épaisseur du sol. Enfin, lorsque la mesure géophysique est utilisée comme **argument dans un modèle d'évaluation** d'un indicateur élémentaire, voire comme **covariable dans une démarche de cartographie numérique** de cet indicateur, la précision de l'évaluation – locale ou spatiale – est améliorée par l'utilisation de plusieurs covariables géophysiques (Ciampalini *et al.*, 2015 ; Coulouma *et al.*, 2012).

Délimiter des zones de fonctionnement homogènes au sein d'une parcelle agricole

Nous l'avons vu dans la section 1.2.1, la résistivité électrique est souvent déployée pour caractériser la variabilité des sols d'une parcelle agricole. Par extension, plusieurs outils géophysiques, déployables à haute résolution à l'échelle intraparcellaire, peuvent être employés pour délimiter des **zones de fonctionnement homogènes** (André *et al.*, 2012 ; Tableau 13-4). De là, des interprétations en termes de **zones de gestion homogènes** sont possibles (Dennerley *et al.*, 2018), et la précision de délimitation des contours de ces zones s'en trouve améliorée (Scudiero *et al.*, 2013).

Vers la définition d'indices de qualité des sols ?

Ainsi que proposé par Tabbagh *et al.* (2021), des mesures intraparcellaires de caractérisation des sols et de leurs fonctionnements par des outils géophysiques non destructifs ne devraient pas systématiquement être interprétées pour retrouver la valeur d'un paramètre élémentaire, mais utilisées pour leur caractère intégrateur pour viser directement une évaluation de la qualité/santé du sol. Cependant, de telles démarches restent encore sporadiques. Mobilisant des données de conductivité électrique et de susceptibilité magnétique, Howard *et al.* (2016) créent l'indice AMI (*Anthropogenic Map Index*), fonction de ces deux grandeurs géophysiques et du pH, pour distinguer des sols plus ou moins dégradés en milieu urbain. La proposition la plus avancée vers un indicateur de qualité des sols reste cependant la proposition de Veum *et al.* (2017) : ils évaluent l'**indice SMAF** (*Soil Management Assessment Framework* – cf. Chapitre 11) à partir de plusieurs indicateurs biologiques, chimiques et physiques élémentaires de sols. Cet indicateur est ensuite modélisé à l'aide de mesures : i) de spectroscopie dans le visible et le proche infra-rouge (locales et non aéroportés), ii) de conductivité électrique et iii) de pénétrométrie³ ; c'est la combinaison de ces trois sources d'informations qui donne la meilleure modélisation de l'indice SMAF (comparée à une modélisation par une et/ou deux sources d'informations seulement).

1.6. Pour conclure

Les outils géophysiques de proxidtection sont largement employés en Science du Sol pour caractériser de façon indirecte le fonctionnement des sols, en particulier au niveau d'organisation spatiale **intraparcellaire** et en **milieu agricole**, où les outils sont mobilisés pour identifier des **zones de fonctionnement homogènes**, interprétées en zones de gestion homogènes. Selon le signal enregistré, des indicateurs élémentaires de sol peuvent être inférés, qu'il s'agisse de caractéristiques du sol pérennes ou dynamiques. Ces caractéristiques sont évaluées de façon plus ou moins précises selon le signal considéré et, en général selon la profondeur d'investigation de la méthode utilisée, les **informations étant généralement de qualité décroissante avec la profondeur du sol**. Malgré leur dépendance à de nombreuses caractéristiques du sol (en particulier pour la conductivité électrique et la permittivité diélectrique), leur faible coût relatif et leur côté non destructif — ce qui pourrait en faire des approches de choix pour calculer des indices intégrés de la qualité des sols — les signaux géophysiques sont très rarement interprétés en ce sens. Un champ de recherche reste ouvert sur cette thématique.

Cependant, les mesures au sol ne sont pas les seuls moyens de caractérisation non destructifs d'indicateurs élémentaires de qualité des sols. La section suivante présente les approches complémentaires de télédétection.

2. Evaluer la qualité des sols par télédétection

Ce volet sur l'utilisation de la télédétection à des fins d'évaluation de la qualité des sols vise trois objectifs : i) répertorier les principales informations sur la qualité ou la santé des sols, les propriétés et/ou les fonctionnalités du sol, aujourd'hui obtenues par télédétection ; ii) indiquer les incertitudes à prendre en compte et le domaine de validité de ces informations ; iii) répertorier les développements en cours au niveau mondial et les pistes de recherche. L'enjeu est considérable car on espère que les données de télédétection recèlent un potentiel remarquable à prédire géographiquement les indicateurs, de même qu'à en permettre le suivi spatio-temporel.

2.1. Approche mise en œuvre et constitution du corpus d'analyse

2.1.1. Démarche générale

L'approche de prospection bibliographique mise en œuvre dans cette section sur la télédétection s'est focalisée sur les articles de synthèse publiés dans la littérature internationale, et s'est plus particulièrement appuyée sur la

³ mesure destructive, indicatrice du niveau de tassement du sol.

capitalisation de réflexions et de recherches bibliographiques réalisées à INRAE dans le cadre de deux articles de synthèse récemment publiés avec de nombreux co-auteurs de diverses unités de recherche françaises et étrangères : l'un portant sur **l'apport de la télédétection à la cartographie numérique des sols** dans la recherche française (Richer-de-Forges *et al.*, 2023) ; l'autre **sur l'apport de l'imagerie satellitaire à la prédiction des teneurs en carbone organique du sol** (Vaudour *et al.*, 2022). Afin de cibler spécifiquement la qualité, la santé et les dégradations des sols (ces dernières étant évaluées dans la proposition de directive européenne *Soil Monitoring and Resilience Law*), diverses requêtes successives ont été effectuées dans le moteur de recherches Clarivate Web of Science (WoS) avec les mots-clés « remote+sensing » AND « soil+health », puis « remote sensing AND soil+quality », et enfin « remote sensing AND soil+threat ».

On s'est focalisé plus particulièrement sur les articles de synthèse et les articles hautement cités, ou encore sur les articles de recherche les plus pertinents comprenant les mots-clés dans leur titre ou leur résumé. Le corpus total retenu comprend ces derniers, auxquels s'ajoutent les articles de recherche ne relevant pas des mots-clés précédents ou de la littérature anglophone mais s'y rattachant étroitement. L'article de synthèse de Richer-de-Forges *et al.* (2023) offre un panorama quasi-exhaustif des références francophones. Celles-ci sont issues des ressources documentaires en ligne de l'Institut de recherche pour le développement, du portail de revues en ligne francophone Persée, ainsi que de nos propres expertises et documents, publiés antérieurement aux années 2000, non encore disponibles sous forme numérique. On y ajoutera un chapitre d'ouvrage (Vaudour *et al.*, 2010), un ouvrage (Vaudour, 2003), ainsi qu'un article de synthèse antérieur offrant un panorama des méthodes de zonage viticole à des fins de modélisation fonctionnelle et de traçage des terroirs viticoles (Vaudour *et al.*, 2015).

En ce qui concerne les indicateurs, cette étude s'est appuyée sur nos travaux antérieurs, complétés de recherches dans le WoS ciblées sur les articles de synthèse, sous la forme « remote+sensing » AND « soil+property », où *property* désigne tour à tour le potassium, la conductivité électrique, le phosphore, la profondeur du sol, la présence d'éléments grossiers, le réservoir en eau disponible, la stabilité structurale, la densité apparente.

Dans le cadre de cette étude, la proxidtection n'a pas été prise en compte dans l'inventaire bibliographique puisqu'elle fait l'objet de la partie précédente du chapitre. Néanmoins, on a tiré avantage du corpus recueilli pour la télédétection, complété de nos travaux antérieurs, afin de comparer les approches de télédétection et de proxidtection, particulièrement fondées sur la spectroscopie proche et moyen infrarouge.

2.1.2. Le corpus de références bibliographiques

Les requêtes ciblées sur santé, qualité et menaces ont donné un plus grand nombre de résultats pour la qualité du sol que pour la santé du sol, elle-même davantage évoquée que les menaces pesant sur les sols (Tableau 13-5). Il en est de même pour les articles de synthèse et les articles à fort taux de citation, cependant, les articles retenus pour cette étude en lien direct avec les menaces des sols, en termes de mots clés dans le titre, sont en nombre très faible.

Tableau 13-5. Résultats des requêtes dans le moteur de recherche WoS.

| Requête | Nombre de résultats | Nombre d'articles de synthèse | Nombre d'articles à fort taux de citation | Nombre d'articles directement liés |
|-----------------------------------|---------------------|-------------------------------|---|------------------------------------|
| "remote sensing and soil health" | 890 | 60 | 16 | 2 |
| "remote sensing and soil quality" | 2 444 | 110 | 37 | 12 |
| "remote sensing and soil threat" | 443 | 26 | 7 | 7 |

Au total, **74 références bibliographiques ont été retenues pour la santé, la qualité ou les menaces pesant sur les sols**. Certaines références se recoupent entre les requêtes. Le corpus de références bibliographiques recueillies est majoritairement très récent et composé pour les deux tiers de références postérieures à 2016, et pour 44% de références de moins de deux ans. Seuls 21 articles sont directement liés aux thèmes de la requête ; les 53 articles restants ont trait à des thèmes connexes : propriétés du sol, propriétés de l'habitat, fonctions du sol,

santé de l'écosystème, santé de la végétation, dégradation du sol, santé humaine, qualité des terres (« *land quality* »), terroir, zones de gestion homogènes, dégradation de la végétation, disponibilité des nutriments, sécheresse agricole, qualité de l'eau, susceptibilité au glissement de terrain.

Globalement, 145 références sont citées dans la présente analyse du corpus bibliographique traitant de la télédétection.

2.1.3. Principales informations issues de télédétection sur les sols

Il convient de souligner qu'une requête antérieure effectuée dans le WoS (Richer-de-Forges *et al.*, 2023) avec les mots-clés « remote+sensing » AND « soil » AND France a donné 2 426 articles, ce qui indique la forte productivité de la recherche française dans le domaine. Les Figures 13-11 et 13-12 illustrent les propriétés des sols les plus étudiées selon cette requête.

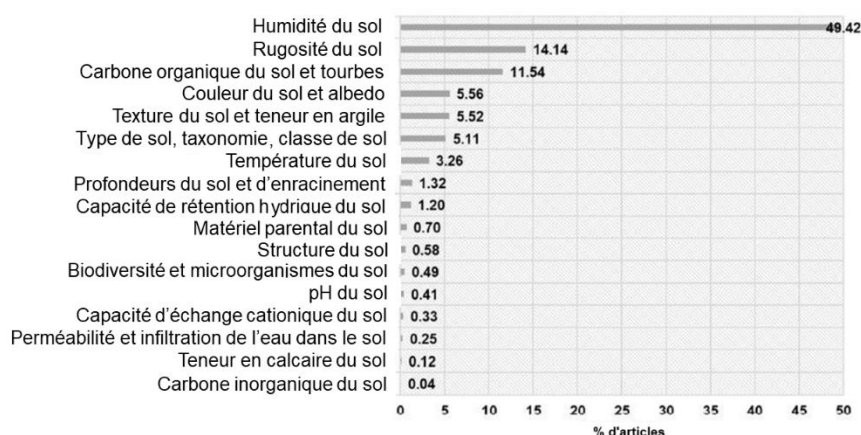


Figure 13-11. Fréquence d'étude des propriétés de sols dans les travaux français (pourcentage d'articles par propriété de sol sur 2 426 articles ; source Richer-de-Forges *et al.*, 2023)

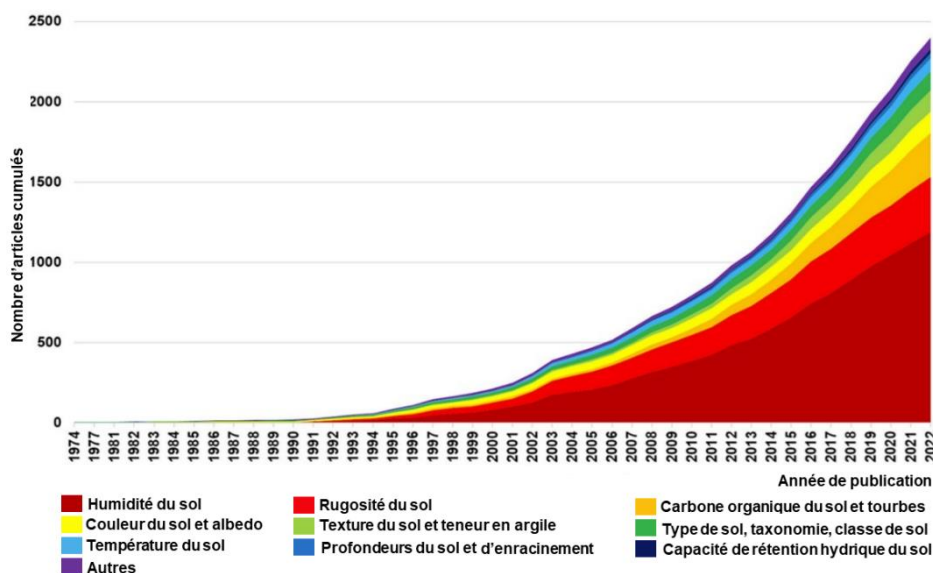


Figure 13-12. Evolution du nombre cumulé d'articles par propriété de sol (source A. Richer de Forges *et al.*, 2023)

Dans les résultats des requêtes réalisées sur la santé ou la qualité des sols, il s'avère que de nombreuses publications se rapportent à deux dénominations ou plus, soit liées aux fonctions, à la dégradation, à la qualité ou à la santé, soit aux propriétés qui permettent de les caractériser.

Ainsi, d'une manière générale, on distingue les publications qui ciblent les notions de qualité ou de santé du sol, de celles qui se rapportent en fait à une ou plusieurs de leurs composantes, les propriétés ou fonctions indicatrices de santé ou de qualité des sols. La santé du sol évaluée par télédétection lorsqu'elle est explicitement mentionnée dans le titre, renvoie à deux publications très récentes : Khosravi Aqdam *et al.* (2023) et Zang *et al.* (2024) ; la qualité du sol évaluée par télédétection apparaît dans le titre de 12 publications, parues au cours de la dernière décennie et majoritairement postérieures à 2020 : Obade *et al.*, 2013 ; Obade et Lal, 2013 ; Mukherjee et Lal, 2014 ; Nabiollahi *et al.*, 2018 ; Zeraatpisheh *et al.*, 2020 ; Zhu *et al.*, 2021 ; Arciniegas-Ortega *et al.*, 2022 ; Diaz-Gonzalez *et al.*, 2022 ; Mirghaed et Sourì, 2022 ; Anuradha, 2024 ; Chi *et al.*, 2023 ; Wang *et al.*, 2023a.

Hormis dans une publication de synthèse évoquant les menaces de salinité et de sécheresse en lien avec la sécurité alimentaire (Wen *et al.*, 2021), les menaces sur les sols issues de télédétection ne sont pas citées expressément dans le titre de la publication mais évoquées dans le corps du texte et concernent sept autres publications de synthèse : Bindraban *et al.*, 2012 ; Alewell *et al.*, 2019 ; Senanayake *et al.*, 2020 ; Peroni *et al.*, 2022 ; Singh, 2022 ; AbdelRahman, 2023 ; Richer-de-Forges *et al.*, 2023. Dans le détail, Peroni *et al.* (2022) se sont intéressés au phénomène de scellement des sols (« *soil sealing* ») et ont identifié 1277 articles dont 392 dédiés à la cartographie du scellement, majoritairement à partir d'images satellitaires optiques Landsat ou bien Sentinel. Pour leur part, Richer-de-Forges *et al.* (2023) ont dénombré les articles par catégorie de menace pour les sols, sur un total de 857 articles liés aux travaux français de télédétection (Figure 13-13). La première menace objet de publications est celle de la perte de carbone du sol, suivie de l'artificialisation (dont le scellement) et de l'érosion.

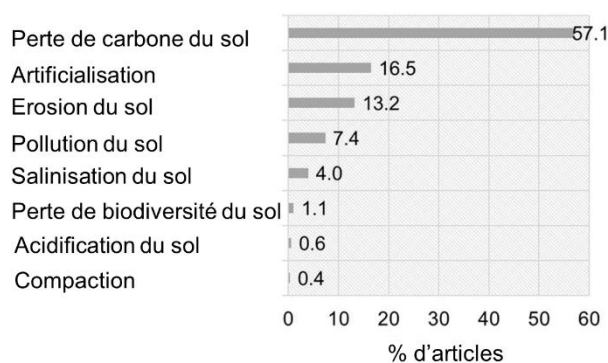


Figure 13-13. Evolution du nombre cumulé d'articles par catégorie de menace pesant sur les sols pour le corpus de travaux français en télédétection (source : Richer de Forges *et al.*, 2023)

Par ailleurs, le suivi de la dégradation des sols par télédétection est explicitement mentionné dans le titre de quelques articles de synthèse (Perez-González et Rodríguez, 2013 ; Shoshany *et al.*, 2013 ; Wang *et al.*, 2023a) ; un autre traite de salinisation (Sahbeni *et al.*, 2023), tandis que les plus anciens articles traitent de l'érosion des sols (Ritchie *et al.*, 2003 ; Vrieling, 2006). La contamination des sols est moins fréquemment étudiée : on dénombre cinq articles de synthèse récents (Wang *et al.*, 2018b ; Lassalle *et al.*, 2019 ; Mabhungu *et al.*, 2019 ; Shi *et al.*, 2023 ; Sikora *et al.*, 2023), Wang *et al.* (2023b) soulignant la difficulté d'un tel suivi pour la plupart des polluants du sol et plaidant notamment pour le développement de la télédétection hyperspectrale.

Certains articles relient l'hydrologie des sols à la qualité de l'eau et à la santé humaine (Jha *et al.*, 2007 ; Walz *et al.*, 2015 ; Obade *et al.*, 2013 ; Malone *et al.*, 2019 ; Chawla *et al.*, 2020 ; Giri, 2021 ; Dube *et al.*, 2023). D'autres, dédiés à la santé de la végétation, évaluent les fonctions de production du sol via le comportement de la végétation (Vidhya *et al.*, 2014 ; Xu et Guo, 2015 ; Pause *et al.*, 2016 ; Lawley *et al.*, 2016 ; Shafi *et al.*, 2019 ; Karthikeyan *et al.*, 2020 ; Holzwarth *et al.*, 2020 ; Abas, 2023 ; Italiano *et al.*, 2023 ; Radocaj *et al.*, 2023).

Quelques travaux mentionnent explicitement le suivi des fonctions ou fonctionnalités des sols par télédétection (Silvero *et al.*, 2023 ; Gomes *et al.*, 2023). Ils rejoignent, de fait, le corpus antérieur des travaux dédiés au zonage des potentialités agricoles ou des terroirs viticoles par télédétection, qui ont émergé vers la fin des années 1990 et ont fait l'objet d'un ouvrage (Vaudour, 2003), puis d'un article de synthèse répertoriant les diverses approches de zonage (Vaudour *et al.*, 2015).

2.2. Généralités sur la caractérisation de propriétés des sols par télédétection

2.2.1. Méthodes cartographiques fondées sur la télédétection

Les méthodes cartographiques incorporant des données de télédétection relèvent de trois grands types (Grunwald *et al.*, 2015 ; Vaudour *et al.*, 2022 ; Pouladi *et al.*, 2023 ; Chen *et al.*, 2022 ; Urbina-Salazar *et al.*, 2023 ; Richerde-Forges *et al.*, 2023) : i) utilisation directe de données spectrales ou géophysiques imagées issues de télédétection pour l'estimation de propriétés simples ou complexes ; ii) utilisation couplée de mesures ponctuelles, telles que des mesures spectrales en conditions contrôlées (bibliothèque spectrale) et d'images de télédétection ; iii) utilisation indirecte en tant que covariables, conjointement à d'autres covariables morphométriques ou lithologiques, selon un schéma de cartographie numérique des sols.

Les cas de figure i) et ii) reposent sur l'élaboration de modèles spectraux, basés sur la réflectance du sol, ou de modèles pseudo-spectraux, issus d'autres spectres, tels que des signaux de rétrodiffusion, de résistivité électromagnétique ou bien des spectres d'émission gamma. Le cas de figure iii) repose sur l'élaboration de modèles mixtes spectraux-spatiaux incorporant des données non spectrales telles que des cartes géologiques ou des modèles numériques d'altitude (bien que ces derniers soient en réalité issus de stéréophotogrammétrie).

2.2.2. L'imagerie spectrale

Cette partie de l'étude n'a pas pour objectif de décrire exhaustivement les méthodes d'estimation des propriétés de sol par télédétection, néanmoins il convient de souligner le rôle majeur de cette dernière pour estimer des propriétés simples nécessaires à la caractérisation de la santé et de la qualité des sols. La télédétection optique dans les gammes visible (Vis, 400-700 nm), proche infrarouge (PIR, 700-1 100 nm), moyen infrarouge réflectif (MIR, 1 100-2 500 nm) et infrarouge moyen (IRM, 2 500-25 000 nm ou nombre d'ondes 4 000-400 cm^{-1}) permet de capter les absorptions spécifiques de constituants minéraux et organiques du sol et les vibrations fondamentales des liaisons chimiques, telles que C-H, N-H, O-H, C-O, Si-O, de même que caractériser les états de surface des sols liés au travail du sol (Ben-Dor *et al.*, 2009 ; Vaudour et Girard, 2010 ; Demattè *et al.*, 2015 ; Chabrilat *et al.*, 2019). La télédétection thermique dans la gamme 8-14 μm permet, quant à elle, de caractériser les températures et les états hydriques de surface (Zhang et Zhou, 2016).

On distingue plusieurs niveaux d'analyse des prises de vue, selon le type de (drones, avions ou satellitaires) ; selon que les capteurs couvrent finement tout ou partie de la gamme spectrale, depuis les capteurs multispectraux munis d'un nombre discret de bandes spectrales (intervalles de longueurs d'ondes) jusqu'aux capteurs hyperspectraux caractérisés par plusieurs dizaines de bandes spectrales ; ou encore selon la résolution spatiale, de décimétrique (drones, avions), à métrique ou décimétrique (avions, satellites) ; et enfin, selon la fréquence de revisite, de mensuelle à hebdomadaire, voire journalière, respectivement pour les satellites SPOT, Sentinel-2 ou 1, PROBA-V notamment.

Au sein de la proxidtection, qui englobe toutes les techniques de mesure à proche distance, la spectroscopie infrarouge PIR et/ou MIR en laboratoire permet une caractérisation spectrale des constituants organiques du sol (Viscarra Rossel *et al.*, 2006 ; Cécillon *et al.*, 2009 ; Puissant *et al.*, 2017). Son utilisation pour la mesure de la qualité des sols a fait l'objet d'une synthèse par Cécillon *et al.* (2009), et plus récemment par Piccini *et al.* (2024) ainsi que, pour la dégradation des sols, par Barthès et Chotte (2021).

2.3. Déterminer des indicateurs de sol par télédétection

Cette section porte sur le potentiel de démarches de télédétection à évaluer des indicateurs de sol. Afin de mieux cibler le champ de recherche, on se focalise ici sur les indicateurs qui ont été retenus dans cette étude comme les plus opérationnels (cf. Chapitre 14), englobant les indicateurs de qualité/santé des sols et les indicateurs retenus

dans la proposition de directive européenne *Soil Monitoring and Resilience*. Pour structurer cette présentation, on présente d'abord les indicateurs que l'on dérive de prospections sur des sols nus, puis sur des sols possiblement recouverts de végétation.

2.3.1. Indicateurs issus de modèles spectraux de sols nus ou à faible recouvrement végétatif

Dans le cas d'une utilisation directe d'informations spectrales sur les sols nus ou à faible recouvrement végétatif, **l'humidité du sol**, la **rugosité de surface** et la **teneur en carbone organique du sol de l'horizon superficiel** ou de travail du sol sont les propriétés les plus étudiées (Richer-de-Forges *et al.*, 2023).

Humidité et rugosité superficielles du sol

L'humidité superficielle du sol a notamment été étudiée dans les domaines optique, thermique et microondes, particulièrement via la mission satellitaire « *Soil moisture and ocean salinity* » (SMOS) de l'Agence spatiale européenne, ceci avec le soutien du Centre national d'études spatiales (CNES) au développement de radiomètres en microondes passives, et les travaux pionniers de Wigneron *et al.* (1993 ; 1995) démontrant la possibilité d'extraire simultanément l'humidité du sol et la profondeur optique de la végétation, un paramètre lié à la teneur en eau de la végétation, à partir de signaux passifs radar multi-angulaires et bi-polarisés. La mission SMOS et sa suite à des fins de **suivi de l'humidité du sol à une résolution spatiale de 25 km sur de vastes emprises nationales ou continentales**, a fait l'objet d'une synthèse récente par Wigneron *et al.* (2021) , tandis que Zhang et Zhou (2016) ont publié une synthèse sur l'utilisation des données optiques et thermiques.

L'utilisation des données satellitaires radar s'est par la suite développée, notamment à des résolutions moyennes (10-20 m), permettant une **caractérisation au niveau parcellaire** (Baghdadi *et al.*, 2008). Ainsi, des **cartes d'humidité superficielle du sol** issues des satellites radar Sentinel-1 et optique Sentinel-2, et produites selon la méthode développée par El Hajj *et al.* (2017) sont à **présent disponibles sur une large part du territoire national à une résolution spatiale de 10 m** via le portail de données Théia du CNES. Elles ont pu être validées dans divers contextes agricoles (Baghdadi *et al.*, 2008) .

Teneur en carbone organique du sol

Le carbone organique du sol est **très largement étudié**, quoique son estimation quantitative par télédétection soit plus récente que pour l'humidité du sol. Diverses études ont été conduites via des modèles spectraux dans le domaine optique sur des sols nus agricoles, dans les gammes Vis, PIR et MIR, à des niveaux d'observation s'échelonnant de la parcelle à la région, soit par acquisition aéroportée drone ou avion, multi-ou hyperspectrale (Chabrilat *et al.*, 2019 ; Angelopoulou *et al.*, 2019), soit par des prises de vues satellitaires (Vaudour *et al.*, 2022 ; Pouladi *et al.*, 2023). Pour les occupations du sol autres que les grandes cultures, ces estimations se sont appuyées sur des données ancillaires non spectrales (Pouladi *et al.*, 2023), tandis que, quelle que soit l'occupation du sol, des auteurs ont utilisé conjointement des bibliothèques spectrales en conditions contrôlées de laboratoire (Tziolas *et al.*, 2021).

Des travaux récents ont **cartographié les teneurs superficielles en carbone organique** en incorporant des mosaïques temporelles de sols nus agricoles, issues de séries satellitaires Sentinel-2, ainsi que des données de spectrométrie gamma aéroportée et de cartes d'humidité des sols issues de Sentinel-1 (El Hajj *et al.*, 2017), dans un cadre de cartographie numérique des sols et d'un modèle de quantiles de forêts aléatoires (*Quantile random forest*, QRF). Ils indiquent l'importance des variables issues de télédétection dans la performance des modèles (Urbina-Salazar *et al.*, 2023).

Texture et teneur en argile du sol

La texture, ici définie comme la proportion relative d'argile, de limon et de sable, a été largement étudiée et les meilleurs résultats spatialisés proviennent des approches dans le domaine optique Vis-PIR-MIR, en imagerie hyperspectrale aéroportée (Gomez *et al.*, 2012 ; Gomez *et al.*, 2015) ou bien via l'imagerie satellitaire multispectrale de type Landsat à 30 m de résolution spatiale (Shabou *et al.*, 2015) ou Sentinel-2 à 10 m de résolution spatiale

(Gomez *et al.*, 2019 ; Gomez *et al.*, 2022 ; Vaudour *et al.*, 2019). Parmi les fractions granulométriques, **la fraction argile est particulièrement étudiée** et se prête assez bien à la prédiction dans divers contextes (Gomez *et al.*, 2015 ; Shabou *et al.*, 2015 ; Vaudour *et al.*, 2019 ; Gomez *et al.*, 2022 ; Castaldi *et al.*, 2023).

On notera que le rapport carbone/argile n'est pas, sauf oubli dans nos recherches bibliographiques, estimé directement, mais qu'il est envisageable de le déduire des estimations des teneurs en carbone organique et en argile réalisées séparément.

CEC, teneur en N_{tot} et pH_{eau}

La **CEC, la teneur en N_{tot} et le pH_{eau} sont des propriétés généralement bien prédites** au moyen de spectres de réflectance de **terre fine séchée et tamisée** en laboratoire (Viscarra Rossel *et al.*, 2006 ; Barthès et Chotte, 2021) ou via des spectres de sols nus issus **d'imagerie hyperspectrale aéroportée** (Gomez *et al.*, 2012), ou encore au moyen des images multispectrales Sentinel (Vaudour *et al.*, 2019).

K et P disponibles

La littérature disponible indique une **grande variabilité de prédiction des teneurs en potassium et phosphore échangeables, ceci le plus souvent au moyen de mesures spectrales en laboratoire** (Viscarra Rossel *et al.*, 2006 ; Vaudour *et al.*, 2019 ; Bispo, 2024). De rares publications ont tenté de prédire ces teneurs au moyen de l'imagerie satellitaire hyperspectrale (Peng *et al.*, 2019) ou multispectrale Landsat (Zhang *et al.*, 2020), mais avec des résultats peu consolidés et contradictoires. Une image hyperspectrale du satellite chinois HuanJing-1A (115 bandes de 459 nm à 956 nm à une résolution spectrale de 5 nm) à 100 m de résolution spatiale a été utilisée conjointement à un modèle spectral issu de laboratoire pour prédire les teneurs en phosphore total et potassium total dans des sols rouges latéritiques de la province de Guangdong en Chine. Les auteurs indiquent des R² élevés de validation d'environ 0,7-0,8 selon les algorithmes de réseaux de neurones. Zhang *et al.* (2020) ont utilisé des images Landsat et obtiennent des R² de validation moindres et variant de 0,1 à 0,6 selon les dates.

Conductivité électrique et salinité

La conductivité électrique est directement mesurée par diverses méthodes géophysiques, à un niveau d'organisation le plus souvent local, intraparcellaire (voir section 1.2). Une étude conduite sur la Côte est de l'Irlande par O'Connell *et al.* (2020) a été réalisée au **niveau régional** : ces auteurs ont **cartographié la conductivité électrique de sub-surface** en millivolts au moyen d'une acquisition électromagnétique aéroportée de haute résolution à quatre fréquences (0,912 ; 3,005 ; 11,962 et 24,510 kHz) à des intervalles réguliers de 17,5 m (TEL) et de 6 m (TELB) pour 14 niveaux de profondeur augmentant de 2 m à 4 m selon la profondeur jusqu'à 42 m.

Stabilité structurale

La stabilité structurale a été étudiée en laboratoire au moyen de proxidétection UV-Vis-PIR-MIR-IRM (Cañasveras *et al.*, 2010) ou Vis-PIR-MIR (Ben-Dor *et al.*, 2009), de même qu'à partir de données aéroportées hyperspectrales (Shi *et al.*, 2020), et satellitaires multispectrales (Zeraatpisheh *et al.*, 2021 ; Bouslihim *et al.*, 2021). Dans une région d'environ 1000 km² au Maroc, Bouslihim *et al.* (2021) ont construit des modèles de forêts aléatoires ou « *random forests* » (RF) de stabilité structurale incorporant des propriétés de sol (teneurs en matière organique et en argile), des bandes et indices spectraux de Landsat 8, ainsi que des variables morphométriques. Les variables les plus influentes dans la prédiction n'étaient pas les données spectrales (à l'exception, relative, de la bande du proche infra-rouge), tandis que pour une petite région iranienne de 45 km² au sud de la mer Caspienne, celles-ci venaient globalement en 2^e place derrière la teneur en matière organique (Figure 13-14 ; Zeraatpisheh *et al.*, 2021).

Pente

La pente est classiquement obtenue par des modèles numériques d'altitude (Beven et Kirkby, 1979), eux-mêmes issus d'imagerie stéréoscopique.

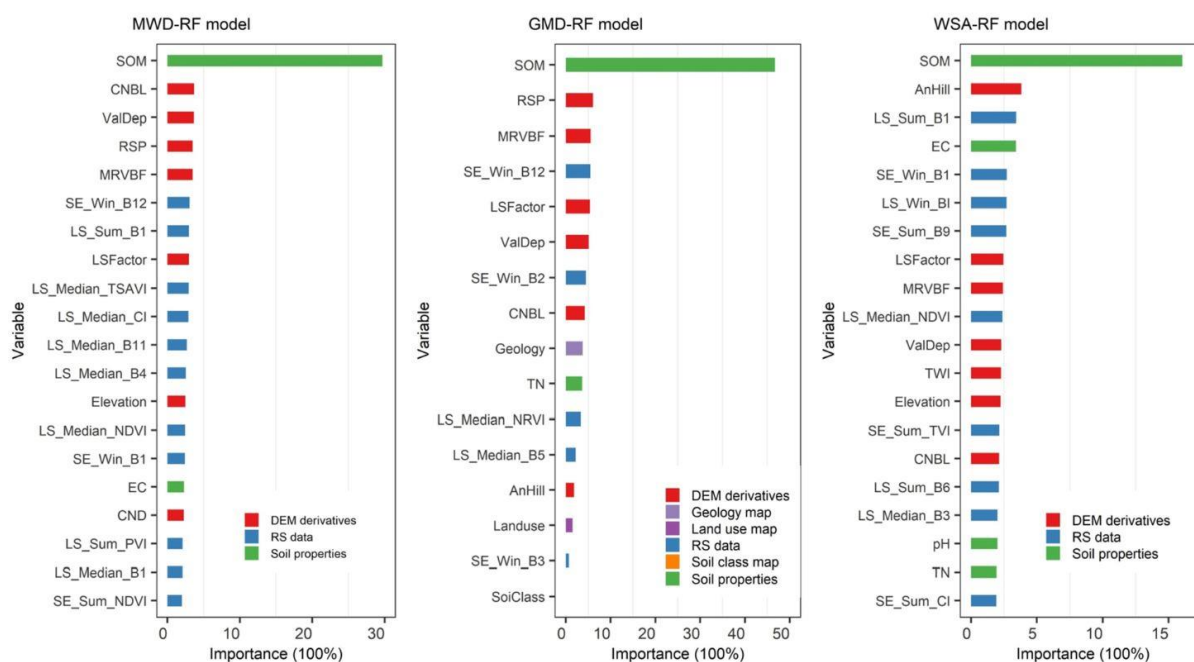


Figure 13-14. Influence des prédicteurs dans un modèle RF de la stabilité structurale (Zeraapitsheh et al., 2021).

MWD, diamètre moyen pondéré des agrégats (mean weight diameter, mm) ; GMD, diamètre moyen (geometric mean diameter, mm) ; WSA, pourcentage d'agrégats stables (water-stable aggregates, %)

2.3.2. Indicateurs issus de modèles spectraux de sols nus ou bien de couverts végétaux

Teneur en carbone organique du sol

Le carbone organique du sol est souvent prédit à partir de sols nus agricoles. Néanmoins, de nombreux travaux (Pouladi et al., 2023) ont cartographié les teneurs en carbone organique en surface et en profondeur pour divers usages du sol dans un cadre de cartographie numérique des sols, comportant des indices spectraux (NDVI), comme en Sicile sur 1 m d'épaisseur (Schillaci et al., 2017).

Polluants organiques et inorganiques

Les éléments qualifiés de potentiellement toxiques (« *potentially toxic elements* », PTEs) incluant l'antimoine (Sb), l'arsenic (As), le baryum (Ba), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), l'or (Au), le plomb (Pb), le manganèse (Mn), le mercure (Hg), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le sélénium (Se), l'argent (Ag), le thallium (Tl), l'étain (Sn), le tungstène (W), l'uranium (U), le vanadium (V), et le zinc (Zn), ont fait l'objet d'un corpus étoffé de travaux en spectroscopie de laboratoire (Wang et al., 2018a ; Gholizadeh et Kopacková, 2019 ; Nawar et al., 2020). Les techniques incluent aussi la spectroscopie portable de fluorescence de rayons X (*X-ray fluorescence spectroscopy*, XRF), voir Encadré 13-3), la spectroscopie de claquage atomique induit par laser (*Laser-induced breakdown spectroscopy*, LIBS, voir Encadré 13-3), les spectroscopies moléculaires Vis-PIR-MIR et IRM, sur des échantillons de sols ou bien sur des échantillons de végétaux. Les polluants organiques tels que les hydrocarbures ont été moins souvent étudiés, soit directement sur des échantillons, soit indirectement via la végétation, essentiellement par spectroscopies moléculaires Vis-PIR-MIR (Gholizadeh et al., 2018 ; Wang et al., 2018a ; Lassalle, 2021). Au lieu de mesurer la contamination dans les sols, Lassalle et al. (2021) ont suivi les effets d'une contamination par divers hydrocarbures sur le comportement spectral foliaire d'une ronce (*Rubus fruticosus* L.) en conditions contrôlées. De manière générale, les difficultés de suivi direct des polluants des sols sur sol nu, particulièrement pour des occupations du sol forestières, prairiales ou urbaines, orientent les approches vers l'utilisation du stress de la végétation comme proxy de la détection de tels polluants dans les sols (Gholizadeh et al., 2018). Ceci est à mettre en lien avec un corpus remarquable de travaux sur le concept de santé de la végétation, qui n'est pas seulement focalisé sur les facteurs édaphiques du stress mais aussi sur les événements climatiques et/ou les pratiques de gestion, en conditions forestières (Holzwarth et al., 2020 ; Italiano et al., 2023 ; Abas, 2023)

comme en conditions agricoles (Lawley *et al.*, 2016 ; Vaudour *et al.*, 2017 ; Shafi *et al.*, 2019 ; Wen *et al.*, 2021 ; Karthikeyan *et al.*, 2020 ; Radocaj *et al.*, 2023) ou prairiales (Xu et Guo, 2015 ; Lyu *et al.*, 2022).

Encadré 13-3. Les techniques XRFS et LIBS

XRFS est une technique courante de laboratoire utilisée depuis les années 1950 pour l'analyse élémentaire. Quand un atome seul est excité par une source énergétique externe, il émet des photons d'une énergie ou longueur d'onde caractéristique. Les éléments présents dans un échantillon donné peuvent être identifiés et quantifiés au moyen du comptage du nombre de photons de chaque énergie émise. La fluorescence est une forme de luminescence qui se produit lorsque la lumière émise a une longueur d'onde plus élevée (de plus faible énergie) que la radiation absorbée. L'identification élémentaire d'un échantillon considéré se base sur la relation entre la longueur d'onde d'émission et le nombre atomique, tandis que la concentration élémentaire peut être estimée par les intensités caractéristiques de lignes (le nombre de photons de chaque longueur d'onde).

LIBS est une spectroscopie d'émission atomique dans laquelle un laser de haute énergie (typiquement 108-1010 W/cm²), pulsé, est dirigé sur un échantillon afin de générer un plasma de température assez élevée (environ 8000°K) pour induire une dissociation générant un volume d'atomes et/ou d'ions vers un état de ladite phase de relaxation propice à l'observation des lignes d'émission atomiques et moléculaires des éléments présents. Un détecteur à couplage de charge sert ensuite à collecter, résoudre spectralement, et détecter la lumière émise.

Les techniques spectroscopiques de laboratoire peuvent se pratiquer en routine sur des échantillons en laboratoire et font souvent l'objet de fusion de modèles permettant d'en accroître la précision (Nawar *et al.*, 2020). Néanmoins, l'utilisation de LIBS et XRFS n'est pas encore à ce jour développée sur le terrain. Il en est de même pour la spectroscopie Vis-PIR-MIR portable et l'imagerie hyperspectrale.

Profondeur du sol

De même que pour les polluants ou les éléments nutritifs, la cartographie de la profondeur du sol est généralement reconnue comme étant délicate, et a donné lieu à très peu de travaux (Tesfa *et al.*, 2009 ; Chen *et al.*, 2021 ; Barbosa de Sousa *et al.*, 2023). Des modèles de prédiction spatialisée de la profondeur du sol fondés sur une démarche de cartographie numérique des sols ont incorporé, en tant que covariables, des informations d'occupation du sol issues d'images satellitaires Landsat et de photographies aériennes dans des modèles de forêts aléatoires (*Random forest*, RF), afin de parvenir à expliquer 50% de la variation spatiale de la profondeur sur un bassin-versant de 28 km² en Idaho (Tesfa *et al.*, 2009). Dans la Beauce, Chen *et al.* (2021) ont cartographié l'épaisseur des dépôts loessiques (EDL) en couplant, au sein d'un modèle QRF, plus de 10 000 points d'échantillonnage à 117 covariables dont un certain nombre sont issues d'images satellitaires MODIS et Sentinel-2, sous forme d'indices de végétation, ainsi que de spectrométrie gamma aéroportée (K, U, Th). Les données gamma ainsi que les indices issus de Sentinel-2 étaient parmi les covariables les plus influentes dans un modèle permettant de prédire l'EDL avec un R² moyen de 0,33, une erreur quadratique moyenne de 30,48 cm et un biais de 1,20 cm. Une démarche similaire au Brésil, basée sur un modèle RF incorporant des données satellitaires Vis-PIR-MIR et IRM, a donné un R² de 0,7 (Barbosa de Sousa *et al.*, 2023).

2.4. Evaluer des indicateurs complexes ou des indices

2.4.1. Indicateurs complexes de sols issus de combinaison de modèles spectraux et d'autres modèles

Stocks de carbone organique du sol sur 30 cm et sur 1 m

Les approches utilisant la télédétection Vis-PIR-MIR pour prédire les stocks de carbone organique sont moins nombreuses que celles ciblant la teneur en carbone organique. La plupart d'entre elles se focalisent sur l'horizon de surface, jusqu'à 30 cm en Australie, en Afrique du Sud et en Tunisie (Wang *et al.*, 2018a ; Venter *et al.*, 2021 ;

Bahri *et al.*, 2022), voire seulement sur l'épaisseur 0-8 cm en Italie (Francos *et al.*, 2024), tandis que Grinand *et al.* (2017) ont cartographié les stocks de carbone organique sur 1 m d'épaisseur sur près de 4 000 km² à Madagascar.

Certaines approches considèrent tous les usages du sol (Grinand *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2018a ; Venter *et al.*, 2021) tandis que Bahri *et al.* (2022) et Francos *et al.* (2024) ont focalisé leur approche sur des sols cultivés. La plupart des travaux incorporent des informations spectrales indifférenciées en tant que covariables dans une démarche de cartographie numérique des sols, et ont été conduits à l'échelon national en utilisant principalement des images satellitaires multispectrales Landsat ou Sentinel-2. Au niveau national, en France métropolitaine, Grinand *et al.* (2012) ont cartographié les stocks de carbone organique sur l'épaisseur 0-30 cm à partir de mesures proxi-spectrales dans la gamme IRM sur les sites du Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS). Francos *et al.* (2024) ont, quant à eux, utilisé une image aéroportée hyperspectrale Vis-PIR-MIR à 1 m de résolution spatiale, dans une emprise locale proche de Salerne en Italie.

Conductivité hydraulique à saturation

L'utilisation d'approches spectrales pour estimer la conductivité hydraulique des sols, et encore plus la conductivité hydraulique à saturation, est à notre connaissance, quasi-inexistante, à l'exception de deux études récentes (O'Connell *et al.*, 2020 ; Francos *et al.*, 2023). O'Connell *et al.* (2020) ont cartographié la conductivité hydraulique du substrat (5 m de profondeur), à partir de la conductivité électrique issue de télédétection électromagnétique aéroportée et de l'inversion d'un modèle physique de conductivité électrique. Le sol est cependant entendu ici comme « la zone critique », et non comme le sol tel qu'il est défini dans cette étude ; la démarche de O'Connell *et al.* (2020) ne peut être déployée pour qualifier la conductivité hydraulique d'un profil de sol ou de son horizon de surface.

Réservoir en eau utilisable, Réservoir en eau utilisable maximum

Il y a très peu d'approches par télédétection de cartographie du Réservoir en eau utilisable maximum (RUM). A l'échelon d'un bassin-versant, Ferrant *et al.* (2016) ont assimilé l'indice de surface foliaire (*Leaf Area Index*, LAI), estimé à partir d'une série temporelle multispectrale Formosat-2, dans un modèle agro-hydrologique distribué (*Topography Nitrogen Transfer and Transformation*, TNT2). Deux paramètres de RUM dans ce modèle, la profondeur du sol et la porosité de rétention, ont servi à ajuster le LAI annuel maximal en mobilisant des données de 154 profils de sols. Le modèle a ensuite été inversé pour cartographier le RUM. Une approche similaire d'inversion couplant le modèle de culture STICS et des images Sentinel-2 a été tentée sur un couvert de blé non irrigué en Vallée du Rhône (Lammoglia *et al.*, 2019). Dans la Haute-Garonne et le Gers, Battude *et al.* (2017) ont calibré une version du modèle *Simple Algorithm For Yield estimates* (SAFY) adaptée au bilan hydrique dans une parcelle expérimentale suivie sur quatre ans afin d'estimer les volumes d'irrigation, puis ont comparé les sorties de ce modèle sur un jeu de 18 parcelles et de plus vastes périmètres irrigués (135 ha à 450 ha) aux valeurs de RUM issues de cartes pédologiques.

Une autre approche, réalisée dans un cadre de cartographie numérique des sols et fondée sur la comparaison de trajectoires prenant en compte des fonctions de pédotransfert, a été mise en œuvre au niveau de la région Languedoc-Roussillon avec une covariable issue de Landsat 7, liée à l'occupation du sol (Styc et Lagacherie, 2019). Si l'on se réfère aux résultats d'une publication antérieure, Vaysse et Lagacherie (2015) utilisant le même jeu de covariables dans la même région pour cartographier les fractions granulométriques utilisées pour le calcul de RUM, la covariable issue de télédétection (classe d'occupation du sol), en regard des 18 autres, ne figure pas parmi les covariables influentes. Cependant, l'approche développée par ces auteurs est particulièrement intéressante dans le cadre général de la cartographie d'indicateurs.

Taux d'érosion

La modélisation spatialisée de l'érosion s'applique le plus souvent sur un modèle empirique, le modèle universel de perte en terre (*Universal Soil Loss Equation*, USLE) ou une variante de celui-ci (*Revised USLE*, RUSLE) qui ont été mis en œuvre dans 109 pays depuis plus de 80 ans (Sepuru et Dube, 2018 ; Benavidez *et al.*, 2018 ; Alewell *et al.*, 2019 ; Senanayake *et al.*, 2020 ; Wang *et al.*, 2023a) et a suscité de nombreux travaux en télédétection.

indices de qualité « classiques » (par notations cumulées ou scores des propriétés de sols) issus d'un jeu de 350 échantillons de surface de sols, et les indices de qualité construits à partir des indices spectraux et l'altitude (R^2 de 0,72 pour le meilleur modèle). Une approche similaire s'appuyant sur 292 échantillons de sols (0-30 cm) a été mise en œuvre sur une région de 5 604 km² (Zang *et al.*, 2024). On ne voit cependant pas bien ce que cette approche, fondée sur des échantillons de surface, implique, en termes de production agricole ou bien de planification du territoire.

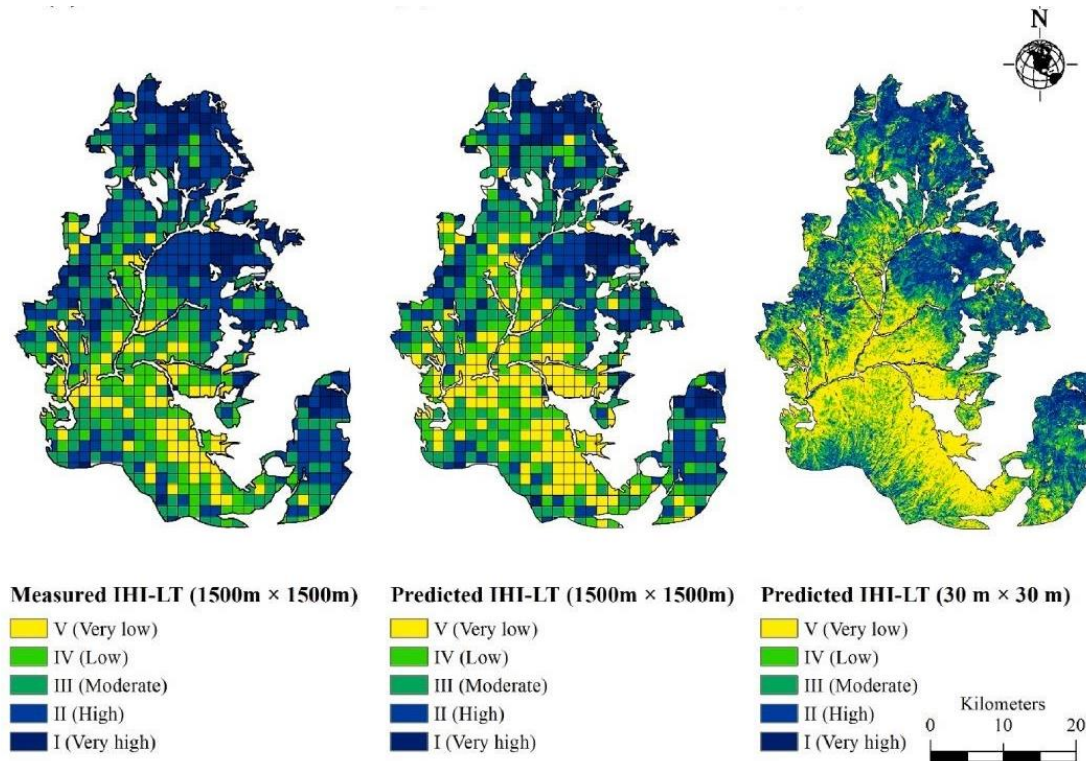


Figure 13-15. Cartes d'indices de santé des sols issus d'images satellitaires Landsat (Khosravi Aqdam *et al.*, 2023)

Zone de gestion homogène, de terroir

Un certain nombre de travaux fondés sur la télédétection ont porté sur le zonage viticole, c'est-à-dire sur la cartographie d'unités de gestion, de fertilité ou de qualités homogènes, ou terroirs, distingués par des réponses qualitatives du raisin ou du vin (Vaudour, 2003). Les premières approches, focalisées sur les sols nus de vignobles avant débournement, ont classifié les types de sols à partir d'images SPOT monodates, servant d'appui à une cartographie d'unités pédopaysagères numériques : ces dernières étaient fusionnées en unités de terroir sur la base d'approches multivariées puis validées en termes de réponse viticole au moyen de séries temporelles de composition des raisins (Vaudour *et al.*, 1998 ; Vaudour, 2003). Des classifications assistées de type arbres de régression, selon une démarche *bootstrap* de sélection aléatoire avec remise de zones de références caractérisées pour leur réponse vinicole, ont été réalisées à un niveau régional sur un jeu multisaisonnier d'images SPOT et de covariables morphométriques, le résultat final étant la classe modale dans l'empilement des résultats de classification tandis que la fréquence d'affectation servait à indiquer l'incertitude (Vaudour *et al.*, 2010). La Figure 13-16 montre l'organigramme de cette approche.

Au niveau détaillé d'une exploitation ou d'une parcelle, les travaux ciblant des zones homogènes du point de vue des propriétés de sol, ou encore des zones qualifiées de zones potentielles de gestion « *potential management zones* », ont visé des variables fonctionnelles pour le développement de la plante, essentiellement reliées à l'état physiologique de la végétation, en termes de vigueur ou de statut hydrique. Près d'un tiers des articles répertoriés dans le corpus de Vaudour *et al.* (2015) repose sur des images aéroportées ou issues de drones, de très haute résolution spatiale, métrique ($\leq 2,8$ m), voire décimétrique (30 cm), qui servent le plus souvent à caractériser ces paramètres fonctionnels, au moyen d'indice de végétation NDVI.

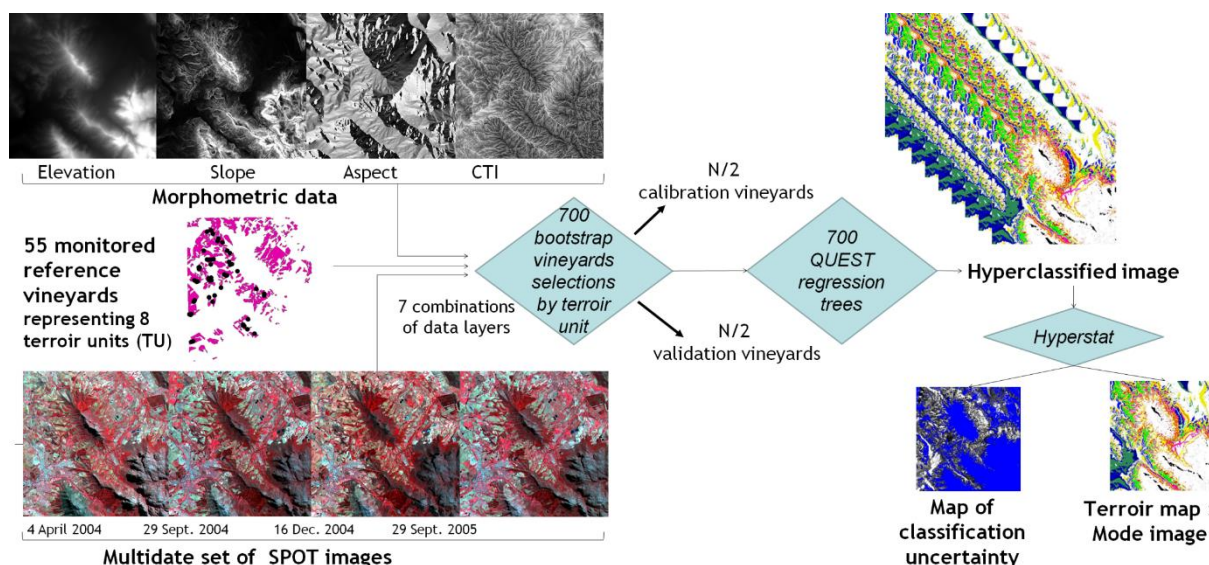


Figure 13-16. Démarche de zonage viticole numérique des terroirs, fondé sur l'imagerie satellitaire multisaisonnière (Vaudour et al., 2010)

2.4.3. Entités complexes issues de modèles spatiaux-spectraux

Qualité des sols

Des approches de cartographie d'indices de qualité des sols, construits à partir des seules données pédologiques, ont été conduites selon un schéma de cartographie numérique des sols incorporant en tant que covariables, divers indices spectraux issus de Landsat, en plus de covariables morphométriques (Nabiollahi *et al.*, 2018 ; Zeraatpisheh *et al.*, 2020). Toutefois, aucun de ces articles n'évalue le poids des données spectrales dans la prédiction de l'indice de qualité.

Qualité des terres (land quality)

Dans la province de Shangdong (155 800 km²) en Chine, Li *et al.* (2022) ont combiné, via un modèle RF, de multiples informations topographiques, météorologiques avec des informations spectrales, issues de séries satellitaires MODIS.

Glissements de terrain

Les glissements de terrain, connectés à la qualité comme à la santé des terres, mobilisent une panoplie de techniques dont les plus récentes comprennent les acquisitions stéréoscopiques 3D et les images radar (Mohan *et al.*, 2020). Ces techniques n'ont pas été utilisées à ce jour pour le suivi des glissements affectant certains sols agricoles.

2.4.4. Apports d'une approche couplée télédétection/proxidétection pour déterminer des zones de gestion homogène

La prospection géophysique par induction électromagnétique est souvent utilisée afin d'extraire la conductivité électrique apparente (ECa) du sol à différentes profondeurs (ex. : Piori *et al.*, 2013 ; Gomez *et al.*, 2022). Les zones de gestion intraparcellaire procèdent de classification floue « *fuzzy k-means* » ou bien Classification ascendante hiérarchique (CAH), à partir des diverses données proxi-spatialisées de sol ou de végétation, combinées ou non à des images NDVI. Parmi les données proxi, certaines décrivant de près le fonctionnement du terroir, potentiels hydriques de base (ψ_b), rapport $\delta^{13}C$ (mesure du rapport isotopique C^{12}/C^{13} sur les sucres du moût à maturité), ECa, LAI, teneurs en anthocyanes et flavonols, sont désormais démultipliées et estimées spatialement, du fait de leur rapidité de mise en œuvre au champ ($\delta^{13}C$, mesures fluorimétriques MultiPlex®, ECa),

ou bien estimées par spectrotransfert via des images thermiques issues de drone (potentiels hydriques) ou par tomographie électrique.

Ces informations, qui étaient auparavant mesurées en quelques points, sont désormais analysées du point de vue de leur structure spatiale, et mises à jour temporellement à des pas de temps rapprochés. Ainsi, au niveau d'organisation spatiale d'un domaine viticole de 6 ha, l'utilisation de séries temporelles de long terme (70 ans), de photographies aériennes anciennes et d'images satellitaires Pléiades prises au débourrement puis proches de la véraison (résolution 0,7 m en panchromatique ; 2,44 m en multispectral), a permis un diagnostic de fertilité détaillé (Vaudour *et al.*, 2017). Ces données étaient combinées à des mesures proxi ECa prises avec un conductivimètre électromagnétique EM38, des mesures de périmètre de tronc, de diamètre des sarments, ainsi que de hauteur de déchaussement de la vigne, des analyses de sol et une prospection pédologique. Les propriétés de sols caractérisant sa fertilité chimique ont été prédites au moyen de mesures de réflectance Vis-PIR-MIR et de fluorescence UV-Vis en laboratoire (Vaudour *et al.*, 2018).

2.5. Discussion : forces et limites des approches de spatialisation de la santé ou de la qualité des sols par télédétection

2.5.1. Les modèles et démarches de prédiction et leurs précisions attendues – lacunes dans des démarches de validation

Les forces des approches de télédétection de la santé ou de la qualité des sols, ou de leurs indicateurs pris un par un, résident tant dans l'exhaustivité spatiale que dans la quantité, la diversité d'acquisition et de gammes spectrales et de signaux des données de télédétection. Pour les images satellitaires, elles résident aussi dans la fréquence de revisite temporelle, permettant de cartographier des changements spatio-temporels.

Pour la majorité des indicateurs ou propriétés cités dans les sections précédentes et pris un par un, la télédétection se révèle clairement un atout, en vue de leur quantification, spatialisation ou leur inventaire, et en complément ou synergie avec les approches de proxidtection. Les principales limites et enjeux, ainsi que les sujets brûlants, liés aux approches satellitaires de cartographie des teneurs en carbone organique du sol, sont illustrés dans le cas des teneurs en carbone organique du sol (Figure 13-17). Ils se déclinent selon les données de télédétection, la disponibilité en jeux de données de sols, les caractéristiques de surface des sols ainsi que les modèles et démarches de prédiction et notamment leur précision spatiale.

A ce jour, les propriétés indicatrices sont loin d'avoir fait l'objet, chacune, d'évaluation des précisions de prédiction attendues selon les capteurs, résolutions spatiales et spectrales, et selon les agroécosystèmes ou écosystèmes. On en trouve quelques-unes pour les teneurs en carbone organique : par ex., la gamme de performances de prédiction des teneurs en carbone organique attendue pour divers capteurs hyperspectraux aéroportés (Tableau 13-6 ; Angelopoulou *et al.*, 2019) ; ou encore, la gamme des erreurs de prédiction recensées et leur relation avec la gamme ou l'écart-type des teneurs observées pour les approches satellitaires (Figure 13-18 ; Vaudour *et al.*, 2022).

Tableau 13-6. Performances attendues pour l'estimation des teneurs en carbone organique du sol via des capteurs hyperspectraux aéroportés (source : Angelopoulou *et al.*, 2019)

| Sensor | Spectral Range (nm) | Algorithm/Multivariate Method | R ² | RMSE (g·kg ⁻¹) | RPD | Reference |
|------------------|---------------------|-------------------------------|----------------|----------------------------|-----------|-----------|
| AHS-160 | 430–2540 | PLSR, PSR, SVMR | 0.53–0.89 | 3.13–6.22 | 1.47–3.15 | [79] |
| AHS-160 | 430–2540 | PLSR | - | 1.7 | 1.47 | [50] |
| HyMap | 450–2500 | PLSR | 0.34–0.83 | 0.76–1.10 | 1.14–2.32 | [81] |
| ProSpec TIR V-S | 400–2500 | PLSR | 0.33 | 3.82 | 1.25 | [85] |
| AHS-160 | 430–2540 | PLSR | 0.62 | 1.34 | 1.8 | [87] |
| AISA-Eagle | 400–1000 | PLSR | 0.44 | 4.05 | 1.4 | [14] |
| AHS-160 | 430–2540 | SLR, SMLR, PLSR | 0.27–0.60 | 6.44–8.70 | 1.18–1.60 | [93] |
| AISA Dual system | 400–2450 | SML | 0.73 | 8.4 | - | [90] |
| APEX | 400–2500 | PLSR | - | 4.3 | 2.5 | [40] |
| HyMap | 450–2500 | PLSR | 0.73–0.85 | 0.19–0.25 | 1.94–2.62 | [92] |

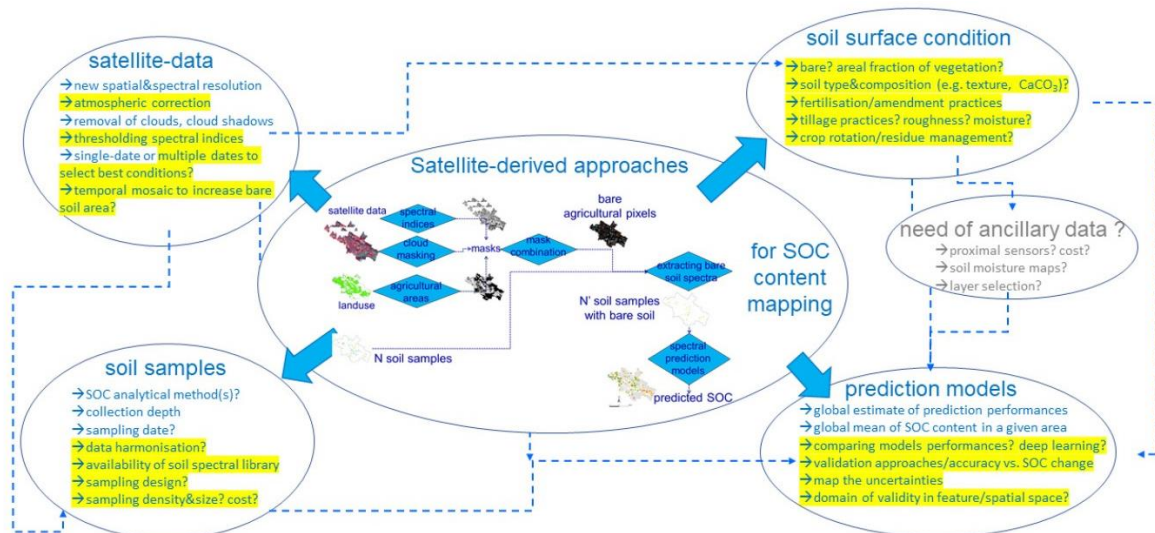


Figure 13-17. Schéma des principales limites et enjeux liés aux approches satellitaires de cartographie des teneurs en carbone organique du sol. Les sujets les plus discutés sont surlignés en jaune (Vaudour et al., 2022)

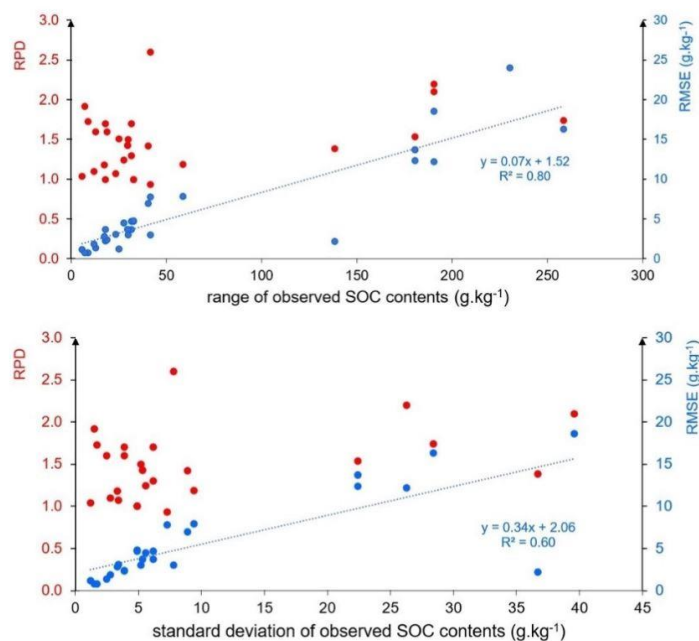


Figure 13-18. Relation entre erreur quadratique moyenne de prédiction (root mean square error, RMSE) des teneurs en carbone organique du sol et gamme de variation (haut) ou écart-type (bas) des valeurs observées (Vaudour et al., 2022)

Si la plupart des approches concernant les indicateurs s'accompagnent d'une démarche de validation, ce n'est le cas ni pour le taux d'érosion, ni pour la qualité et la santé du sol. Les évaluations d'incertitude sont inexistantes pour les travaux cartographiant la qualité ou la santé, tandis que peu de travaux ont évalué l'incertitude des prédictions pour les indicateurs (par ex., pour le carbone organique : Schillaci *et al.*, 2017 ; Castaldi *et al.*, 2023 ; Urbina-Salazar *et al.*, 2023). Ceci constitue un vrai défi pour la recherche actuelle et à venir, afin de détecter des changements.

2.5.2. Difficultés liées à l'acquisition et au traitement des données

Le présent état de l'art des démarches s'appuyant sur la télédétection pour la cartographie d'indicateurs de santé et de qualité des sols est majoritairement composé de travaux récents qui, encore au stade de recherches, sont

balbutiants en termes de faisabilité (*Technological readiness level*, TRL < 4). Beaucoup de ces travaux, liés à la thématique du carbone dans l'environnement, ont reposé sur l'utilisation de séries satellitaires Copernicus qui ont émergé dans la dernière décennie (Vaudour *et al.*, 2022) et présentent l'atout d'être en libre accès avec une fréquence hebdomadaire. Les difficultés relatives à l'acquisition des données concernent l'adéquation des résolutions spatiale et spectrale, la correction des effets atmosphériques, le traitement de la couverture nuageuse et des ombres, l'utilisation et le seuillage d'indices spectraux pour extraire les sols nus, les stratégies de sélection des dates d'acquisition et de mosaïquage temporel des images afin d'accroître la part de sols nus prédictible (Figure 13-18). D'autres difficultés ont trait aux facteurs perturbants en surface du sol : humidité, rugosité, présence de résidus végétaux ou de recouvrement végétatif, influences d'autres propriétés de sols se surimposant dans les comportements spectraux... Enfin, les difficultés sont liées aux données de sols, à leur date, densité, stratégie et coûts d'échantillonnage, ainsi qu'à leurs méthodes de détermination analytique, à la disponibilité d'une librairie spectrale, ou encore de données ancillaires issues de proxidtection ou d'autres sources, démultipliant les modalités de fusion ou de combinaison des données.

2.5.3. Faiblesses conceptuelles et verrous

Les travaux répertoriés en matière d'utilisation de données de télédétection, particulièrement ceux visant à prédire les indices de qualité ou de santé des sols, n'explicitent pas tous, ni les fondements spectraux de leur démarche, ni les concepts de qualité ou de santé des sols. Qualité et santé semblent parfois confondues, et les démarches de leur spatialisation sont parfois dénuées d'un volet de validation. De ce fait, dans la perspective de bilans carbone notamment, ainsi que le suggèrent Smith *et al.* (2010 ; 2020), les approches combinant des modèles de processus simulant des flux de carbone via les couverts cultivés en mobilisant des données de télédétection (Wijmer *et al.*, 2024) restent à développer en lien avec des modèles spectraux et/ou spatiaux sur les sols. En effet, si l'enjeu est de vérifier l'effectivité ou non d'un stockage de carbone dans les sols, au niveau d'exploitations dans le cadre de « *carbon farming* », comme à des niveaux régionaux ou supra, ceci doit être compatible avec la précision qu'il est possible d'obtenir et les diverses sources d'incertitudes (spatiale, instrumentale, analytique, liée au paramétrage du modèle de processus...). Or dans beaucoup d'approches de spatialisation, les résultats obtenus, autant que les démarches dont ils procèdent, sont peu discutés ; les usages des sols considérés se limitent aux usages agricoles ; les données de télédétection ne sont parfois que des données mineures parmi d'autres, dont le poids dans la prédiction spatiale n'est pas spécifié. Il n'y a, généralement, pas de confrontation des indicateurs issus de télédétection avec les indices de qualité ou de santé prédits par télédétection, la qualité, les rendements et les phénomènes érosifs ou de glissement de terrain.

2.6. Conclusion et perspectives - pistes de recherche

Les atouts des données de télédétection sont multiples et évidents, néanmoins leur utilisation nécessite prudence et recul. Si les données de télédétection facilitent la cartographie et sa mise à jour, les utilisateurs potentiels doivent savoir **qu'en aucun cas la télédétection ne s'utilise sans données de référence**. Elle requiert, en toute circonstance, la **collecte régulière d'échantillons de sols** associée à des **déterminations analytiques standard**, et dont la date de prélèvement doit être compatible avec les changements étudiés.

Les travaux à venir devront s'atteler à approfondir les questions soulevées par les enjeux et limites évoqués plus haut : **précision et incertitude**, conditionnant l'**aptitude à détecter des changements**, robustesse selon les systèmes pédologiques et les usages du sol, **déploiement de nouveaux capteurs et vecteurs** pour l'acquisition de données d'observation. Les capteurs hyperspectraux particulièrement appropriés, théoriquement, à la prédiction de nombreux indicateurs, sont particulièrement coûteux s'agissant des acquisitions aéroportées et encore peu déployés en France pour les acquisitions hyperspectrales satellitaires (PRISMA et EnMAP, des agences spatiales italienne et allemande). Il en est de même pour les données gamma aéroportées, dont l'utilisation reste rare et les emprises spatiales limitées (au mieux régionales).

La question de l'**harmonisation** fait l'objet de travaux en cours dans le cadre du programme européen EJP-SOIL, de même que la possibilité de suivi des propriétés de sol (Bispo, 2024) , tandis que la robustesse est étudiée dans le cadre de l'un de ses projets, EJP-SOIL STEROPES, par exemple au niveau parcellaire pour le carbone organique (Castaldi *et al.*, 2023).

Les notions de trajectoires de prédiction développées par Styc et Lagacherie (2019) pour le RUM, sont sans doute à transposer et développer pour les autres indicateurs autant que pour la qualité et la santé elles-mêmes. De même, les travaux mis en œuvre en matière de zonage viticole numérique, en lien avec la production viti et/ou vinicole, sont peut-être une autre piste à développer pour confronter leurs méthodes à celles émergeant actuellement sur la qualité et/ou la santé des sols en général.

3. Conclusion générale

Les deux parties de ce chapitre ont traité de la proxidtection et de la télédtection de façon assez indépendante, même si les approches spectrales, déployées soit dans des approches de télédtection, soit dans des approches de proxidtection ont été abordées ensemble, et bien que nous ayons évoqué ponctuellement des approches couplées. Nous avons vu que les approches de proxidtection et de télédtection, nombreuses, permettent d'étudier, avec un niveau de précision variable selon les méthodes, un grand nombre de caractéristiques des sols.

Celles identifiées comme les plus opérationnelles dans cette étude (cf. Chapitre 14) peuvent être classées selon la typologie suivante : i) propriétés simples directement mesurables spectralement sur des sols nus, par des méthodes au sol ou aéroportées, telles que la teneur en carbone organique du sol, la teneur en argile, la texture, le pH ; ii) propriétés simples mesurables par méthodes géophysiques ou déduites de la spectrométrie gamma, telles que la conductivité électrique ou la texture ; iii) propriétés simples issues de modèles numériques d'altitude (eux-mêmes dérivés d'acquisitions photogrammétriques d'imagerie de télédtection) telles que la pente ; iv) des propriétés simples, telles que la capacité d'échange cationique (CEC), la teneur en azote total (Ntot), non spectralement influentes mais généralement mesurables sur sol nu du fait de leur corrélation avec une propriété spectralement influente telle que la teneur en argile ou la teneur en carbone organique ; v) propriétés complexes, ou bien propriétés simples sur sol couvert de végétation, que l'on peut estimer au moyen de covariables spectrales et non spectrales, telles que les stocks de carbone à diverses profondeurs, l'épaisseur du sol ou les teneurs en carbone organique du sol pour des occupations du sol non agricoles.

Le Tableau 13-7 indique une ou plusieurs références bibliographiques marquantes pour chacune de ces propriétés et rend compte de la faisabilité de l'utilisation de chacune de ces techniques pour l'estimation directe (en vert) ou indirecte (en orange) de ces propriétés. Les couleurs rouge et grise indiquent respectivement une faisabilité faible ou encore balbutiante dans l'état des connaissances actuelles (*Technological readiness level*, TRL < 4). Ce tableau constitue ainsi à la fois un guide pour le choix d'une approche de télédtection/proxidtection en fonction de la variable de sol à caractériser, mais pointe également les paramètres de sol encore actuellement difficiles d'accès par ces outils non destructifs et pouvant potentiellement être déployés sur de grands territoires. Ce sont autant de pistes de recherche à explorer dans les années à venir.

Enfin, au-delà de ce tableau qui liste des paramètres élémentaires de sol, nous avons recherché dans la littérature les évaluations intégrées d'indices de la qualité/santé des sols. Ces approches restent rares actuellement, aussi bien en télédtection qu'en proxidtection, mais devraient pouvoir être développées dans un futur proche.

Tableau 13-7. Tableau de faisabilité de l'estimation par proxidéttection ou télédéttection des propriétés indicatrices de santé ou de qualité des sols, identifiées comme clés dans cette étude.

En vert, estimation directe déjà publiée ; en orange, estimation directe encore à éprouver ou bien indirecte (avec autres covariables) déjà publiée ; en rouge, estimation a priori impossible ; en gris, estimation non encore avérée.

Niveau : LAB, mesure ponctuelle en laboratoire ; TERR, mesure ponctuelle sur le terrain ; CHAMP, mesure spatialisée au niveau intraparcellaire ; REG ; estimation au niveau régional ou supra.

| INDICATEUR | PROXI-DÉTECTION | Niveau | Référence(s) | TÉLÉ-DÉTECTION | Niveau | Référence(s) |
|--|-----------------|-----------------|---|----------------|------------|--|
| Minéralisation azote, carbone | ? | ? | - | × | - | - |
| Biomasse microbienne | ? | LAB | (Lardo <i>et al.</i> , 2013) | ? | - | - |
| Fractions thermiques du carbone | (✓) | LAB | (Chassé <i>et al.</i> , 2021) | × | - | - |
| Fractions physiques du carbone | (✓) | LAB | (Cécillon <i>et al.</i> , 2012) (Puissant <i>et al.</i> , 2017) (Barthès et Chotte, 2021) | × | - | - |
| Stock de carbone du sol (1 m) | (✓) | LAB/TERR | (Grinand <i>et al.</i> , 2012) (Piccini <i>et al.</i> , 2024) | (✓) | REG | (Grinand <i>et al.</i> , 2017) |
| Stock de carbone du sol (30 cm) | (✓) | LAB/TERR | (Barthès et Chotte, 2021) (Piccini <i>et al.</i> , 2024) | (✓) | REG | (Wang <i>et al.</i> , 2018b) (Venter <i>et al.</i> , 2021) (Bahri <i>et al.</i> , 2022) (Francos <i>et al.</i> , 2024) |
| Rapport carbone org./ argile | ✓ | LAB/TERR /CHAMP | (Barthès et Chotte, 2021) (Piccini <i>et al.</i> , 2024) | ✓ | CHAMP /REG | (Shabou <i>et al.</i> , 2015) (Vaudour <i>et al.</i> , 2022) (Gomez <i>et al.</i> , 2012) (Gomez <i>et al.</i> , 2022) (Castaldi <i>et al.</i> , 2023) |
| Teneur en carbone org. du sol (g/kg) | ✓ | LAB/TERR /CHAMP | (Cambou <i>et al.</i> , 2016) (Angelopoulou <i>et al.</i> , 2019) (Barthès et Chotte, 2021) (Piccini <i>et al.</i> , 2024) (Garcia-Tomillo <i>et al.</i> , 2017) (De Benedetto <i>et al.</i> , 2022) | ✓ | CHAMP /REG | (Angelopoulou <i>et al.</i> , 2019) (Vaudour <i>et al.</i> , 2022) (Castaldi <i>et al.</i> , 2023) (Pouladi <i>et al.</i> , 2023) |
| Polluants organiques | (✓) | LAB/TERR /CHAMP | (Nawar <i>et al.</i> , 2020) (Lassalle, 2021) | (✓) | CHAMP /REG | (Lassalle <i>et al.</i> , 2019) |
| Polluants inorganiques / métalliques (ETM) | (✓) | LAB/TERR /CHAMP | (Gholizadeh et Kopacková, 2019) (Nawar <i>et al.</i> , 2020) (Lassalle, 2021) (Jordanova <i>et al.</i> , 2024) (Magjiera <i>et al.</i> , 2019) | ? | CHAMP /REG | (Wang <i>et al.</i> , 2018a) (Gholizadeh et Kopacková, 2019) (Shi <i>et al.</i> , 2023) |
| K disponible | ? | LAB | (Viscarra Rossel <i>et al.</i> , 2006) (Bispo, 2024) | ? | CHAMP /REG | (Zhang <i>et al.</i> , 2020) (Peng <i>et al.</i> , 2019) |
| P disponible | (✓) | LAB/TERR /CHAMP | (Viscarra Rossel <i>et al.</i> , 2006) (Bispo, 2024) (Jung <i>et al.</i> , 2005) | ? | CHAMP /REG | (Peng <i>et al.</i> , 2019) |
| N total | ✓ | LAB/TERR /CHAMP | (Viscarra Rossel <i>et al.</i> , 2006) (Barthès et Chotte, 2021) | ✓ | CHAMP /REG | (Gomez <i>et al.</i> , 2012) (Gomez et Lagacherie, 2012) (Vaudour <i>et al.</i> , 2019) |
| CEC | ✓ | LAB/TERR /CHAMP | (Viscarra Rossel <i>et al.</i> , 2006) (Chabrilat <i>et al.</i> , 2019) (Jung <i>et al.</i> , 2005) | ✓ | CHAMP /REG | (Gomez <i>et al.</i> , 2012) (Gomez et Lagacherie, 2012) (Vaudour <i>et al.</i> , 2019) |
| pH eau | ✓ | LAB/TERR /CHAMP | (Viscarra Rossel <i>et al.</i> , 2006) (Chabrilat <i>et al.</i> , 2019) (Santoso <i>et al.</i> , 2018) | ✓ | CHAMP /REG | (Gomez et Lagacherie, 2012) (Gomez <i>et al.</i> , 2012) (Vaudour <i>et al.</i> , 2019) |
| Water holding capacity (WHC) | ? | REG | | (✓) | CHAMP /REG | (Ferrant <i>et al.</i> , 2016) (Lammoglia <i>et al.</i> , 2019) |
| Réservoir en eau utilisable (RU) maximum | (✓) | TERR /CHAMP | (Priori <i>et al.</i> , 2019) (Cousin <i>et al.</i> , 2022) (Généreé <i>et al.</i> , 2015) | (✓) | CHAMP /REG | (Ferrant <i>et al.</i> , 2016) (Lammoglia <i>et al.</i> , 2019) |

| | | | | | | |
|---------------------------------------|-----|-----------------|--|-----|------------|--|
| Conductivité hydraulique à saturation | ? | LAB/TERR /CHAMP | | ✘ | CHAMP /REG | |
| Conductivité électrique | ✓ | LAB/TERR /CHAMP | (Doolittle et Brevik, 2014) (Corwin et Scudiero, 2019) | ? | CHAMP /REG | (O'Connell <i>et al.</i> , 2020) |
| Stabilité structurale | (✓) | LAB | (Cañasveras <i>et al.</i> , 2010) (Odeh et Onus, 2008) | ? | - | |
| Teneur en éléments grossiers | (✓) | TERR /CHAMP | (Tetegan <i>et al.</i> , 2012) | ? | - | - |
| Masse volumique apparente | (✓) | LAB/TERR /CHAMP | (Besson <i>et al.</i> , 2013) (Al-Shammary <i>et al.</i> , 2018) (Pathirana <i>et al.</i> , 2023) | ? | CHAMP | (Franco <i>et al.</i> , 2024) |
| Granulométrie - texture | (✓) | LAB/TERR /CHAMP | (Gomez <i>et al.</i> , 2012) (Gomez et Lagacherie, 2012) (Vaudour <i>et al.</i> , 2018) (Jung <i>et al.</i> , 2005) (Wunderlich et Rabbel, 2013) (Moritsuka <i>et al.</i> , 2021) | (✓) | CHAMP /REG | (Bousbih <i>et al.</i> , 2019) (Gomez <i>et al.</i> , 2019) (Reinhardt et Herrmann, 2019) |
| Taux d'érosion | ? | TERR /CHAMP | | (✓) | REG | (Samarinas <i>et al.</i> , 2024) |
| Profondeur du sol | ✓ | | (Bourennane <i>et al.</i> , 2022) (Zhang <i>et al.</i> , 2018) (Coulouma <i>et al.</i> , 2012) | (✓) | REG | (Tesfa <i>et al.</i> , 2009) (Chen <i>et al.</i> , 2021) (Barbosa de Sousa <i>et al.</i> , 2023) |
| Pente | ✓ | TERR /CHAMP | (Beven et Kirkby, 1979) | ✓ | CHAMP /REG | (Beven et Kirkby, 1979) |

Références bibliographiques

- Abas, A., 2023. A systematic literature review on the forest health biomonitoring technique: A decade of practice, progress, and challenge. *Frontiers in Environmental Science*, 11: 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.970730>
- AbdelRahman, M.A.E., 2023. An overview of land degradation, desertification and sustainable land management using GIS and remote sensing applications. *Rendiconti Lincei-Scienze Fisiche E Naturali*, 34 (3): 767-808. <https://doi.org/10.1007/s12210-023-01155-3>
- Adhikari, K.; Smith, D.R.; Collins, H.; Hajda, C.; Acharya, B.S.; Owens, P.R., 2022. Mapping Within-Field Soil Health Variations Using Apparent Electrical Conductivity, Topography, and Machine Learning. *Agronomy-Basel*, 12 (5): 16. <https://doi.org/10.3390/agronomy12051019>
- Ahmed, A.S.; Revil, A.; Gross, L., 2019. Multiscale induced polarization tomography in hydrogeophysics: A new approach. *Advances in Water Resources*, 134: 20. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2019.103451>
- Al-Shammary, A.A.G.; Kouzani, A.Z.; Kaynak, A.; Khoo, S.Y.; Norton, M.; Gates, W., 2018. Soil Bulk Density Estimation Methods: A Review. *Pedosphere*, 28 (4): 581-596. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60034-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60034-7)
- Alewell, C.; Borrelli, P.; Meusburger, K.; Panagos, P., 2019. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International Soil and Water Conservation Research*, 7 (3): 203-225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>
- André, F.; van Leeuwen, C.; Saussez, S.; Van Durmen, R.; Bogaert, P.; Moghadas, D.; de Ressaéguier, L.; Delvaux, B.; Vereecken, H.; Lambot, S., 2012. High-resolution imaging of a vineyard in south of France using ground-penetrating radar, electromagnetic induction and electrical resistivity tomography. *Journal of Applied Geophysics*, 78: 113-122. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2011.08.002>
- Angelopoulou, T.; Tziolas, N.; Balafoutis, A.; Zalidis, G.; Bochtis, D., 2019. Remote Sensing Techniques for Soil Organic Carbon Estimation: A Review. *Remote Sensing*, 11 (6): 18. <https://doi.org/10.3390/rs11060676>
- Anuradha, C.T., 2024. Soil quality analysis and mapping of various land uses using geospatial technology: a case study. *Applied Geomatics*, 16 (1): 57-66. <https://doi.org/10.1007/s12518-023-00538-3>
- Arciniegas-Ortega, S.; Molina, I.; Garcia-Aranda, C., 2022. Soil Order-Land Use Index Using Field-Satellite Spectroradiometry in the Ecuadorian Andean Territory for Modeling Soil Quality. *Sustainability*, 14 (12): 28. <https://doi.org/10.3390/su14127426>
- Ayoubi, S.; Dehaghani, S.M., 2020. Identifying impacts of land use change on soil redistribution at different slope positions using magnetic susceptibility. *Arabian Journal of Geosciences*, 13 (11): 11. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-05383-x>
- Baghdadi, N.; Cerdan, O.; Zribi, M.; Auzet, V.; Darboux, F.; El Hajj, M.; Kheir, R.B., 2008. Operational performance of current synthetic aperture radar sensors in mapping soil surface characteristics in agricultural environments: application to hydrological and erosion modelling. *Hydrological Processes*, 22 (1): 9-20. <https://doi.org/10.1002/hyp.6609>
- Bahri, H.; Raclot, D.; Barbouchi, M.; Lagacherie, P.; Annabi, M., 2022. Mapping soil organic carbon stocks in Tunisian topsoils. *Geoderma Regional*, 30: 10. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00561>
- Barakat, A.; Khellouk, R.; Ennaji, W.; Mosaid, H., 2022. Investigation of heavy metal contamination and ecological and health risks in farmland soils from southeastern phosphate plateaus of Khouribga (Morocco). *Ecological Questions*, 33 (4): 26. <https://doi.org/10.12775/eq.2022.036>

- Barbosa de Sousa, G.P.; Tayebi, M.; Campos, L.R.; Greschuk, L.T.; Amorim, M.T.A.; Rosas, J.T.F.; Mello, F.A.D.; Chen, S.C.; Ayoubi, S.; Dematte, J.A.M., 2023. Improvement of spatial prediction of soil depth via earth observation. *Catena*, 223: 12. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.106915>
- Barrios, M.D.; Marques, J.; Matias, S.S.R.; Panosso, A.R.; Siqueira, D.S.; La Scala, N., 2017. Magnetic susceptibility as indicator of soil quality in sugarcane fields. *Revista Caatinga*, 30 (2): 287-295. <https://doi.org/10.1590/1983-21252017v30n203rc>
- Barros, B.A.A.; Matias, S.S.R.; Nogueira, M.S.; Lins, R.C.; de Oliveira, F.F.; Tavares, G.S., 2022. Spatialization of chemical attributes, penetration resistance and magnetic susceptibility of the soil in a Cerrado area. *Revista Brasileira De Ciencias Agrarias-Agraria*, 17 (4): 9. <https://doi.org/10.5039/agraria.v17i4a2186>
- Barthès, B.G.; Chotte, J.L., 2021. Infrared spectroscopy approaches support soil organic carbon estimations to evaluate land degradation. *Land Degradation & Development*, 32 (1): 310-322. <https://doi.org/10.1002/ldr.3718>
- Battude, M.; Al Bitar, A.; Brut, A.; Tallec, T.; Huc, M.; Cros, J.; Weber, J.-J.; Lhuissier, L.; Simonneaux, V.; Demarez, V., 2017. Modeling water needs and total irrigation depths of maize crop in the south west of France using high spatial and temporal resolution satellite imagery. *Agricultural Water Management*, 189: 123-136. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.04.018>
- Ben-Dor, E.; Chabrilat, S.; Dematté, J.A.M.; Taylor, G.R.; Hill, J.; Whiting, M.L.; Sommer, S., 2009. Using Imaging Spectroscopy to study soil properties. *Remote Sensing of Environment*, 113: S38-S55. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.09.019>
- Benavidez, R.; Jackson, B.; Maxwell, D.; Norton, K., 2018. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22 (11): 6059-6086. <https://doi.org/10.5194/hess-22-6059-2018>
- Besson, A.; Cousin, I.; Bourennane, H.; Nicoulaud, B.; Pasquier, C.; Richard, G.; Dorigny, A.; King, D., 2010. The spatial and temporal organization of soil water at the field scale as described by electrical resistivity measurements. *European Journal of Soil Science*, 61 (1): 120-132. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01211.x>
- Besson, A.; Cousin, I.; Samouëlian, A.; Boizard, H.; Richard, G., 2004. Structural heterogeneity of the soil tilled layer as characterized by 2D electrical resistivity surveying. *Soil & Tillage Research*, 79 (2): 239-249. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.07.012>
- Besson, A.; Séger, M.; Giot, G.; Cousin, I., 2013. Identifying the characteristic scales of soil structural recovery after compaction from three in-field methods of monitoring. *Geoderma*, 204: 130-139. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.010>
- Beven, K.J.; Kirkby, M.J., 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24 (1): 43-69. <https://doi.org/10.1080/02626667909491834>
- Bindraban, P.S.; van der Velde, M.; Ye, L.M.; van den Berg, M.; Materechera, S.; Kiba, D.I.; Tamene, L.; Ragnarsdóttir, K.V.; Jongschaap, R.; Hoogmoed, M.; Hoogmoed, W.; van Beek, C.; van Lynden, G., 2012. Assessing the impact of soil degradation on food production. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4 (5): 478-488. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.015>
- Bispo, A., 2024. *Guidelines for accounting and monitoring agricultural soil carbon, fertility and degradation changes at different scales.*
- Bourennane, H.; Pasquier, C.; Cousin, I., 2022. Extraction of the stable component of electrical surveys of soils and the consequence on the mapping of their thicknesses. *Geoderma*, 425: 11. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116051>
- Bousbih, S.; Zribi, M.; Pelletier, C.; Gorra, A.; Lili-Chabaane, Z.; Baghdadi, N.; Ben Aissa, N.; Mougnot, B., 2019. Soil Texture Estimation Using Radar and Optical Data from Sentinel-1 and Sentinel-2. *Remote Sensing*, 11 (13): 20. <https://doi.org/10.3390/rs11131520>
- Bouslihim, Y.; Rochdi, A.; Aboutayeb, R.; El Amrani-Paaza, N.; Miftah, A.; Hssaini, L., 2021. Soil Aggregate Stability Mapping Using Remote Sensing and GIS-Based Machine Learning Technique. *Front. Earth Sci.*, 9. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.748859>
- Brenot, J.; Quiquerez, A.; Petit, C.; Garcia, J.-P., 2008. Erosion rates and sediment budgets in vineyards at 1-m resolution based on stock unearthing (Burgundy, France). *Geomorphology*, 100 (3): 345-355. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.01.005>
- Cambou, A.; Cardinael, R.; Kouakoua, E.; Villeneuve, M.; Durand, C.; Barthès, B.G., 2016. Prediction of soil organic carbon stock using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) in the field. *Geoderma*, 261: 151-159. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.007>
- Campbell, R.B.; Bower, C.A.; Richards, L.A., 1948. Change of electrical conductivity with temperature and the relation of osmotic pressure to electrical conductivity and ion concentration for soil extracts. *Soil Science Society of America Proceedings*, 13: 66-69.
- Cañasveras, J.C.; Barrón, V.; del Campillo, M.C.; Torrent, J.; Gómez, J.A., 2010. Estimation of aggregate stability indices in Mediterranean soils by diffuse reflectance spectroscopy. *Geoderma*, 158 (1): 78-84. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.09.004>
- Castaldi, F.; Koparan, M.H.; Wetterlind, J.; Zydalis, R.; Vinci, I.; Savas, A.; Kivrak, C.; Tunçay, T.; Volungevicius, J.; Obber, S.; Ragazzi, F.; Malo, D.; Vaudour, E., 2023. Assessing the capability of Sentinel-2 time-series to estimate soil organic carbon and clay content at local scale in croplands. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 199: 40-60. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2023.03.016>
- Cécillon, L.; Barthès, B.G.; Gomez, C.; Ertlen, D.; Genot, V.; Hedde, M.; Stevens, A.; Brun, J.J., 2009. Assessment and monitoring of soil quality using near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS). *European Journal of Soil Science*, 60 (5): 770-784. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01178.x>
- Cécillon, L.; Certini, G.; Lange, H.; Forte, C.; Strand, L.T., 2012. Spectral fingerprinting of soil organic matter composition. *Organic Geochemistry*, 46: 127-136. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.02.006>
- Cerdan, O.; Souchère, V.; Lecomte, V.; Couturier, A.; Le Bissonnais, Y., 2002. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *Catena*, 46 (2-3): 189-205. [https://doi.org/10.1016/s0341-8162\(01\)00166-7](https://doi.org/10.1016/s0341-8162(01)00166-7)
- Chabrilat, S.; Ben-Dor, E.; Cierniewski, J.; Gomez, C.; Schmid, T.; van Wesemael, B., 2019. Imaging Spectroscopy for Soil Mapping and Monitoring. *Surveys in Geophysics*, 40 (3): 361-399. <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09524-0>
- Chanzy, A.; Tarussov, A.; Judge, A.; Bonn, F., 1996. Soil water content determination using a digital ground-penetrating radar. *Soil Science Society of America Journal*, 60 (5): 1318-1326. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000050005x>
- Chassé, M.; Luffalla, S.; Cécillon, L.; Baudin, F.; Abiven, S.; Chenu, C.; Barré, P., 2021. Long-term bare-fallow soil fractions reveal thermochemical properties controlling soil organic carbon dynamics. *Biogeosciences*, 18 (5): 1703-1718. <https://doi.org/10.5194/bg-18-1703-2021>
- Chawla, I.; Karthikeyan, L.; Mishra, A.K., 2020. A review of remote sensing applications for water security: Quantity, quality, and extremes. *Journal of Hydrology*, 585: 28. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124826>

- Chen, S.C.; Arrouays, D.; Mulder, V.L.; Poggio, L.; Minasny, B.; Roudier, P.; Libohova, Z.; Lagacherie, P.; Shi, Z.; Hannam, J.; Meersmans, J.; Richer-de-Forges, A.C.; Walter, C., 2022. Digital mapping of GlobalSoilMap soil properties at a broad scale: A review. *Geoderma*, 409: 21. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115567>
- Chen, S.C.; Richer-de-Forges, A.C.; Mulder, V.L.; Martelet, G.; Loiseau, T.; Lehmann, S.; Arrouays, D., 2021. Digital mapping of the soil thickness of loess deposits over a calcareous bedrock in central France. *Catena*, 198: 11. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105062>
- Chevigny, E.; Quiquerez, A.; Petit, C.; Curmi, P., 2014. Lithology, landscape structure and management practice changes: Key factors patterning vineyard soil erosion at metre-scale spatial resolution. *Catena*, 121: 354-364. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.022>
- Chi, Y.; Sun, J.K.; Li, T.; Ma, X.J., 2023. Spatial simulations of soil content, storage, and quality indices in an archipelago off the Yangtze River Estuary, China. *Ecological Indicators*, 146: 14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109774>
- Ciampalini, A.; André, F.; Garfagnoli, F.; Grandjean, G.; Lambot, S.; Chiarantini, L.; Moretti, S., 2015. Improved estimation of soil clay content by the fusion of remote hyperspectral and proximal geophysical sensing. *Journal of Applied Geophysics*, 116: 135-145. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2015.03.009>
- Cillis, D.; Pezzuolo, A.; Marinello, F.; Sartori, L., 2018. Field-scale electrical resistivity profiling mapping for delineating soil condition in a nitrate vulnerable zone. *Applied Soil Ecology*, 123: 780-786. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.025>
- Corwin, D.L.; Lesch, S.M., 2005a. Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46 (1-3): 11-43. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2004.10.005>
- Corwin, D.L.; Lesch, S.M., 2005b. Characterizing soil spatial variability with apparent soil electrical conductivity I. Survey protocols. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46 (1-3): 103-133. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2004.11.002>
- Corwin, D.L.; Scudiero, E., 2019. Review of soil salinity assessment for agriculture across multiple scales using proximal and/or remote sensors. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 158*. London: Academic Press Ltd-Elsevier Science Ltd (Advances in Agronomy), 1-130. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.001>
- Corwin, D.L.; Scudiero, E., 2020. Field-scale apparent soil electrical conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 84 (5): 1405-1441. <https://doi.org/10.1002/saj2.20153>
- Coulouma, G.; Samyn, K.; Grandjean, G.; Follain, S.; Lagacherie, P., 2012. Combining seismic and electric methods for predicting bedrock depth along a Mediterranean soil toposequence. *Geoderma*, 170: 39-47. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.11.015>
- Cousin, I.; Besson, A.; Bourennane, H.; Pasquier, C.; Nicoulaud, B.; King, D.; Richard, G., 2009. From spatial-continuous electrical resistivity measurements to the soil hydraulic functioning at the field scale. *Comptes Rendus Geoscience*, 341 (10-11): 859-867. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2009.07.011>
- Cousin, I.; Buis, S.; Lagacherie, P.; Doussan, C.; Le Bas, C.; Guérif, M., 2022. Available water capacity from a multidisciplinary and multiscale viewpoint. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42 (3): 46. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00774-8>
- da Fonseca, A.V.; Ferreira, C.; Ramos, C.; Molina-Gómez, F., 2019. The geotechnical test site in the greater Lisbon area for liquefaction characterisation and sample quality control of cohesionless soils. *Aims Geosciences*, 5 (2): 325-343. <https://doi.org/10.3934/geosci.2019.2.325>
- da Silva, Y.; do Nascimento, C.W.A.; van Straaten, P.; Biondi, C.M.; de Souza, V.S.; da Silva, Y., 2017. Effect of I- and S-type granite parent material mineralogy and geochemistry on soil fertility: A multivariate statistical and Gis-based approach. *Catena*, 149: 64-72. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.09.001>
- Day, F.P.; Schroeder, R.E.; Stover, D.B.; Brown, A.L.P.; Butnor, J.R.; Dilustro, J.; Hungate, B.A.; Dijkstra, P.; Duval, B.D.; Seiler, T.J.; Drake, B.G.; Hinkle, C.R., 2013. The effects of 11 yr of CO₂ enrichment on roots in a Florida scrub-oak ecosystem. *New Phytologist*, 200 (3): 778-787. <https://doi.org/10.1111/nph.12246>
- De Benedetto, D.; Barca, E.; Castellini, M.; Popolizio, S.; Lacolla, G.; Stellacci, A.M., 2022. Prediction of Soil Organic Carbon at Field Scale by Regression Kriging and Multivariate Adaptive Regression Splines Using Geophysical Covariates. *Land*, 11 (3): 18. <https://doi.org/10.3390/land11030381>
- De Caires, S.A.; Wuddivira, M.N.; Bekele, I., 2014. Assessing the temporal stability of spatial patterns of soil apparent electrical conductivity using geophysical methods. *International Agrophysics*, 28 (4): 423-433. <https://doi.org/10.2478/intag-2014-0033>
- de Freitas, L.; Martins, M.V.; Casagrande, J.C.; de Oliveira, I.A.; da Silva, L.G., 2018. Soil quality indicator of oxisols grown with sugarcane and native forest in northeastern SAo Paulo state, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 77 (18): 9. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7830-7>
- Demattê, J.A.M.; Morgan, C. L. S.; Chabrilat, S.; Rizzo, R.; Franceschini, M.H.D.; Terra, F.d.; Vasques, G.M.; Wetterlind, J., 2015. Spectral Sensing From Ground to Space in Soil Science: State of the Art, Applications, Potential and Perspectives. In: Thenkabail, P.S., ed. *Land Resources Monitoring, Modeling, and Mapping with Remote Sensing*. Boca Raton : CRC Press, 661-732. <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/b19322-35/spectral-sensing-ground-space-soil-science-state-art-applications-potential-perspectives-jos%C3%A9-dematt%C3%AA-cristine-morgan-sabine-chabrilat-rodnei-rizzo-marston-franceschini-fabr%C3%ADcio-da-terra-gustavo-vasques-johanna-wetterlind>
- Dennerley, C.; Huang, J.; Nielson, R.; Sefton, M.; Triantafyllis, J., 2018. Identifying soil management zones in a sugarcane field using proximal sensed electromagnetic induction and gamma-ray spectrometry data. *Soil Use and Management*, 34 (2): 219-235. <https://doi.org/10.1111/sum.12410>
- Diaz-Gonzalez, F.A.; Vuelvas, J.; Correa, C.A.; Vallejo, V.E.; Patino, D., 2022. Machine learning and remote sensing techniques applied to estimate soil indicators-Review. *Ecological Indicators*, 135: 12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108517>
- Doolittle, J.A.; Brevik, E.C., 2014. The use of electromagnetic induction techniques in soils studies. *Geoderma*, 223-225: 33-45. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.027>
- Dube, T.; Seaton, D.; Shoko, C.; Mbow, C., 2023. Advancements in earth observation for water resources monitoring and management in Africa: A comprehensive review. *Journal of Hydrology*, 623: 24. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129738>
- El Hajj, M.; Baghdadi, N.; Zribi, M.; Bazzi, H., 2017. Synergic Use of Sentinel-1 and Sentinel-2 Images for Operational Soil Moisture Mapping at High Spatial Resolution over Agricultural Areas. *Remote Sensing*, 9 (12): 28. <https://doi.org/10.3390/rs9121292>
- Ferrant, S.; Bustillo, V.; Burel, E.; Salmon-Monviola, J.; Claverie, M.; Jarosz, N.; Yin, T.G.; Rivalland, V.; Dedieu, G.; Demarez, V.; Ceschia, E.; Probst, A.; Al-Bitar, A.; Kerr, Y.; Probst, J.L.; Durand, P.; Gascoin, S., 2016. Extracting Soil Water Holding Capacity Parameters of a Distributed Agro-Hydrological Model from High Resolution Optical Satellite Observations Series. *Remote Sensing*, 8 (2): 22. <https://doi.org/10.3390/rs8020154>

- Francos, N.; Chabrilat, S.; Tziolas, N.; Milewski, R.; Brell, M.; Samarinas, N.; Angelopoulou, T.; Tsakiridis, N.; Liakopoulos, V.; Ruhtz, T.; Ben-Dor, E., 2023. Estimation of water-infiltration rate in Mediterranean sandy soils using airborne hyperspectral sensors. *Catena*, 233: 107476. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107476>
- Francos, N.; Nasta, P.; Allocca, C.; Sica, B.; Mazzitelli, C.; Lazzaro, U.; D'Urso, G.; Belfiore, O.R.; Crimaldi, M.; Sarghini, F.; Ben-Dor, E.; Romano, N., 2024. Mapping Soil Organic Carbon Stock Using Hyperspectral Remote Sensing: A Case Study in the Sele River Plain in Southern Italy. *Remote Sensing*, 16 (5): 17. <https://doi.org/10.3390/rs16050897>
- Friedman, S.P., 2005. Soil properties influencing apparent electrical conductivity: a review. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46 (1-3): 45-70. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2004.11.001>
- García-Tomillo, A.; Mirás-Avalos, J.M.; Dafonte-Dafonte, J.; Paz-González, A., 2017. Estimating soil organic matter using interpolation methods with a electromagnetic induction sensor and topographic parameters: a case study in a humid region. *Precision Agriculture*, 18 (5): 882-897. <https://doi.org/10.1007/s11119-016-9481-6>
- Garré, S.; Hyndman, D.; Mary, B.; Werban, U., 2021. Geophysics conquering new territories: The rise of "agrogeophysics". *Vadose Zone Journal*, 20 (4): 4. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20115>
- Génére, V.; Bourennane, H.; Pasquier, C.; Cousin, I., 2015. The benefit of using a covariate for minimizing the sample size needed to estimate mean value of a target variable at field scale: A case study of Available Water Capacity. *Computers and Electronics in Agriculture*, 118: 9-14. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2015.08.018>
- Gholizadeh, A.; Kopacková, V., 2019. Detecting vegetation stress as a soil contamination proxy: a review of optical proximal and remote sensing techniques. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16 (5): 2511-2524. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02310-w>
- Gholizadeh, A.; Saberioon, M.; Ben-Dor, E.; Boruvka, L., 2018. Monitoring of selected soil contaminants using proximal and remote sensing techniques: Background, state-of-the-art and future perspectives. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48 (3): 243-278. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1447717>
- Giri, S., 2021. Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. *Environmental Pollution*, 271: 23. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116332>
- Gomes, L.C.; Beucher, A.M.; Moller, A.B.; Iversen, B.V.; Borgesen, C.D.; Adetsu, D.V.; Sechu, G.L.; Heckrath, G.J.; Koch, J.; Adhikari, K.; Knadel, M.; Lamandé, M.; Greve, M.B.; Jensen, N.H.; Gutierrez, S.; Balstrom, T.; Koganti, T.; Roell, Y.; Peng, Y.; Greve, M.H., 2023. Soil assessment in Denmark: Towards soil functional mapping and beyond. *Frontiers in Soil Science*, 3: 21. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2023.1090145>
- Gomez, C.; Dharumarajan, S.; Féret, J.B.; Lagacherie, P.; Ruiz, L.; Sekhar, M., 2019. Use of Sentinel-2 Time-Series Images for Classification and Uncertainty Analysis of Inherent Biophysical Property: Case of Soil Texture Mapping. *Remote Sensing*, 11 (5): 20. <https://doi.org/10.3390/rs11050565>
- Gomez, C.; Lagacherie, P., 2012. Using Vis-NIR hyperspectral data to map topsoil properties over bare soils in the Cap Bon region, Tunisia. *Digital Soil Assessments and Beyond*. 1st Edition ed.: CRC Press, 6. <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/b12728-78/using-vis-nir-hyperspectral-data-map-topsoil-properties-bare-soils-cap-bon-region-tunisia-gomez-lagacherie-bacha>
- Gomez, C.; Lagacherie, P.; Coulouma, G., 2012. Regional predictions of eight common soil properties and their spatial structures from hyperspectral Vis-NIR data. *Geoderma*, 189: 176-185. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.023>
- Gomez, C.; Oltra-Carrió, R.; Bacha, S.; Lagacherie, P.; Briottet, X., 2015. Evaluating the sensitivity of clay content prediction to atmospheric effects and degradation of image spatial resolution using Hyperspectral VNIR/SWIR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 164: 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.019>
- Gomez, C.; Vaudour, E.; Féret, J.B.; de Boissieu, F.; Dharumarajan, S., 2022. Topsoil clay content mapping in croplands from Sentinel-2 data: Influence of atmospheric correction methods across a season time series. *Geoderma*, 423: 15. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115959>
- Grandjean, G.; Cerdan, O.; Richard, G.; Cousin, I.; Lagacherie, P.; Tabbagh, A.; Van Wesemael, B.; Stevens, A.; Lambot, S.; Carré, F.; Maftai, R.; Hermann, T.; Thömelöf, M.; Chiarantini, L.; Moretti, S.; McBratney, A.B.; Ben Dor, E., 2010. DIGISOIL: An Integrated System of Data Collection Technologies for Mapping Soil Properties. *1st Global Workshop on High Resolution Digital Soil Sensing and Mapping*. Univ Sydney Fac Agr, Food & Nat Resources, Sydney, AUSTRALIA. 2008. Springer, 89-+. https://doi.org/10.1007/978-90-481-8859-8_7
- Griffin, S.; Hollis, J., 2013. Using profile soil electrical conductivity survey data to predict wheat establishment rates in the United Kingdom. *9th European Conference on Precision Agriculture*. Lleida, SPAIN. Jul 07-11. Wageningen Acad Publ, 491-497.
- Grinand, C.; Barthès, B.G.; Brunet, D.; Kouakoua, E.; Arrouays, D.; Jolivet, C.; Caria, G.; Bernoux, M., 2012. Prediction of soil organic and inorganic carbon contents at a national scale (France) using mid-infrared reflectance spectroscopy (MIRS). *European Journal of Soil Science*, 63 (2): 141-151. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01429.x>
- Grinand, C.; Le Maire, G.; Vieilledent, G.; Razakamanarivo, H.; Razafimbelo, T.; Bernoux, M., 2017. Estimating temporal changes in soil carbon stocks at ecoregional scale in Madagascar using remote-sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 54: 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.09.002>
- Grunwald, S.; Vasques, G.M.; Rivero, R.G., 2015. Fusion of Soil and Remote Sensing Data to Model Soil Properties. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 131*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 1-109. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.12.004>
- Hedley, C.B.; Yule, I.Y.; Eastwood, C.R.; Shepherd, T.G.; Arnold, G., 2004. Rapid identification of soil textural and management zones using electromagnetic induction sensing of soils. *Australian Journal of Soil Research*, 42 (4): 389-400. <https://doi.org/10.1071/sr03149>
- Holzwarth, S.; Thonfeld, F.; Abdullahi, S.; Asam, S.; Canova, E.P.; Gessner, U.; Huth, J.; Kraus, T.; Leutner, B.; Kuenzer, C., 2020. Earth Observation Based Monitoring of Forests in Germany: A Review. *Remote Sensing*, 12 (21): 43. <https://doi.org/10.3390/rs12213570>
- Hovhannissian, G.; Podwojewski, P.; Le Troquer, Y.; Mthimkhulu, S.; Van Antwerpen, R., 2019. Mapping spatial distribution of soil properties using electrical resistivity on a long term sugarcane trial in South Africa. *Geoderma*, 349: 56-67. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.037>
- Howard, J.L.; Orlicki, K.M.; LeTarte, S.M., 2016. Evaluation of some proximal sensing methods for mapping soils in urbanized terrain, Detroit, Michigan, USA. *Catena*, 143: 145-158. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.011>

- Hugenschmidt, J.; Kay, S., 2023. Unmasking adaption of tree root structure in agroforestry Systems in Switzerland using GPR. *Geoderma Regional*, 34: 10. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00659>
- Italiano, S.S.P.; Camarero, J.J.; Colangelo, M.; Borghetti, M.; Castellana, M.; Pizarro, M.; Ripullone, F., 2023. Assessing Forest Vulnerability to Climate Change Combining Remote Sensing and Tree-Ring Data: Issues, Needs and Avenues. *Forests*, 14 (6): 13. <https://doi.org/10.3390/f14061138>
- Jha, M.K.; Chowdhury, A.; Chowdary, V.M.; Peiffer, S., 2007. Groundwater management and development by integrated remote sensing and geographic information systems: prospects and constraints. *Water Resources Management*, 21 (2): 427-467. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9024-4>
- Jonard, F.; Mahmoudzadeh, M.; Roisin, C.; Weihermüller, L.; André, F.; Minet, J.; Vereecken, H.; Lambot, S., 2013. Characterization of tillage effects on the spatial variation of soil properties using ground-penetrating radar and electromagnetic induction. *Geoderma*, 207: 310-322. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.024>
- Jordanova, D.; Jordanova, N.; Barrón, V.; Petrov, P., 2018. The signs of past wildfires encoded in the magnetic properties of forest soils. *Catena*, 171: 265-279. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.030>
- Jordanova, N.; Mokreva, A.; Jordanova, D.; Tcherkezova, E.; Stoyanova, V., 2024. Mineral magnetic properties of urban forest soils tailored to soil quality indicator. *Catena*, 234: 12. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107569>
- Jung, W.K.; Kitchen, N.R.; Sudduth, K.A.; Kremer, R.J.; Motavalli, P.P., 2005. Relationship of apparent soil electrical conductivity to claypan soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 69 (3): 883-892. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0202>
- Karthikeyan, L.; Chawla, I.; Mishra, A.K., 2020. A review of remote sensing applications in agriculture for food security: Crop growth and yield, irrigation, and crop losses. *Journal of Hydrology*, 586: 22. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124905>
- Khosravi Aqdam, K.; Rezapour, S.; Asadzadeh, F.; Nouri, A., 2023. An integrated approach for estimating soil health: Incorporating digital elevation models and remote sensing of vegetation. *Computers and Electronics in Agriculture*, 210: 107922. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2023.107922>
- Lammoglia, S.K.; Chanzy, A.; Guerif, M.; Ieee, 2019. Characterizing soil hydraulic properties from Sentinel 2 and STICS crop model. *IEEE International Workshop on Metrology for Agriculture and Forestry (MetroAgriFor)*. Univ Naples Federico II, Dept Agr Sci, Portici, ITALY. Oct 24-26. Ieee, 312-316. <https://doi.org/10.1109/metroagrifor.2019.8909266>
- Lardo, E.; Palese, A.M.; Arouss, A.; Ferrazzano, G.; Xiloyannis, C.; Celano, G.; Coll, P.; Le Cadre, E.; Blanchart, E.; Villenave, C., 2013. Apparent Electrical Conductivity as a Tool for Earthworm Parameters Evaluation in a Commercial Orchard. *8th International Peach Symposium*. Matera, ITALY. Jun 17-20. Int Soc Horticultural Science, 479-484.
- Lassalle, G., 2021. Monitoring natural and anthropogenic plant stressors by hyperspectral remote sensing: Recommendations and guidelines based on a meta-review. *Science of the Total Environment*, 788: 20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147758>
- Lassalle, G.; Fabre, S.; Credo, A.; Hédacq, R.; Borderies, P.; Bertoni, G.; Erudel, T.; Buffan-Dubau, E.; Dubucq, D.; Elger, A., 2019. Detection and discrimination of various oil-contaminated soils using vegetation reflectance. *Science of the Total Environment*, 655: 1113-1124. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.314>
- Lawley, V.; Lewis, M.; Clarke, K.; Ostendorf, B., 2016. Site-based and remote sensing methods for monitoring indicators of vegetation condition: An Australian review. *Ecological Indicators*, 60: 1273-1283. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.021>
- Le Borgne, E., 1955. Susceptibilité magnétique anormale du sol superficiel. *Annales de Géophysique*, 11: 399-419.
- Li, Y.; Chang, C.; Wang, Z.; Li, T.; Li, J.; Zhao, G., 2022. Identification of Cultivated Land Quality Grade Using Fused Multi-Source Data and Multi-Temporal Crop Remote Sensing Information. *Remote Sensing*, 14 (9): 2109. <https://www.mdpi.com/2072-4292/14/9/2109>
- Loiseau, B.; Carrière, S.D.; Jougnot, D.; Singha, K.; Mary, B.; Delpierre, N.; Guérin, R.; Martin-StPaul, N.K., 2023. The geophysical toolbox applied to forest ecosystems-A review. *Science of the Total Environment*, 899: 16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165503>
- Loke, M.H.; Barker, R.D., 1996. Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method. *Geophysical Prospecting*, 44 (1): 131-152. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2478.1996.tb00142.x>
- Lombardi, E.; Ferrio, J.P.; Rodríguez-Robles, U.; de Dios, V.R.; Voltas, J., 2021. Ground-Penetrating Radar as phenotyping tool for characterizing intraspecific variability in root traits of a widespread conifer. *Plant and Soil*, 468 (1-2): 319-336. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05135-0>
- Lourenço, A.; Esteves, I.; Rocha, A.; Abrantes, I.; Gomes, C., 2015. Relation between magnetic parameters and nematode abundance in agricultural soils of Portugal-a multidisciplinary study in the scope of environmental magnetism. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (4): 15. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4373-1>
- Lyu, X.; Li, X.B.; Dang, D.L.; Dou, H.S.; Wang, K.; Lou, A.R., 2022. Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Remote Sensing in Grassland Ecosystem Monitoring: A Systematic Review. *Remote Sensing*, 14 (5): 19. <https://doi.org/10.3390/rs14051096>
- Mabhungu, L.; Adam, E.; Newete, S.W., 2019. Monitoring of phytoremediating wetland macrophytes using remote sensing : the case of common reed (<i>PHRAGMITES AUSTRALIS</i> (CAV.) TRIN. EX STEUD.) and the giant reed (<i>ARUNDO DONAX</i> L.). A REVIEW. *Applied Ecology and Environmental Research*, 17 (4): 7957-7972. https://doi.org/10.15666/aeer/1704_79577972
- Magiera, T.; Lukasik, A.; Zawadzki, J.; Rösler, W., 2019. Magnetic susceptibility as indicator of anthropogenic disturbances in forest topsoil: A review of magnetic studies carried out in Central European forests. *Ecological Indicators*, 106: 14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105518>
- Malone, J.B.; Bergquist, R.; Martins, M.; Luvall, J.C., 2019. Use of Geospatial Surveillance and Response Systems for Vector-Borne Diseases in the Elimination Phase. *Tropical Medicine and Infectious Disease*, 4 (1): 16. <https://doi.org/10.3390/tropicalmed4010015>
- Mathé, V.; Lévêque, F., 2003. High resolution magnetic survey for soil monitoring: detection of drainage and soil tillage effects. *Earth and Planetary Science Letters*, 212 (1-2): 241-251. [https://doi.org/10.1016/s0012-821x\(03\)00241-3](https://doi.org/10.1016/s0012-821x(03)00241-3)
- Mathieu, R.; King, C.; LeBissonnais, Y., 1997. Contribution of multi-temporal SPOT data to the mapping of a soil erosion index. The case of the loamy plateaux of northern France. *Soil Technology*, 10 (2): 99-110. [https://doi.org/10.1016/s0933-3630\(96\)00090-6](https://doi.org/10.1016/s0933-3630(96)00090-6)
- Menshov, O.; Kruglov, O.; Vyzhva, S.; Horoshkova, L.; Pereira, P.; Pastushenko, T.; Dindaroglu, T., 2021. Landscape Position Effects on Magnetic Properties of Soils in the Agricultural Land Pechenigy, Ukraine. *Earth Systems and Environment*, 5 (3): 739-750. <https://doi.org/10.1007/s41748-021-00240-7>

- Michot, D.; Benderitter, Y.; Dorigny, A.; Nicoullaud, B.; King, D.; Tabbagh, A., 2003. Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography. *Water Resources Research*, 39 (5): 20. <https://doi.org/10.1029/2002wr001581>
- Mirghaed, F.A.; Souri, B., 2022. Spatial analysis of soil quality through landscape patterns in the Shoor River Basin, Southwestern Iran. *Catena*, 211: 12. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106028>
- Mohan, A.T.; Tretiak, D.; Chertkov, M.; Livescu, D., 2020. Spatio-temporal deep learning models of 3D turbulence with physics informed diagnostics. *Journal of Turbulence*, 21 (9-10): 484-524. <https://doi.org/10.1080/14685248.2020.1832230>
- Molin, J.P.; Tavares, T.R., 2019. Sensor systems for mapping soil fertility attributes : challenges, advances, and perspectives in Brazilian tropical soils. *Engenharia Agrícola*, 39: 126-147. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v39nep126-147/2019>
- Moral, F.J.; Rebollo, F.J., 2017. Characterization of soil fertility using the Rasch model. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17 (2): 486-498.
- Moritsuka, N.; Matsuoka, K.; Katsura, K.; Sano, S.; Yanai, J., 2021. Laboratory and field measurement of magnetic susceptibility of Japanese agricultural soils for rapid soil assessment. *Geoderma*, 393: 10. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115013>
- Mukherjee, A.; Lal, R., 2014. Comparison of Soil Quality Index Using Three Methods. *Plos One*, 9 (8): 15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105981>
- Müller, M.; Mohnke, O.; Schmalholz, J.; Yaramanci, U., 2003. Moisture assessment with small-scale geophysics-the Interurban project. *Near Surface Geophysics*, 1 (4): 173-181. <https://doi.org/10.3997/1873-0604.2003008>
- Nabiollahi, K.; Taghizadeh-Mehrijardi, R.; Eskandari, S., 2018. Assessing and monitoring the soil quality of forested and agricultural areas using soil-quality indices and digital soil-mapping in a semi-arid environment. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64 (5): 696-707. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1373188>
- Nawar, S.; Cipullo, S.; Douglas, R.K.; Coulon, F.; Mouazen, A.M., 2020. The applicability of spectroscopy methods for estimating potentially toxic elements in soils: state-of-the-art and future trends. *Applied Spectroscopy Reviews*, 55 (7): 525-557. <https://doi.org/10.1080/05704928.2019.1608110>
- Nováková, E.; Karous, M.; Zajíček, A.; Karousová, M., 2013. Evaluation of Ground Penetrating Radar and Vertical Electrical Sounding Methods to Determine Soil Horizons and Bedrock at the Locality Dehtare. *Soil and Water Research*, 8 (3): 105-112. <https://doi.org/10.17221/6/2012-swr>
- O'Connell, Y.; Brown, C.; Henry, T.; Morrison, L.; Daly, E., 2020. Quantitative assessment of groundwater resources using airborne electromagnetic remote sensing. *Journal of Applied Geophysics*, 175: 14. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2020.103990>
- Obade, V.D.; Lal, R., 2013. Assessing land cover and soil quality by remote sensing and geographical information systems (GIS). *Catena*, 104: 77-92. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.014>
- Obade, V.D.; Lal, R.; Chen, J.Q., 2013. Remote Sensing of Soil and Water Quality in Agroecosystems. *Water Air and Soil Pollution*, 224 (9): 27. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1658-2>
- Odeh, I.O.A.; Onus, A., 2008. Spatial analysis of soil salinity and soil structural stability in a semiarid region of New South Wales, Australia. *Environmental Management*, 42 (2): 265-278. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9100-z>
- Paillet, Y.; Cassagne, N.; Brun, J.J., 2010. Monitoring forest soil properties with electrical resistivity. *Biology and Fertility of Soils*, 46 (5): 451-460. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0453-0>
- Pan, X.P.; Wollschläger, U.; Gerhards, H.; Roth, K., 2012. Optimization of multi-channel ground-penetrating radar for quantifying field-scale soil water dynamics. *Journal of Applied Geophysics*, 82: 101-109. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2012.02.007>
- Panissod, C.; Dabas, M.; Jolivet, A.; Tabbagh, A., 1997. A novel mobile multipole system (MUCEP) for shallow (0-3m) geoelectrical investigation: the 'Vol-de-canards' array. *Geophysical Prospecting*, 45 (6): 983-1002. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2478.1997.650303.x>
- Paroissien, J.-B.; Lagacherie, P.; Le Bissonnais, Y., 2010. A regional-scale study of multi-decennial erosion of vineyard fields using vine-stock unearthing-burying measurements. *Catena*, 82 (3): 159-168. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S034181621000086X>
- Pathirana, S.; Lambot, S.; Krishnapillai, M.; Cheema, M.; Smeaton, C.; Galagedara, L., 2023. Ground-Penetrating Radar and Electromagnetic Induction: Challenges and Opportunities in Agriculture. *Remote Sensing*, 15 (11): 36. <https://doi.org/10.3390/rs15112932>
- Pause, M.; Schweitzer, C.; Rosenthal, M.; Keuck, V.; Bumberger, J.; Dietrich, P.; Heurich, M.; Jung, A.; Lausch, A., 2016. <i>In Situ</i>/Remote Sensing Integration to Assess Forest Health A Review. *Remote Sensing*, 8 (6): 21. <https://doi.org/10.3390/rs8060471>
- Peng, Y.; Zhao, L.; Hu, Y.; Wang, G.; Wang, L.; Liu, Z., 2019. Prediction of Soil Nutrient Contents Using Visible and Near-Infrared Reflectance Spectroscopy. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8 (10): 437. <https://doi.org/10.3390/ijgi8100437>
- Perez-González, M.E.; Rodríguez, M.P.G., 2013. Use of remote sensing in soil degradation *Boletín De La Asociación De Geógrafos Españoles*, (61): 285-+. <https://doi.org/10.21138/bage.1545>
- Peroni, F.; Pappalardo, S.E.; Facchinelli, F.; Crescini, E.; Munafò, M.; Hodgson, M.E.; De Marchi, M., 2022. How to map soil sealing, land take and impervious surfaces? A systematic review. *Environmental Research Letters*, 17 (5): 22. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac6887>
- Piccini, C.; Metzger, K.; Debaene, G.; Stenberg, B.; Götzinger, S.; Boruvka, L.; Sandén, T.; Bragazza, L.; Liebisch, F., 2024. In-field soil spectroscopy in Vis-NIR range for fast and reliable soil analysis: A review. *European Journal of Soil Science*, 75 (2): 18. <https://doi.org/10.1111/ejss.13481>
- Pouladi, N.; Gholizadeh, A.; Khosravi, V.; Boruvka, L., 2023. Digital mapping of soil organic carbon using remote sensing data: A systematic review. *Catena*, 232: 11. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107409>
- Priori, S.; Martini, E.; Andrenelli, M.C.; Magini, S.; Agnelli, A.E.; Bucelli, P.; Biagi, M.; Pellegrini, S.; Costantini, E.A.C., 2013. Improving Wine Quality through Harvest Zoning and Combined Use of Remote and Soil Proximal Sensing. *Soil Science Society of America Journal*, 77 (4): 1338-1348. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0376>
- Priori, S.; Pellegrini, S.; Perria, R.; Puccioni, S.; Storchi, P.; Valboa, G.; Costantini, E.A.C., 2019. Scale effect of terroir under three contrasting vintages in the Chianti Classico area (Tuscany, Italy). *Geoderma*, 334: 99-112. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.048>

- Puissant, J.; Mills, R.T.E.; Robroek, B.J.M.; Gavazov, K.; Perrette, Y.; De Danieli, S.; Spiegelberger, T.; Buttler, A.; Brun, J.J.; Cécillon, L., 2017. Climate change effects on the stability and chemistry of soil organic carbon pools in a subalpine grassland. *Biogeochemistry*, 132 (1-2): 123-139. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0291-8>
- Quiquerez, A.; Chevigny, E.; Allemand, P.; Curmi, P.; Petit, C.; Grandjean, P., 2014. Assessing the impact of soil surface characteristics on vineyard erosion from very high spatial resolution aerial images (Côte de Beaune, Burgundy, France). *Catena*, 116: 163-172. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.12.002>
- Radocaj, D.; Siljeg, A.; Marinovic, R.; Jurisic, M., 2023. State of Major Vegetation Indices in Precision Agriculture Studies Indexed in Web of Science: A Review. *Agriculture-Basel*, 13 (3): 16. <https://doi.org/10.3390/agriculture13030707>
- Reinhardt, N.; Herrmann, L., 2019. Gamma-ray spectrometry as versatile tool in soil science: A critical review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 182 (1): 9-27. <https://doi.org/10.1002/jpln.201700447>
- Richer-de-Forges, A.C.; Chen, Q.Q.; Baghdadi, N.; Chen, S.C.; Gomez, C.; Jacquemoud, S.; Martelet, G.; Mulder, V.L.; Urbina-Salazar, D.; Vaudour, E.; Weiss, M.; Wigner, J.P.; Arrouays, D., 2023. Remote Sensing Data for Digital Soil Mapping in French Research-A Review. *Remote Sensing*, 15 (12): 38. <https://doi.org/10.3390/rs15123070>
- Ritchie, J.C.; Walling, D.E.; Peters, J., 2003. Application of geographic information systems and remote sensing for quantifying patterns of erosion and water quality - Special Issue. *Hydrological Processes*, 17 (5): 885-886. <https://doi.org/10.1002/hyp.1167>
- Sahbeni, G.; Ngabire, M.; Musyimi, P.K.; Székely, B., 2023. Challenges and Opportunities in Remote Sensing for Soil Salinization Mapping and Monitoring: A Review. *Remote Sensing*, 15 (10): 20. <https://doi.org/10.3390/rs15102540>
- Samarinas, N.; Tsakiridis, N.L.; Kalopesa, E.; Zaidis, G.C., 2024. Soil Loss Estimation by Water Erosion in Agricultural Areas Introducing Artificial Intelligence Geospatial Layers into the RUSLE Model. *Land*, 13 (2): 21. <https://doi.org/10.3390/land13020174>
- Samouëlian, A.; Cousin, I.; Tabbagh, A.; Bruand, A.; Richard, G., 2005. Electrical resistivity survey in soil science: a review. *Soil & Tillage Research*, 83 (2): 173-193. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.10.004>
- Sanogo, K.; Birhanu, B.Z.; Sanogo, S.; Ba, A., 2023. Landscape pattern analysis using GIS and remote sensing to diagnose soil erosion and nutrient availability in two agroecological zones of Southern Mali. *Agriculture & Food Security*, 12 (1): 4. <https://doi.org/10.1186/s40066-023-00408-6>
- Santoso, N.A.; Iqbal, M.; Ekawati, G.; Firdaus, R., 2018. Study of pH and Magnetic Susceptibility to Fertility Rate of Agricultural Soil around Institut Teknologi Sumatera, Lampung, Indonesia. *International Conference on Science, Infrastructure Technology and Regional Development*. Inst Teknologi Sumatera Campus, Lampung, INDONESIA. Oct 19-20. Iop Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/258/1/012001>
- Sarauskis, E.; Kazlauskas, M.; Bruciene, I.; Naujokiene, V.; Romaneckas, K.; Buragiene, S.; Steponavicius, D.; Mouazen, A.M., 2023. Impact of soil electrical conductivity-based site-specific seeding and uniform rate seeding methods on winter wheat yield parameters and economic benefits. *Precision Agriculture*, 24 (6): 2438-2455. <https://doi.org/10.1007/s11119-023-10047-3>
- Sarkheil, H.; Noughabi, K.S.; Azimi, Y.; Rahbari, S., 2023. Fuzzy soil quality index using resistivity and induced polarization for contamination assessment in a lead and zinc drainage irrigation field study. *Ecological Indicators*, 152: 14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110362>
- Schillaci, C.; Acutis, M.; Lombardo, L.; Lipani, A.; Fantappiè, M.; Märker, M.; Saia, S., 2017. Spatio-temporal topsoil organic carbon mapping of a semi-arid Mediterranean region: The role of land use, soil texture, topographic indices and the influence of remote sensing data to modelling. *Science of the Total Environment*, 601: 821-832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.239>
- Scudiero, E.; Teatini, P.; Corwin, D.L.; Deiana, R.; Berti, A.; Morari, F., 2013. Delineation of site-specific management units in a saline region at the Venice Lagoon margin, Italy, using soil reflectance and apparent electrical conductivity. *Computers and Electronics in Agriculture*, 99: 54-64. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2013.08.023>
- Seger, M.; Girod, G.; Hugard, R.; Gaillard, H.; Ubertosi, M.; Coffin, A.; Cousin, I.; Mistou, M.N., 2016. Intégration d'une prospection géophysique dans la démarche de cartographie des sols : Exemple de l'unité expérimentale d'Epoisses. *Séminaire IGCS (Inventaire, Gestion et Conservation des Sols)*. Caen.
- Senanayake, S.; Pradhan, B.; Huete, A.; Brennan, J., 2020. A Review on Assessing and Mapping Soil Erosion Hazard Using Geo-Informatics Technology for Farming System Management. *Remote Sensing*, 12 (24): 25. <https://doi.org/10.3390/rs12244063>
- Sepuru, T.K.; Dube, T., 2018. An appraisal on the progress of remote sensing applications in soil erosion mapping and monitoring. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 9: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.10.005>
- Shabou, M.; Mougnot, B.; Chabaane, Z.L.; Walter, C.; Boulet, G.; Ben Aissa, N.; Zribi, M., 2015. Soil Clay Content Mapping Using a Time Series of Landsat TM Data in Semi-Arid Lands. *Remote Sensing*, 7 (5): 6059-6078. <https://doi.org/10.3390/rs70506059>
- Shafi, U.; Mumtaz, R.; García-Nieto, J.; Hassan, S.A.; Zaidi, S.A.R.; Iqbal, N., 2019. Precision Agriculture Techniques and Practices: From Considerations to Applications. *Sensors*, 19 (17): 25. <https://doi.org/10.3390/s19173796>
- Shi, P.; Castaldi, F.; van Wesemael, B.; Van Oost, K., 2020. Large-Scale, High-Resolution Mapping of Soil Aggregate Stability in Croplands Using APEX Hyperspectral Imagery. *Remote Sensing*, 12 (4): 666. <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/4/666>
- Shi, T.Z.; He, L.; Wang, R.; Li, Z.J.; Hu, Z.W.; Wu, G.F., 2023. Digital mapping of heavy metals in urban soils: A review and research challenges. *Catena*, 228: 11. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107183>
- Shirzaditabar, F.; Heck, R.J., 2022. Characterization of soil magnetic susceptibility: a review of fundamental concepts, instrumentation, and applications. *Canadian Journal of Soil Science*, 102 (2): 231-251. <https://doi.org/10.1139/cjss-2021-0040>
- Shoshany, M.; Goldshleger, N.; Chudnovsky, A., 2013. Monitoring of agricultural soil degradation by remote-sensing methods: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 34 (17): 6152-6181. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.793872>
- Sikora, R.A.; Helder, J.; Molendijk, L.P.G.; Desaegeer, J.; Eves-van den Akker, S.; Mahlein, A.K., 2023. Integrated Nematode Management in a World in Transition: Constraints, Policy, Processes, and Technologies for the Future. *Annual Review of Phytopathology*, 61: 209-230. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-021622-113058>
- Silvero, N.E.Q.; Demattê, J.A.M.; Minasny, B.; Rosin, N.A.; Nascimento, J.G.; Rodríguez Albarracín, H.S.; Bellinaso, H.; Gómez, A.M.R., 2023. Chapter Three - Sensing technologies for characterizing and monitoring soil functions: A review. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. Academic Press, 125-168. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.08.002>
- Simon, F.X.; Sarris, A.; Thiesson, J.; Tabbagh, A., 2015. Mapping of quadrature magnetic susceptibility/magnetic viscosity of soils by using multi-frequency EMI. *Journal of Applied Geophysics*, 120: 36-47. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2015.06.007>

- Singh, A., 2022. Soil salinity: A global threat to sustainable development. *Soil Use and Management*, 38 (1): 39-67. <https://doi.org/10.1111/sum.12772>
- Smith, P.; Lanigan, G.; Kutsch, W.L.; Buchmann, N.; Eugster, W.; Aubinet, M.; Ceschia, E.; Béziat, P.; Yeluripati, J.B.; Osborne, B.; Moors, E.J.; Brut, A.; Wattenbach, M.; Saunders, M.; Jones, M., 2010. Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (3): 302-315. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.004>
- Smith, P.; Soussana, J.F.; Angers, D.; Schipper, L.; Chenu, C.; Rasse, D.P.; Batjes, N.H.; van Egmond, F.; McNeill, S.; Kuhnert, M.; Arias-Navarro, C.; Olesen, J.E.; Chirinda, N.; Fornara, D.; Wollenberg, E.; Alvaro-Fuentes, J.; Sanz-Cobena, A.; Klumpp, K., 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology*, 26 (1): 219-241. <https://doi.org/10.1111/gcb.14815>
- Styc, Q.; Lagacherie, P., 2019. What is the Best Inference Trajectory for Mapping Soil Functions: An Example of Mapping Soil Available Water Capacity over Languedoc Roussillon (France). *Soil Systems*, 3 (2): 17. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3020034>
- Tabbagh, A.; Seger, M.; Cousin, I., 2021. Using proximal electromagnetic/electrical resistivity (ER)/electrical impedance spectroscopy sensors to assess soil health and water status. In: C Lobsey, A.B., ed. *Advances in sensor technology for sustainable crop production*. Burleigh Dodds Science Publishing.
- Tesfa, T.K.; Tarboton, D.G.; Chandler, D.G.; McNamara, J.P., 2009. Modeling soil depth from topographic and land cover attributes. *Water Resources Research*, 45: 16. <https://doi.org/10.1029/2008wr007474>
- Tetegan, M.; Pasquier, C.; Besson, A.; Nicoullaud, B.; Bouthier, A.; Bourennane, H.; Desbourdes, C.; King, D.; Cousin, I., 2012. Field-scale estimation of the volume percentage of rock fragments in stony soils by electrical resistivity. *Catena*, 92: 67-74. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.09.005>
- Thiesson, J.; Boulonne, L.; Buvat, S.; Ortoland, B.; Jolivet, A.; Saby, N.P.A., 2012. Magnetic properties of the French Soil Quality Network: First results. *Near Surface Geophysics*. Paris.
- Thiesson, J.; Kessouri, P.; Schamper, C.; Tabbagh, A., 2014. Calibration of frequency-domain electromagnetic devices used in near-surface surveying. *Near Surface Geophysics*, 12 (4): 481-491. <https://doi.org/10.3997/1873-0604.2014012>
- Topp, G.C.; Davis, J.L.; Annan, A.P., 1980. Electromagnetic determination of soil water content, measurements in coaxial transmission lines. *Water Resources Research*, 16 (3): 574-582. <https://doi.org/10.1029/WR016i003p00574>
- Tsibart, A.S.; Dillen, J.; Elsen, A.; Postelmans, A.; van De Ven, G.; Saeys, W., 2023. Potential to reduce the nitrate residue after harvest in maize fields without sacrificing yield through precision nitrogen management. *Precision Agriculture*: 23. <https://doi.org/10.1007/s11119-023-10100-1>
- Tziolas, N.; Tsakiridis, N.; Chabrilat, S.; Dematte, J.A.M.; Ben-Dor, E.; Gholizadeh, A.; Zalidis, G.; van Wesemael, B., 2021. Earth Observation Data-Driven Cropland Soil Monitoring: A Review. *Remote Sensing*, 13 (21): 29. <https://doi.org/10.3390/rs13214439>
- Urbina-Salazar, D.; Vaudour, E.; Richer-de-Forges, A.C.; Chen, S.C.; Martelet, G.; Baghdadi, N.; Arrouays, D., 2023. Sentinel-2 and Sentinel-1 Bare Soil Temporal Mosaics of 6-Year Periods for Soil Organic Carbon Content Mapping in Central France. *Remote Sensing*, 15 (9): 24. <https://doi.org/10.3390/rs15092410>
- Vaudour, E., 2003. *Les terroirs viticoles*. Paris: Dunod.
- Vaudour, E.; Carey, V.A.; Gilliot, J.M., 2010. Digital zoning of South African viticultural terroirs using bootstrapped decision trees on morphometric data and multitemporal SPOT images. *Remote Sensing of Environment*, 114 (12): 2940-2950. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.08.001>
- Vaudour, E.; Cerovic, Z.G.; Ebengo, D.M.; Latouche, G., 2018. Predicting Key Agronomic Soil Properties with UV-Vis Fluorescence Measurements Combined with Vis-NIR-SWIR Reflectance Spectroscopy: A Farm-Scale Study in a Mediterranean Viticultural Agroecosystem. *Sensors*, 18 (4): 1157. <https://www.mdpi.com/1424-8220/18/4/1157>
- Vaudour, E.; Costantini, E.; Jones, G.V.; Mocali, S., 2015. An overview of the recent approaches to terroir functional modelling, footprinting and zoning. *Soil*, 1 (1): 287-312. <https://doi.org/10.5194/soil-1-287-2015>
- Vaudour, E.; Gholizadeh, A.; Castaldi, F.; Saberioon, M.; Boruvka, L.; Urbina-Salazar, D.; Fouad, Y.; Arrouays, D.; Richer-de-Forges, A.C.; Biney, J.; Wetterlind, J.; Van Wesemael, B., 2022. Satellite Imagery to Map Topsoil Organic Carbon Content over Cultivated Areas: An Overview. *Remote Sensing*, 14 (12): 22. <https://doi.org/10.3390/rs14122917>
- Vaudour, E.; Girard, M., 2010. Pédologie. In: Girard, M.; Girard, C., eds. *Traitement des images de télédétection*. Dunod ed. Paris.
- Vaudour, E.; Girard, M.C.; Bremond, L.-M.; Lurton, L., 1998. Spatial terroir characterization and grape composition in the Southern Côtes-du-Rhône vineyard (Nyons-Valreas Basin). *Journal international des sciences de la vigne et du vin*, 32 (4). <https://doi.org/10.20870/oeno-one.1998.32.4.1043>
- Vaudour, E.; Gomez, C.; Fouad, Y.; Lagacherie, P., 2019. Sentinel-2 image capacities to predict common topsoil properties of temperate and Mediterranean agroecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 223: 21-33. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.006>
- Vaudour, E.; Leclercq, L.; Gilliot, J.M.; Chaignon, B., 2017. Retrospective 70 y-spatial analysis of repeated vine mortality patterns using ancient aerial time series, Pléiades images and multi-source spatial and field data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 58: 234-248. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.02.015>
- Vaysse, K.; Lagacherie, P., 2015. Evaluating Digital Soil Mapping approaches for mapping GlobalSoilMap soil properties from legacy data in Languedoc-Roussillon (France). *Geoderma Regional*, 4: 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2014.11.003>
- Venter, Z.S.; Hawkins, H.J.; Cramer, M.D.; Mills, A.J., 2021. Mapping soil organic carbon stocks and trends with satellite-driven high resolution maps over South Africa. *Science of the Total Environment*, 771: 14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145384>
- Veum, K.S.; Sudduth, K.A.; Kremer, R.J.; Kitchen, N.R., 2017. Sensor data fusion for soil health assessment. *Geoderma*, 305: 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.031>
- Vidhya, R.; Vijayasekaran, D.; Farook, M.A.; Jai, S.; Rohini, M.; Sinduja, A., 2014. Improved classification of mangroves health status using hyperspectral remote sensing data *ISPRS Technical Commission VIII Symposium*. Hyderabad, INDIA. Dec 09-12. Copernicus Gesellschaft Mbh, 667-670. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-8-667-2014>
- Viscarra Rossel, R.A.; Walvoort, D.J.J.; McBratney, A.B.; Janik, L.J.; Skjemstad, J.O., 2006. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 131 (1-2): 59-75. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.007>

- Vrieling, A., 2006. Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. *Catena*, 65 (1): 2-18. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.10.005>
- Walz, Y.; Wegmann, M.; Dech, S.; Raso, G.; Utzinger, J., 2015. Risk profiling of schistosomiasis using remote sensing: approaches, challenges and outlook. *Parasites & Vectors*, 8: 16. <https://doi.org/10.1186/s13071-015-0732-6>
- Wang, B.; Waters, C.; Orgill, S.; Gray, J.; Cowie, A.; Clark, A.; Liu, D.L., 2018a. High resolution mapping of soil organic carbon stocks using remote sensing variables in the semi-arid rangelands of eastern Australia. *Science of the Total Environment*, 630: 367-378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.204>
- Wang, F.H.; Gao, J.; Zha, Y., 2018b. Hyperspectral sensing of heavy metals in soil and vegetation: Feasibility and challenges. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 136: 73-84. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.12.003>
- Wang, J.Z.; Zhen, J.N.; Hu, W.F.; Chen, S.C.; Lizaga, I.; Zeraatpisheh, M.; Yang, X.D., 2023a. Remote sensing of soil degradation: Progress and perspective. *International Soil and Water Conservation Research*, 11 (3): 429-454. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2023.03.002>
- Wang, S.D.; Guo, J.H.; Yu, Y.; Shi, P.J.; Zhang, H.B., 2023b. Quality evaluation of land reclamation in mining area based on remote sensing. *International Journal of Coal Science & Technology*, 10 (1): 10. <https://doi.org/10.1007/s40789-023-00601-9>
- Wen, W.; Timmermans, J.; Chen, Q.; van Bodegom, P.M., 2021. A Review of Remote Sensing Challenges for Food Security with Respect to Salinity and Drought Threats. *Remote Sensing*, 13 (1): 14. <https://doi.org/10.3390/rs13010006>
- Wigneron, J.P.; Chanzy, A.; Calvet, J.C.; Bruguier, W., 1995. A simple algorithm to retrieve soil-moisture and vegetation biomass using passive microwave measurements over crop fields. *Remote Sensing of Environment*, 51 (3): 331-341. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)00081-w](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)00081-w)
- Wigneron, J.P.; Kerr, Y.; Chanzy, A.; Jin, Y.Q., 1993. Inversion of surface parameters from passive microwave measurements over soybean field. *Remote Sensing of Environment*, 46 (1): 61-72. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90032-s](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90032-s)
- Wigneron, J.P.; Li, X.J.; Frappart, F.; Fan, L.; Al-Yaari, A.; De Lannoy, G.; Liu, X.Z.; Wang, M.J.; Le Masson, E.; Moisy, C., 2021. SMOS-IC data record of soil moisture and L-VOD: Historical development, applications and perspectives. *Remote Sensing of Environment*, 254: 20. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112238>
- Wijmer, T.; Al Bitar, A.; Arnaud, L.; Fieuzal, R.; Ceschia, E., 2024. AgriCarbon-EO v1.0.1: large-scale and high-resolution simulation of carbon fluxes by assimilation of Sentinel-2 and Landsat-8 reflectances using a Bayesian approach. *Geoscientific Model Development*, 17 (3): 997-1021. <https://doi.org/10.5194/gmd-17-997-2024>
- Wu, K.; Rodriguez, G.A.; Zajc, M.; Jacquemin, E.; Clément, M.; De Coster, A.; Lambot, S., 2019. A new drone-borne GPR for soil moisture mapping. *Remote Sensing of Environment*, 235: 9. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111456>
- Wunderlich, T.; Rabbal, W., 2013. Absorption and frequency shift of GPR signals in sandy and silty soils: empirical relations between quality factor Q , complex permittivity and clay and water contents. *Near Surface Geophysics*, 11 (2): 117-127. <https://doi.org/10.3997/1873-0604.2012025>
- Xu, D.D.; Guo, X.L., 2015. Some Insights on Grassland Health Assessment Based on Remote Sensing. *Sensors*, 15 (2): 3070-3089. <https://doi.org/10.3390/s150203070>
- Zang, M.L.; Wang, X.D.; Chen, Y.L.; Faramarzi, S.E., 2024. Estimation of soil health in the semi-arid regions of northwestern Iran using digital elevation model and remote sensing data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196 (4): 13. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12527-z>
- Zeraatpisheh, M.; Ayoubi, S.; Mirbagheri, Z.; Mosaddeghi, M.R.; Xu, M., 2021. Spatial prediction of soil aggregate stability and soil organic carbon in aggregate fractions using machine learning algorithms and environmental variables. *Geoderma Regional*, 27: 11. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00440>
- Zeraatpisheh, M.; Bakhshandeh, E.; Hosseini, M.; Alavi, S.M., 2020. Assessing the effects of deforestation and intensive agriculture on the soil quality through digital soil mapping. *Geoderma*, 363: 12. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114139>
- Zhang, D.J.; Zhou, G.Q., 2016. Estimation of Soil Moisture from Optical and Thermal Remote Sensing: A Review. *Sensors*, 16 (8): 29. <https://doi.org/10.3390/s16081308>
- Zhang, J.; Ji, D.; Du, D.; Miao, J.; Liu, H.; Bai, Y., 2020. Temporal paradox in soil potassium estimations using spaceborne multispectral imagery. *Catena*, 194: 104771. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104771>
- Zhang, X.; Dao, L.; Zhang, C.; Morrison, L.; Hong, B.; Zhang, H.; Gan, Y., 2018. Mapping the spatial distribution of soil depth in a grassland ecosystem with the aid of ground penetrating radar and GIS (Northwestern Sichuan, China). *Grassland Science*, 64 (4): 217-225. <https://doi.org/10.1111/grs.12201>
- Zhu, W.X.; Rezaei, E.E.; Nouri, H.; Yang, T.; Li, B.B.; Gong, H.R.; Lyu, Y.; Peng, J.B.; Sun, Z.G., 2021. Quick Detection of Field-Scale Soil Comprehensive Attributes via the Integration of UAV and Sentinel-2B Remote Sensing Data. *Remote Sensing*, 13 (22): 19. <https://doi.org/10.3390/rs13224716>
- Životić, L.; Perović, V.; Jaramaz, D.; Dordevic, A.; Petrović, R.; Todorović, M., 2012. Application of USLE, GIS, and Remote Sensing in the Assessment of Soil Erosion Rates in Southeastern Serbia. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21 (6). <https://www.pjoes.com/pdf-88945-22804?filename=Application%20of%20USLE%20GIS.pdf>

Conclusion de la sous-partie Méthodes de mesure des paramètres et d'élaboration des indicateurs

Stabilisation des indicateurs physiques et chimiques mais évolution des méthodes

Le travail portant sur les indices monoparamétriques ou mixtes met en avant les points récurrents concernant les méthodes proprement dites, mais également des limitations liées pour une bonne part à leur présentation dans la littérature scientifique.

Composantes physiques et chimiques

Le Chapitre 7 a permis d'identifier les indicateurs les plus cités dans la littérature : à la fois les indicateurs les plus utilisés en général et ceux utilisés dans les indices agrégés. Il n'y a pas eu de réelle évolution dans la nature des indicateurs chimiques et physiques, et les indicateurs « historiques » ou « traditionnels » de caractérisation des sols sont toujours d'actualité. Pour cette raison mais pas seulement, et d'une manière générale, le choix des descripteurs ou paramètres ou indicateurs initiaux pour la qualification des sols n'est pas toujours explicitement justifié. Il en est de même pour les méthodes.

On observe cependant une évolution des méthodes pour mesurer ou quantifier ces indicateurs ou paramètres. Ainsi, par exemple, les approches spectroscopiques au sens large sont de plus en plus utilisées pour caractériser la composante chimique des sols (, spectroscopie proche et moyen infrarouge, Fluorescence X...).

Composantes biologiques

Concernant la composante biologique, on observe la place croissante prise par les approches « omics » dans la caractérisation de la biodiversité des sols. En effet, la diversité biologique du sol est restée et reste encore un pan méconnu. D'après une récente actualisation, la biodiversité des sols représente de l'ordre de 60% de la biodiversité mondiale, mais seuls 10% des espèces sont connus (cf. Chapitre 6).

La difficulté d'avoir accès à l'échelle de l'espèce reste un vrai défi en écologie des sols. L'émergence de la méta-génomique a permis d'améliorer de manière significative la connaissance de la diversité biologique, avec un accent prépondérant mis sur le développement d'outils permettant de caractériser la diversité microbienne, bactérienne et fongique. Les outils moléculaires sont aussi de plus en plus utilisés pour la faune du sol avec des avancées variables selon les taxons (outils développés pour les nématodes et vers de terre, en phase de développement pour les microarthropodes dont les collembolés) ; cependant on observe encore une absence de consensus concernant la pertinence de l'application de la génomique environnementale à la faune du sol. L'intérêt de cette approche ne fait aucun doute quant à sa rapidité et facilité de mise en œuvre sur le terrain (simple collecte d'un échantillon de sol) et au laboratoire (nécessitant cependant un équipement adéquat), par rapport à une approche taxonomique traditionnelle (passant par une description morphologique des individus). En outre, la pertinence de l'identification par les outils génomiques n'est pas remise en question bien qu'elle soit soumise à des biais d'opérateur lors de la détermination morphologique. L'interrogation porte sur d'autres points : i) quelle méthode de

prélèvement sur le terrain permettra d'intégrer la structure agrégative des communautés ? ii) la mesure réalisée reflète-t-elle des animaux vivants ou peut-elle être l'image d'une communauté disparue, ou encore un mixte de ces communautés existantes et disparues ? Si tel est le cas, l'outil est-il adapté pour l'évaluation de la santé des sols ? ou pour l'évaluation de l'effet de pressions ayant une action rapide sur les animaux (ex. : labour) ? iii) comment prendre en compte la protection de l'ADN par les argiles ? Ces deux derniers points sont aussi discutés pour le compartiment microbien.

Si pour la faune du sol, la détermination à l'échelle de l'espèce peut présenter des difficultés d'expertise et/ou être chronophage, l'approche par traits s'avère être une alternative intéressante : basée sur des critères morphologiques plus ou moins simples, elle a abouti à la création de groupes écologiques ou groupes fonctionnels pour plusieurs taxons (nématodes, collemboles, acariens, vers de terre) ainsi que la création d'indices agrégés (QBS-ar basée sur les microarthropodes). Cette approche par traits permet un diagnostic de santé des sols en s'affranchissant des contraintes liées à la détermination à l'échelle spécifique.

Il faut réserver une place à part aux méthodes de description morphologique (méthodes visuelles), qui sont par essence des méthodes déployées sur le terrain. Elles peuvent être vues comme des prérequis à un échantillonnage et des analyses plus poussées, mais elles peuvent également être utilisées comme sources d'indicateurs à part entière. Ainsi deux familles de méthodes se distinguent : celles s'appuyant sur l'observation d'un profil de sol, et celles s'appuyant sur un bloc de sol extrait au moyen d'une bêche. Si les deux grandes familles de méthodes visuelles poursuivent le même but : évaluer la structure du sol, elles sont mobilisables dans des contextes différents. Les méthodes fondées sur l'observation de profils permettent une analyse fine des dynamiques de structure et un diagnostic précis de l'impact des itinéraires techniques. Cependant le produit de son évaluation n'est pas adapté à une mobilisation en tant qu'indicateur participant à la construction d'un indice composite de la qualité du sol. En revanche, les méthodes fondées sur l'observation de blocs extraits à la bêche produisent des indicateurs de qualité de la structure agrégeant implicitement ou explicitement des critères individuels et peuvent ainsi être mobilisées dans la construction d'un indicateur composite.

En raison de l'évolution au cours du temps des méthodes, mais également parce que les objectifs de la mesure d'un paramètre ne sont pas tous les mêmes, il est rare d'avoir un consensus sur la méthode à utiliser, y compris pour des paramètres historiques et « simples » comme la teneur en carbone organique, le pH ou la granulométrie. Cela inclut en amont la question de l'échantillonnage et de la conservation des échantillons qui restent des points très discutés, en particulier en chimie et biologie des sols. Les différences dans les méthodes appliquées peuvent aussi être pays-dépendantes (par ex. pour les polluants) et/ou discipline-dépendantes (par exemple pour la granulométrie) : ainsi les réseaux nationaux de mesure peuvent infléchir les choix des méthodes faits pour analyser les sols dans le pays en question.

Doit-on aller vers une homogénéisation des méthodes ?

Mais finalement le bien-fondé d'une homogénéisation des méthodes est lui-même discuté : certains soutiennent une homogénéisation des méthodes afin de pouvoir comparer les données, et d'autres considèrent que cela serait une perte de données historiques, car les fonctions de transfert ou de conversion ne sont pas toujours adaptées, et conduirait à un abandon des données historiques. La question se pose également à l'échelle d'un pays si des normes à un niveau supérieur sont imposées.

Beaucoup de programmes européens ont visé l'harmonisation des méthodes de mesure des indicateurs (ENVISSO, Ecofinders, LANDMARK) afin de pouvoir comparer *in fine* les résultats acquis par les différents partenaires et assurer la stabilité temporelle des méthodes employées. Cependant, la variabilité des méthodes utilisées et le choix de méthodes simples ou complexes se fait en fonction des attendus.

Le rapport de SIREN souligne la forte variabilité des méthodes selon les Etats membres, « Là où certains partenaires plaident pour des indicateurs de sol simples, peu coûteux et reproductibles, d'autres soutiennent l'utilisation d'indicateurs complexes et intégrés ». La simplicité et le pragmatisme semblent toutefois essentiels au succès de l'harmonisation à court terme d'une première génération d'indices de qualité des sols (IQS) pour le suivi national et paneuropéen. La flexibilité dans le choix des méthodes et des protocoles pour les IQS harmonisés

(c'est-à-dire une normalisation limitée) a été motivée par le désir de pouvoir continuer des séries de mesures à long terme. Une possibilité de différenciation des critères d'évaluation en fonction du contexte régional a également été une condition fortement exprimée, reflétant que les sols, le climat et les systèmes agricoles peuvent différer considérablement d'un pays à l'autre et que l'évaluation nécessiterait donc des références et des valeurs cibles pour les SQI, ce qui n'existe pas encore.

De la nécessité des valeurs de références à l'intérêt des sciences participatives

Le choix/l'existence de valeurs de référence est un autre aspect important associé aux paramètres choisis. Les valeurs obtenues pour les paramètres choisis doivent être comparées à des valeurs de référence. Il faut cependant distinguer l'existence de gammes de valeurs (valeurs d'existence basées sur la distribution statistique des données disponibles) ou valeurs moyennes, des valeurs indicatives (*baseline*) ou base à laquelle toutes les mesures suivantes sont comparées telle que la valeur de fond pour un élément naturellement contenu dans le sol, et les valeurs seuils (*threshold*) correspondant à des niveaux de qualité considérés comme critiques.

Il existe des valeurs de référence en chimie et en physique pour certains paramètres uniquement. Mais il apparaît nécessaire de contextualiser ces valeurs car elles sont dépendantes du contexte environnemental, à savoir pédo-climatique et agronomique (*a minima* parcellaire). Des modèles prédictifs sont en développement, par exemple pour la biomasse microbienne ; même s'ils ne permettent pas encore la prise en compte de la variabilité temporelle (inter et intra-annuelle), ces modèles permettent un diagnostic de santé des sols en prenant en compte les contextes agro-pédo-climatiques.

La définition de valeurs de référence contextualisées se heurte cependant à la nécessité d'un jeu de données conséquent. Des programmes d'observations des sols sont régulièrement alimentés en nouvelles données pour les paramètres chimiques et physiques des sols (ex. : DoneSol, BDAT), et dans une moindre mesure pour les paramètres biologiques. Ainsi, même si le dispositif RMQS a offert la possibilité de créer un jeu de données *ad-hoc* (2 200 points) permettant ainsi de fournir des estimations des gammes d'existence dans un grand nombre de contextes et par exemple pour les activités enzymatiques, la diversité bactérienne ou, fongique et la biomasse microbienne, aboutissant pour ces trois derniers indicateurs à des modèles prédictifs, il n'en demeure pas moins qu'un nombre plus important de points est nécessaire pour la construction d'un référentiel robuste. Un des leviers est alors l'intégration des sciences ou recherches participatives (SRP). Les différents projets de sciences participatives liés au sol (section 7.4) contribuent de manière significative à l'acquisition de données dans des contextes très variés (usage du sol, pédologie, climat) ; ces approches permettent de renforcer les bases de données et de proposer dans un futur proche des valeurs de références (valeurs seuils) qui peuvent encore faire défaut pour certains indicateurs, notamment de la composante biologique.

De l'évolution des méthodes par simplification à l'acceptation de l'érosion de la qualité de l'information

Les sciences participatives s'avèrent être des leviers pour collecter un grand nombre de données couvrant une grande diversité de contextes agro-pédo-climatiques et permettant d'intégrer la variabilité temporelle des réponses. Une des limites de cette approche est la qualité de l'information collectée : les protocoles proposés se doivent d'être faciles à mettre en œuvre, ce qui peut conduire à une simplification des protocoles aboutissant potentiellement à une érosion de la qualité de l'information collectée. Bien que le nombre important de données collectées puisse pallier ce biais, une vérification de la qualité des données collectées s'avère être une étape cruciale pour l'intégration optimale des données dans des modèles et la création de valeurs de référence. En complément, il y aurait un intérêt à modéliser l'érosion de la qualité des données acquises par les sciences participatives, en comparant les données « recherche » et « sciences participatives » pour les différents indicateurs chimiques, physiques et biologiques.

Problèmes inhérents à la littérature consultée

Dans le cadre de l'évaluation de la qualité/santé des sols, il est très peu mis en avant les méthodes qui peuvent pourtant influencer les valeurs obtenues (en particulier lorsqu'il s'agit de les comparer à des référentiels). En

conséquence, il est impossible de faire des requêtes par une approche classique de mots clés combinés à des termes tels qu'indicateurs, santé et/ou qualité, pour extraire les méthodes. Il y a donc eu nécessité d'entrer dans des articles présentant des cas d'étude pour éventuellement y trouver les méthodes ou faire des recherches spécifiques sur les méthodologies liées aux paramètres mais pas spécifiquement liées à la qualité des sols (par exemple les méthodes de caractérisation de la matière organique en général), c'est-à-dire des méthodes référencées par ailleurs dans des « *handbooks* » d'analyse.

De même, pour une méthode donnée, il n'y a pas de consensus sur la manière de présenter la méthode dans la littérature (niveau de détail, références...), ce qui contribue à limiter parfois la compréhension de la méthode utilisée. Par exemple, rares sont les articles où les normes sont citées, même si on peut observer une amélioration en la matière dans les articles récents.

Le degré d'opérationnalité des méthodes présentées n'a pas pu être évalué de manière systématique car cette information n'est pas renseignée ni dans les articles scientifiques, ni dans les fiches techniques, ou bien très rarement. Idéalement, l'opérationnalité devrait prendre en compte, en ce qui concerne strictement les méthodes, des critères de temps, coût, dangerosité, technicité, accessibilité... Cela n'est quasiment jamais renseigné.

Le cas particulier des polluants

Bien que la pollution n'ait pas été ciblée, elle apparaît comme très présente dans la littérature relative à la qualité/santé des sols, et elle apparaît donc incontournable pour des travaux sur la qualité/santé des sols (cf. les nuages de mots des Figures III-2 et III-3.B, dans l'Introduction de la Sous-partie). Il est rare cependant de trouver des articles combinant toutes les facettes dans un indice : pollution et autres paramètres de la qualité des sols. La littérature est assez dichotomique sur ce point. D'autre part, si on s'intéresse uniquement à la pollution, il y a des indices intégrateurs pour qualifier la pollution inorganique (mais pas toujours utilisés), mais il n'apparaît pas non plus d'indicateur global de pollution prenant en compte l'ensemble des pollutions supportées par un sol, en particulier les pollutions mixtes organiques et inorganiques. La question se pose de savoir si cela serait utile, mais également si cela est faisable ? En l'absence de littérature faisant référence à une telle approche, il est difficile de conclure. Enfin, les polluants émergents sont par définition encore trop peu, voire pas du tout, inclus comme indicateurs et *a fortiori* dans des indicateurs intégrés. Les méthodes de mesure sont très souvent en développement et donc non stabilisées et encore moins standardisées. On note souvent que les méthodes sont plus matures pour la caractérisation dans l'eau par exemple, et que l'application dans les sols vient dans un second temps (c'est le cas par exemple pour les micro- et nano-plastiques).

... aux indices agrégés

Un indice synthétique de la qualité du sol est construit par agrégation d'indicateurs mono ou multiparamétriques. Il fournit une évaluation de la qualité sous forme de score et peut être utilisé pour assurer un monitoring ou comme outil d'aide à la décision afin de comparer des alternatives (au sens de l'aide à la décision) en termes d'aménagement ou de pratiques agricoles, du point de vue de leur impact sur la qualité du sol. Sa construction se déroule en trois étapes : sélection d'un ensemble d'indicateurs pertinents, identification de fonctions de scoring permettant la transformation de valeurs en scores de qualité, définition de la stratégie d'agrégation des scores de chaque indicateur en un score unique.

L'existence d'un indice unique et universel de la qualité du sol se heurte à deux principales contraintes. La première est liée à l'objectif d'évaluation : selon que l'on s'intéresse à la qualité du sol face à la menace d'érosion ou bien pour la fertilité agricole, différentes fonctions du sol seront considérées, approchées par des indicateurs différents. La seconde est qu'une même fonction peut être approchée par des indicateurs différents selon certaines propriétés pérenne telles que le type de sol ou le climat.

Ainsi, en pratique, la plupart des indices sont construits relativement à un cas d'étude. Toutefois la littérature fournit des cadres méthodologiques guidant leur construction à chacune des trois étapes.

L'étape de sélection s'appuie généralement sur un ensemble d'indicateurs physiques, chimiques et biologiques mesurés dans le cadre de l'étude et repose sur l'hypothèse que la variabilité de ces indicateurs reflète la variabilité de la qualité. Il s'agit alors d'identifier au moyen de méthodes statistiques un ensemble minimal d'indicateurs (*Minimum data set*, MDS) captant cette variabilité. Lorsque l'objectif est de comparer des alternatives (aménagement ou pratiques agricoles), les indicateurs retenus doivent y être sensibles. En ce sens, la fonction de l'indice en construction est autant de discriminer les alternatives que de fournir une évaluation de la qualité. Autrement dit, un indicateur renseignant un processus incontournable de la qualité du sol peut ne pas être retenu si, dans le cas particulier de l'étude considérée, cet indicateur n'a pas de valeurs significativement différentes entre les alternatives. En revanche, un indicateur discriminant les alternatives mais étranger à la notion de qualité du sol ne ferait pas partie des indicateurs candidats à la sélection.

L'étape suivante consiste à définir pour chaque indicateur retenu une fonction de scoring permettant de transformer une mesure en un score sans unité reflétant un niveau de qualité. Une fonction de scoring est caractérisée par sa forme : monotone croissante lorsque le score de qualité varie dans le même sens que la mesure (« *the more the better* »), monotone décroissante dans le cas contraire (« *the less the better* ») ou gaussienne lorsque le score maximum est atteint pour une valeur optimale. Chaque forme est associée à une fonction mathématique dont les paramètres sont à identifier dans le cadre de la construction. Les valeurs de référence de ces paramètres peuvent être issues de la littérature scientifique, fondées sur les quantiles de distributions de valeurs ou sur l'écart à la prédiction d'un modèle. Le choix de ces référentiels est crucial, et est déterminé par les objectifs opérationnels de l'indice en construction. S'il est important de pouvoir interpréter les scores dans l'absolu, un référentiel national ou à large échelle est nécessaire afin de positionner les scores de qualité de l'étude sur ce référentiel.

Enfin, l'étape d'agrégation permet d'agrèger ces scores en un unique score synthétique. Cette dernière étape est parfois délaissée au profit d'une représentation graphique des scores des indicateurs élémentaires retenus. En effet, l'agrégation de plusieurs scores en un seul entraîne une perte d'information et de possibles phénomènes de compensation non souhaités.

Une approche novatrice fondée sur l'inférence causale consiste à considérer la qualité du sol non plus comme construite à partir des indicateurs mais comme une variable latente, c'est-à-dire inaccessible en tant que telle, mais partiellement observable au travers du jeu d'indicateurs. Une fois identifiée à partir d'un jeu de données, cette variable latente peut être testée et affinée sur un autre jeu de données issu d'un contexte différent.

Vers la quantification de la multifonctionnalité des sols

Le corpus méthodologique pour quantifier la multifonctionnalité et calculer les indicateurs associés est robuste (analyses multivariées, sélection de variables, pondération). Il s'appuie sur une littérature bien établie qui n'est pas restreinte aux sciences du sol. En effet, on retrouve ces problématiques d'agrégation de variables dans de nombreux champs disciplinaires (par ex., écologie, économie, aménagement du territoire). Pour autant, l'analyse du champ d'application en sciences du sol a abouti à un constat clair : l'agrégation reste dans la très grande majorité des cas simpliste, c'est-à-dire sans pondération des variables malgré les outils méthodologiques existants. Les études admettent en effet l'impossibilité de proposer un exercice de pondération sans interroger les différents acteurs. En outre, même dans les exercices d'agrégation, les variables les plus souvent utilisées sont des variables abiotiques de description du sol et de son fonctionnement, et quelques rares variables biotiques (la biomasse microbienne dans la plupart des cas). En d'autres termes, le champ des possibles des variables reste limité, et ce dans un contexte très majoritairement agricole. Il est essentiel de mobiliser des approches pluridisciplinaires afin de laisser aux acteurs et décideurs le choix de la pondération à partir d'informations éclairées. A terme, une possibilité serait de proposer un site internet qui permette à l'utilisateur de tester différents scénarios de distribution de la santé des sols à l'échelle d'un territoire en fonction des pondérations qu'il peut modifier de façon interactive.

De la nécessité de bonnes pratiques d'échantillonnage

Un panorama des différentes approches d'échantillonnage prenant en compte les dimensions spatiale ou temporelle a été présenté dans cette partie. L'analyse montre qu'il n'existe pas de méthode unique adaptée à tous les objectifs et à toutes les études possibles. En fonction du ou des objectifs de la campagne d'échantillonnage (estimation d'une moyenne, cartographie, surveillance, comblement de lacunes/échantillonnage supplémentaire dans un programme existant), il convient de choisir la méthode la plus appropriée. En général, il est admis que pour estimer des quantités globales, telles que les moyennes et les totaux (% de sols considérés comme sains sur une zone, par exemple), les approches d'échantillonnage dites probabilistes avec inférence *design-based* sont plus performantes que les méthodes *model-based* basées sur des modèles stochastiques (spatiaux ou spatio-temporels). Les premières assurent d'obtenir des estimations sans biais et valides de paramètres statistiques ainsi que des incertitudes associées de la population étudiée. Les secondes nécessitent de s'appuyer sur des hypothèses simplificatrices de la variabilité du phénomène étudié pour fournir les estimations. Pour l'échantillonnage à des fins de prédictions spatialisées (cartographie), les plans basés sur l'optimisation de critères en lien avec la calibration des modèles sont considérés comme plus appropriés. Dans les plans pour la surveillance, la variation spatiale n'est pas le seul facteur à prendre en compte car il faut également tenir compte de la variation temporelle. Il en découle une plus grande complexité des approches à considérer.

Lors du choix d'un plan d'échantillonnage, une règle générale consiste à choisir un plan aussi simple que possible car les calculs d'inférence statistique s'en trouvent simplifiés et corrects. En outre, les auteurs notent qu'un bon plan d'échantillonnage doit faire un bon usage des ressources disponibles et non pas construire le plan parfait, optimal. Ainsi la commodité pratique et la simplicité ne peuvent être sacrifiées pour atteindre une efficacité statistique optimale.

En explorant les informations disponibles au niveau national, il est apparu que les données collectées dans le cadre des programmes du GIS Sol correspondaient à diverses approches. Le programme IGCS a majoritairement pour objectif de produire des cartes et non de fournir des statistiques globales. Les échantillonnages n'ont donc pas été raisonnés pour remplir les contraintes de la théorie de l'échantillonnage probabiliste. Leur utilisation peut donc poser des questions pour quantifier les incertitudes associées. Seules les observations collectées dans le cadre du RMQS répondent à ces critères, mais la résolution reste assez faible pour fournir des informations à des échelles locales. Des efforts sont encore nécessaires pour constituer des jeux de données *ad hoc* pour l'évaluation statistique robuste de la qualité des sols à des échelles fines. Cependant, la proposition de l'annexe technique de la future directive sur la surveillance des sols au niveau européen (un plan aléatoire stratifié) constitue une opportunité de combler ces lacunes.

La question de l'échelle pour l'indication de la qualité des sols

Temporalité

Les caractéristiques des sols et les indicateurs associés varient au cours du temps. En soi, ces variations ne sont pas une limite pour les systèmes d'indication. Elles sont au contraire recherchées puisqu'un « bon » indicateur doit permettre de suivre des variations d'état d'un système au cours du temps. Il doit donc pouvoir répondre rapidement à une pression subie par le système. Ce critère est aussi très important pour les décideurs qui veulent pouvoir suivre (voire prédire) la trajectoire de santé d'un sol. Pour autant, les paramètres identifiés dans les pages précédentes comme contributeurs majeurs à des indicateurs composites de la santé des sols sont caractérisés par des temporalités différentes. On notera ainsi des caractéristiques « pérennes » (au moins sur une ou deux générations humaines) — par ex. la teneur en argile, la pente, la profondeur — et des caractéristiques très sensibles aux pressions (aux pratiques agricoles en particulier) — par ex. la matière organique, les nutriments, le pH. Le fait qu'un indicateur idéal doit être dépendant du temps est d'autant plus important si l'on cherche à estimer des flux, à l'origine des fonctions des sols identifiées dans ce rapport. Mais une *trop forte* variabilité d'un indicateur peut être également problématique. En effet, certaines caractéristiques telles que le pH ou la composition microbienne peuvent varier de façon significative à très court terme. Une tendance sur le moyen terme est souvent attendue, mais elle peut être brouillée par une très forte variabilité intra-annuelle (la saisonnalité en est une des

causes). De façon étonnante, ces différentes temporalités ne sont jamais explicitées dans les programmes de suivi des sols. Il est proposé ici d'expliciter trois types de temporalité des variables de sol : i) des variables qui ne varient pas sur le long terme (au moins sur plusieurs décennies), ii) des variables qui suivent une variation temporelle directionnelle (par exemple en réponse à un changement climatique ou à un changement de pratique), iii) des variables caractérisées par une forte variabilité temporelle sur le court terme. L'idée est ici avancée qu'un système complet d'indication de suivi de la santé des sols devrait prendre en compte des variables appartenant à ces trois types de temporalité, afin d'appréhender la complexité du système et sa réponse à différents types de stimuli.

Le suivi de la santé des sols s'inscrit dans un contexte réglementaire en cours de construction. La temporalité du droit est variable. Dans le cas de la santé des sols, elle n'est pas encore établie. Pourtant, on peut imaginer des conséquences majeures pour la réglementation en fonction du pas de temps imposé. Il semble raisonnable d'imaginer une temporalité d'une vingtaine d'années dans le cas précis du suivi des sols, même si cela n'a jamais été clairement statué ni même discuté. Puisque le terme « santé des sols » utilise explicitement le vocabulaire du monde médical, on pourrait imaginer l'obligation d'établir un « bulletin médical » avant toute cession d'un terrain par exemple. Dans ce cas, on se rend bien compte de la nécessité d'expliciter la temporalité des variables incluses dans l'analyse de sols car les implications pour les usagers sont directes et majeures. Il serait utile de fournir pour chaque variable une « gamme d'incertitude » temporelle qui refléterait la variation temporelle attendue (en moyenne) de chaque variable. Une valeur au-delà de cette gamme pourrait décrire une anomalie. En conclusion, l'ensemble de ces réflexions illustre la nécessité et l'urgence d'expliciter la temporalité des variables de sols et des indicateurs considérés. L'analyse de tous les corpus bibliographiques utilisés dans ce rapport révèle pourtant que la temporalité en est quasi totalement absente.

Enfin, il est à noter qu'au-delà des sciences du sol, de nombreuses disciplines, l'écologie en premier lieu, ont cherché à décrire la variabilité temporelle de l'état d'un système. Il s'agit d'une question prégnante aujourd'hui en écologie puisque la stabilité (et l'instabilité) d'un écosystème est l'une des propriétés les plus étudiées car elle est un marqueur de la réponse des écosystèmes aux changements globaux. Il existe ainsi tout un corpus théorique et méthodologique (de Bello *et al.* 2021)¹ pour caractériser la résistance et la résilience des écosystèmes en réponse à des stimuli environnementaux, mais aussi pour identifier des « signaux précoces » (*early warnings*) de changements. Une telle boîte à outils déployée pour les indicateurs de la santé des sols pourrait s'avérer très prometteuse. Il s'agit en effet d'une attente forte pour la gouvernance et la réglementation. Par exemple, une question prégnante est de quantifier le degré de réversibilité de la dégradation d'un sol après artificialisation. Plus généralement, identifier des indicateurs de la stabilité de la santé des sols semble primordial pour leur suivi à long terme.

Spatialisation

Le travail sur l'analyse des méthodes en lien avec la spatialisation des indices de la qualité des sols montre qu'une évolution importante s'est opérée lors de la dernière décennie vers des approches plus intégrées et technologiquement plus avancées avec pour objectif de tendre vers une évaluation plus précise et pertinente. Parmi ces évolutions, on peut rappeler les trois points clés suivants :

- Intégration de données multiples : intégration d'une variété de données, y compris des données spatiales, des données issues de capteurs à distance, des données sur les propriétés du sol, et des données sur les conditions environnementales.
- Utilisation de technologies avancées : les progrès technologiques, tels que les techniques de télédétection, les systèmes d'information géographique (SIG) et les technologies de modélisation informatique, ont permis de développer des méthodes de cartographie de la qualité des sols plus reproductibles et rapides. Ces technologies permettent de collecter, d'analyser et de visualiser des données à des échelles spatiales et temporelles variées.
- Modélisation et apprentissage automatique : l'utilisation de techniques de modélisation avancées, telles que la modélisation géostatistique et l'apprentissage automatique, a permis de développer des modèles prédictifs de la qualité des sols. Ces modèles peuvent identifier les relations spatiales et temporelles entre les différents paramètres du sol et prédire la qualité des sols dans des zones où les données ne sont pas disponibles.

¹ <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534721001464>

Ces évolutions ont propulsé la cartographie par modélisation statistique des indices monoparamétriques dans un degré de maturité lui permettant d'entrer dans l'opérationnalité et de compléter ainsi les produits issus des approches classiques. A l'inverse, la spatialisation d'un indice complexe de qualité combinant les évaluations de différentes propriétés, semble encore se heurter à des questions méthodologiques non complètement résolues sur le processus d'agrégation en indice.

Impliquer les communautés locales et les parties prenantes dans le processus de cartographie de la qualité des sols à l'aide d'approches participatives est une solution proposée par les auteurs comme un moyen de recueillir des données sur le terrain et des connaissances locales, afin d'améliorer la précision et la pertinence des évaluations produites.

Pourtant, malgré ces progrès notables, il est important de rappeler que ces approches se nourrissent toujours, et en premier lieu, d'observations sur les sols obtenues sur le terrain et issues très majoritairement des campagnes historiques de cartographies.

Partie III.

Mesurer la qualité des sols

Sous-partie III.III.

Les possibilités de mise en œuvre

Chapitre 14. Opérationnalité des indicateurs

Chapitre 15. Evaluation de quelques indicateurs de qualité des sols sur une zone test

Introduction

Les sous-parties précédentes ont eu pour objectifs d'identifier les indicateurs et indices à mobiliser pour qualifier la qualité et la santé des sols et/ou les fonctions des sols (sous-partie III.I) et d'exposer les méthodes pour les caractériser (sous-partie III.II). La présente sous-partie illustre les précédentes avec deux approches complémentaires.

Le **Chapitre 14** traite de la notion d'opérationnalité des indicateurs qui ont pour objet non seulement de dresser l'état de la qualité des sols, mais aussi de générer si nécessaire une action et de pouvoir en mesurer les conséquences. Cette opérationnalité est déclinée en deux principales composantes : l'opérationnalité technique (par exemple la possibilité de mesurer l'indicateur, sa simplicité, la précision ou encore la fiabilité de sa mesure), et l'opérationnalité d'usage (c'est-à-dire la capacité à répondre aux besoins des utilisateurs finaux).

Le **Chapitre 15** illustre la portée et les limites des informations disponibles en testant l'évaluation des principaux indicateurs sélectionnés sur une zone prise pour exemple, le département de la Côte d'Or, ainsi que les possibilités de calcul au niveau France entière.

Chapitre 14.

Opérationnalité des indicateurs

Auteurs : **Nicolas Chemidlin Prévost-Bouré, David Montagne**

Documentalistes : Sybille de Mareschal, Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|---|------------|
| 1. Analyse du corpus sur l'évaluation de l'opérationnalité | 507 |
| 1.1. Définition de l'opérationnalité d'un indicateur..... | 507 |
| 1.2. Les indicateurs d'intérêt..... | 508 |
| 1.3. L'approche par <i>Tier</i> ou par TRL..... | 509 |
| 1.4. Evaluer l'opérationnalité : l'approche crédibilité – capacité à informer – légitimité – faisabilité..... | 512 |
| 2. Proposition pour une méthodologie d'évaluation intégrée de l'opérationnalité | 512 |
| 2.1. Description de la grille d'analyse critérisée..... | 512 |
| 2.2. Complétion de la grille d'analyse..... | 516 |
| 2.3. Traitement des données issues de l'outil d'analyse..... | 516 |
| 3. Sélection des indicateurs à évaluer | 517 |
| 3.1. Jeu d'indicateurs usuels..... | 517 |
| 3.2. Jeu d'indicateurs idéaux..... | 517 |
| 3.3. Jeu d'indicateurs « <i>low cost</i> »..... | 521 |
| 4. Evaluation de l'opérationnalité intégrée | 521 |
| 4.1. Gammes de variation des scores par critère d'opérationnalité..... | 521 |
| 4.2. Analyse d'ensemble..... | 523 |
| 4.3. Des profils d'indicateurs variés..... | 524 |
| 5. Discussion générale et conclusion | 531 |
| Références bibliographiques | 532 |

Les éléments présentés ci-après visent à traiter de la notion d'opérationnalité des indicateurs, ceci *a minima* en lien avec les éléments suivants mobilisés dans différents chapitres du rapport, dont notamment :

- Les concepts mobilisés pour la sélection *a priori* des indicateurs constitutifs d'un système d'indication au travers de l'approche Crédibilité - Capacité à informer - Légitimité - Faisabilité ou, en anglais, *Credibility - Salience - Legitimacy - Feasibility (CSLF)* (Cash *et al.*, 2003 ; van Oudenhoven *et al.*, 2018) (Chapitre 4) ;
- Les indicateurs couramment utilisés pour évaluer la qualité des sols (Chapitre 7), ou ceux nécessaires pour quantifier leurs fonctions (Chapitre 8) ;
- La prise en compte des besoins et des usages des indicateurs par les utilisateurs finaux ainsi que leur capacité propre à produire des indicateurs (Chapitre 16).

1. Analyse du corpus sur l'évaluation de l'opérationnalité

Le corpus bibliographique mobilisé associe une partie des corpus mobilisés par les différents chapitres mentionnés ci-dessus, ainsi que des ouvrages et des rapports d'études réalisées ou en cours portant sur les niveaux national ou européen dans leur grande majorité. Les publications prises en compte ici couvrent la période 2002-2023. Le corpus cité *in fine* dans le présent chapitre comporte 58 références, dont 5 revues de la littérature, 32 articles, et des rapports et ouvrages.

1.1. Définition de l'opérationnalité d'un indicateur

L'opérationnalité désigne la capacité d'une personne, d'un processus ou d'un outil à être opérationnel, c'est-à-dire « à entrer en activité, à fournir le résultat optimal voulu, à réaliser parfaitement une opération » (Larousse, 2023).

Dans le cas étudié ici, l'outil évalué est l'indicateur défini conformément à la proposition de l'OCDE (Oecd, 2003) et reprise dans le Chapitre 4 traitant des concepts comme : « tout élément ou attribut d'un phénomène environnemental d'intérêt utilisé pour décrire ou évaluer l'état de l'environnement, l'évolution de cet état ou pour fixer des objectifs environnementaux ». Conformément à cette définition, les indicateurs représentent soit des quantités soit des éléments, et portent des informations à valeur descriptive ou normative (Chapitre 4). A ce titre, cette définition apparaît en cohérence avec celles utilisées dans le cadre des différents programmes de recherche terminés ou en cours, considérés ici dans le cadre de la réflexion sur l'opérationnalité des indicateurs, que ce soit au niveau national (ex. : programme ADEME Bioindicateurs 1 et 2 (Bispo, 2009), programme ADEME « Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers » (Calvaruso *et al.*, 2019), MUSE (Branchu *et al.*, 2022), SUPRA (Consalès *et al.*, 2022), SOILSERV (Walter, 2021), INSENSE (Augusto *et al.*, 2018)) ou européen (ex. : « *Soil Monitoring in Europe : indicators and thresholds for soil quality assessments* » (Agency, 2023), SIREN (Faber *et al.*, 2022 ; European Joint Programme, 2021), AI4SoilHealth¹, Benchmarks², SERENA³, LANDMARK (Bampa *et al.*, 2019), ECOFINDERS⁴ (Griffiths *et al.*, 2016), ENVASSO (Huber *et al.*, 2008)).

L'opérationnalité s'évalue par ailleurs nécessairement vis-à-vis d'un « résultat optimal voulu ». Dans le cas présent, le résultat attendu consiste à suivre la qualité des sols pour l'évaluation et la mise en œuvre des politiques publiques sur l'ensemble du territoire national. Il s'agit donc non seulement de dresser l'état de la qualité des sols mais aussi de générer si nécessaire une action et de pouvoir en mesurer les conséquences. Répondre à de tels objectifs implique nécessairement une dimension technique liée par exemple à la possibilité de mesurer l'indicateur, à la simplicité, la précision ou encore la fiabilité de sa mesure. De nombreux travaux ont toutefois démontré que si cette dimension technique était nécessaire, elle n'était toutefois pas suffisante pour engager à elle seule dans l'action celui qui reçoit l'information portée par l'indicateur. Pour engager l'action, il est en effet primordial d'aligner les

¹ Projet AI4SoilHealth : <https://ai4soilhealth.eu>

² Projet Benchmarks : <https://soilhealthbenchmarks.eu>

³ Projet SERENA : <https://ejpsol.eu/soil-research/serena>

⁴ Projet ECOFINDERS : <https://ai4soilhealth.eu>

informations portées par les indicateurs sur les besoins des utilisateurs finaux. De nombreux auteurs invoquent ainsi une démarche d'opérationnalisation inclusive et itérative impliquant les acteurs dans la définition des objectifs, le choix des indicateurs et des méthodes pour les évaluer (Bouma et Veerman, 2022 ; Bouma *et al.*, 2022 ; Agency, 2023 ; Faber *et al.*, 2022 ; Field, 2020 ; Grêt-Regamey *et al.*, 2015 ; Limasset *et al.*, 2021 ; Ranjard, 2020 ; Rutgers *et al.*, 2009 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022). La définition inclusive des objectifs entre acteurs (chercheurs, agriculteurs, pouvoirs publics...) permet en effet de favoriser la sensibilisation des acteurs aux enjeux liés aux sols (Bouma et Veerman, 2022 ; Field, 2020 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022 ; Ranjard *et al.*, 2022 ; van Oudenhoven *et al.*, 2018). La sélection inclusive des indicateurs est un moyen de favoriser l'acceptation des indicateurs (et de leurs résultats) par les acteurs au travers d'échanges de connaissances et de compétences, et d'améliorer ainsi leur compréhension et leur pertinence (informations acquises) pour répondre aux objectifs identifiés (Calvaruso *et al.*, 2019 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022 ; Limasset *et al.*, 2021 ; Mueller *et al.*, 2010). Ainsi, des dispositifs participatifs où les agriculteurs mettent en œuvre et co-interprètent avec des chercheurs les résultats d'indicateurs de qualité biologique ou microbiologique des sols, ont pu conduire à des changements concrets de pratiques (Ranjard, 2016 ; Agroécologie *et al.*, 2022). De même, l'étude de Pinto-Correia *et al.* (2022) met en avant que l'identification et l'utilisation d'indicateurs de terrain directement avec les éleveurs renforce leur adoption par les acteurs et par les chercheurs, et pourra supporter la mise en œuvre d'actions collectives comme proposé par Cockburn *et al.* (2019). En milieu urbain, l'implication des acteurs dans les projets UQualisol-ZU (Robert *et al.*, 2013) et MUSE (Branchu *et al.*, 2022) a également permis d'aboutir à des approches répondant à leurs besoins (Branchu *et al.*, 2022 ; Robert *et al.*, 2013). Au-delà de purs critères techniques, l'opérationnalité d'un indicateur dépend ainsi de critères liés à sa pertinence par rapport aux besoins des utilisateurs ou à sa capacité à générer une action de ces utilisateurs, que l'on qualifiera ici d'opérationnalité d'usage.

L'opérationnalité d'un indicateur pourrait donc se décliner en deux composantes (Figure 14-1) : une opérationnalité technique (mobilisable avec un niveau de performance donné) et une opérationnalité d'usage (informations pertinentes pour engager des actions et atteindre le/les objectifs définis).



Figure 14-1. L'opérationnalité intégrée des indicateurs : une combinaison d'opérationnalité technique et d'opérationnalité d'usage

1.2. Les indicateurs d'intérêt

La littérature identifie une très grande diversité d'indicateurs pour caractériser la qualité/santé des sols (cf. Chapitre 7). Parmi ceux-ci, certains auteurs définissent des indicateurs dits d'intérêt (adapté de Bispo (2009), Bispo et Schnebelen (2018)). Il s'agit d'indicateurs :

- connus scientifiquement (bien décrits, qualifiant un fonctionnement identifié, validés [scientifiquement], et dont l'amplitude des variations liées aux conditions naturelles est connue) ;
- liés ou corrélés à des fonctions de l'écosystème ;
- intégrant des propriétés ou des processus physiques, chimiques ou biologiques ;
- adossés à une mesure précise, fiable et robuste basée sur des méthodes disponibles et partagées par tous (par ex. méthodes normalisées) ;
- sensibles aux modes de gestion des sols (usages, pratiques agricoles ou forestières...) ;
- faciles à mesurer, interpréter et utiliser (techniques d'échantillonnage et de mesures faciles à mettre en œuvre, reproductibilité des mesures, mise en forme et centralisation des mesures en bases de données, disponibilité de valeurs de références et/ou de bases de données ...) ;
- mesurables avec un coût maîtrisé.

Pour les auteurs, cette première liste de critères semble insuffisante pour assurer l'opérationnalité des indicateurs, [le terme « opérationnel » est soigneusement évité], mais constitue néanmoins autant de critères permettant de filtrer les indicateurs susceptibles d'être opérationnels de ceux qui ne le sont pas. On pourra alors remarquer que l'ensemble des critères retenus porte sur l'opérationnalité technique, que ceux-ci ne sont pas spécialement ordonnés et que leur satisfaction est évaluée selon un principe de tout ou rien à la fois à l'échelle des critères individuels et à celle de leur combinaison.

1.3. L'approche par Tier ou par TRL

L'opérationnalité technique d'un procédé ou d'un développement industriel peut être définie par des approches hiérarchiques décrivant les étapes nécessaires pour passer du stade de l'idée ou de principes à celui de la mise en œuvre en conditions réelles, et/ou d'une production industrielle. Dans la littérature considérée, différents auteurs ont proposé d'utiliser deux de ces approches pour les indicateurs de qualité/santé des sols : l'approche par TRL (*Technology readiness level* ou niveau de maturité technologique), et l'approche par Tier. Ces deux approches sont schématisées respectivement dans les Figures 14-2 et 14-3.

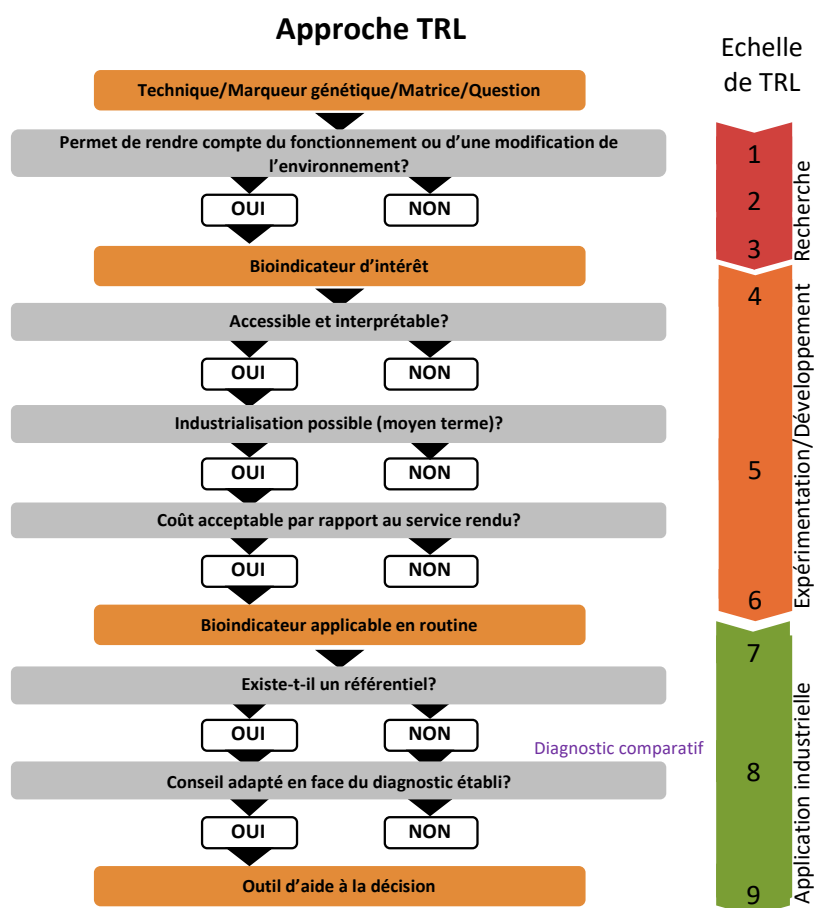


Figure 14-2. Approche par TRL décrivant différents degrés d'opérationnalité technique (adapté de ADEME, 2017).

L'approche par TRL (Figure 14-2) a initialement été proposée par la NASA (Straub, 2015) et est aujourd'hui très fréquente en développement industriel et dans les appels à projets européens. Elle comporte 9 niveaux, les plus élevés étant atteints lorsque la technologie considérée est en application industrielle. Dans la Figure 14-2, cette approche est appliquée aux bioindicateurs de la qualité des sols (ADEME, 2017), mais peut être étendue aux autres indicateurs de qualité des sols (physiques et chimiques). Elle met en avant que les indicateurs d'intérêt (Section 1.2) se positionnent à un niveau de TRL3. Favoriser l'accessibilité (à l'analyse) et l'interprétabilité d'un indicateur (compréhensible par un non-initié), ainsi qu'une mise en œuvre semi-industrielle à un coût acceptable,

permet de faire passer l'indicateur à un niveau TRL6 avec une application en routine. L'existence de référentiels (bases de données), de valeurs seuils ou encore d'approches comparatives robustes permettant de poser un diagnostic et d'ouvrir sur un conseil de gestion, conduit aux niveaux de TRL les plus élevés (8 à 9).

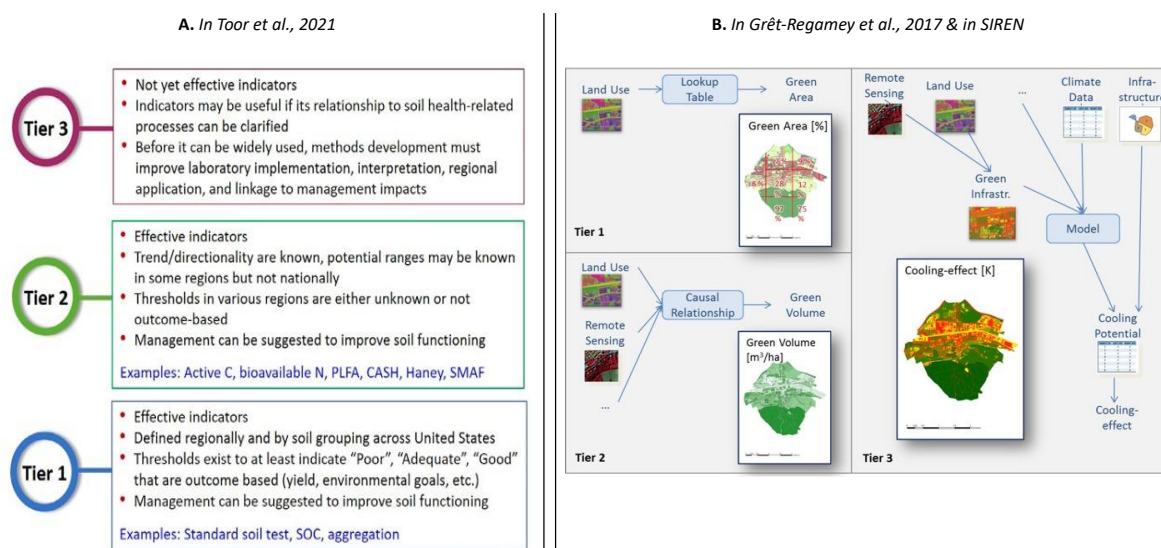


Figure 14-3. Approches par Tier décrivant différents degrés d'opérationnalité technique. A. extrait de Toor et al. (2021) ; B. extrait de Faber et al. (2022), Grêt-Regamey et al. (2015).

L'approche par **Tier** a quant à elle été déployée dans différents champs disciplinaires (services écosystémiques (Grêt-Regamey et al., 2015 ; Grêt-Regamey et al., 2017), impacts environnementaux (Bruinen de Bruin et al., 2015), émissions de gaz à effet de serre (Ippc, 2019)...) s'appuyant sur des démarches d'évaluation d'impact. Concernant les sols, elle est décrite d'une part par le projet SIREN (2022) (Faber et al., 2022) sur la base des travaux de Bruinen de Bruin et al. (2015) et de Grêt-Regamey et al. (2015) (Burkhard et Maes, 2017) ; et d'autre part par Toor et al. (2021) dans une définition supportée par le *Soil Health Institute*⁵ (organisation à but non lucratif, <https://soilhealthinstitute.org/about-us/>, Etats-Unis). Toor et al. identifient 3 niveaux différenciés au regard du niveau de connaissance et de mise en œuvre de l'indicateur considéré (Figure 14-3.A). Le niveau *Tier 3* est celui des indicateurs en devenir, nécessitant des développements méthodologiques en laboratoire, l'acquisition de connaissances pour leur interprétation en lien avec les actions de gestion mises en place et leur application à des échelles spatiales larges (régionales). Le niveau *Tier 2* est celui des indicateurs « effectifs » pour lesquels des gammes de variations sont identifiées dans certaines régions du territoire national mais pour lesquels des valeurs seuils restent à définir. Néanmoins, ils apportent des informations permettant d'orienter des stratégies de gestion visant à améliorer la qualité/santé ou le fonctionnement des sols. Enfin, le niveau de *Tier 1* correspond à des indicateurs « effectifs » pour lesquels des valeurs seuils existent pour réaliser *a minima* un diagnostic (faible, moyen, fort) en lien avec des objectifs (rendement, objectifs environnementaux...) et proposer des stratégies de gestion visant à améliorer la qualité/santé ou le fonctionnement des sols. Grêt-Regamey et al. (2017 ; 2015) ou le projet SIREN (Faber et al., 2022) classent, pour leur part, les niveaux de *Tier* en fonction de la complexité des indicateurs et méthodologies mises en œuvre pour évaluer et cartographier les services écosystémiques. Le niveau *Tier 1* correspond ainsi à l'utilisation d'indicateurs simples, connus sur un plan scientifique, déjà fréquemment utilisés, largement disponibles dans des bases de données ou au minimum faciles à acquérir. Le niveau *Tier 3* correspond à l'inverse à des indicateurs complexes, nécessitant le plus souvent le recours à des méthodes de modélisation gourmandes en moyens humains, techniques ou financiers pour les évaluer, qui, si elles sont susceptibles de fournir une information plus précise à même de permettre une prise de décision et une gestion adaptées localement, sont difficilement généralisables à de vastes territoires. Si ces deux classifications en niveaux de *Tier* insistent sur des critères distincts — plutôt sur l'existence de méthodologies standardisées et l'existence de référentiels interprétatifs chez Toor et al. (2021), et plutôt sur la simplicité de mise en œuvre chez Grêt-Regamey

⁵ 'Soil Health Institute', n.d., <https://soilhealthinstitute.org/about-us/>.

et al. (2017) —, toutes les deux s'accordent sur la possibilité de catégoriser les indicateurs en fonction de leur degré d'opérationnalité (selon un gradient de *Tier* décroissant, Figure 14-4).

La comparaison des approches par TRL et *Tier* met en évidence qu'elles diffèrent principalement par le fait que l'approche par TRL présentée en Figure 14-2 ne fixe pas d'emprise territoriale (région, territoire national) ou de résolution spatiale (parcelle, département...) pour les bases de données et les référentiels associés permettant l'interprétation des valeurs des indicateurs et la réalisation d'un diagnostic, alors que les approches par *Tier* (Figure 14-3) présupposent et intègrent dans leur classification, une diminution de la disponibilité des données en diversité ou en résolution spatio-temporelle, avec l'augmentation de l'emprise. Elles présentent par ailleurs de nombreux points communs en s'appuyant sur un ensemble de critères hiérarchisés dont les niveaux sont objectivés et harmonisés : sensibilité des indicateurs, existence et disponibilité des données, existence de référentiels/de valeurs seuils pour aboutir à un diagnostic permettant de proposer une stratégie de gestion des sols. Ainsi, il semble possible de proposer un parallèle entre l'approche par *Tier* et l'approche par TRL (Figure 14-4), dans lequel des indicateurs d'intérêt déjà utilisés dans le cadre d'activités de recherche mais n'ayant pas (encore) fait l'objet d'un transfert technologique vers d'autres opérateurs correspondent à un niveau de TRL 1 à 3, ou à un niveau de *Tier* 3. Des niveaux de TRL 4 à 6, correspondant à un niveau de *Tier* 2, caractérisent un indicateur d'intérêt opérationnel dans un cadre expérimental ou de développement, qui permet de poser un diagnostic pour identifier des leviers d'action en s'appuyant sur des bases de données ou des référentiels comprenant une masse de données restreinte, ceci sur une emprise spatiale limitée ou avec un niveau de précision réduit. Le niveau associé à des indicateurs opérationnels dans le cadre d'une utilisation en routine, notamment dans un cadre commercial via des prestataires, correspond à des TRL variant de 7 à 9 et un niveau de *Tier* 1. Dans ce cas, les indicateurs permettent de poser un diagnostic pour identifier des leviers d'action en s'appuyant sur des bases de données ou des référentiels comprenant une masse de données importante, dont l'emprise spatiale est préférentiellement large avec un niveau de précision élevé.

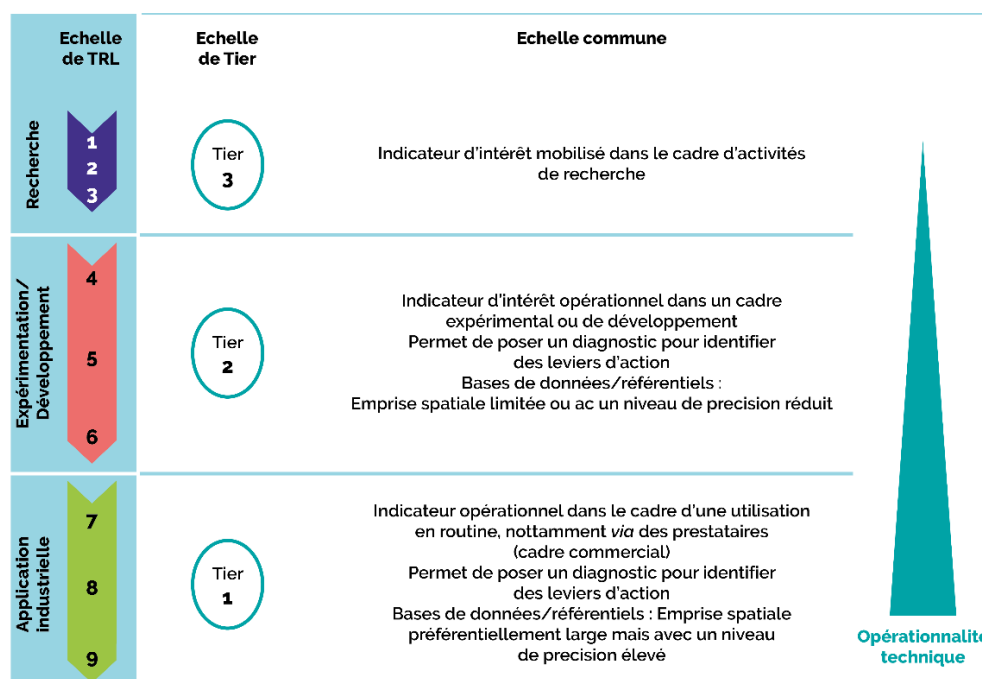


Figure 14-4. Proposition d'une échelle d'opérationnalité technique, de définition de ses différents niveaux et de correspondances avec les échelles de TRL et de Tier.

Dans les approches par TRL/*Tier*, la prise en compte de l'opérationnalité d'usage est réduite et intervient principalement au niveau du consentement à payer (coût acceptable par rapport au service rendu) et de l'accompagnement (conseil adapté et outil d'aide à la décision), bien qu'elle soit explicitement reconnue par de nombreux auteurs (Agency, 2023 ; Field, 2020 ; Faber et al., 2022 ; Bouma et Veerman, 2022 ; Rutgers et al., 2009 ; Pinto-Correia et al., 2022) comme un élément essentiel de l'opérationnalité intégrée. Dans notre démarche,

il apparaît donc nécessaire de compléter l'approche par TRL/*Tier* pour permettre d'évaluer l'opérationnalité intégrée d'un système d'indication et des indicateurs qui le constituent.

1.4. Evaluer l'opérationnalité : l'approche crédibilité - capacité à informer - légitimité - faisabilité

L'approche crédibilité - capacité à informer - légitimité – faisabilité, ou en anglais *Credibility - Salience - Legitimacy - Feasibility* (CSFL), est décrite dans le Chapitre 4 auquel le lecteur est invité à se reporter pour plus de détails. Ici, seuls les principaux éléments utilisés pour évaluer l'opérationnalité d'un système d'indication et de ses indicateurs sont rappelés. Cette approche vise à identifier les critères favorables à l'opérationnalisation de l'information scientifique, entendue comme son appropriation et son utilisation pour la prise de décision publique ou privée (van Oudenhoven *et al.*, 2018). Quatre grands types de conditions sont généralement reconnus, de manières plus ou moins explicites : i) la crédibilité, ii) la capacité à informer, iii) la légitimité et iv) la faisabilité :

- La **crédibilité** renvoie à la pertinence scientifique des indicateurs mobilisés pour représenter un objet ou un phénomène d'intérêt. Elle s'évalue principalement à partir de la relation rattachant l'indicateur à son objet cible et des caractéristiques de sa mesure. La relation entre l'indicateur et sa cible doit ainsi être l'objet d'un consensus scientifique, être largement documentée, aussi directe que possible voire causale dans le meilleur des cas. La mesure de l'indicateur doit quant à elle être standardisée afin d'assurer sa précision et sa reproductibilité.
- La **capacité à informer** traduit la pertinence de l'information scientifique fournie par l'indicateur pour la prise de décision publique et privée. Le ou les indicateur(s) du système d'indication doivent avant tout être cohérents avec les enjeux et besoins des utilisateurs, idéalement de manière univoque. L'information fournie doit être compréhensible et interprétable pour réaliser un diagnostic et générer une prise de décision. Pour ce faire, ils doivent pouvoir rendre compte tout autant de la variation des conditions de l'environnement que des actions des utilisateurs.
- La **légitimité** traduit l'acceptation de l'indicateur, de sa mesure et de son interprétation par les différentes parties prenantes. Elle repose sur la considération accordée dans le processus de définition, de sélection et d'interprétation des indicateurs, de la diversité des utilisateurs et de leurs intérêts légitimes.
- La **faisabilité** s'intéresse aux conditions d'utilisation pratiques d'un indicateur considérées comme réalistes dès lors que la mesure de l'indicateur est réalisable compte tenu des moyens matériels, financiers ou humains mobilisables ou que l'indicateur est déjà disponible et bancarisé à des résolutions spatiales et temporelles adéquates.

L'approche CSFL couvre ainsi les composantes technique et d'usage de l'opérationnalité. Toutefois, les différents critères de crédibilité, de capacité à informer, de légitimité ou de faisabilité, sont juxtaposés mais jamais ni ordonnés ni hiérarchisés. De même, s'il existe de nombreuses listes de critères élémentaires pour décliner ces composantes, peu d'éléments objectifs ou quantitatifs sont disponibles dans la littérature pour caractériser leurs niveaux de réalisation.

2. Proposition pour une méthodologie d'évaluation intégrée de l'opérationnalité

2.1. Description de la grille d'analyse critérisée

Les approches par TRL/*Tier* et par CSFL visent respectivement à caractériser l'opérationnalité de tout procédé ou développement industriel, ou plus spécifiquement l'opérationnalisation de l'information scientifique pour la gestion de l'environnement. Alors que les premières portent principalement sur la composante technique de l'opérationnalité, les secondes traitent explicitement deux composantes techniques et d'usage de l'opérationnalité. En revanche, alors que les approches par CSFL restent encore aujourd'hui peu standardisées et qualitatives, les

différents niveaux TRL/*Tier* reposent sur des critères plus objectivés et quantifiés. L'outil d'analyse de l'opérationnalité proposé ici, et résumé en Figure 14-5, se propose ainsi de croiser approches par TRL/*Tier* d'une part et CSFL d'autre part, afin de tirer profit de leur complémentarité pour construire un outil d'analyse de l'opérationnalité intégrant composantes technique et d'usage aussi objectif que possible.

Très globalement, les critères retenus pour évaluer l'opérationnalité technique et d'usage sont les principaux critères récurrents des approches par CSFL. Les critères d'opérationnalité technique, ont été positionnés en amont des critères d'opérationnalité d'usage, afin de rendre compte d'un séquençement, plus que d'une hiérarchie stricte, entre opérationnalité technique et opérationnalité d'usage. En effet, si la crédibilité scientifique et la faisabilité technique et économique du suivi d'un indicateur sont probablement des conditions nécessaires, ou tout du moins favorables, à l'accompagnement des utilisateurs dans leur prise de décision, il ne s'agit en aucun cas de conditions suffisantes. Parmi de multiples exemples possibles, un indicateur valide scientifiquement, facilement mesurable, mais sans liens directs avec les enjeux des utilisateurs se révélera de fait d'une utilité limitée. Parallèlement, on peut également douter de l'opérationnalité intégrée d'un indicateur qui, bien qu'aligné avec les besoins des utilisateurs et unanimement accepté comme utile, ne serait par exemple pas mesurable pour des questions techniques ou économiques, ou dont l'imprécision ou la variabilité (spatiale et temporelle) de la mesure empêcherait d'identifier des effets d'un changement de pratiques. En ce sens, le positionnement des critères d'opérationnalité technique en amont des critères d'opérationnalité d'usage représente une étape de filtrage permettant de simplifier et d'éclairer le processus de sélection des indicateurs sur la base de leur opérationnalité d'usage. Les positionner dans l'ordre inverse reviendrait à évaluer l'opérationnalité d'indicateurs identifiés dans le cadre d'une forme de traque à l'innovation chez les usagers.

Concernant l'évaluation de l'opérationnalité technique, les différents critères retenus issus des approches par CSFL ont été ordonnés de manière à ce que la satisfaction successive des différents critères valide des niveaux de TRL croissants et des niveaux de *Tier* décroissants (Figure 14-5, Tableau 14-1). Ainsi, le critère de validité scientifique et de standardisation de la mesure (Figure 14-5) valide un niveau de TRL bas à intermédiaire ou de *Tier* élevé (Tableau 14-1), tandis que la capacité à permettre un diagnostic pour favoriser la prise de décision (Figure 14-5) valide des niveaux de TRL/*Tier* intermédiaires (Tableau 14-1). De même, les différents niveaux des critères i) de validité de l'indicateur, ii) de disponibilité de la mesure, ou encore iii) de capacité à faciliter la prise de décision, permettent de valider des niveaux croissants d'opérationnalité. Ainsi, alors que la disponibilité des données sur une emprise spatiale et temporelle restreinte correspond à un niveau de TRL/*Tier* intermédiaire, la disponibilité de ces mêmes données sur une emprise nationale et sur de longues périodes correspond à un niveau de TRL plus élevé ou de *Tier* plus bas. Bien qu'explicitement cité dans les approches par *Tier*/TRL ou par CSFL comme un critère essentiel, le coût d'acquisition des indicateurs n'a pas été intégré à cette approche faute de reposer sur des évaluations économiques objectives qui auraient nécessité une étude de marché exhaustive dépassant largement le cadre de la présente étude.

L'opérationnalité d'usage n'est pas explicitement intégrée dans les approches par TRL/*Tier*. L'évaluation de l'opérationnalité d'usage repose ainsi essentiellement sur la sélection et l'adaptation de critères issus de l'approche CSFL, dont en particulier des critères de capacité à informer et de légitimité, qui visent directement à évaluer la capacité de l'indicateur à générer des actions et atteindre les objectifs déterminés. Le premier critère retenu, rattaché à la capacité à informer, porte sur l'alignement de l'information transmise par l'indicateur par rapport aux besoins des utilisateurs finaux (Figure 14-5). Il a été modulé en fonction de la possibilité ou non d'être utilisé de manière autonome en dehors de ses promoteurs initiaux, le plus souvent des acteurs du champ scientifique (Tableau 14-1). Le deuxième critère, également rattaché à la capacité à informer, porte sur la pertinence de l'indicateur par rapport à des enjeux particuliers considérés comme plus particulièrement importants (Figure 14-5). Enfin, le dernier indicateur retenu est un critère de légitimité et vise à évaluer si la conception ou la sélection de l'indicateur est réalisée dans le cadre d'une procédure inclusive permettant aux différentes parties prenantes de s'accorder sur la signification et l'interprétation de l'indicateur.

En complément des critères retenus ici, l'approche CSFL suggère que la possibilité de mettre en œuvre l'indicateur dans différents contextes (critère de transférabilité), à différentes échelles de temps et d'espace (critère de modularité), ou encore que l'indicateur présente un intérêt pour différentes catégories d'utilisateurs (critère de structuration)

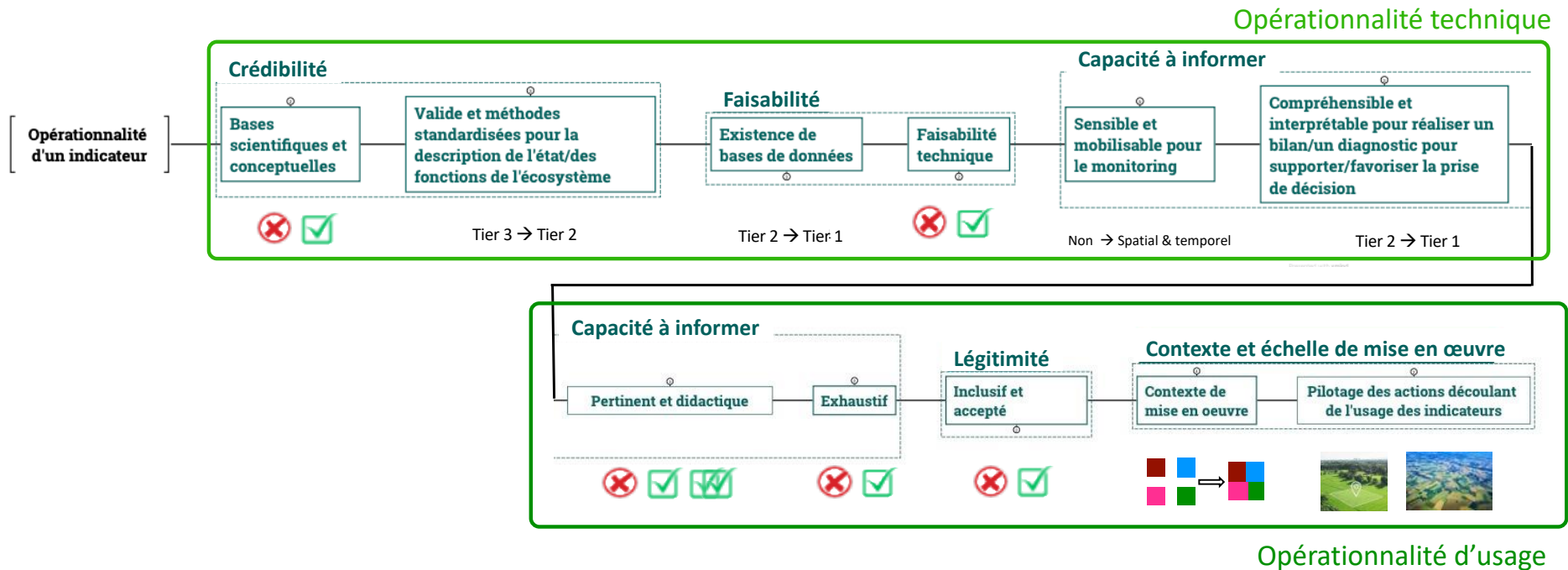


Figure 14-5. Schéma décrivant l'outil d'analyse visant à caractériser l'opérationnalité d'un indicateur et/ou d'un système d'indication.

Les cadres verts identifient les composantes correspondant à l'opérationnalité technique et l'opérationnalité d'usage. Au sein de chaque composante, les éléments en gras identifient les composantes de l'approche CSLF (Crédibilité, Faisabilité, Capacité à informer, Légitimité) et un élément relatif au cadre et à l'échelle de mise en œuvre. Les symboles en dessous de chaque élément identifient leur modalité de scoring à caractère binaire (croix rouge : Non ; coche verte : Oui ; deux coches vertes : Oui – niveau 2), graduel (gradient de Tier ou de quantité d'information), la multiplicité des situations (mosaïque) ou les échelles de mise en œuvre (parcelle ou territoire).

Tableau 14-1. Tableau descriptif des différents critères considérés, de leurs types, niveaux et scores dans l'outil d'évaluation de l'opérationnalité intégrée.

| Groupe | Critère | Type | Niveau | Score |
|--|---|---------------------------|--|-------|
| Opérationnalité Technique - Crédibilité | Bases scientifiques et conceptuelles | Binaire | Non | 0 |
| | | | Oui | 1 |
| | Valide et standardisé pour décrire l'état/les fonctions de l'écosystème | Hiérarchisée | 0 - Non mesurable ou absence de technique standardisée | 0 |
| | | | 1 - Mesurable par une technique standardisée niveau recherche avec mesure fiable, précise et robuste (niveau Tier 3) | 1 |
| Opérationnalité Technique - Faisabilité | Faisabilité technique | Binaire | Non | 0 |
| | | | Oui | 1 |
| | Existence de bases de données | Hiérarchisée | 0 - Pas de données disponibles | 0 |
| | | | 1 - Disponibilité des données ayant une emprise restreinte dans le temps et/ou dans l'espace (niveau Tier 2) | 1 |
| Opérationnalité Technique - Capacité à informer | Sensible et mobilisable pour du monitoring | Hiérarchisée | 0- Non | 0 |
| | | | 1- Oui mais contraintes significatives à la mise en œuvre (échantillonnage) compte-tenu d'une forte variabilité intra-parcellaire ou intra-annuelle | 1 |
| | | | 2- Oui mais surtout pour du monitoring spatial (faible variabilité temporelle) | 2 |
| | Compréhensible et utilisable pour réaliser un bilan/un diagnostic pour favoriser la prise de décision | Hiérarchisée | 3- Oui pour du monitoring spatial et temporel | 3 |
| | | | 0 - Pas de valeurs d'existences, seuils ou cibles permettant d'établir un référentiel et/ou non compréhensible | 0 |
| | | | 1 - Compréhensible et associé à un référentiel d'interprétation restreint à certains territoires/périodes de temps (niveau Tier 2) | 1 |
| Opérationnalité d'usage - Capacité à informer | Pertinence des informations et sensibilisation des usagers pour l'action | Hiérarchisée | 2 - Compréhensible et associé à un référentiel d'interprétation nationale sur des périodes de temps longues (niveau Tier 1) | 2 |
| | | | 0 - Non | 0 |
| | Utilisation des indicateurs pour répondre à un objectif précis | Binaire | 1 - Oui mais appropriation par les usagers non scientifique nécessitant une intermédiation (scientifiques, conseillers...) pour l'interprétation et la déclinaison d'actions | 1 |
| | | | 2- Oui avec appropriation au moins partielle d'usagers non scientifiques (agriculteurs, élus,...) | 2 |
| Opérationnalité d'usage - Légitimité | Acceptation des indicateurs | Binaire | Non | 0 |
| | | | Oui | 1 |
| Opérationnalité d'usage - Transférabilité (cadre) & Modularité (échelle) | Cadre de mise en œuvre Initiative individuelle / Recherche / Recherche Participative ou Recherche-Action / Prestation de service | Combinaison de situations | Aucune situation | 0 |
| | | | 1 Situation | 1 |
| | | | 2 Situations | 2 |
| | | | 3 Situations | 3 |
| | Pilotage des actions découlant de l'usage des indicateurs Niveau local et/ou territorial | Combinaison de situations | 4 Situations | 4 |
| | | | Aucune | 0 |
| | | | Local | 1 |
| | | | Territorial | 1 |
| | | | Local et territorial | 2 |

sont également des critères favorables à l'opérationnalité d'usage des indicateurs. Le positionnement spécifique de la présente étude sur l'identification des éléments clés à considérer pour l'élaboration d'un référentiel d'évaluation de la qualité des sols au bénéfice des politiques publiques nous a toutefois conduits à privilégier une approche pragmatique de ces critères. Plutôt que de s'interroger ainsi sur la possibilité (théorique) que l'indicateur soit mobilisé par différentes catégories d'utilisateurs, dans différents contextes et à différentes échelles spatiales ou temporelles, nous avons cherché à décrire ici dans quel(s) contexte(s) l'indicateur était mobilisé et pour quelle échelle de pilotage (Figure 14-5).

Contrairement à l'évaluation de l'opérationnalité technique pour laquelle les approches par TRL/Tier ont permis d'ordonner les différents critères et de définir pour certains d'entre eux des scores sur la base d'éléments objectifs, la quantification des critères d'opérationnalité d'usage repose, sauf cas du critère de pertinence qui a pu être modulé relativement à la possibilité d'utiliser l'indicateur en autonomie, sur des classifications binaires (finalité par rapport à un objectif, acceptabilité) ou combinatoires (contexte d'utilisation et acteurs concernés). Pour le contexte d'utilisation, quatre situations non exclusives ont été différenciées : programme de recherche ; programme de recherche-action ou de sciences participatives associant acteurs scientifiques à une ou plusieurs autres catégories d'acteurs ; initiative individuelle ou de groupe ; prestation de service (Tableau 14-1). Enfin, deux niveaux ont été distingués pour l'engagement d'actions : le niveau local et le niveau territorial (Tableau 14-1).

2.2. Complétion de la grille d'analyse

La grille d'analyse a été mise en œuvre sur les indicateurs détaillés en Section 3, par des binômes d'experts participants à la présente étude, spécialisés sur chaque indicateur. Dans un temps court, l'évaluation a été faite sur la base d'éléments tirés de travaux et bases de données publiés, des informations relatives à la normalisation des méthodes d'analyse, de rapports d'études, des informations disponibles au niveau des laboratoires d'analyse et des connaissances propres à chaque binôme d'experts.

2.3. Traitement des données issues de l'outil d'analyse

La grille d'analyse a été complétée pour l'ensemble des indicateurs décrits dans les Tableaux 14-2, 14-3 et 14-4, puis traduite en scores comme décrit dans le Tableau 14-1, avec une approche où l'opérationnalité augmente quand le score augmente. Lorsque les scores sont associés à une variable binaire, le score maximal est associé à la catégorie remplissant le critère (Oui). Lorsque la variable est hiérarchisée, le score croît avec le niveau dans la hiérarchie, les scores les plus bas correspondant aux niveaux les plus bas. Pour les critères cadre de mise en œuvre et échelle de pilotage qui correspondent à des variables en combinaison, le score reflète la diversité des situations rencontrées. Ainsi, il n'est fait aucune hypothèse de hiérarchie entre les différentes modalités du cadre de mise en œuvre ou les différentes échelles de pilotage. Afin d'éviter les effets d'échelle entre critères liés à des gammes de valeurs de scores différentes, les scores de chaque critère ont été normalisés suivant l'équation (1) :

$$\widetilde{Score}_{i,j} = \frac{Score_{i,j}}{\max(Score_i)} \quad \text{Equation (1)}$$

avec $\widetilde{Score}_{i,j}$ le score normalisé pour le critère i de l'indicateur j ; $Score_{i,j}$ le score pour le critère i de l'indicateur j et $\max(Score_i)$ la valeur maximale des scores pour le critère i . $\widetilde{Score}_{i,j}$ varie entre 0 et 1.

Afin d'avoir une vision d'ensemble de l'opérationnalité du système d'indication, les scores normalisés issus de l'outil d'analyse sont traités via une analyse multivariée (analyse factorielle multiple, AFM) permettant de synthétiser l'ensemble des dimensions de l'opérationnalité. L'affiliation des différents critères à des groupes (Tableau 14-1) permet d'équilibrer le poids respectif de ces groupes dans l'analyse. Ainsi, tous les groupes ont la même importance dans l'analyse, indépendamment du nombre de critères qui les composent. Les résultats de l'AFM (Borcard *et al.*, 2011) sont ensuite utilisés pour regrouper les indicateurs ayant des profils proches au sein de *clusters* via une classification hiérarchique des composantes principales basée sur la méthode de Ward (Borcard *et al.*, 2011) et une distance euclidienne.

3. Sélection des indicateurs à évaluer

Les jeux d'indicateurs suivants ont fait l'objet d'une évaluation de leur opérationnalité intégrée à l'aide de la méthodologie proposée :

- Le premier jeu rassemble les indicateurs les plus communément utilisés dans l'évaluation de la qualité/santé des sols (Chapitre 7), et ceux issus de l'analyse de la littérature sur les fonctions des sols (Chapitre 8). Ce premier jeu d'**indicateurs usuels**, considéré par cette étude comme la base d'un système d'indication de la qualité des sols, est décrit dans la section 3.1. Il associe des indicateurs mobilisés dans la littérature scientifique pour évaluer la qualité des sols et leurs fonctions, dont il est par conséquent possible de supposer qu'ils remplissent tout ou partie des critères d'opérationnalité technique ou d'usage.
- Le deuxième jeu d'indicateurs rassemble les **indicateurs appelés « idéaux »** définis dans l'objectif de représenter « au plus près » les fonctions et sous-fonctions retenues dans cette étude. Ils sont décrits dans la section 3.2.
- Enfin, quelques **indicateurs appelés « low cost »** ont été intégrés afin de tester la méthodologie proposée sur des indicateurs spécifiquement développés pour maximiser des critères tels que la faisabilité des mesures (opérationnalité technique) ou l'appropriation de ces indicateurs par un large panel d'utilisateurs (opérationnalité d'usage). Ils sont décrits dans la section 3.3. La sélection de ces quelques indicateurs « low cost » a vocation d'exemple et non d'exhaustivité.

3.1. Jeu d'indicateurs usuels

Le système d'indication choisi sur lequel mettre en œuvre l'outil d'analyse est issu d'un travail de sélection réalisé au sein du comité d'experts du présent projet. L'identification des indicateurs couramment utilisés pour évaluer la qualité des sols d'une part (Chapitre 7) et l'identification des indicateurs capables de rendre compte des fonctions des sols d'autre part (Chapitre 8) ont conduit à une première sélection d'un jeu de 63 indicateurs potentiels dont des indicateurs prévus dans la proposition de directive *Soil monitoring and resilience*. Sur la base de cette liste d'indicateurs potentiels, un jeu réduit d'indicateurs usuels essentiels a été constitué avec 28 indicateurs répartis entre les composantes physiques, chimiques et biologiques des sols, ou correspondant à des mesures d'activité ou à des variables calculées. L'ensemble des indicateurs constituant le système d'indication est détaillé dans le Tableau 14-2. A noter que chaque indicateur peut être potentiellement caractérisé par différentes métriques élémentaires.

3.2. Jeu d'indicateurs idéaux

Les indicateurs dits « idéaux », dont la liste et les attributs sont précisés dans le Tableau 14-3, ont été définis à dire d'experts (3 ou 4 experts de chaque fonction) avec pour triple principe : i) l'unicité du lien entre l'indicateur et sa fonction cible supposant notamment la définition d'un seul indicateur par fonction ; ii) la maximisation du critère de validité ou autrement dit de la capacité de l'indicateur à représenter la fonction cible, et finalement iii) l'indépendance vis-à-vis de toute autre considération que celle-ci soit liée à la capacité de l'indicateur à informer, de sa légitimité auprès des utilisateurs finaux ou encore de sa faisabilité. Ces indicateurs ont donc pour seule vocation de représenter, par une seule et unique variable, les différentes fonctions et sous-fonctions conformément à leur définition dans cette étude.

La fonction « **supporter les organismes** » a été décomposée en deux sous-fonctions « supporter les organismes du sol » et « supporter la végétation » respectivement définies par : « la capacité du sol à maintenir ou favoriser la multitude, l'abondance et l'efficacité des formes de vie en interactions et capable de générer des processus biologique et écologiques » et comme « la capacité du sol à soutenir l'émergence et la survie des plantes, la croissance et la production de biomasse végétale, la reproduction, la résistance au stress et la survie ainsi que les successions naturelles ou induites des plantes ». L'indicateur « idéal » proposé pour représenter la fonction « supporter les organismes du sol » est la structure du réseau trophique du compartiment sol caractérisée par

Tableau 14-2. Méthodes de mesure considérées pour l'analyse de l'opérationnalité des indicateurs.

| Groupe | Indicateur | Métrique élémentaire | Référence | |
|--------------------------------------|---|--|--|---|
| Chimiques | Carbone organique (teneur, g/kg) | Carbone organique (teneur, g/kg) | Plusieurs méthodes normées. | |
| | pH dans l'eau | pH dans l'eau | NF EN ISO 10390 (1994) | |
| | P disponible (teneur, g/kg) | P disponible (teneur, g/kg) | Neyroud et Lischer, 2003 | |
| | N total (teneur, g/kg) | N total (teneur, g/kg) | Ros <i>et al.</i> , 2011 ISO 13878 | |
| | CEC | CEC | NF X 31-130 (1999) | |
| | Polluants inorganiques et métalloïdes (ETMM) | Concentrations pseudo-totales | | global : NF X31-147 (HP et eau régale) / HF – acide perchlorique (NF ISO 14869-1 ; SA12A) et la fusion alcaline (ISO 14869-2:2002 ; SA12B) sont listées par le GEMAS et le ICP Forests; Eau régale : NF ISO 11466/NF EN ISO 54321 ; GLOSOLAN-SOP-19 ; SA11, + méthodes analytiques SAA, ICP-OES (NF EN ISO 11885), ICP-MS (EN ISO 17294-2). méthodes spécifiques Hg (ISO 16772-AAS vapeur froide) |
| | | Concentrations partielles et contexte agricole | | DTPA : NF X 31-121 ; GLOSOLAN-SOP |
| | | Concentrations partielles et transfert | | Cipullo <i>et al.</i> , 2018 |
| | Concentrations partielles et accessibilité santé | | | NF ISO 17924 : bioaccessibilité orale (UBM du groupe européen BARGE) par ex : Li <i>et al.</i> , 2021; Billmann <i>et al.</i> , 2023 |
| | | | | |
| | K disponible (teneur, g/kg) | K disponible (teneur, g/kg) | | AFNOR, Recueil de Normes. Qualité des sols. volume, 1999, vol. 1, p. 566. |
| | Carbone labile/ fraction | Fractionnement physique | | Norme AFNOR NF X 31-516 |
| | | Fractionnement Thermique | | Delahaie <i>et al.</i> , 2024 |
| | | Fraction oxydable au Permanganate | | Weil <i>et al.</i> , 2009 |
| Conductivité électrique | Ece | | GLOSOLAN-SOP-08 | |
| | Ec 1/5 | | ISO 11265:1994 ; GLOSOLAN-SOP-07 | |
| Polluants organiques (teneur, µg/kg) | Pesticides et métabolites | | Froger <i>et al.</i> , 2023 | |
| | PCB - Dioxines – Furanes | | | |
| | HAP | | NF ISO 18287 | |
| Physiques | Stabilité structurale | Diamètre moyen pondéré (Méthode Le Bissonnais) | NF X31-515 / ISO 10930:2012 | |
| | Granulométrie | Granulométrie | AFNOR X31 107 | |
| | Profondeur (m) | Profondeur (m) | | |
| | Humus | Humus | Zanella <i>et al.</i> , 2018 | |
| | Masse volumique apparente (kg/L) | Masse volumique apparente (kg/L) | | |
| | Conductivité hydraulique à saturation | Conductivité hydraulique à saturation | | |
| | Réservoir Utile Maximal (mm) | Mesuré | norme ISO 11274 | |
| Calculées | Réservoir Utile Maximal (mm) | Estimé par fonctions de pédotransfert | Dobarco <i>et al.</i> , 2019; Roman Dobarco <i>et al.</i> , 2019 | |
| | Cstock (t Carbone) | 0-30 cm | Méthode FAO (2019) référencée dans le chapitre 10. Intègre teneur en carbone, densité apparente et profondeur | |
| | Rapport C/N | Rapport C/N | | |
| | Rapport Corg/%argile | Rapport Corg/%argile | Plusieurs méthodes normées. (European Environment Agency, 2023) | |
| Biologiques | Microbiologie (Abondance et diversité) | Biomasse moléculaire microbienne (µg ADN/gsol) | NF ISO 11063 (2020), intégrant les modifications de Terrat <i>et al.</i> , 2017; Horrigue <i>et al.</i> , 2016 | |
| | | Equilibre microbien (ratio Champignons/Bactéries) | Djemiel <i>et al.</i> , 2024 & NF ISO 11063 (2020) | |
| | | Diversité bactérienne (nombre de taxons) | NF ISO 11063 (2020) & (Terrat <i>et al.</i> , 2017) | |
| | | Diversité de champignons (nombre de taxons) | Djemiel <i>et al.</i> , 2024 & NF ISO 11063 (2020) | |
| | | Quantité de carbone et d'azote microbien (biomasse microbienne) | NF ISO 14240-2 | |
| | Nématodes (Abondance et diversité) | Abondance totale et des groupes fonctionnels | ISO 23611-4, 2011 | |
| | | Indices nématofauniques | ISO 23611-4, 2011 | |
| | Microarthropode et Mésofaune (Abondance et diversité) | Abondance | ISO 23611-2 (2006) | |
| | | Abondance des groupes fonctionnels | ISO 23611-2 (2006) | |
| | | Richesse et diversité taxonomique | ISO 23611-2 (2006) | |
| Enchytraedes (Abondance) | Abondance | ISO 23611-3 (2007) | | |
| Lombriens (Abondance et diversité) | Abondance | ISO 23611-1 (2006), 2018 | | |
| | Abondance des groupes fonctionnels | ISO 23611-1 (2006), 2018 | | |
| | Richesse et diversité taxonomique | ISO 23611-1 (2006), 2018 | | |
| Activités | Activité enzymatiques | Déshydrogénase, Beta-Glucosidase, Phosphatases, Arylsulfatase, Uréases | Trevors, 1984 ; méthode colorimétrie ou fluorogène respectivement NF EN ISO 20130, ISO 22939 | |
| | Respiration basale du sol | Respiration basale du sol | norme ISO 16072:2002 | |
| | Potentiel de minéralisation N et C | Potentiel de minéralisation N et C | Norme NF XP U44-163 de 2009 | |

exemple par son nombre de nœuds. La productivité primaire brute annuelle potentielle, c'est-à-dire en dehors de toute intervention anthropique, a été sélectionnée comme indicateur « idéal » de la fonction « supporter la végétation ». Elle représente la masse totale de carbone assimilée par une végétation spontanée sous forme de matière organique au cours d'une année.

Un indicateur idéal spécifique a été défini pour chacune des deux sous-fonctions de la fonction « **stocker du carbone** ». Le stock de carbone sur l'ensemble du profil de sol à concurrence d'une épaisseur maximale de 1 mètre a été choisi comme indicateur de la sous-fonction « réservoir de carbone organique ». Pour la sous-fonction « capacité de stockage en carbone », l'indicateur idéal retenu est le potentiel additionnel de stockage sur l'ensemble du profil de sol à concurrence d'une épaisseur maximale d'un mètre. Il représente la quantité maximale de carbone organique que le sol peut accumuler au-delà du stock actuel.

L'indicateur « idéal » proposé pour la fonction « **fournir des nutriments à la biocénose** » est la quantité annuelle d'azote assimilée par la biocénose. Il vise à rendre compte du flux d'azote du sol (ou de l'atmosphère) vers l'ensemble de la biocénose.

La fonction « **réguler quantitativement et qualitativement l'eau** » comprend une dimension quantitative et une dimension qualitative. La fonction de régulation quantitative a elle-même été décomposée en une sous-fonction liée au transfert de l'eau, définie comme la capacité du sol à se laisser traverser par l'eau depuis sa surface jusqu'à sa base, et une sous-fonction liée à la rétention d'eau, définie comme la capacité du sol à retenir de l'eau au sein de son espace poral. La fonction de régulation qualitative est quant à elle définie comme la capacité du sol à éviter ou limiter l'exportation de composés potentiellement nocifs pour l'environnement en dehors du profil de sol. L'indicateur « idéal » proposé pour la sous-fonction « transférer l'eau » est la lame d'eau annuelle drainée à la base du sol. Il vise à quantifier la quantité d'eau ayant effectivement traversé le sol et s'écoulant à sa base. Pour la sous-fonction « retenir l'eau », l'indicateur idéal retenu est la teneur en eau volumique moyenne annuelle sur le profil de sol. Enfin, la quantité annuelle d'azote non lixivié a été choisie pour représenter la fonction « réguler qualitativement les eaux ». Cet indicateur représente la quantité d'azote entrant dans l'écosystème (par fixation symbiotique, fertilisation, retombées atmosphériques...) qui est retenu par le sol et sa végétation et qui ne percole pas vers les eaux de surface ou souterraines.

Tableau 14-3. Une première proposition d'indicateurs « idéaux »

| Fonction | Sous-fonction | Indicateur "idéal" | Unité |
|---|---|---|-----------------------|
| Supporter la biodiversité | Supporter la végétation | Productivité primaire nette potentielle | kgC/ha/an |
| | Supporter les organismes | Réseau trophique (nombre de nœuds) | |
| Stocker du carbone | Réservoir de C | Stock de C sur l'épaisseur totale du sol | kgC/ha |
| | Stockage additionnel de C | Potentiel de stockage additionnel de C sur l'épaisseur totale du sol | kgC/ha |
| Fournir des nutriments à la biocénose | | Quantité annuelle d'azote fournie à la biocénose | kgN/ha/an |
| Réguler quantitativement et qualitativement l'eau | Transférer l'eau | Quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol | m ³ /ha/an |
| | Stocker l'eau | Quantité moyenne annuelle d'eau stockée sur l'épaisseur totale du sol | m ³ /ha/an |
| | Réguler la composition de l'eau | Quantité annuelle d'azote minéral non lixiviée | kgN/ha/an |
| Réguler les contaminants | Retenir les contaminants | Stockage annuel de contaminants sur l'épaisseur totale du sol | kg/ha/an |
| | Diminuer la biodisponibilité des contaminants | Quantité annuelle de contaminants biodisponibles stabilisée | kg/ha/an |
| | Dégrader les contaminants | Quantité annuelle de C respiré issu de contaminants organiques | kgC/ha/an |
| Entretien la structure du sol | | Dynamique annuelle de la distribution de taille des pores sur l'épaisseur totale du sol | m ³ /ha/an |

Trois sous-fonctions — la capacité à retenir, réduire la biodisponibilité et dégrader les contaminants — ont été distinguées au sein de la fonction « **réguler les contaminants** ». Pour la sous-fonction « retenir les contaminants » définie comme la rétention sur la phase solide du sol au travers de mécanismes divers, l'indicateur « idéal » retenu est le stockage annuel de contaminants sur l'ensemble du profil de sol. L'indicateur « idéal » choisi pour évaluer la fonction de réduction de la biodisponibilité est la quantité annuelle de contaminants initialement biodisponibles et stabilisés au cours d'une année en lien avec le fonctionnement biologique, chimique ou physique du sol. Il s'agit donc ici d'évaluer le flux de contaminants basculant au cours d'une année du stock de contaminant biodisponible au stock de contaminant non biodisponible (ou stabilisé). Enfin, la quantité annuelle de carbone respiré en provenance de contaminants organiques pourrait être un indicateur « idéal » de la sous-fonction « dégrader les contaminants ». Par analogie avec les expérimentations de laboratoire visant à caractériser le potentiel de minéralisation d'un contaminant organique, il s'agirait ici d'évaluer au cours d'une année la quantité de carbone ayant pour origine n'importe quel contaminant organique présent dans un sol et ayant été respiré au cours d'une année.

Finalement, l'indicateur « idéal » retenu pour la fonction « **entretenir la structure du sol** », définie comme la capacité du sol à générer et entretenir l'organisation spatiale des solides et des vides du sol, est la dynamique annuelle de la distribution de la taille des pores sur l'ensemble du profil de sol. Cet indicateur vise à quantifier la création, la disparition ou le simple renouvellement des vides du sol tout en informant, via la distribution de la taille des pores, sur certaines caractéristiques non exhaustives de l'organisation spatiale de la porosité du sol.

Les indicateurs « idéaux » décrits ci-dessus présentent un certain nombre de caractéristiques qui les distinguent des indicateurs usuels (Tableau 14-2). La première est la dimension systémique de ces indicateurs. Par exemple, les indicateurs « idéaux » respectivement sélectionnés pour la fonction « stocker du carbone » ou pour la fonction « supporter les organismes » dépassent les approches par le seul horizon de surface ou par un taxon particulier au profit d'approches considérant explicitement l'entièreté du profil de sol ou de la diversité des organismes des sols et de leurs relations. La seconde porte sur la volonté d'évaluer la réalisation d'une fonction plutôt que des déterminants qui conditionnent le potentiel de réalisation de cette fonction. L'indicateur retenu renseigne alors selon les situations : le flux lié à la fonction (par exemple la quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol), le changement d'état qui en découle (par exemple la dynamique annuelle de la distribution de la taille des pores qui découle des équilibres entre création, conservation et disparition des pores), ou encore l'état final généré par la fonction (par exemple la structure du réseau trophique). Si les indicateurs « idéaux » se distinguent ainsi des indicateurs classiquement mobilisés dans la littérature pour évaluer la qualité des sols, ils se distinguent également des indicateurs de services écosystémiques actuellement en cours de développement en ce qu'ils ne présupposent pas de bénéficiaires ou de bénéficiaires particuliers. C'est tout particulièrement le cas pour la quantité annuelle d'azote fournie à la biocénose mais également pour la teneur en eau moyenne annuelle du sol. En effet ils ne présupposent pas une utilisation de l'azote ou de l'eau par la végétation, souvent cultivée, comme ce serait le cas avec des indicateurs tels que la quantité d'azote fournie à la végétation, ou la quantité d'eau disponible pour la production de biomasse.

Aussi « idéaux » que soient ces indicateurs, ils n'en sont pas pour autant parfaits. Dans un certain nombre de cas, ils ne sont que partiellement définis. C'est par exemple le cas de la quantité de contaminants biodisponibles stabilisée qui ne précise pas quels sont les contaminants considérés ou qui ne définit pas précisément les notions de biodisponibilité et de stabilisation des contaminants biodisponibles. Dans d'autres cas, ils ne rendent pas compte de toute la complexité de l'objet ou du phénomène d'intérêt. La quantité annuelle d'azote assimilée par la biocénose ou la quantité annuelle d'azote non lixivié sont spécifiques de l'azote et font abstraction du phosphore dont le comportement dans les sols est différent de celui de l'azote. La dynamique du réseau poreux est traitée uniquement sous l'angle de la distribution de la taille des pores, et pas sous l'angle de sa connectivité ou de sa tortuosité. Un réseau trophique pourrait être caractérisé par le nombre ou l'intensité des liens, par sa stabilité ou encore sa résilience plutôt que par un nombre de nœuds. Pour finir, ces indicateurs sont, par construction, dépendants de la définition retenue pour chacune des fonctions qu'ils sont censés représenter. Ainsi, alors que le stockage annuel de carbone sur toute l'épaisseur du sol pourrait être un indicateur pertinent de la fonction globale « stocker du carbone », cette option n'a pas été retenue ici compte tenu de la définition des deux sous-fonctions relatives au

statut organique du sol et à sa capacité additionnelle de stockage. De même, la fonction « entretenir la structure du sol » pourrait être appréhendée sous l'angle de sa capacité à conserver sa structure sous contraintes, plutôt que sous l'angle de sa capacité à créer de la porosité et, dans ce cas, assez classiquement évaluée à l'aide d'un indicateur de stabilité structurale.

Il va sans dire que ces premières propositions restent à ce stade très exploratoires et nécessitent encore d'être précisées. Il faut ainsi davantage les lire comme une première base de discussion sur ce que pourrait être un système d'indication des fonctions des sols que comme une proposition entièrement stabilisée et prête à l'emploi. Dans tous les cas, si ces indicateurs peuvent permettre de quantifier le niveau de réalisation des fonctions des sols, constituant ainsi un nouveau prisme pour l'évaluation de qualité des sols, ils n'ont pas vocation à décrire pourquoi tel sol fonctionne ou ne fonctionne pas, ou à permettre de diagnostiquer des stratégies de reconquête de leur fonctionnalité. En ce sens, ils sont complémentaires des indicateurs classiquement utilisés pour évaluer l'état des sols qui, en tant que déterminants essentiels des différentes fonctions des sols, sont et resteront nécessaires à la compréhension et au pilotage des fonctionnements quantifiés à l'aide des indicateurs « idéaux » proposés ici.

3.3. Jeu d'indicateurs « *low cost* »

Parmi les indicateurs « *low cost* » identifiés dans le Chapitre 10, trois ont été sélectionnés (Tableau 14-4). Les deux premiers sont des indicateurs physiques de la qualité des sols (conductivité hydraulique à saturation et stabilité structurale) et le dernier est un indicateur d'activité. Ces indicateurs sont pensés et construits comme des alternatives au champ, peu coûteux, facilement appropriables par les utilisateurs finaux, notamment les agriculteurs, et dont les résultats sont immédiatement disponibles, pouvant remplacer les indicateurs généralement mesurés au laboratoire à partir de protocoles standardisés. Contrairement aux indicateurs « idéaux » qui cherchent à maximiser le critère de validité au travers de leur capacité à représenter les fonctions ciblées, les indicateurs *low cost* cherchent pour leur part à maximiser les critères de faisabilité technique (opérationnalité technique) ainsi que de pertinence des informations et d'appropriation par les utilisateurs (opérationnalité d'usage). Plusieurs autres indicateurs *low cost* auraient pu être retenus dans cette évaluation de l'opérationnalité, comme par exemple l'évaluation visuelle de la structure des sols ou la méthode du « sachet de thé » (Chapitre 10). Toutefois, face à la diversité des méthodes envisageables et compte tenu d'objectifs centrés sur un test de faisabilité de l'évaluation de l'opérationnalité intégrée d'indicateurs *low cost* et de leur positionnement par rapport aux indicateurs usuels et aux indicateurs idéaux, il a été décidé de se limiter à un petit nombre d'indicateurs *low cost* pris pour exemples. Une évaluation plus large de l'opérationnalité intégrée des différents indicateurs *low cost* reste aujourd'hui à conduire.

Tableau 14-4. Quelques indicateurs *low cost* sélectionnés pour l'évaluation intégrée de leur opérationnalité

| Indicateur | Méthode | Référence |
|---------------------------------------|-------------------|---|
| Conductivité hydraulique à saturation | Méthode Beerkan | Lassabatere et al., 2006 |
| Stabilité structurale | <i>Slake test</i> | Haney et al 2008; Thoumazeau et al., 2017 |
| Respiration basale du sol | Méthode Situresp® | Thoumazeau et al., 2017 |

4. Evaluation de l'opérationnalité intégrée

4.1. Gammes de variation des scores par critère d'opérationnalité

Le Tableau 14-5 présente les valeurs minimales et maximales des scores observés pour chaque critère de l'outil d'analyse pour les indicateurs « usuels », les indicateurs « *low cost* » et les indicateurs « idéaux », suivant les catégories établies en section 3.

Tableau 14-5. Gammes de variation des scores par critère pour les indicateurs usuels, low cost et idéaux.
 Min : minimum ; Max : maximum ; n : nombre d'indicateurs considérés pour le type concerné

| Critère | Type d'indicateur | Usuel (n=50) | | Terrain (n=3) | | Idéal (n=12) | |
|--|---|--------------|-----|---------------|-----|--------------|-----|
| | | Min | Max | Min | Max | Min | Max |
| Opérationnalité Technique - Crédibilité | | | | | | | |
| | Bases scientifiques et conceptuelles | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | Valide et standardisé pour décrire l'état/les fonctions de l'écosystème | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| Opérationnalité Technique - Faisabilité | | | | | | | |
| | Faisabilité technique | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| | Existence de bases de données | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Opérationnalité Technique - Capacité à informer | | | | | | | |
| | Sensible et mobilisable pour du monitoring | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 | 3 |
| | Compréhensible et utilisable pour réaliser un bilan/un diagnostic pour favoriser la prise de décision | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| Opérationnalité d'Usage - Capacité à informer | | | | | | | |
| | Pertinence des informations et sensibilisation des usagers pour l'action | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 2 |
| | Utilisation des indicateurs pour répondre à un objectif précis | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| Opérationnalité d'Usage - Légitimité | | | | | | | |
| | Acceptation des indicateurs | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Opérationnalité d'Usage - Cadre et Echelle | | | | | | | |
| | Cadre de mise en œuvre | 1 | 4 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| | Pilotage des actions découlant de l'usage des indicateurs | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 |

Les résultats obtenus pour chaque critère et chaque indicateur sont rassemblés dans la Figure 14-7. En termes de crédibilité, tous les indicateurs constituant le système d'indication sont adossés à des bases scientifiques et conceptuelles faisant l'objet de publications scientifiques de référence. Les indicateurs usuels présentent des méthodologies validées et standardisées à des niveaux prestation de service dans 75% des cas, les 25% restant étant standardisés à des niveaux recherche. Les 3 indicateurs *low cost* sont standardisés à un niveau recherche, alors que seulement 33% des indicateurs idéaux le sont. Le reste des indicateurs idéaux n'a jamais été évalué, comme par exemple la quantité annuelle d'azote fournie à la biocénose, ou n'est pas standardisé.

Concernant le volet faisabilité de l'opérationnalité technique, on observe que les indicateurs *low cost* sont techniquement faisables mais ne disposent que de bases de données locales. Les indicateurs usuels sont techniquement faisables dans 92% des cas, avec à chaque fois des bases de données disponibles principalement à des échelles nationales (66%) ou sur des territoires d'emprises restreintes (23%). *A contrario*, les indicateurs idéaux ne sont pas faisables techniquement pour la majorité d'entre eux. Les rares qui le sont, comme la quantité d'azote non lixiviée et le stock de C sur l'épaisseur du profil (maxi 1m), peuvent disposer d'une base de données d'emprise nationale ou restreinte à un territoire.

Concernant le volet capacité à informer de l'opérationnalité technique, les indicateurs *low cost* sont tous sensibles et mobilisables pour du *monitoring* mais présentent des contraintes significatives à la mise en œuvre compte tenu d'une forte variabilité intra-parcellaire ou intra-annuelle. Il en est de même pour une majorité des indicateurs idéaux même si certains d'entre eux sont mobilisables pour du *monitoring* spatial ou du *monitoring* spatial et temporel. *A contrario*, la majorité des indicateurs usuels sont mobilisables pour du *monitoring* spatial et temporel (86%) et une très faible proportion d'entre eux ne l'est que pour du *monitoring* spatial (8%) ou présente des contraintes significatives à la mise en œuvre (6%). Parmi les indicateurs *low cost*, seulement 30% disposent d'un référentiel d'interprétation national, les autres n'en disposant pas du tout. Il en est de même pour 50% des indicateurs idéaux, le reste disposant d'un référentiel d'interprétation local ou national. Les indicateurs usuels quant à eux disposent quasi systématiquement d'un référentiel d'interprétation local (39%) ou national (55%).

La capacité à informer se distribue pour l'opérationnalité d'usage en un critère d'utilisation pour répondre à un objectif précis et un critère de pertinence des informations et de sensibilisation des usagers pour l'action. Les indicateurs usuels et *low cost* sont toujours utilisés pour répondre à un objectif précis. *A contrario*, seulement 50% des indicateurs idéaux sont mobilisés pour répondre à un objectif précis, l'utilisation des autres n'étant jamais associée à un objectif particulier dans la mesure où ils ne sont tout simplement pas utilisés. Les indicateurs usuels

et *low cost* sont très majoritairement considérés comme pertinents pour engager des actions, les indicateurs *low cost* nécessitant un accompagnement dans 60% des cas alors que les indicateurs usuels sont dans leur majorité appropriables au moins partiellement par les usagers non scientifiques. *A contrario*, la grande majorité des indicateurs idéaux ne permet pas encore de sensibiliser les usagers pour l'action.

Du point de vue de la légitimité, composante de l'opérationnalité d'usage, il ressort que les 3 indicateurs *low cost* évalués sont considérés légitimes par les acteurs. C'est également le cas pour 86% des indicateurs usuels. Les 14% restants correspondant à des indicateurs usuels ne font pas consensus entre les différents usagers ou sont spécifiques d'un usage des sols. Enfin, aucun indicateur idéal ne fait l'objet d'un consensus par les usagers non scientifiques.

Concernant les critères de cadre de mise en œuvre et d'échelle de pilotage constituant la dernière composante de l'opérationnalité d'usage, les indicateurs idéaux restent dans un contexte de projets de recherche. Ils présentent au mieux une échelle de pilotage des actions au niveau de la parcelle. Les indicateurs *low cost* ressortent comme mobilisés majoritairement dans le cadre de projets de recherche (60%) et également dans le cadre de projets de recherche-action pour 30% d'entre eux. Ils conduisent tous à un pilotage d'action à la parcelle. Il est toutefois probable que des utilisations individuelles et autonomes d'au moins certains d'entre eux, notamment le *slake test*, ne fassent l'objet d'aucun retour d'expérience et soient ici sous-estimées. Les indicateurs usuels sont ceux qui présentent la plus grande diversité de cadres de mise en œuvre. Seulement 13% d'entre eux ne le sont que dans un contexte recherche, 6% le sont en plus dans le cadre de projets de recherche-action ; et le reste de ces indicateurs est mobilisé dans l'ensemble des cadres recherche, recherche-action, prestation de services et initiatives individuelles. Parmi les indicateurs usuels, 55% permettent de piloter des actions soit à l'échelle de la parcelle soit à celle du territoire, et 41% d'entre eux permettent de piloter des actions aux deux échelles parcellaires et territoriales.

4.2. Analyse d'ensemble

Les résultats de l'analyse sont présentés en Figure 14-6. Les deux premiers axes de l'analyse représentent une part significative de la variance totale de l'échantillon (35,2% et 14,7% de la variance, respectivement). L'analyse par classification hiérarchique des composantes principales a permis de distinguer trois groupes d'indicateurs au sein du système d'indication, groupes qui sont significativement discriminés les uns des autres suivant les axes 1 et 2. A un seuil de probabilité de 0,1%, les 11 critères de l'opérationnalité intégrée influencent la discrimination des indicateurs du système d'indication le long de l'axe 1. En revanche, un nombre réduit de critères de l'opérationnalité discrimine les groupes sur l'axe 2, à savoir : i) la validation et la standardisation des indicateurs, l'existence de bases de données et la capacité à réaliser un bilan pour accompagner la prise de décision pour l'opérationnalité technique et ii) la sensibilisation des acteurs pour l'action, le cadre de mise en œuvre et l'échelle de pilotage des actions pour l'opérationnalité d'usage. Ces 3 grands groupes d'indicateurs significativement distincts qui sont représentés respectivement en vert, orange et bleu sur la Figure 14-6. L'étude fine des variables discriminant les groupes d'indicateurs permet d'en identifier les caractéristiques.

L'axe 1 discrimine les indicateurs du groupe bleu des autres indicateurs (groupe vert et groupe orange), ce groupe bleu étant positionné sur la partie droite de l'axe 1 (coordonnée > 2). L'analyse fait ressortir que ce groupe est constitué d'indicateurs idéaux et de deux indicateurs usuels : i) qui soit ne sont pas utilisés du tout soit sont utilisés uniquement dans un cadre recherche, ii) dont les méthodes ne sont pas standardisées ou alors uniquement au sein de laboratoires de recherche, iii) dont la faisabilité technique est limitée compte tenu de contraintes significatives en termes de mise en œuvre, iv) pour lesquels il n'y a pas de données ni de référentiels d'interprétation nationaux (exception faite de la teneur en eau annuelle moyenne) disponibles, v) qui ne sont pas acceptés par les acteurs, et finalement vi) qui ne permettent pas de sensibiliser les usagers pour l'action (exception faite de la lame d'eau drainée). Ils sont en général estimés sensibles mais associés à de fortes contraintes de mise en œuvre. N'étant pour certains d'entre eux jamais mobilisés, ils ne sont pas non plus associés à un objectif particulier. Enfin, l'échelle de pilotage d'actions est au mieux celle de la parcelle. L'ensemble de ces caractéristiques conduit à qualifier le **groupe d'indicateurs en bleu** sur la Figure 14-6 de groupe des **indicateurs**

en développement au regard de l'objectif de rapportage dans le cadre des politiques publiques. Les deux autres groupes d'indicateurs sont distribués le long de la partie gauche de l'axe 1 (coordonnées < 2). Tous faisables techniquement, ils se répartissent du point de vue de l'opérationnalité technique suivant un gradient depuis des valeurs intermédiaires de scores (coordonnées comprises entre -1,5 et 2) vers des valeurs maximales (coordonnées < -1,5) pour les critères de standardisation des indicateurs, de potentiel d'usage pour du *monitoring* (spatial et temporel), de disponibilités de données et de référentiel d'interprétation. Tous utilisés pour répondre à un objectif précis, ils se distribuent également le long de l'axe 1 du point de vue de l'opérationnalité d'usage suivant un gradient de capacité à sensibiliser les usagers pour l'action, d'acceptation par les acteurs, de diversité des cadres de mise en œuvre et des échelles de pilotage croissantes.

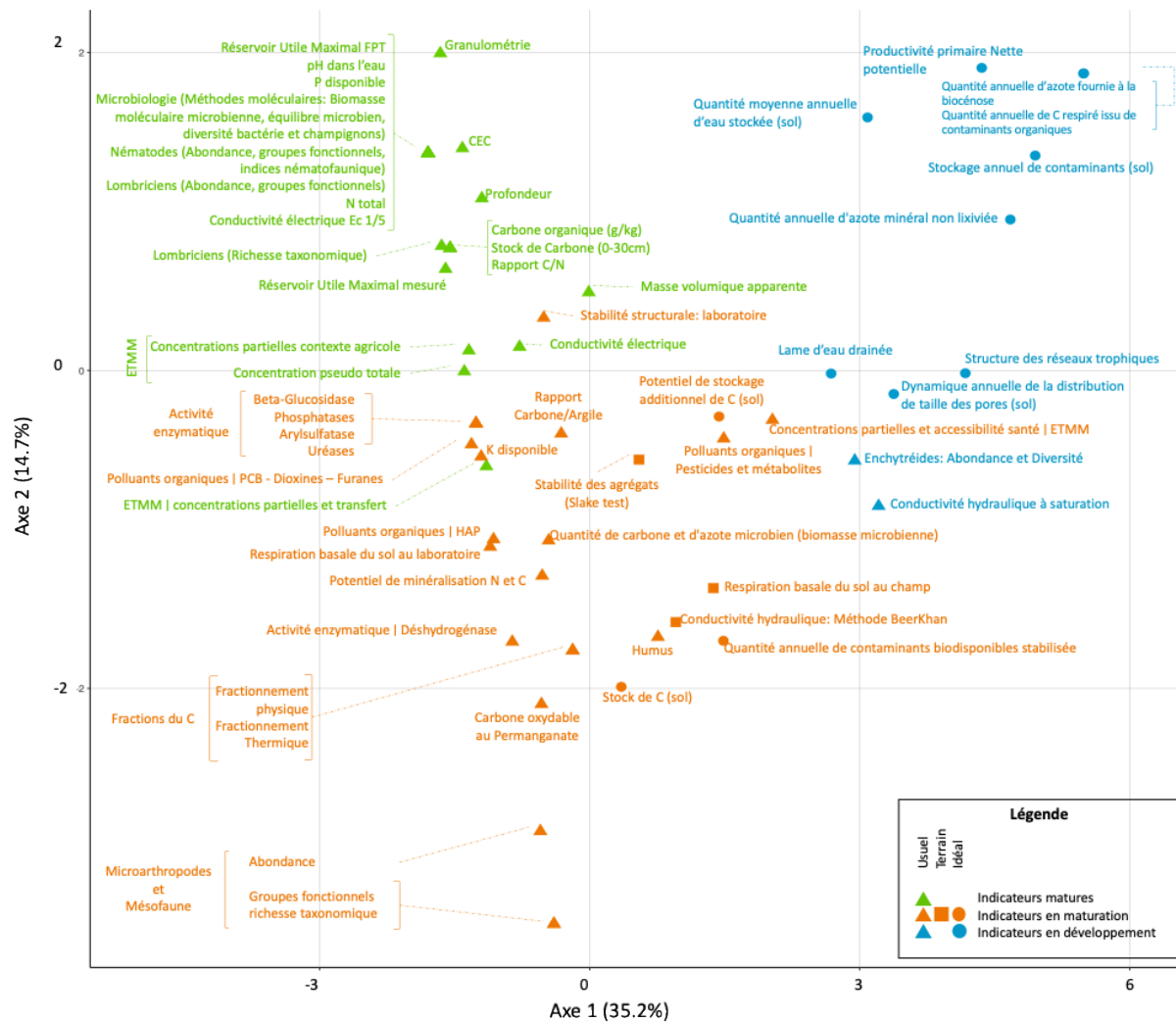


Figure 14-6. Analyse factorielle de données mixtes des indicateurs.

Les triangles identifient les indicateurs usuels, les carrés les indicateurs low cost et les ronds les indicateurs idéaux. Les traits en pointillés relient les indicateurs à leur point respectif pour éviter les superpositions. Les couleurs correspondent à la distribution des indicateurs en trois groupes par une méthode de classification hiérarchique sur axes principaux : Indicateurs matures : vert ; Indicateurs en maturation : orange ; Indicateurs en développement : bleu.

Les groupes d'indicateurs vert et orange sont discriminés suivant l'axe 2 de l'analyse. Les indicateurs du groupe orange sont positionnés dans la partie basse de l'axe 2 (coordonnées < 0) et se caractérisent majoritairement par des valeurs intermédiaires en termes de standardisation (standardisation niveau laboratoire de recherche), une disponibilité des données restreinte en termes d'emprise spatiale et/ou temporelle et des référentiels restreints également à certains territoires/périodes de temps. Ils sont également caractérisés par une sensibilisation des acteurs nécessitant obligatoirement une intermédiation par des scientifiques ou des conseillers, ceci dans une

diversité de cadres de mise en œuvre couvrant recherche et recherche participative/recherche-action à des échelles de pilotage correspondant soit à la parcelle, soit au territoire. Les indicateurs du groupe bleu sont positionnés sur la partie supérieure de l'axe 2 (coordonnées > 0) et sont caractérisés par un niveau de standardisation élevé (prestation de services), des données disponibles sur l'ensemble du territoire national et des référentiels nationaux, une sensibilisation des acteurs pour l'action passant par une appropriation au moins partielle de l'indicateur par des usagers non scientifiques, et des cadres de mise en œuvre couvrant les cadres recherche, recherche participative/recherche-action, prestations de service et potentiellement des initiatives individuelles. L'ensemble de ces caractéristiques conduit à qualifier ces deux groupes d'indicateurs au regard de l'objectif de rapportage dans le cadre des politiques publiques : groupe des **indicateurs en maturation (groupe orange) et groupe des indicateurs matures (groupe vert)**.

Le système d'indication testé ici comprend donc un ensemble de 3 grands groupes d'indicateurs : des indicateurs en développement qui émergeront de la recherche, des indicateurs en maturation en cours de transfert vers les utilisateurs finaux, et des indicateurs matures qui sont actuellement fréquemment/de plus en plus fréquemment mobilisés par les acteurs. Au sein de chacun de ces groupes, une diversité de situations nécessite néanmoins de considérer plus finement les différents profils observés.

4.3. Des profils d'indicateurs variés

La classification hiérarchique sur composantes principales a permis de regrouper des indicateurs ayant des profils d'opérationnalité intégrée communs. Cette démarche étant une démarche de synthèse, il existe au sein de chaque groupe une part de variabilité dans les profils individuels des indicateurs de chaque groupe. Cette section vise à décrire les différents profils observés dans les groupes d'indicateurs en développement, en maturation et matures au travers de profils types, et à identifier les travaux nécessaires à l'amélioration de l'opérationnalité intégrée de l'ensemble du système d'indication. La Figure 14-7 synthétise les profils de l'ensemble des indicateurs testés.

4.3.1. Groupe des indicateurs en développement

Il est possible de distinguer deux profils au sein du groupe des indicateurs en développement.

- **Profil 1 : 6 indicateurs**

Le premier profil regroupe des indicateurs idéaux (productivité primaire nette potentielle, prélèvements de N par la biocénose, quantité de C respiré à partir des contaminants organiques, quantité annuelle de contaminants biodisponibles stabilisée, structure des réseaux trophiques) et un indicateur usuel (enchytréides). D'un point de vue global, une majorité d'entre eux ne dispose pas de méthodes de mesure standardisées et lorsque c'est le cas, cette dernière est encore interne à des laboratoires de recherche. Ils ont en commun qu'aucune donnée n'est disponible et que leur faisabilité technique est très faible. Ils sont tous estimés sensibles aux actions de gestion mais seuls deux d'entre eux ne sont pas associés à des contraintes fortes de mise en œuvre : l'estimation de la productivité primaire nette potentielle (par modélisation) et la caractérisation des enchytréides, ces derniers étant mobilisés dans des programmes de recherche (ex. SoilMan). De ce fait, le reste des critères de capacité à informer, la légitimité pour les acteurs et leur déploiement sont très faibles à nuls.

- **Profil 2 : 5 indicateurs**

Le second profil comprend quatre indicateurs idéaux (quantité moyenne annuelle d'eau stockée, quantité annuelle d'azote minéral non lixivié, dynamique annuelle de la distribution de la taille des pores, quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol) et un indicateur usuel (conductivité hydraulique à saturation). Ce profil se distingue du précédent par une disponibilité des données au moins sur certains territoires (*Tier 2*) et parfois à échelle nationale (*Tier 1*), excepté pour l'évolution annuelle du volume poral. Ils sont tous sensibles aux actions de gestion mais leur mise en œuvre reste associée à de très fortes contraintes techniques. Cette disponibilité de données, même restreinte, permet d'avoir un début de référentiel pour engager des actions, ce qui se traduit également par une

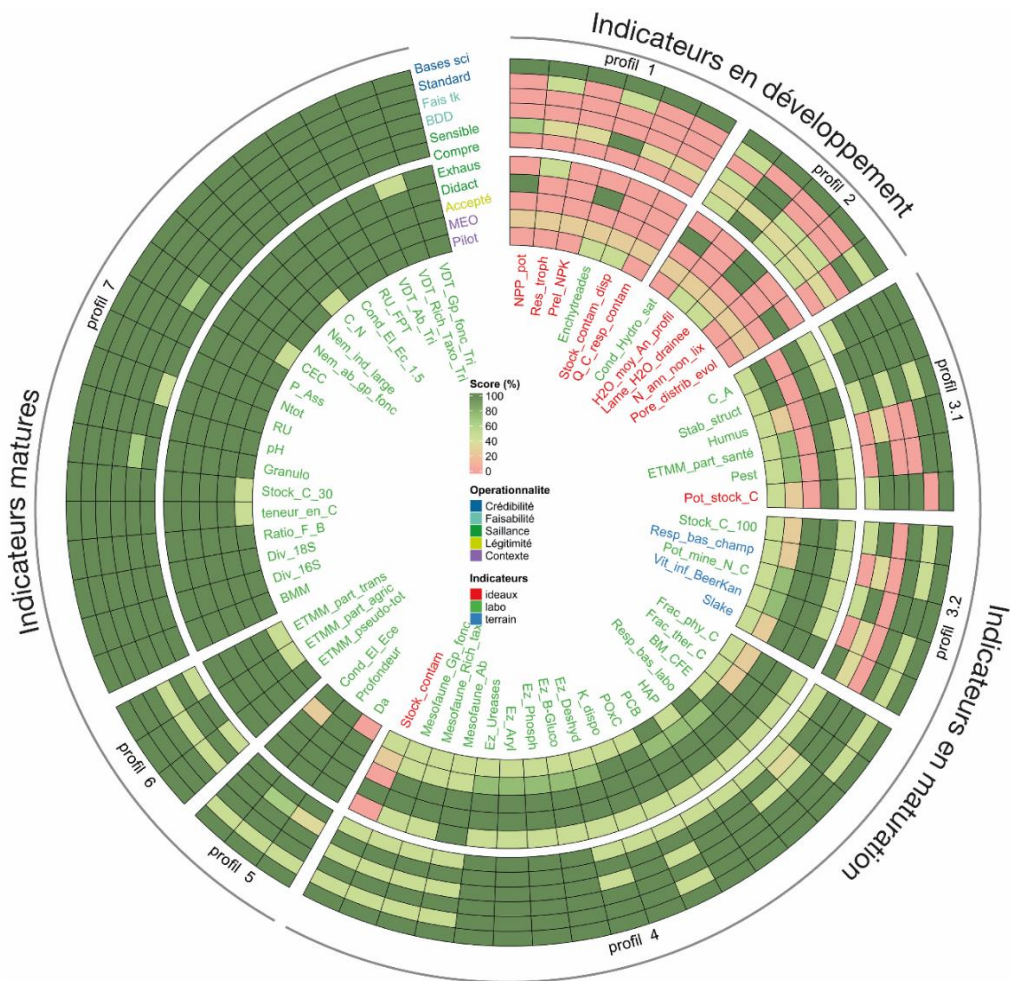


Figure 14-7. Opérationnalité des indicateurs du système d'indication.
 La couleur de chaque cellule correspond à la valeur du score normalisé, les critères d'évaluation sont positionnés sur l'axe des ordonnées et les indicateurs sur l'axe des abscisses. Couleur des noms d'indicateurs : bleu : indicateurs low cost (« terrain ») ; vert : Indicateurs usuels ; rouge : indicateurs idéaux.

| Indicateurs en développement |
|--|
| NPP_pot : Productivité primaire nette potentielle |
| Res_troph : Réseaux trophiques (structure) |
| PreI_NPK : Quantité annuelle d'azote fournie à la biocénose |
| Enchytreades : Enchytreades - Abondance |
| Stock_contam_disp : quantité annuelle de contaminants biodisponibles stabilisée |
| Q_C_resp_contam : Quantité annuelle de C respiré issu de contaminants organiques |
| Cond_Hydro_sat : conductivité hydraulique à saturation |
| H2O_moy_An_profil : Quantité moyenne annuelle d'eau stockée sur l'épaisseur totale du sol |
| Lame_H2O_drainée : Quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol |
| N_ann_non_liv : Quantité annuelle d'azote minéral non livré |
| Pore_distrib_evolution : Dynamique annuelle de la distribution de la taille des pores sur l'épaisseur totale du sol |
| Indicateurs en maturation |
| C_A : Rapport Corg/argile |
| Stab_struct : Diamètre moyen pondéré des agrégats (méthode Le Bissonnais) |
| Humus : type d'humus forestier |

| |
|---|
| ETMM_part_santé : Concentrations partielles et accessibilité santé |
| Pest : Polluants organiques – Pesticides et métabolites (teneur, µg/kg) |
| Pot_stock_C : Potentiel de stockage additionnel de C sur l'épaisseur totale du sol |
| Stock_C_100 : Stock de C sur l'épaisseur totale du sol (à concurrence d'une épaisseur maximale de 1 m) |
| Resp_bas_champ : Respiration basale du sol mesurée au champ |
| Pot_mine_N_C : Potentiel de minéralisation N et C |
| Vit_inf_BeerKan : Vitesse d'infiltration – méthode Beerkan |
| Slake : Stabilité des agrégats (slake test) |
| Frac_phy_C : Carbone labile / fractionnement physique |
| Frac_ther_C : Carbone labile / fractionnement thermique |
| BM_CFE : Quantité de carbone et d'azote microbiens (biomasse microbienne) |
| Resp_bas_labo : Respiration basale du sol mesurée au laboratoire |
| HAP : Polluants organiques – Teneur en HAP (teneur, µg/kg) |
| PCB : Polluants organiques – Teneur en PCB, dioxines, furanes (teneur, µg/kg) |
| POxC : Carbone labile/fraction – fraction oxydable au permanganate |
| K_dispo : Potassium disponible (teneur, g/kg) |
| Ez_Deshyd : Activité enzymatique Déshydrogénase |
| Ez_B-Gluco : Activité enzymatique Beta-glucosidase |
| Ez_Phosph : Activité enzymatique Phosphatases |
| Ez_Aryl : Activité enzymatique Arylsulfatase |
| Ez_Ureases : Activité enzymatique Uréases |
| Mesofaune_Ab : Microarthropodes et mésofaune - Abondance |
| Mesofaune_Rich_tax : Microarthropodes et mésofaune – Richesse et diversité taxonomique |
| Mesofaune_Gp_fonc : Microarthropodes et mésofaune - Abondance des groupes fonctionnels |
| Stock_contam : Stockage annuel de contaminants sur l'épaisseur totale du sol |

| Indicateurs matures |
|---|
| Da : Masse volumique apparente (kg/L) |
| Profondeur : Profondeur du sol (m) |
| Cond_El_Ece : Conductivité électrique (Ece) |
| ETMM_pseudo-tot : Concentrations pseudo-totales |
| ETMM_part_agric : Concentrations partielles et contexte agricole |
| ETMM_part_trans : Concentrations partielles et transfert |
| BMM : Biomasse moléculaire microbienne (µg ADN/ g sol) |
| Div_16S : Diversité bactérienne (nombre de taxons) |
| Div_18S : Diversité de champignons (nombre de taxons) |
| Ratio_F_B : Equilibre microbien (ratio Champignons / Bactéries) |
| teneur_en_C : Carbone organique (teneur, g/kg) |
| Stock_C_30 : Stock de carbone (0-30 cm de profondeur) |
| Granulo : Granulométrie |
| pH : pH dans l'eau |
| RU : Réservoir en eau Utile Maximal mesuré (mm) |
| Ntot : N total (teneur, g/kg) |
| P_Ass : P disponible (teneur, g/kg) |
| CEC : Capacité d'échanges cationiques |
| Nem_ab_gp_fonc : Abondance totale et des groupes fonctionnels de nématodes |
| Nem_ind_large : Indices nématofauniques |
| C_N : rapport C/N |
| Cond_El_Ec_1.5 : Conductivité électrique (Ec 1/5) |
| RU_FPT : Réservoir en eau Utile Maximal (estimé par fonction de pédotransfert) |
| VDT_Ab_Tri : Lombriciens - Abondance |
| VDT_Rich_Taxo_Tri : Lombriciens - Richesse et diversité taxonomique |
| VDT_Gp_fonc_Tri : Lombriciens - Abondance des groupes fonctionnels |

capacité variable à sensibiliser les acteurs et à répondre à un objectif précis. Néanmoins, ils ne ressortent pas comme acceptés par les acteurs et leur mise en œuvre reste restreinte.

►► Pour les indicateurs associés à ce profil, un point d'amélioration déterminant et conditionnant une amélioration des autres critères est leur développement et/ou leur standardisation technique au niveau *Tier 3* afin de favoriser leur mise en œuvre. Ceci permettra d'acquérir des données ou de consolider les bases de données existantes pour constituer un référentiel de niveau *Tier 2* ou renforcer les référentiels existants vers un niveau *Tier 1*. Ceci viendra appuyer leur déploiement auprès des acteurs afin qu'ils puissent être acceptés et mobilisés y compris en dehors du strict cadre de la recherche.

4.3.2. Groupe des indicateurs en maturation

Au sein du groupe des indicateurs en maturation, on distingue deux grands types de profils (profils 3 et 4). Au sein du profil 3, on identifie deux situations correspondant aux profils 3.1 et 3.2.

• Profil 3.1 : 7 indicateurs

Le profil 3.1 regroupe des indicateurs (potentiel de stockage additionnel de C, stockage annuel de contaminants, rapport carbone/argile, stabilité structurale, type d'humus, ETMM : concentrations partielles et accessibilité santé, pesticides et métabolites associés) qui ont pour caractéristiques communes de tous être déployés pour répondre à des objectifs précis mais qui ne font pas l'objet d'un consensus entre acteurs (légitimité). Pour la majorité des indicateurs, les méthodes sont standardisées à un niveau *Tier 2*, sauf pour le stockage annuel de contaminants et l'humus dont les méthodes sont standardisées au niveau *Tier 1* ; et pour le potentiel de stockage additionnel de C pour lequel la méthodologie n'est pas encore standardisée. Ils sont tous faisables techniquement et des données sont disponibles au moins sur des emprises locales (type d'humus, stockage annuel de contaminants) mais également nationales (stabilité structurale, potentiel de stockage additionnel de C, rapport carbone/argile, notamment via le RMQS) ; exception faite des pesticides et métabolites et des « ETMM : concentrations partielles et accessibilité santé » qui apparaissent difficiles à mettre en œuvre et ne disposent pas encore de données car la liste des molécules à considérer ne fait pas complètement consensus. Tous les indicateurs de ce groupe sont sensibles aux actions de gestion dans l'espace et dans le temps, hormis l'indicateur « ETMM : concentrations partielles et accessibilité santé » qui n'a pas encore été mis en œuvre dans une démarche de *monitoring*. Tous disposent de référentiels au niveau *Tier 2* (emprise spatiale/temporelle restreinte), hormis « ETMM : concentrations partielles et accessibilité santé » et « pesticides et métabolites associés » pour lesquels il n'existe pas encore de référentiel. Pour ce dernier, une première analyse a été réalisée dans le cadre des travaux de Froger *et al.* (2023a) sur un nombre restreint d'échantillons. Tous ces indicateurs sont pertinents pour sensibiliser les acteurs et engager des actions mais nécessitent systématiquement un accompagnement des acteurs par des spécialistes, exception faite du type d'humus qui est pleinement approprié par les acteurs forestiers et du stockage annuel de contaminants qui n'est pas encore sorti du cadre recherche. Du point de vue des cadres de mise en œuvre et des échelles de pilotage, ce profil regroupe des indicateurs déployés dans des cadres allant de projets de recherche régionaux (par ex. ProDij), nationaux (par ex. RMQS) ou européens à la prestation de service par des bureaux d'études et/ou des laboratoires d'analyses pour un pilotage aux échelles de la parcelle (stabilité structurale) ou du territoire (rapport carbone/argile, ETMM et accessibilité santé, pesticides et métabolites associés). Les indicateurs uniquement mobilisés dans un cadre recherche (potentiel de stockage additionnel de C, stockage annuel de contaminants) permettent des actions de gestion à l'échelle territoriale.

Il est important de noter que l'indicateur type d'humus, même s'il est intégré à ce profil, est un cas particulier. Il correspond à un indicateur usuel et très intégrateur utilisé en foresterie qui n'est pas pertinent dans d'autres types d'usages (sols agricoles ou urbains) où aucun horizon organique n'est présent. En foresterie, c'est un indicateur opérationnel pour les acteurs.

• Profil 3.2 : 5 indicateurs

Le profil 3.2 regroupe tous les indicateurs *low cost* (*slake test*, vitesse d'infiltration Beerkan, respiration basale au

champ), un indicateur usuel (potentiel de minéralisation de l'azote et du carbone) et finalement un indicateur « idéal » (stock de carbone sur l'épaisseur totale du sol). Ils ont comme points communs de tous être faisables techniquement avec des méthodes standardisées de niveau *Tier 1*, exception faite du potentiel de minéralisation du C et du N qui est standardisé au niveau *Tier 2* ; d'être mobilisés pour répondre à un objectif défini, et d'être acceptés par les acteurs. Néanmoins, ils sont également tous caractérisés par l'absence de données disponibles. Pour les indicateurs *low cost*, ceci s'explique par le fait que leur mise en œuvre ne conduit en général pas à un enregistrement de la donnée et des métadonnées associées (température ; humidité ; autres propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol...). Il en est de même pour le potentiel de minéralisation du C et du N, même si des bases de données locales pourraient exister au niveau de laboratoires de prestation privés. Le stock de C sur toute l'épaisseur du sol n'est pas référencé dans une base de données car sa mesure est fréquemment limitée aux 30 premiers centimètres de sol. Les trois indicateurs *low cost* décrits ici s'intéressent à des propriétés présentant une forte variabilité intra-parcellaire, alors que les indicateurs usuels identifiés sont évalués comme mobilisables pour du *monitoring* spatial et temporel. En termes de référentiels d'interprétation, la vitesse d'infiltration Beerkan et la respiration basale au champ ne disposent pas de référentiel d'interprétation, celle-ci reposant alors sur la comparaison extemporanée de différentes situations. Le potentiel de minéralisation de l'azote et du carbone mais aussi le stock de carbone sur l'épaisseur totale de sol, disposent de référentiels d'interprétation de niveau *Tier 2* avec des valeurs seuils disponibles au moins pour certaines situations particulières. Le *slake test* dispose quant à lui d'un référentiel d'interprétation de niveau *Tier 3* sous forme de classes dépendantes du protocole mis en œuvre. Il est le seul à être identifié comme appropriable en autonomie par les acteurs, les autres indicateurs nécessitant un accompagnement scientifique. Du point de vue du cadre de mise en œuvre, le stock de C sur l'épaisseur totale de sol reste encore dans un cadre recherche mais son déploiement dans le cadre du RMQS devrait permettre d'élargir ce cadre et d'aboutir à un pilotage d'actions à l'échelle du territoire national sur le même modèle que le stock de C sur une épaisseur de 30 cm. Les indicateurs *low cost* sont mobilisés dans un cadre de recherche et de recherche-action pour des actions de gestion à l'échelle de la parcelle (ex. : Biofunctool). Enfin, le potentiel de minéralisation du C et du N est mobilisé des cadres recherche jusqu'à de la prestation de services pour un pilotage d'actions à l'échelle de la parcelle.

• Profil 4 : 16 indicateurs

Les 16 indicateurs reliés au profil 4 sont tous des indicateurs usuels (activités enzymatiques : déshydrogénase, beta-glucosidase, phosphatase, uréase, arylsulfatase ; stabilité structurale ; polluants organiques : PCB-dioxines-furanes, HAP ; respiration basale ; fractions du C : fractionnement physique, fractionnement thermique ; carbone oxydable au permanganate ; quantité de carbone ou d'azote microbien (biomasse microbienne) ; microarthropodes et mésofaune : abondance, groupes fonctionnels, richesse taxonomique). Ils ont comme caractéristiques communes de tous être faisables techniquement et d'être sensibles et mobilisables pour du *monitoring* spatial et temporel. Ils sont tous acceptés par les acteurs pour répondre à un objectif précis, et sont pertinents pour sensibiliser à l'action mais nécessitent encore systématiquement un accompagnement des usagers par des scientifiques. La majorité d'entre eux dispose de méthodes standardisées au niveau *Tier 2*. Les autres sont associés à des méthodes standardisées au niveau *Tier 1* (fractions physiques et thermiques du C, carbone oxydable au permanganate, microarthropodes-mésofaune). Des données sont disponibles pour tous les indicateurs associés à ce profil, ceci majoritairement dans le cadre de la recherche publique mais aussi de l'activité de laboratoires privés (ex. : fractionnement thermique du C ; quantité de carbone ou d'azote microbien). Néanmoins, l'emprise des données disponibles est restreinte ou correspond à des situations particulières pour 7 d'entre eux (quantité de carbone ou d'azote microbien (biomasse microbienne), respiration basale du sol (au laboratoire), carbone oxydable au permanganate, activité déshydrogénase, microarthropodes-mésofaune), ce qui conduit à des référentiels de niveau *Tier 2*. Pour le reste des indicateurs, des données sont disponibles avec une emprise nationale, en particulier grâce aux mesures réalisées dans le cadre du RMQS. Ces indicateurs connus à l'échelle nationale disposent soit d'un référentiel de niveau *Tier 1* (activités enzymatiques beta-glucosidase, phosphatase, uréase, arylsulfatase) ou de niveau *Tier 2* (fractions physiques et thermiques du C, polluants organiques HAP et PCB-dioxines-furanes, potassium disponible). Pour ces derniers, le passage au niveau *Tier 1* est lié soit à la définition de valeurs de référence à partir des bases de données récemment constituées (fractions physiques et thermiques du C, potassium disponible), soit à la déclinaison aux sols de valeurs seuils en s'appuyant

sur les seuils de toxicité des molécules proposés par les agences de santé (WHO, INERIS, ANSES). Les indicateurs sont déployés dans des cadres variés. Certains (fractions physiques et thermiques du C ; microarthropodes-mésafaune) sont mobilisés essentiellement dans des projets de recherche ou de recherche-action nationaux (Bioindicateur Phases 1 et 2, RMQS, Projet TI Dijon Métropole, Ecovisol) ou européens (SoilMan, MINOTAUR ; POxC : Biofunctool), les autres étant déployés en plus dans le cadre de prestations de services ou d'initiatives individuelles. Ils contribuent en général au pilotage d'actions à l'échelle de la parcelle (microarthropodes-mésafaune, quantité de carbone ou d'azote microbien (biomasse microbienne), activités enzymatiques, potassium disponible, carbone oxydable au permanganate) ou du territoire (fractions physiques et thermiques du C, polluants organiques : HAP, PCB-dioxines-furanes). La respiration basale du sol mesurée au laboratoire intervient dans le pilotage d'actions aux deux échelles.

►► Pour les indicateurs associés aux profils 3, un point d'amélioration déterminant et conditionnant une amélioration des autres critères est leur transfert vers de la prestation de services (standardisation technique au niveau *Tier 2*) et la création/la consolidation des bases de données d'emprise nationale. Le second point d'amélioration, qui constitue également un point important pour les indicateurs du profil 4, est la consolidation de référentiels sur des emprises nationales et de plus longues périodes de temps (niveau *Tier 1*) pour favoriser leur appropriation par les acteurs ainsi que leur déploiement.

4.3.3. Groupe des indicateurs matures

• Profil 5 : 3 indicateurs

Le profil 5 regroupe trois indicateurs usuels (masse volumique apparente, profondeur du sol, conductivité électrique Ece). Ces trois indicateurs remplissent au maximum les critères d'évaluation, exception faite de la standardisation technique qui reste au niveau *Tier 3*, ceci pour des raisons différentes. Pour la profondeur du sol, il apparaît nécessaire d'une part d'encourager à spécifier s'il s'agit de la profondeur totale du sol telle qu'elle peut être définie d'un point de vue pédologique ou de la profondeur d'enracinement, deux indicateurs distincts encore trop souvent confondus en pratique, et d'autre part d'harmoniser la définition des limites à considérer pour ces deux indicateurs. Pour la masse volumique apparente, la méthode de mesure classique (méthode des cylindres) n'est pas forcément déployable dans toutes les situations, et l'interopérabilité avec les méthodes alternatives (par exemple celles adaptées aux sols caillouteux ou forestiers riches en racines) reste à consolider. Enfin, la conductivité électrique Ece est évaluée au niveau *Tier 3* pour sa standardisation technique du fait de la nécessité d'utiliser des équipements spécifiques. Ces trois indicateurs sont mobilisables pour le *monitoring* à des niveaux différents. La conductivité électrique Ece l'est pour du *monitoring* spatial et temporel alors que la profondeur n'apparaît mobilisable que pour du *monitoring* spatial car elle ne varie qu'à long/très long terme. La masse volumique apparente est associée à une forte variabilité spatiale intra-parcellaire, notamment en lien avec les actions de gestion de la structure du sol, qui peut être limitante pour sa mise en œuvre. Ces trois indicateurs sont mobilisés dans tous les contextes, depuis la recherche (ils sont fréquemment mesurés ou considérés dans des projets de recherche nationaux et européens : par ex. RMQS, ProDij', MINOTAUR, SIREN, SERENA...) jusqu'à la prestation de service, exception faite de la conductivité électrique Ece limitée au cadre de la recherche. En termes d'échelles de pilotage, la profondeur et la conductivité électrique Ece permettent le pilotage d'actions à l'échelle de la parcelle et du territoire. La masse volumique apparente est davantage impliquée dans la définition/le calcul de nombreux indicateurs (indicateurs de stocks de C, de contaminants...) qui interviennent dans le pilotage d'actions à l'échelle des territoires.

• Profil 6 : 3 indicateurs

Le profil 6 regroupe 3 indicateurs relatifs aux éléments traces métalliques et métalloïdes (concentrations pseudo-totales, concentrations partielles en contexte agricole, concentrations partielles en application aux transferts). Ces trois indicateurs remplissent l'ensemble des critères à l'exception des données disponibles qui sont évaluées comme étant restreintes à certaines situations malgré une couverture nationale avec le RMQS. Cette évaluation est liée au fait que la résolution des données est souvent trop grossière et que les bases de données peuvent être

hétérogènes du fait de la diversité des méthodes standardisées (niveau *Tier 2*) employées et de la spéciation des éléments dans le sol. Les référentiels d'interprétation disponibles sont au niveau *Tier 2* pour les aspects transfert et concentrations pseudo-totales, et au niveau *Tier 3* pour le contexte agricole car ils sont intégrés depuis longtemps dans le cadre des analyses de sols par les laboratoires d'analyse pour le conseil agronomique. Déployés dans tous les contextes (recherche : par ex. SIREN, EU soil Report, rapport ADEME, recherche-action, prestation de services avec l'existence de laboratoires d'analyse certifiés...), ces 3 indicateurs viennent supporter le pilotage d'actions dont l'échelle est fonction de l'objectif recherché : parcelle dans le cas du contexte agricole, territoire dans le cas des transferts (par ex. risques de transferts vers les nappes d'eau, risque de toxicité), parcelle et territoire pour les concentrations pseudo-totales visant à rechercher des pollutions.

• Profil 7 : 20 indicateurs

Parmi les 20 indicateurs rattachés à ce profil, 14 remplissent au maximum les critères de la grille d'analyse (microbiologie : biomasse moléculaire microbienne, équilibre microbien, diversité des bactéries, diversité des champignons ; réservoir utile maximal mesuré, réservoir utile maximal estimé par fonction de pédotransfert ; pH ; teneur en azote totale ; phosphore disponible ; conductivité électrique (E_c 1/5) ; nématodes : abondance totale et abondance relative des groupes fonctionnels, indices nématofauniques ; lombriciens : abondance totale, abondance totale et relative des groupes fonctionnels), les 6 autres indicateurs étant un niveau en deçà du maximum pour seulement un ou deux critères (granulométrie ; rapport carbone/azote ; capacité d'échange cationique (CEC) ; lombriciens : richesse taxonomique ; teneur en carbone ; stock de carbone (0-30 cm)). Ces indicateurs sont très fréquemment mis en œuvre dans les projets de recherche au niveau national et européen, mais également dans des projets de recherche-action (EcoVitiSol, REVA, AgriInnov, ProDij, MUSE, DESTISOL, SBT-ENI), et des laboratoires d'analyse et des bureaux d'études existent pour permettre leur déploiement localement, notamment suite à des projets de transfert technologique (ex. : AgroEcoSol, laboratoire concerné Aurea). Des bases de données nationales issues de la recherche publique existent pour la très grande majorité des indicateurs de ce groupe, exception faite des nématodes pour lesquels la base de données ELIPTO® est propriété du bureau d'études EliSol Environnement lui-même issu de la recherche publique. La granulométrie et la CEC n'ont été évaluées comme mobilisables que pour un *monitoring* spatial, résultat qui s'explique par le fait qu'elles ne varient qu'à moyen/long terme, échelles de temps trop longues en regard de celle des actions de gestion généralement engagées à plus court terme. Par ailleurs, la CEC a été évaluée comme supportant des actions à l'échelle de la parcelle car elle est en général mobilisée dans des approches agronomiques ou forestières pour gérer des itinéraires techniques à la parcelle. La richesse taxonomique des lombriciens (nombre d'espèces) permet de sensibiliser les acteurs mais nécessite en général l'intermédiation de scientifiques, contrairement aux autres indicateurs relatifs à l'abondance totale des lombriciens ou aux groupes fonctionnels dont l'enseignement précoce et la mise en œuvre simple ont permis une appropriation au moins partielle par les usagers. Enfin, les indicateurs relatifs à la teneur en C, au rapport C/N ou au stock de carbone sur 30 cm d'épaisseur se différencient des autres par les échelles de pilotage des actions auxquelles ils contribuent. Le rapport C/N est mobilisé pour la gestion à la parcelle alors que les teneurs et les stocks en C interviennent à l'échelle des territoires qui se positionnent sur des pas de temps à moyen terme.

►► Dans ce groupe, les indicateurs apparaissent opérationnels pour le rapportage dans le cadre des politiques publiques suivant l'outil d'analyse mis en œuvre. Pour certains d'entre eux, une standardisation technique permettra de maximiser la comparabilité des données (profil 5) qui favorisera leur utilisation pour l'estimation d'autres indicateurs en diversifiant les cadres de mise en œuvre et les échelles de pilotage (stocks de C, stocks de contaminants, réservoir utile maximal...). Pour les indicateurs en lien avec les éléments traces métalliques et métalloïdes, il apparaît opportun de consolider les bases de données existantes pour augmenter la résolution spatiale tout en aboutissant à la définition de valeurs de référence spécifiques au sol (profil 6). Enfin, pour le reste des indicateurs de ce groupe (profil 7), le point d'amélioration potentiel réside dans l'augmentation de la résolution spatiale des informations acquises et dans le *monitoring* temporel de ces indicateurs, pour lesquels un effort conséquent a été consenti afin d'atteindre une couverture nationale mais où le recul temporel reste encore limité.

5. Discussion générale et conclusion

Sur la base d'approches existantes (par ex. TRL, Tier, CSFL), ce chapitre développe et teste une méthodologie d'évaluation de l'opérationnalité intégrée d'un système d'indication au grain de l'indicateur individuel. Elle combine une entrée à dominance normative basée sur des aspects techniques (normalisation des méthodes, faisabilité technique, disponibilité des données, sensibilité aux actions de gestion, existence de référentiels d'interprétation pour porter un diagnostic...) avec une entrée plus qualitative focalisée sur des aspects d'usage (pertinence des informations acquises pour l'action, légitimité de l'indicateur, cadre de mise en œuvre et niveau de pilotage des actions engagées). Le test réalisé par les experts de la présente étude a montré la **possibilité de caractériser l'opérationnalité du système d'indication et des indicateurs variés qui le composent** (indicateurs usuels, indicateurs *low cost*, indicateurs idéaux) à partir d'informations simples issues de la littérature scientifique, de la littérature grise et parfois à dire d'expert. A noter que l'intégration de la littérature grise dans l'analyse peut potentiellement constituer une contrainte, car son exhaustivité est dépendante de la mise à disposition des rapports des projets de recherche publics nationaux ou européens et de la disponibilité des informations relatives aux indicateurs proposés par le secteur privé.

Différents profils d'indicateurs au sein du système d'indication

La caractérisation de l'opérationnalité intégrée du système d'indication et des indicateurs a fait ressortir **différents profils** suivant un gradient d'opérationnalité croissante, depuis les **indicateurs en développement** vers les **indicateurs en maturation** et les **indicateurs matures**. Cette répartition des indicateurs dans différents groupes fait ressortir que le niveau d'opérationnalité d'un indicateur est lié à son type : la plupart des indicateurs idéaux (au plus proches de la fonction à caractériser) définis sans aucune considération vis-à-vis de leur opérationnalité sont en phase de maturation, alors que bon nombre des indicateurs usuels, sélectionnés sur la base de leur identification dans la littérature et d'un usage actuel présentent des niveaux d'opérationnalité plus élevés. Il est cependant remarquable que la distribution des indicateurs dans un niveau particulier d'opérationnalité ne soit pas systématiquement liée à leur type. Ainsi, certains indicateurs idéaux (le stock de carbone du sol, le potentiel de stockage additionnel de carbone, ou encore la quantité annuelle de contaminants biodisponibles stabilisée) sont déjà en maturation quand certains indicateurs usuels tels que la conductivité hydraulique à saturation ou l'abondance et la diversité des enchytréides sont toujours en développement.

Les **lignes de force distinguant les indicateurs** en développement des indicateurs en maturation et des indicateurs matures sont des niveaux croissants de **standardisation des méthodes**, de **taille de bases de données** à partir desquelles des référentiels d'interprétation pour le bilan/le diagnostic peuvent être produits, de sensibilisation et d'**acceptation des acteurs**, et de **diversité de cadres de mise en œuvre** et d'échelles de pilotage. Ce gradient peut être mis en parallèle de l'**historique d'usage des indicateurs ou des efforts d'acquisition et de capitalisation des données** consentis au cours des 20 dernières années. En effet, les indicateurs usuels, physiques et chimiques, du groupe des indicateurs matures sont historiquement utilisés par de multiples acteurs impliqués dans la gestion des sols et capitalisés dans diverses bases de données (RMQS, BDAT...). D'un autre côté, les indicateurs biologiques de ce même groupe ont fait l'objet d'efforts intenses au cours de ces 20 dernières années pour : i) constituer des bases de données nationales, ceci grâce à de grands programmes nationaux (GIS Sol, RMQS) ; ii) disséminer les outils et savoirs auprès des acteurs au travers de la formation, de programmes de recherche-action ou de recherche participative. Les indicateurs en maturation ont pour la plupart un historique plus récent et les efforts de mesure et de dissémination sont en cours. Dans certains cas ils présentent une multitude de petites bases de données qu'il serait nécessaire d'agréger et de consolider à une échelle nationale.

Une nécessité de continuer à renforcer les composantes d'opérationnalité technique et d'usage des indicateurs

Afin de maximiser l'opérationnalité intégrée du système d'indication proposé dans cette étude et de maintenir sa performance dans le temps, il apparaît important **de travailler à la fois sur l'opérationnalité technique et sur**

l'opérationnalité d'usage. Concernant l'opérationnalité technique, le principal verrou se situe dans la consolidation des référentiels d'interprétation en s'appuyant sur des bases de données nationales pour chaque indicateur au travers : de la capitalisation des données existantes au niveau national ; de la densification des mesures au niveau national pour augmenter la résolution des informations disponibles ; et de la densification des mesures dans le temps afin de permettre le *monitoring* des indicateurs dans le temps. Concernant l'opérationnalité d'usage, le principal verrou se situe dans la dissémination et le transfert de connaissances et d'outils validés par la recherche auprès des acteurs pour : favoriser la sensibilisation des acteurs aux enjeux liés aux sols (van Oudenhoven *et al.*, 2018 ; Bouma et Veerman, 2022 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022 ; Ranjard *et al.*, 2022 ; Limasset *et al.*, 2021), l'appropriation des indicateurs associés et améliorer la pertinence des informations acquises pour répondre aux objectifs identifiés (Calvaruso *et al.*, 2019 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022 ; Limasset *et al.*, 2021 ; Mueller *et al.*, 2010). Cela pourrait être atteint par des démarches inclusives et itératives telles que les approches de recherche participative ou de recherche-action dans lesquelles acteurs et chercheurs travaillent ensemble à la définition des objectifs, au choix des indicateurs et de leurs méthodes de mesure (Rutgers *et al.*, 2009 ; Grêt-Regamey *et al.*, 2015 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022 ; Field, 2020 ; Bouma et Veerman, 2022 ; Faber *et al.*, 2022 ; Agency, 2023 ; Mueller *et al.*, 2010 ; Ranjard, 2016 ; Blanchart *et al.*, 2022 ; Auclerc *et al.*, 2019 ; Calvaruso *et al.*, 2019 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022 ; Ranjard *et al.*, 2022 ; Head *et al.*, 2020) ou encore co-interprètent les résultats.

Vers des indicateurs idéaux opérationnels

Si la marche peut sembler haute, en particulier concernant les indicateurs « idéaux » cherchant à quantifier les niveaux de réalisation des diverses fonctions des sols, il convient de souligner ici : i) que la distinction et **l'intérêt pour les niveaux de réalisation des fonctions plutôt que pour les seuls facteurs déterminants de ces fonctions est une préoccupation récente**, toujours en phase de consolidation ; ii) que **le processus d'opérationnalisation d'un indicateur peut**, au moins dans certains cas, **être rapide** comme en témoignent le stock et le potentiel additionnel de stockage de carbone du sol, et plus encore le stock de carbone sur les 30 premiers centimètres de sol, respectivement catégorisés comme des indicateurs en maturation pour les deux premiers et comme un indicateur mature pour le dernier, alors que l'intérêt pour ces indicateurs n'a véritablement émergé qu'au cours des 10 à 20 dernières années ; et finalement iii) que si certains indicateurs « idéaux » sélectionnés dans cette étude sont véritablement méconnus, comme par exemple la quantité annuelle de carbone respiré issue de contaminants, d'autres, comme par exemple la quantité moyenne annuelle d'eau stockée dans le sol ou la quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol, le sont beaucoup moins. Ces deux derniers indicateurs sont ainsi suivis avec des objectifs variés, parfois depuis de nombreuses années, dans divers dispositifs expérimentaux de plus ou moins longue durée. Les seules réutilisation et capitalisation des données devraient permettre de faire passer ces indicateurs du statut d'indicateurs en développement au statut d'indicateurs en maturation.

Références bibliographiques

- ADEME, 2017. La microbiologie moléculaire: au service du diagnostic environnemental. Angers: ADEME, Expertises.
- Agency, E.E., 2023. Soil monitoring in Europe: indicators and thresholds for soil quality assessments. LU: Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/956606>
- Agroécologie, U.; GEST; Services, B.; Terre, A.S.d.l., 2022. ECOVITISOL -Rapport final, 32. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/50161?vue=ofb_recherche_oai&action=OUVRE_DOC&cid=50161&fic=doc00073514.pdf
- Auclerc, A.; Blanchart, A.; Vincent, Q., 2019. Jardibiodiv, un outil de sciences participatives sur la biodiversité des sols urbains. Etude et Gestion des Sols, 26. <https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-26/>
- Augusto, L.; Pousse, N.; Achat, D.; Brédoire, F.; Bronner, T.; Durante, S.; Jabiol, B.; Legout, A.; Levillain, J.; Remy, A.; Seynave, I., 2018. Projet INSENSÉ : « Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse ». Comment préserver les sols forestiers dans un contexte de récolte accrue de bois ? Paris, France: 2018-06-25. <https://hal.inrae.fr/hal-03193840>
- Bampa, F.; O'Sullivan, L.; Madena, K.; Sandén, T.; Spiegel, H.; Henriksen, C.B.; Ghaley, B.B.; Jones, A.; Staes, J.; Sturel, S.; Trajanov, A.; Creamer, R.E.; Debeljak, M., 2019. Harvesting European knowledge on soil functions and land management using multi-criteria decision analysis. Soil Use and Management, 35 (1): 6-20. <https://doi.org/10.1111/sum.12506>

- Billmann, M.; Hulot, C.; Pauget, B.; Badreddine, R.; Papin, A.; Pelfrène, A., 2023. Oral bioaccessibility of PTEs in soils: A review of data, influencing factors and application in human health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 896: 165263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165263>
- Bispo, A., 2009. Le programme ADEME "Bioindicateurs de qualité des sols" Etude et Gestion des Sols. <https://www.afes.fr/ressources/le-programme-ademe-bioindicateurs-de-qualite-des-sols-vers-le-developpement-et-la-validation-dindicateurs-biologiques-pour-la-protection-des-sols/>
- Bispo, A.; Schnebelen, N., 2018. Synthèse des outils, indicateurs, référentiels disponibles pour comprendre et piloter la biologie des sols. *Innovations Agronomiques*, 69: 91-100. <https://doi.org/10.15454/DCZJMP>
- Blanchart, A.; Brun, A.; Frey-Klett, P.; Gascuel-Oudou, C.; Lagacherie, P.; Lemerrier, B.; Louiset, R.; Sauter, J.; Serin, L.; Soulier, A., 2022. Rapport de la phase 1 du développement du projet Clés de Sol, 118. https://sols-et-territoires.org/fileadmin/user_upload/documents/projets_lies/cles-de-sol/fichiers-pdf/Rapport_ClesDeSol_avril2022_VF-avec_annexes.pdf
- Borcard, D.; Gillet, F.; Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology* with R. Springer. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4419-7976-6#overview>
- Bouma, J.; De Haan, J.; Dekkers, M.-F.S., 2022. Exploring Operational Procedures to Assess Ecosystem Services at Farm Level, including the Role of Soil Health. *Soil Systems*, 6 (2): 34. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6020034>
- Bouma, J.; Veerman, C.P., 2022. Developing Management Practices in: "Living Labs" That Result in Healthy Soils for the Future, Contributing to Sustainable Development. *Land*, 11 (12): 2178. <https://doi.org/10.3390/land11122178>
- Branchu, P.; Marseille, F.; Bechet, B.; Bessière, J.P.; Boithias, L.; Duvigneau, C.; Genosco, P.; Keller, C.; Lambert, M.L.; Laroche, B.; Le Guern, C.; Lemot, A.; Métois, R.; Moulin, J.; Néel, C.; Sheriff, R., 2022. MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme, 184. <https://librairie.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/5415-muse-integrer-la-multifonctionnalite-des-sols-dans-les-documents-d-urbanisme.html>
- Bruinen de Bruin, Y.; Peijnenburg, W.; Vermeire, T.; Posthuma, L.; Hogendoorn, E.; Verhoeven, J., 2015. A tiered approach for environmental impact assessment of chemicals and their alternatives within the context of socio-economic analyses. *Journal of Cleaner Production*, 108: 955-964. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.003>
- Burkhard, B.; Maes, J., 2017. Mapping ecosystem services. *Sofia: Pensoft*, 374. https://www.researchgate.net/publication/315066978_Mapping_Ecosystem_Services
- Calvaruso, C.; Blanchart, A.; Bertin, S., 2019. Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers, 80. https://www.researchgate.net/publication/342164857_DIAGNOSTIC_DE_LA_QUALITE_DES_SOLS_AGRICOLES_ET_FORESTIER_S_Indicateurs_de_suivi_et_strategies_de_deploiement
- Cash, D.W.; Clark, W.C.; Alcock, F.; Dickson, N.M.; Eckley, N.; Guston, D.H.; Jäger, J.; Mitchell, R.B., 2003. Knowledge systems for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100 (14): 8086-8091. <https://doi.org/10.1073/pnas.1231332100>
- Cipullo, S.; Prpich, G.; Campo, P.; Coulon, F., 2018. Assessing bioavailability of complex chemical mixtures in contaminated soils: Progress made and research needs. *Science of The Total Environment*, 615: 708-723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.321>
- Cockburn, J.; Cundill, G.; Shackleton, S.; Rouget, M.; Zwinkels, M.; Cornelius, S.; Metcalfe, L.; van den Broeck, D., 2019. Collaborative stewardship in multifunctional landscapes: toward relational, pluralistic approaches. *Ecology and Society*, 24 (4). <https://doi.org/10.5751/ES-11085-240432>
- Consalès, J.-N.; Blanchart, A.; Séré, G.; Vidal-Beaudet, L.; Schwartz, C., 2022. Le sol, une ressource à considérer dans les stratégies d'aménagement des villes : mise en place d'une démarche collaborative pour construire un outil d'aide à la décision d'affectation des sols. *Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, 27. <https://doi.org/10.4000/paysage.31354>
- Delahaie, A.A.; Cécillon, L.; Stojanova, M.; Abiven, S.; Arbelet, P.; Arrouays, D.; Baudin, F.; Bispo, A.; Boulonne, L.; Chenu, C.; Heinonsalo, J.; Jolivet, C.; Karhu, K.; Martin, M.P.; Pacini, L.; Poeplau, C.; Ratié, C.; Roudier, P.; Saby, N.P.A.; Savignac, F.; Barré, P., 2024. Investigating the complementarity of thermal and physical soil organic carbon fractions. *EGUsphere*, 2024: 1-25. <https://egusphere.copernicus.org/preprints/2024/egusphere-2024-197/>
- Djemiél, C.; Dequiedt, S.; Horrigue, W.; Bailly, A.; Lelièvre, M.; Tripied, J.; Guillard, C.; Perrin, S.; Comment, G.; Saby, N.P.A.; Jolivet, C.; Bispo, A.; Boulonne, L.; Pierart, A.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Maron, P.A.; Terrat, S.; Ranjard, L., 2024. Unraveling biogeographical patterns and environmental drivers of soil fungal diversity at the French national scale. *SOIL*, 10 (1): 251-273. <https://doi.org/10.5194/soil-10-251-2024>
- EEA, 2022. Soil monitoring in Europe. Indicators and thresholds for soil health assessments <https://www.eea.europa.eu/publications/soil-monitoring-in-europe>
- EuropeanJointProgramme, 2021. Deliverable 2.2 Stocktaking on soil quality indicators and associated decision support tools, including ICT tools. <https://edepot.wur.nl/563875>
- Faber, J.H.; Cousin, I.; Meurer, K.H.E.; Hendricks, C.M.J.; Bispo, A.; Viketoft, M.; Ten Damme, L.; Montagne, D.; Hanegraaf, M.C.; Gillikin, A.; Kuikman, P.; Obiang-Ndong, G.; Bengtsson, J.; Taylor, A., 2022. Stocktaking for Agricultural Soil Quality and Ecosystem Services Indicators and their Reference Values. *EJP SOIL Internal Project SIREN Deliverable 2*, 153. <https://edepot.wur.nl/582329>
- Field, D., 2020. Sustaining agri-food systems framed using soil security and education. *International Journal of Agriculture and Natural Resources*, 47 (3): 249-260. <https://doi.org/10.7764/ijanr.v47i3.2289>
- Froger, C.; Jolivet, C.; Budzinski, H.; Pierdet, M.; Caria, G.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Bispo, A., 2023a. Pesticide Residues in French Soils: Occurrence, Risks, and Persistence. *Environmental Science & Technology*, 57 (20): 7818-7827. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591>
- Froger, C.; Pelfrène, A.; Volatier, J.-L.; Roussel, H.; Marot, F.; Brunet, J.-F.; Saby, N.P.A.; Bispo, A., 2023b. L'offre du GIS Sol en appui aux questions de santé : les données disponibles et leur utilisation pour les politiques publiques et la recherche. *Etudes et Gestion des Sols*, (30): 235-252. <https://www.afes.fr/ressources/egs-loffre-du-gis-sol-en-appui-aux-questions-de-sante-les-donnees-disponibles-et-leur-utilisation-pour-les-politiques-publiques-et-la-recherche/>
- Grêt-Regamey, A.; Weibel, B.; Kienast, F.; Rabe, S.-E.; Zülrian, G., 2015. A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services*, 13: 16-27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.008>

- Grêt-Regamey, A.; Weibel, B.; Rabe, S.-E.; Burkhard, B., 2017. A tiered approach for ecosystem services mapping. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft 5.6.1, 213-217. https://www.researchgate.net/publication/315074734_A_tiered_approach_for_ecosystem_services_mapping
- Griffiths, B.S.; Römbke, J.; Schmelz, R.M.; Scheffczyk, A.; Faber, J.H.; Bloem, J.; Pérès, G.; Cluzeau, D.; Chabbi, A.; Suhadolc, M.; Sousa, J.P.; Martins da Silva, P.; Carvalho, F.; Mendes, S.; Morais, P.; Francisco, R.; Pereira, C.; Bonkowski, M.; Geisen, S.; Bardgett, R.D.; de Vries, F.T.; Bolger, T.; Dirilgen, T.; Schmidt, O.; Winding, A.; Hendriksen, N.B.; Johansen, A.; Philippot, L.; Plassart, P.; Bru, D.; Thomson, B.; Griffiths, R.I.; Bailey, M.J.; Keith, A.; Rutgers, M.; Mulder, C.; Hannula, S.E.; Creamer, R.; Stone, D., 2016. Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. *Ecological Indicators*, 69: 213-223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.023>
- Head, J.S.; Crockatt, M.E.; Didarali, Z.; Woodward, M.-J.; Emmett, B.A., 2020. The Role of Citizen Science in Meeting SDG Targets around Soil Health. *Sustainability*, 12 (24): 10254. <https://doi.org/10.3390/su122410254>
- Horrigue, W.; Dequiedt, S.; Chemidlin Prévost-Bouré, N.; Jolivet, C.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Maron, P.-A.; Ranjard, L., 2016. Predictive model of soil molecular microbial biomass. *Ecological Indicators*, 64: 203-211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.004>
- Huber, S.; Prokop, G.; Arrouays, D., 2008. *Environmental Assessment of Soil for Monitoring. Volume I, Indicators & Criteria*: Institute for Environment and Sustainability. Joint Research Centre. <https://data.europa.eu/doi/10.2788/93515>
- Ippc, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Switzerland: IPCC. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>
- Li, Y.; Padoan, E.; Ajmone-Marsan, F., 2021. Soil particle size fraction and potentially toxic elements bioaccessibility: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 209: 111806. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111806>
- Limasset, E.; Merly, C.; Balon, P.; Desrousseaux, M.; Fournier, M.; Quadu, F.; Hucq, A.; Born, C.H.; Malherbe, A.; Baptist, F.; Mefotie, F., 2021. Synthèse – résultats du projet SOILval. https://www.soilver.eu/wp-content/uploads/2022/02/SOILveR_SOILVAL-Synthesis_end-of-project_final_FR.pdf
- Mueller, L.; Schindler, U.; Mirschel, W.; Shepherd, T.G.; Ball, B.C.; Helming, K.; Rogasik, J.; Eulenstein, F.; Wiggering, H., 2010. Assessing the productivity function of soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (3): 601-614. <https://doi.org/10.1051/agro/2009057>
- Neyroud, J.-A.; Lischer, P., 2003. Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166 (4): 422-431. <https://doi.org/10.1002/jpln.200321152>
- Oecd, 2003. *Core Environmental Indicators. Development, Measurement and Use*, OECD. Paris. <https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf>
- Pinto-Correia, T.; Ferraz-de-Oliveira, I.; Guimarães, M.H.; Sales-Baptista, E.; Pinto-Cruz, C.; Godinho, C.; Santos, R.V., 2022. Result-based payments as a tool to preserve the High Nature Value of complex silvo-pastoral systems: progress toward farm-based indicators. *Ecology and Society*, 27 (1): art39. <https://doi.org/10.5751/ES-12973-270139>
- Ranjard, L., 2016. AgrInnov Tester les Indicateurs de l'état biologique des sols en lien avec les pratiques agricoles.
- Ranjard, L., 2020. Sciences participatives au service de la qualité écologique des sols. *Génie écologique*. <https://doi.org/10.51257/a-v1-ge1074>
- Ranjard, L.; Sauter, J.; Auclerc, A.; Chauvin, C.; Cluzeau, D.; Mereau, D.; Loiseau-Dubosc, P.; Lemercier, B.; d'Oiron, E.; Raous, S.; Roturier, C.; Rovillé, M.; Serin, L.; Gascuel-Oudou, C., 2022. Sciences et recherches participatives sur les sols en France Bilan et perspectives. *Etude et Gestion des Sols*, 29: 381-393. <https://theses.hal.science/INPL/hal-04261029v1>
- Robert, S.; Ajmone-Marsan, F.; Ambrosi, J.P.; Biasioli, M.; Cormier, C.; Criquet, S.; Keller, C.; Lambert-Habib, M.L.; Rabot, E., 2013. Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine – Application du bassin minier de Provence: Ademe, 273-p. rapport de recherche. <https://hal.science/hal-01787627>
- Roman Dobarco, M.; Cousin, I.; Le Bas, C.; Martin, M., 2019. Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. *Geoderma*, 336: 81 - 95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>
- Ros, G.H.; Temminghoff, E.J.M.; Hoffland, E., 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science*, 62 (1): 162-173. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01318.x>
- Rutgers, M.; Schouten, A.J.; Bloem, J.; Van Eekeren, N.; De Goede, R.G.M.; Jagersop Akkerhuis, G.A.J.M.J.; Van der Wal, A.; Mulder, C.; Brussaard, L.; Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil Science*, 60 (5). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01163.x>
- Straub, J., 2015. In search of technology readiness level (TRL) 10. *Aerospace Science and Technology*, 46: 312-320. <https://doi.org/10.1016/j.ast.2015.07.007>
- Terrat, S.; Horrigue, W.; Dequiedt, S.; Saby, N.P.A.; Lelièvre, M.; Nowak, V.; Tripied, J.; Régnier, T.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Karimi, B.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Chemidlin Prévost-Bouré, N.; Ranjard, L., 2017. Mapping and predictive variations of soil bacterial richness across France. *PLOS ONE*, (2017), 12 (10): e0186766. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186766>
- Terrat, S.; Plassart, P.; Bourgeois, E.; Ferreira, S.; Dequiedt, S.; Adele-Dit-De-Renseville, N.; Lemanceau, P.; Antonio Bispo, A.; Chabbi, A.; Maron, P.-A.; Ranjard, L., 2015. Meta-barcoded evaluation of the ISO standard 11063 DNA extraction procedure to characterize soil bacterial and fungal community diversity and composition. *Microbial Biotechnology*, 8 (1): 131-142. [10.1111/1751-7915.12162](https://doi.org/10.1111/1751-7915.12162)
- Toor, G.S.; Yang, Y.-Y.; Das, S.; Dorsey, S.; Felton, G., 2021. Soil health in agricultural ecosystems: Current status and future perspectives. *Advances in Agronomy*. Elsevier, 157-201. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.02.004>
- Trevors, J.T., 1984. Dehydrogenase Activity in Soil: A Comparison Between the INT and TTC Assay. *Soil Biology & Biochemistry*, 16 (6): 673-674. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90090-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90090-7)
- van Oudenhoven, A.P.E.; Schröter, M.; Drakou, E.G.; Geijzendorffer, I.R.; Jacobs, S.; van Bodegom, P.M.; Chazee, L.; Czúcz, B.; Grunewald, K.; Lillebø, A.I.; Mononen, L.; Nogueira, A.J.A.; Pacheco-Romero, M.; Perrenou, C.; Remme, R.P.; Rova, S.; Syrbe, R.-U.; Tratalos, J.A.; Vallejos, M.; Albert, C., 2018. Key criteria for developing ecosystem service indicators to inform decision making. *Ecological Indicators*, 95: 417-426. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.020>
- Walter, C., 2021. *Projet ANR - ANR-16CE32-005-01 Soilserv programme 2016-2021 - Compte-rendu de fin de projet*: inrae. <https://hal.inrae.fr/hal-03299072>

- Weil, R.R.; Islam, K.R.; Stine, M.A.; Gruver, J.B.; Samson-Liebig, S.E., 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*, 18 (1): 3-17. <http://www.jstor.org/stable/44503242>
- Zanella, A.; Ponge, J.-F.; Jabiol, B.; Sartori, G.; Kolb, E.; Gobat, J.-M.; Bayon, R.-C.L.; Aubert, M.; Waal, R.D.; Delft, B.V.; Vacca, A.; Serra, G.; Chersich, S.; Andreetta, A.; Cools, N.; Englisch, M.; Hager, H.; Katzensteiner, K.; Brêthes, A.; Nicola, C.D.; Testi, A.; Bernier, N.; Graefe, U.; Juilleret, J.; Banas, D.; Garlato, A.; Obber, S.; Galvan, P.; Zampedri, R.; Frizzera, L.; Tomasi, M.; Menardi, R.; Fontanella, F.; Filoso, C.; Dibona, R.; Bolzonella, C.; Pizzeghello, D.; Carletti, P.; Langohr, R.; Cattaneo, D.; Nardi, S.; Nicolini, G.; Viola, F., 2018. Humusica 1, article 4: Terrestrial humus systems and forms—Specific terms and diagnostic horizons. *Applied Soil Ecology*, 122: 56-74. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.005>

Chapitre 15.

Evaluation de quelques indicateurs de qualité des sols sur une zone test

Auteurs : **Marie-Caroline Brichler** (traitement de données), **Isabelle Cousin** (cadrage), **Claire Froger** (traitement de données), **Bertrand Laroche** (cadrage)

Documentaliste : Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|--|------------|
| 1. Evaluer des indicateurs de qualité des sols sur un territoire : disponibilité des données Sol et stratégie d'évaluation. | 539 |
| 1.1. Données issues des programmes du GIS Sol | 539 |
| 1.2. Liste des indicateurs sélectionnés pour la phase test..... | 543 |
| 1.3. Stratégie d'évaluation d'indicateurs de la qualité des sols à partir des données des programmes du GIS Sol..... | 546 |
| 2. Choix de la zone test de cette étude | 547 |
| 2.1. Critères de choix à retenir pour déterminer la zone test | 547 |
| 2.2. Le département de la Côte d'Or, zone test retenue dans l'étude..... | 549 |
| 2.3. Les données sol disponibles sur le département de la Côte d'Or, à différentes échelles..... | 551 |
| 3. Des cartes d'indicateurs évalués directement à partir des données du programme IGCS | 551 |
| 3.1. Des données organisées selon le format DoneSol | 551 |
| 3.2. Méthodologie de calcul et de représentation cartographique d'indicateurs à partir des données du programme IGCS | 553 |
| 3.3. Evaluation de l'épaisseur du sol..... | 556 |
| 3.4. Evaluation du pH..... | 557 |
| 3.5. Evaluation de la texture du sol..... | 557 |
| 3.6. Evaluation d'un indicateur de stabilité de la structure : le rapport carbone organique/argile | 560 |
| 4. Des cartes d'indicateurs évalués à partir du croisement de données du programme IGCS et de la BDAT..... | 562 |
| 4.1. Calcul des indicateurs par UCS à partir de la BDAT..... | 562 |
| 4.2. Evaluation de la teneur en azote, phosphore et potassium | 562 |
| 4.3. Evaluation de la capacité d'échange cationique (CEC) | 564 |
| 5. Des cartes d'indicateurs évalués par modélisation à partir de données IGCS | 564 |
| 5.1. Evaluation de la masse volumique apparente d'un horizon de sol | 565 |
| 5.2. Evaluation du Réservoir en eau utilisable maximal (RUM) | 567 |

| | |
|---|------------|
| 6. Des cartes d'indicateurs évalués à partir des données du RMQS | 569 |
| 6.1. Des indicateurs biologiques : la biomasse microbienne et la diversité microbienne..... | 569 |
| 6.2. Des contaminants | 570 |
| 7. Les indicateurs liés à la matière organique : plusieurs voies d'évaluation possibles..... | 572 |
| 7.1. Evaluation de la teneur en matière organique de l'horizon de surface | 572 |
| 7.2. Evaluation des stocks de matière organique (mise en œuvre de l'outil ALDO) | 573 |
| 8. Conclusions | 575 |
| Références bibliographiques | 577 |
| Annexes | 579 |

En lien avec les autres parties du rapport qui ont pour objectifs de préciser les concepts manipulés dans cette étude (Chapitres 3 à 6), d'identifier les indicateurs et indices à mobiliser pour qualifier la qualité et la santé des sols et/ou les fonctions des sols (Chapitres 7 à 9) et d'exposer les méthodes pour les caractériser (Chapitres 10 à 13), le présent chapitre propose une évaluation de certains indicateurs de qualité/santé des sols sur un espace dit « zone test ». Il vise à **mettre en lumière les éventuelles difficultés à mettre en œuvre l'évaluation des indicateurs retenus dans cette étude**, qu'elles soient liées à la disponibilité ou à la qualité des données nécessaires (données inexistantes ou manquantes dans les bases de données, difficulté d'accès aux données existantes), ou à des questions techniques de mise en œuvre de calcul. Ce chapitre présente essentiellement des méthodes d'évaluation d'indicateurs de niveau « Tier 1 », c'est-à-dire dont l'évaluation est quasi-directe à partir des données disponibles, et quelques propositions d'évaluation d'indicateurs de niveau « Tier 2 », c'est-à-dire qui nécessitent la mise en œuvre de certains calculs. Conformément à la saisine de l'étude, sont également évalués dans ce chapitre les indicateurs de la proposition européenne de directive-cadre pour la santé des sols (*Soil Monitoring and Resilience Law*), dans la version partagée au public le 5 juillet 2023.

Dans une première partie, nous expliciterons la **démarche** que nous avons mise en œuvre dans ce chapitre, en présentant les données Sol disponibles sur un territoire, les indicateurs retenus pour l'évaluation sur ce territoire (avec un focus spécifique sur les indicateurs de la proposition de directive *Soil Monitoring and Resilience*), et la **stratégie d'évaluation des indicateurs**. Nous exposerons ensuite les critères qui nous ont permis de définir la **zone test**, et décrirons la zone choisie. Dans les sections suivantes, nous proposerons **différentes voies d'évaluation d'indicateurs**¹, classées principalement selon un critère de disponibilité des données et de complexité de mise en œuvre de l'évaluation. La conclusion apportera enfin quelques recommandations sur les bases de données à mobiliser et les méthodes associées à mettre en œuvre pour chaque type d'indicateur évalué.

Il est à noter que les évaluations réalisées dans ce chapitre sont des évaluations d'indicateurs, et non d'indices, selon la terminologie explicitée aux Chapitres 10 à 13 ; en d'autres termes, **nous n'évaluerons pas ici d'indicateurs de la multifonctionnalité**.

Remarque : Pour permettre au lecteur de se focaliser soit sur la méthode, soit sur les résultats issus de l'évaluation sur la zone test, ces derniers font l'objet de paragraphes écrits en caractères italiques et signalés par une barre bleue dans la marge.

1. Evaluer des indicateurs de qualité des sols sur un territoire : disponibilité des données Sol et stratégie d'évaluation

Les données Sol disponibles pour l'évaluation d'indicateurs sont principalement stockées dans le Système d'Information National sur les sols, avec des données issues des programmes du GIS Sol. Des données locales, sur des territoires de petite taille, peuvent être stockées dans d'autres espaces, mais il est difficile de les recenser de façon exhaustive et d'y avoir accès. En conséquence, elles ne seront pas considérées ici. De même, des bureaux d'étude, spécialisés dans l'évaluation d'un ou plusieurs indicateurs spécifiques, peuvent développer leur(s) propre(s) base(s) de données, lesquelles ne sont pas publiques. Nous utiliserons ainsi par la suite uniquement des **données issues des programmes du GIS Sol**.

1.1. Données issues des programmes du GIS Sol

Le déploiement des indicateurs s'appuie sur les données des programmes du GIS Sol (Groupement d'intérêt scientifique Sol), créé en 2001 pour répondre au manque de connaissances scientifiques sur la répartition des sols français. Le GIS Sol encadre des programmes nationaux d'inventaire et de surveillance des sols afin de doter la

¹ La liste des indicateurs évalués dans ce chapitre est présentée dans le Tableau 15-2 ; la méthode d'évaluation associée – et donc la section où l'on peut trouver l'évaluation de chaque indicateur – est présentée dans la section 1.3.

France d'un système d'information sur les sols et sur l'évolution de leur qualité (Arrouays *et al.*, 2022). Sa mission est de servir d'appui aux autorités publiques en fournissant les informations nécessaires à diverses échelles géographiques sur les sols. Le GIS Sol a donc mis en place plusieurs programmes afin de répondre à ces objectifs. La présente étude s'appuie sur les trois suivants :

- le programme IGCS (Inventaire, gestion, conservation des sols),
- le programme RMQS (Réseau de mesures de la qualité des sols),
- le programme BDAT (Base de données des analyses de terre).

Le programme BDETM (Base de données des éléments-traces métalliques) est décrit en Annexe 15-A1, mais les données n'ont pas été utilisées dans ce travail.

1.1.1. Le programme IGCS

Le programme IGCS a pour mission de faire l'inventaire et la cartographie des sols français à plusieurs échelles :

- Le **Référentiel Régional Pédologique (RRP)** au **1/250 000** permet une précision à l'échelle régionale, et couvre actuellement 96% du territoire français (Figure 15-1), bien qu'une part importante des données de la couverture urbaine soit indisponible (Laroche *et al.*, 2014). Sur l'ensemble du territoire hexagonal, il décrit environ 9 000 Unités Cartographiques de Sols² et environ 17 000 Unités Typologiques de Sols.
- Le volet **Connaissance Pédologique de la France (CPF)** aux échelles **1/100 000** et **1/50 000** permet une précision à l'échelle de certains territoires départementaux, mais ne couvre que 18% à 24% des surfaces (Richer-De-Forges *et al.*, 2014).
- Les **Secteurs de Référence (SF)** au 1/10 000 détaillent les informations pédologiques à l'échelle de petits espaces agricoles ou environnementaux, mais ne couvrent le territoire français que de façon marginale.

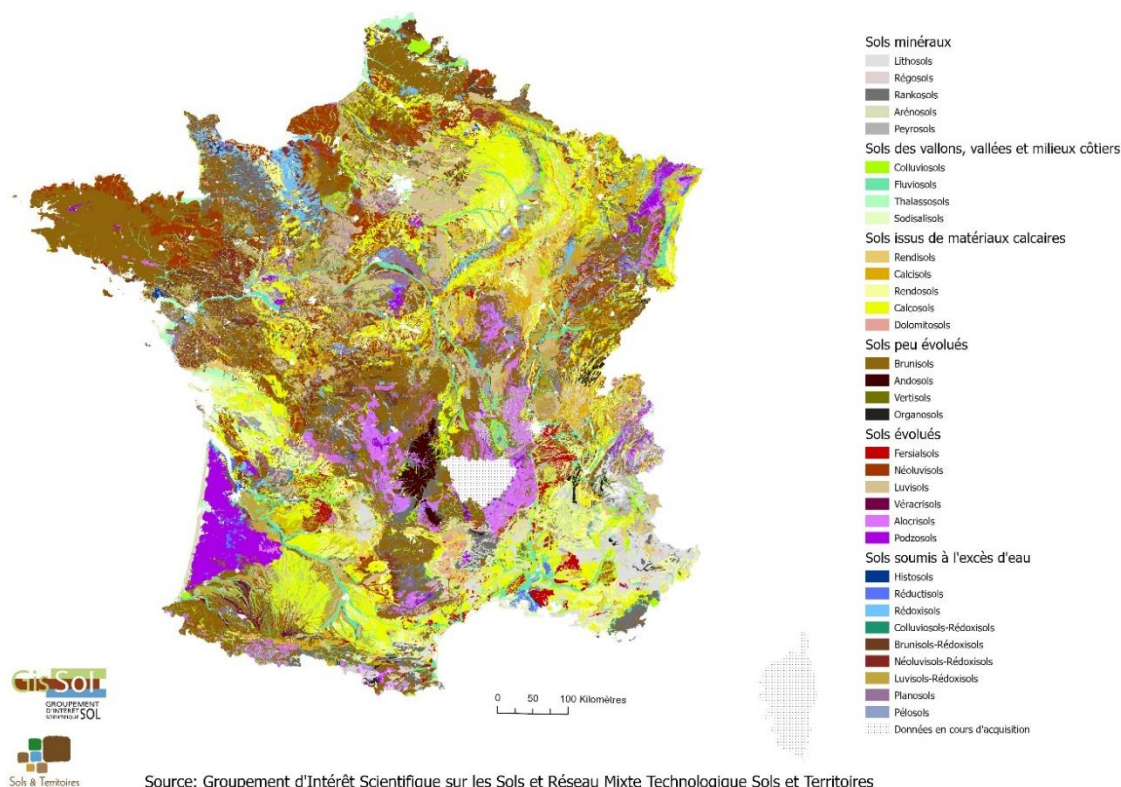


Figure 15-1. Carte des sols de France à l'échelle du 1/ 250 000 (Référentiel Régional Pédologique). On notera que, par souci de clarté de la représentation, toutes les Unités Cartographiques de Sol ne sont pas représentées. D'après Messant *et al.* (2021), actualisé par Info&Sols en 2024.

² voir section 3.1 pour une définition des Unités Cartographiques et Typologiques de Sols.

Les données produites dans le cadre de ce programme IGCS sont une représentation de la répartition des sols suivant l'échelle de restitution déterminée. Cette couche graphique est associée à une base de données en format DoneSol (INRA Unité InfoSol, 2015). La base DoneSol comprend 2 ensembles :

- i) des **données ponctuelles** décrivant les observations faites sur le terrain suivant le dictionnaire DoneSol³ ;
- ii) des **données surfaciques**, issues de la synthèse du pédologue-cartographe, qui décrivent les caractéristiques du ou des polygones de la carte pédologique résultante en termes d'environnement mais également en types de sols présents sur cette portion du territoire.

Le programme IGCS est continuellement enrichi par de nouvelles observations, et il se nourrit aussi de la capitalisation des données collectées depuis les années 1960. Il est basé sur un mode d'échantillonnage expert propre à chaque pédologue, contrairement au réseau RMQS qui s'appuie sur un modèle statistique dans le choix des points d'échantillonnage.

Dans la suite de ce travail, on souhaite faire des évaluations sur une zone test à des échelles intermédiaires, ce seront donc des données du programme IGCS dans ses deux composantes RRP au 1/250 000, et CPF au 1/100 000 qui seront utilisées.

1.1.2. Le programme RMQS

Le programme national RMQS se fonde sur un plan d'échantillonnage dans l'espace et dans le temps. Dans l'espace, la stratégie retenue correspond à un échantillonnage aléatoire systématique, soit une grille systématique de 16 km de côté (Arrouays *et al.*, 2003 ; Arrouays *et al.*, 2002). La résolution de 16 x 16 km a été définie de façon à couvrir, avec cette grille, la majorité des combinaisons type de sol - classe d'occupation des sols (Arrouays *et al.*, 2002) (Figure 15-2). Ce type de stratégie d'échantillonnage permet ainsi d'obtenir des inférences statistiques valides basées sur des estimations sans biais et précises des paramètres des distributions statistiques (Brus et Saby, 2016). Par ailleurs, cette stratégie est également adaptée à l'ajustement de modèles statistiques de type régression (Meersmans *et al.*, 2012) et de type géostatistique (Saby *et al.*, 2011).

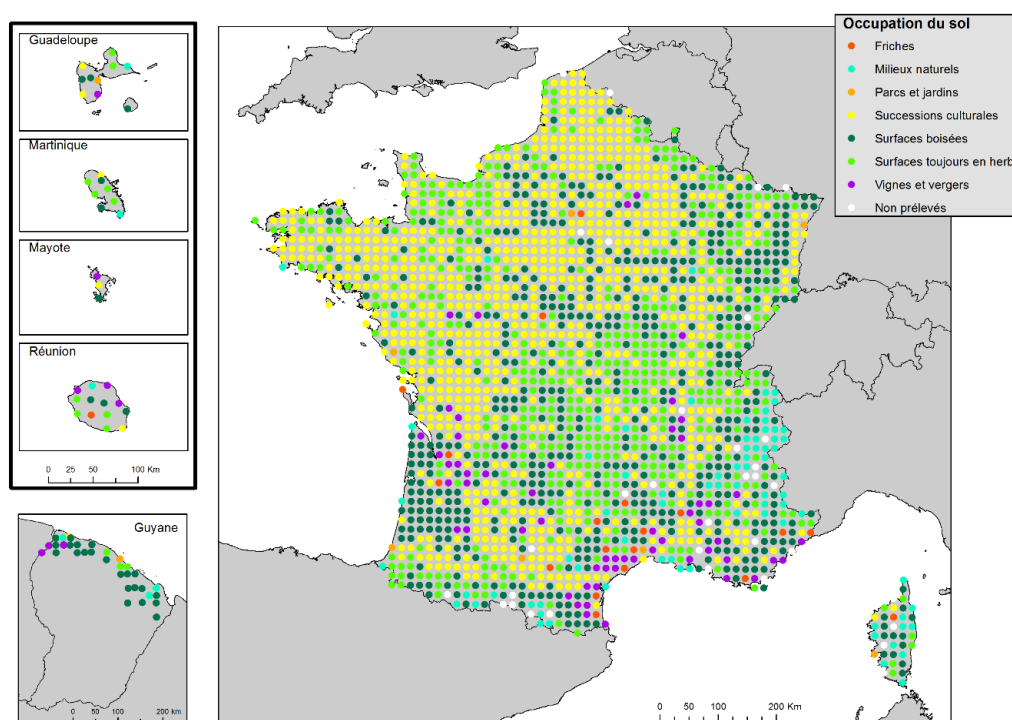


Figure 15-2. Répartition des 2 240 sites du RMQS.

Source : Manuel du Réseau de mesures de la qualité des sols (Jolivet *et al.*, 2018)

³ https://dw4.gissol.fr/fichiers/dictionnaire_donesol_igcs_latest.pdf

Dans le temps, la stratégie d'échantillonnage par panel rotatif (Brus, 2014), qui prévoit chaque année des prélèvements sur tout le territoire, facilite la production de manière précoce des sorties sur l'état et les possibles évolutions de différentes propriétés des sols.

Le protocole d'échantillonnage du programme RMQS a été développé et validé par les équipes d'Info&Sols (Jolivet et al., 2018). Des échantillons de sol sont prélevés à différentes profondeurs, sur une surface de 400 m², et une fosse pédologique est également creusée dans le but d'obtenir une description détaillée du sol par un pédologue présent sur le terrain. Les échantillons composites des sites de prélèvement sont ensuite stockés au Conservatoire Européen des Echantillons de Sols (CEES) situé à Orléans, après séchage à 30°C, tamisage et quartage selon une méthode normalisée (Arrouays et al., 2003 ; Jolivet et al., 2018).

La première campagne du RMQS s'est déroulée sur la période de 2000 à 2015 (jusqu'en 2009 en métropole), et a permis la mesure d'un grand nombre de caractéristiques des sols (Tableau 15-1). Elle a intégré également des mesures de paramètres agronomiques, mais aussi l'analyse de plusieurs contaminants (éléments traces métalliques, polluants organiques persistants, pesticides organochlorés...), et de paramètres microbiologiques ayant permis la publication d'un atlas français des bactéries du sol (Karimi *et al.*, 2018). Les résultats ont été valorisés par le GIS Sol notamment à travers un **rapport sur l'état des sols français** (Antoni *et al.*, 2011), ainsi que de nombreuses publications, cartes et rapports qui sont également disponibles sur le site web du GIS Sol⁴. Les données physico-chimiques sont également accessibles sur le Dataverse du GIS Sol⁵.

Tableau 15-1. Liste des analyses physico-chimiques réalisées sur les échantillons du RMQS par le Laboratoire d'analyse des sols (LAS, Arras)

| |
|---|
| Teneur en eau résiduelle à 105°C (méthode gravimétrique interne) - g/kg |
| Granulométrie 5 fractions sans décarbonatation (NF X 31-107) - g/kg |
| Calcaire (CaCO ₃) total, Carbone (C) organique, Azote (N) total (NF ISO 10693, NF ISO 10694 OU NF ISO 14235, NF ISO 13878) - g/kg |
| pH eau (NF ISO 10390) |
| pH KCL N (NF ISO 10390) |
| pH (CaCl ₂) 0,01mol/l - (NF ISO 10390) |
| Phosphore (P ₂ O ₅) - méthode Joret-Hébert (NF X 31-161) - g/kg |
| Phosphore (P ₂ O ₅) - méthode Olsen (NF ISO 11263) - g/kg |
| Extraction au chlorure de cobalthexamine (NF ISO 23470) |
| Capacité d'échange cationique cobalthexamine (spectrocolorimétrie) (NF ISO 23470) - cmol+/kg |
| Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al échangeables à la cobalthexamine (ICP-AES/EAF) (NF ISO 23470) - cmol+/kg |
| Bore (B) soluble à l'eau bouillante (méth. INRA) - mg/kg |
| Extraction selon la méthode Tamm en obscurité (méth. INRA) |
| Si, Al, Fe méthode Tamm en obscurité (ICP-AES) (méth. INRA) - g/100g |

1.1.3. Le programme BDAT

La Base de données d'analyses de terres (BDAT) a été créée afin de capitaliser et de valoriser les plus de 250 000 analyses de terres réalisées chaque année en France par des laboratoires d'analyses agréés, principalement sur demande des agriculteurs (Saby *et al.*, 2014). Ces données, inédites par leur nombre et leur origine, permettent ainsi d'obtenir des informations sur la variabilité des propriétés physico-chimiques **des horizons de surface des sols cultivés**, à la fois dans l'espace et dans le temps. Elles sont ainsi complémentaires des programmes de surveillance et d'observation des sols français menés par le GIS Sol.

Avec la collaboration de laboratoires d'analyses de terre agréés par le ministère chargé de l'Agriculture, le GIS Sol met à disposition des résultats agrégés, issus du traitement des analyses de la BDAT, soit plus de 2 millions d'échantillons d'horizons de surface de sols cultivés, prélevés en France entre 1990 et 2014. Ce sont ainsi plus de 26 millions de résultats d'analyses qui sont regroupés dans la base de données.

⁴ <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmqs-34>

⁵ <https://entrepot.recherche.data.gouv.fr/dataverse/gissol>

La BDAT regroupe au total 31 paramètres permettant d'évaluer les propriétés physico-chimiques des sols (pH, carbone, capacité d'échange cationique, taux de saturation), leur fertilité (azote, carbone organique, phosphore, potassium, magnésium, sodium), leurs teneurs en métaux et métalloïdes (bore, cuivre, fer, manganèse, zinc) et enfin, leur texture (argile, limon, sable).

Pour respecter la confidentialité des données individuelles collectées, les analyses collectées dans la BDAT et géoréférencées à la commune sont agrégées au niveau cantonal. Avec des données collectées sur 25 ans, la BDAT permet d'étudier les éventuelles évolutions des propriétés physico-chimiques des sols : les données statistiques, agrégées par canton, sont disponibles pour 5 périodes : 1990-1994, 1995-1999, 2000-2004, 2005-2009, 2010-2014, et disponibles sur le Dataverse du GIS Sol (Saby *et al.*, 2019). La répartition des résultats d'analyses est hétérogène sur le territoire métropolitain : à l'inverse des régions de montagnes, les grandes régions céréalières sont riches en données analytiques.

1.2. Liste des indicateurs sélectionnés pour la phase test

Les indicateurs présentés dans ce travail de test (Tableau 15-2) sont issus de la liste établie par les experts du projet et dont l'opérationnalité a été évaluée au Chapitre 14.

Tableau 15-2. Liste des indicateurs sélectionnés pour la phase de test et leur utilisation dans le cadre de la Soil Monitoring and Resilience Law

| | Issus de la sélection des experts IndiQuaSols et retenus pour la phase test | Inclus dans la <i>Soil Monitoring and Resilience Law</i> |
|-------------------------|---|---|
| Indicateurs biologiques | <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse microbienne • Diversité microbienne | <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse microbienne (liste C) |
| Indicateurs chimiques | <ul style="list-style-type: none"> • Carbone organique : teneurs, stocks, ratio C_{org}/Arg • pH • Nutriments : N, P, K • Capacité d'échange cationique • Contaminants : inorganiques (éléments traces métalliques), organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques) | <ul style="list-style-type: none"> • Carbone : ratio C_{org}/Arg (liste A) • pH (liste C) • Phosphore (liste B) • Azote (liste C) • Eléments traces métalliques et contaminants organiques (liste B) |
| Indicateurs physiques | <ul style="list-style-type: none"> • Profondeur • Texture • Masse volumique • Réservoir en eau utilisable | <ul style="list-style-type: none"> • Masse volumique (liste A pour les horizons profonds et liste C pour l'horizon de surface) • RU : donnée d'entrée pour l'évaluation de la capacité des sols à retenir l'excès d'eau à l'échelle du bassin versant (liste B) |

Certains de ces indicateurs sélectionnés sont donc mentionnés dans l'annexe 1 de la proposition de directive sur la surveillance des sols, la *Soil Monitoring and Resilience Law*, dans sa version publiée le 5 juillet 2023 (COM/2023/416 final). Dans la Directive, quatre groupes d'indicateurs de « dégradation des sols » sont distingués (A, B, C et D), associés à des niveaux d'exigence différents en termes d'intégration dans la surveillance par les pays membres. La liste A correspond aux indicateurs jugés indispensables pour la surveillance de la qualité des sols. Les critères d'évaluation de la santé des sols *via* ces indicateurs varient également : ainsi, si les listes A et B présentent des indicateurs avec des valeurs seuils, ce n'est pas le cas pour les listes C et D. Outre des indicateurs issus de mesures des caractéristiques des sols, des indicateurs de processus notamment de dégradation des sols sont mentionnés dans la directive. Le Tableau 15-3 présente l'ensemble de ces indicateurs mentionnés dans la Directive, ainsi que les conditions dans lesquelles nous les avons évalués dans cette étude.

Tableau 15-3. Indicateurs cités dans l'annexe du projet de directive Soil Monitoring and Resilience Law et commentaires relatifs à leur évaluation dans cette étude

| Type de menace affectant les sols [et classement selon les catégories de l'UE] | Indicateur retenu dans la <i>Soil Monitoring and Resilience Law</i> | Méthode proposée dans la <i>Soil Monitoring and Resilience Law</i> | Critères spécifiques d'évaluation dans la <i>Soil Monitoring and Resilience Law</i> | Seuil permettant de déterminer si le territoire est en « bonne santé » au regard de l'indicateur étudié | Commentaires et application dans le contexte de cette étude |
|---|---|--|---|--|--|
| Salinisation des sols [A] | Conductivité électrique | Mesure sur pâte de sol saturée selon la méthode FAO ⁶ ou selon la norme ISO 11265:1994 : Détermination de la conductivité électrique spécifique | Ne pas réaliser cette mesure sur les terres salées ou possiblement affectées par des montées d'eaux marines | Seuil de 4 dS.m ⁻¹ au-dessus duquel un sol est considéré comme dégradé | Cette donnée est partiellement disponible dans les bases de données sols françaises ; elle est renseignée en général uniquement sur les zones d'intérêt (bande côtière principalement). Nous n'avons pas évalué l'indicateur de salinisation des sols dans cette étude |
| Erosion des sols [A] | Taux d'érosion | Evaluation selon un modèle – au choix de l'Etat membre – qui tient compte : i) des caractéristiques du sol, ii) du climat, iii) de la topographie, iv) du couvert végétal, v) des pratiques. Ce modèle doit intégrer l'érosion hydrique, éolienne, aratoire et de récolte | Ne pas réaliser cette mesure sur les sols naturels, sauf si un risque significatif de dégradation liée à l'érosion est possible | Seuil de 2 t.ha ⁻¹ .an ⁻¹ au-dessus duquel on considère que l'érosion, phénomène naturel d'évolution des sols, est trop élevée pour que le sol ne soit pas durablement dégradé | Nous n'avons pas évalué cette menace dans le cadre de cette étude, car elle nécessite la mise en œuvre d'un modèle intégré de l'érosion prenant en compte toutes les modalités d'érosion, ce qui n'est pas encore disponible sur le territoire français. |
| Pertes en carbone organique des sols [A] | - Teneur en carbone organique - Ratio carbone organique/argile (C _{org} /Arg) | - Carbone : mesure selon la norme ISO 10694 :1995, détermination du carbone organique après combustion sèche. - Teneur en argile : mesuré (préférentiellement) selon la méthode ISO 11277 :1998 par tamisage et sédimentation. | Exclusion des sols « naturels » et non agricoles | - Pour la teneur en carbone : pas de seuil ; - Pour le ratio C _{org} /Arg : Seuil de 1/13 en dessous duquel un sol est considéré comme dégradé. Dans les publications, des seuils intermédiaires de 1/8 et 1/10 sont proposés pour définir des classes intermédiaires. | Nous avons évalué les 2 indicateurs mentionnés dans la loi, même si l'indicateur C _{org} /Arg est généralement reconnu comme n'étant pas un indicateur de la perte en carbone des sols, mais comme un indicateur de stabilité de la structure. Nous avons évalué ces indicateurs sur l'horizon de surface ; en effet, l'épaisseur sur laquelle cet indicateur doit être évaluée n'est pas précisée dans le texte de la <i>Soil Monitoring Law</i> . |
| Tassement des sols [A] et [C] | Masse volumique apparente (g.cm ⁻³) | L'évaluation du niveau de tassement doit être faite de façon ponctuelle (à l'échelle du profil de sol) en utilisant : i) soit des mesures de masse volumique réalisées selon le protocole ISO 11272:2017, ii) soit toute autre méthode standard ou publiée. Le tassement profond est évalué par la valeur de la masse volumique sur l'horizon B ou S du profil de sol ; le tassement superficiel est évalué par la valeur de la masse volumique dans l'horizon de surface | Ne pas réaliser cette évaluation sur les espaces naturels | Pour le tassement superficiel : pas de recommandation Pour le tassement profond, une grille par texture de sol précise le seuil au-dessus duquel on considère que le sol est tassé. | Les valeurs de masse volumique des horizons sont rarement renseignées dans la base DoneSol. Nous avons donc opté pour une évaluation de la masse volumique à l'aide de la fonction de pédotransfert de Hollis <i>et al.</i> (2012). |

⁶ <https://www.fao.org/3/3355en/cb3355en.pdf>

| | | | | | |
|---|--|--|---|--|---|
| Teneurs en nutriments en excès dans les sols [B] et [C] | 1. Teneur en phosphore extractible (mg.kg ⁻¹) 2. Teneur en azote (mg.kg ⁻¹) | 1 Phosphore : méthode ISO 11263 :1994. Mesure du phosphore par la méthode Olsen 2. Azote : pas de méthode recommandée. | Pas d'exclusion | 1. Seuil entre 30 et 50 mg/kg à définir par les Etats membres 2. Pas de seuil | Pour le phosphore, nous avons utilisé les données P-Olsen disponibles dans la BDAT. Pour l'azote, nous avons utilisé les données de N disponibles dans la BDAT. (Remarque : dans une version plus récente de la proposition de directive encore en discussion, le seuil pour le phosphore est laissé au choix des Etats-membres) |
| Contamination des sols [B] | - Contamination par les éléments-traces métalliques : As, Cd, Co, Cr (total), Cr (VI), Cu, Hg, Pb, Ni, Sb, Ti, V, Zn - Contamination par les polluants organiques | - Pour les éléments-traces métalliques : mesure de la concentration en éléments disponibles évaluée selon la norme ISO 17586-2016 utilisant de l'acide nitrique dilué | Pas d'exclusion | Assurer qu'il n'existe pas de risque de contamination pour la santé humaine ou la santé de l'environnement qui proviendrait d'une contamination des sols | Nous avons utilisé dans cette étude les données de concentrations en éléments-traces métalliques disponibles dans la base de données du RMQS. Pour les polluants organiques, nous avons utilisé les données du RMQS. |
| Réduction de la capacité des sols à stocker l'eau [B] | Capacité du sol à stocker de l'eau | L'évaluation doit être faite de façon ponctuelle (échelle du profil de sol) en utilisant : i) soit des données mesurées selon la norme ISO 11274:2019, ii) soit la fonction de pédotransfert de Tóth <i>et al.</i> (2015). | A faire sur toutes les occupations du sol | Déterminer cette capacité à l'échelle d'un bassin et le comparer à un seuil régional | La définition de l'indicateur proposé pour qualifier cette menace n'étant pas très précise, nous avons calculé plutôt le Réservoir en Eau Utilisable, qui est de fait l'un des paramètres obligatoires à l'évaluation de cette menace. Cependant, nous avons employé pour ce calcul la fonction de pédotransfert de Dobarco <i>et al.</i> (2019b) plus adaptée au contexte français que celle de Tóth <i>et al.</i> (2015), proposée dans le texte de la directive. |
| Acidification [C] | pH du sol | Mesure selon la norme ISO 10390:2005 pour la détermination du pH dans l'eau ou dans CaCl ₂ (pH-H ₂ O et pH-CaCl ₂) | Pas d'exclusion | Pas de valeur seuil recommandée | En l'absence d'information sur l'épaisseur du sol à prendre en compte dans le calcul, nous avons réalisé cette évaluation sur l'horizon de surface. Les données utilisées sont des valeurs de pH-H ₂ O. |
| Pertes en biodiversité des sols [C] | - Respiration du sol Ou, de façon alternative : - <i>metabarcoding</i> - biomasse microbienne - abondance et diversité des nématodes - abondance et diversité des lombriciens | - Pour la respiration du sol, employer la méthode de Stenberg <i>et al.</i> (1998) - Pour les autres indicateurs, la méthode est laissée au choix des Etats membres | Pas d'exclusion | Pas de valeur seuil recommandée | Dans cette étude, nous avons utilisé les données de biomasse microbienne, les seules disponibles au niveau national. Il existe cependant des études plus ponctuelles où les indicateurs « abondance et diversité des nématodes » et « abondance et diversité des lombriciens » sont disponibles, notamment sur le territoire de cette zone-test. |
| Artificialisation et imperméabilisation des sols [D] | - Superficie artificialisée totale - Artificialisation, désartificialisation et artificialisation nette (moyenne annuelle) - Superficie imperméabilisée totale | Pas de méthode spécifique | Pas d'exclusion | Pas de valeur seuil recommandée | Le calcul de ces indicateurs peut être réalisé à partir de données sol (notamment issues de la télédétection), ou bien à partir d'autres informations. Nous n'avons pas réalisé cette évaluation dans cette étude |

1.3. Stratégie d'évaluation d'indicateurs de la qualité des sols à partir des données des programmes du GIS Sol

Notre objectif, dans ce chapitre, est de montrer, pour différents types d'indicateurs de sols, les données qui peuvent être mobilisées lors de l'évaluation de la qualité/santé des sols sur un territoire, pris ici dans une acception assez large, typiquement de l'ordre du département ou de la région. Hormis les données des projets « secteurs de référence » du programme IGCS (cf. section 1.1.1), toutes les données mentionnées précédemment peuvent être mobilisées. Cependant, elles se différencient sur des critères qui sont précisés dans le Tableau 15-4.

Tableau 15-4. Caractéristiques des bases de données utilisées dans cette étude.
Le code couleur indique la pertinence de l'information apportée

| | Programme IGCS BDD à l'échelle 1/100 000 | Programme IGCS BDD à l'échelle 1/250 000 | Base de données des Analyses de Terres (BDAT) | Base de données associée au programme RMQS (Réseau de Mesures de la Qualité des Sols) |
|--|---|---|--|--|
| Exhaustivité de l'information sur un territoire (Département, Région) | Les données Sol couvrent une partie du territoire à une résolution cohérente avec l'échelle du 1/100 000 | Les données Sol couvrent tout le territoire à une résolution cohérente avec l'échelle du 1/250 000 | Les données couvrent (presque) tout le territoire français mais sont moyennées au canton | Les données couvrent tout le territoire mais avec un point tous les 16 x 16 km |
| Information sur l'épaisseur du sol | Les données présentes dans la base sont (en général) mesurées sur l'ensemble du profil de sol | Les données présentes dans la base sont (en général) mesurées sur l'ensemble du profil de sol | Les données présentes dans la base ne concernent que l'horizon de surface de chaque point de mesure | Les données présentes dans la base sont (en général) mesurées sur l'ensemble du profil de sol |
| Occupation du sol | Les indicateurs de sol sont mesurés sur toutes les occupations | Les indicateurs de sol sont mesurés sur toutes les occupations | Les indicateurs de sol sont mesurés uniquement sur les sols agricoles | Les indicateurs de sol sont mesurés sur toutes les occupations |
| Couverture nationale | La couverture hexagonale n'est pas exhaustive | La couverture hexagonale est exhaustive (à l'exception de la Corse, disponible en 2025) | La couverture hexagonale est exhaustive | La couverture hexagonale est exhaustive |
| Stratégie d'échantillonnage | L'échantillonnage n'est pas systématique; elle est définie par le responsable de chaque prospection cartographique mais conforme à la norme NF X31-560 qui précise la densité des observations en fonction de l'échelle de restitution. | L'échantillonnage n'est pas systématique; elle est définie par le responsable de chaque prospection cartographique mais conforme à la norme NF X31-560 qui précise la densité des observations en fonction de l'échelle de restitution. | La stratégie d'échantillonnage des données de base n'est pas maîtrisée. Les données disponibles sont moyennées à l'échelle du canton | La stratégie d'échantillonnage est celle d'un réseau systématique, qui permet notamment la mise en œuvre de démarches de spatialisation de type Digital Soil Mapping |
| Format des données disponibles | Les données sont de deux types : des points d'observation et des polygones, tous deux associés à une base sémantique au format DoneSol. | Les données sont de deux types : des points d'observation et des polygones, tous deux associés à une base sémantique au format DoneSol. | Les données de base sont ponctuelles mais disponibles pour l'utilisateur seulement moyennées à l'échelle d'un canton | Les données sont d'un seul type : des points d'observation (~2200) associés à une base sémantique au format DoneSol. |
| Types d'indicateurs de sol disponibles | Les indicateurs de sol sont ceux nécessaires à l'établissement du type de sol, de manière ponctuelle ou surfacique (indicateurs physiques, nombreux indicateurs chimiques, informations basiques sur la biologie) | Les indicateurs de sol sont ceux nécessaires à l'établissement du type de sol, de manière ponctuelle ou surfacique (indicateurs physiques, nombreux indicateurs chimiques, informations basiques sur la biologie) | Les indicateurs présents sont ceux permettant principalement l'évaluation de la qualité chimique | De nombreux indicateurs chimiques, physiques et biologiques sont présents (18 indicateurs identifiés dans l'étude sont déterminés de façon systématique; 14 sont déterminés sur quelques territoires; 11 ne sont pas déterminés sur le RMQS) |
| Limites de l'utilisation des données | Tous les indicateurs permettant l'évaluation de la qualité des sols ne sont pas déterminés à chaque point de mesure | Tous les indicateurs permettant l'évaluation de la qualité des sols ne sont pas déterminés à chaque point de mesure | Les informations concernent uniquement des indicateurs physiques ou physico-chimiques. | La majorité des indicateurs permettant l'évaluation de la qualité des sols sont déterminés à chaque point de mesure |
| Harmonisation de la méthode de mesure pour chaque indicateur | Les méthodes de mesure permettant l'évaluation d'un indicateur peuvent être différentes dans la base (et possiblement variables dans le temps; en particulier pour les données anciennes, la méthode d'analyse n'est pas toujours précisée) | Les méthodes de mesure permettant l'évaluation d'un indicateur peuvent être différentes dans la base (et possiblement variables dans le temps; en particulier pour les données anciennes, la méthode d'analyse n'est pas toujours précisée) | Les méthodes de mesures de chaque indicateur ne sont pas toujours indiquées mais des fonctions de transfert permettent de recalculer des valeurs selon une méthodologie harmonisée | Les méthodes de mesures de chaque indicateur sont identiques |
| Accessibilité des données | Les données sont majoritairement disponibles auprès d'INRAE sous convention | Les données sont disponibles auprès de leur propriétaire | Les données sont accessibles et téléchargeables sur le site du GIS Sol | Les données brutes géolocalisées ne sont pas disponibles; les données élaborées sont téléchargeables depuis les webservices INRAE |

Pour organiser la présentation des résultats par la suite, nous avons choisi une structuration selon un niveau de complexité croissante, en tenant compte de :

1. **L'exhaustivité des données de sol disponible sur un territoire** ; ce critère correspond à la première ligne du Tableau 15-4, et suggère que l'on utilise les données IGCS en première instance, voire la BDAT ; ce premier point constituerait une approche de niveau « Tier 1 », la difficulté technique principale résidant essentiellement dans la méthodologie de représentation de l'information spatialisée. On trouvera ici les indicateurs cartographiés à partir du RRP au 1/250 000 du programme IGCS, dans la **section 3**, à savoir :

- l'épaisseur du sol,
 - la texture du sol (horizon de surface),
 - le pH (horizon de surface),
 - le rapport carbone organique / argile (horizon de surface).
2. La nécessité, ou pas, de **croiser des bases de données** et de réaliser des calculs spécifiques par indicateur ; ce point constituerait une approche de niveau « *Tier 2* », car il s'agit de réaliser des calculs un peu plus élaborés, pour croiser des informations entre bases de données Sol. On trouvera, dans la **section 4**, les indicateurs qui nécessitent le croisement de la BDAT avec les données du RRP au 1/250 000, à savoir :
- la teneur en azote,
 - la teneur en phosphore,
 - la teneur en potassium,
 - la CEC (Capacité d'échange cationique).
3. La mise en œuvre de calculs de **modélisation par fonction de pédotransfert**. Ceux-ci sont réalisés sur les données du RRP 1/250 000 ; ils sont présentés dans la **section 5**, et concernent les indicateurs suivants :
- la masse volumique,
 - le Réservoir en Eau Utilisable.

Enfin, la section 6 présente des indicateurs liés à la concentration en carbone et aux stocks de matière organique, calculés selon plusieurs méthodologies, et mobilisant notamment d'autres sources de données que les données sol.

Pour calculer l'ensemble de ces indicateurs, la section 2 présente la zone test sur laquelle sont réalisées les évaluations d'indicateurs de qualité des sols.

Dans le document présenté ici, les productions sont majoritairement des cartes de propriétés des sols du département de la Côte d'Or, détaillées par UCS suivant l'organisation des données initiales.

2. Choix de la zone test de cette étude

2.1. Critères de choix à retenir pour déterminer la zone test

Pour sélectionner l'espace sur lequel calculer les indicateurs/indices de cette étude, nous avons croisé plusieurs types de contraintes :

- Des **contraintes de nature administrative** : la thématique de cette étude étant de définir des indicateurs de qualité des sols « pour la mise en œuvre de politiques publiques », et sachant qu'il n'existe à l'heure actuelle en France aucune instance de gouvernance régionale pour suivre la qualité des sols (à l'instar de ce que sont justement les Agences de l'Eau pour le suivi de l'état des masses d'eau), nous avons sélectionné une zone dont le périmètre : i) est celui d'une instance administrative actuelle — même si celle-ci ne dispose pas à ce jour de compétences spécifiques sur les sols — et ii) peut faire sens *a priori* au niveau européen, dans la perspective de la mise en œuvre des *soil districts* que les Etats membres devront définir pour la déclinaison de la *Soil Monitoring Law*. A ce titre, le choix d'un territoire qui correspond à une échelle NUTS⁷ européenne fait sens ; si le niveau NUTS 1 (correspondant à la France entière) n'est pas pertinent ici, le niveau NUTS 2 (correspondant aux 21 anciennes régions administratives françaises antérieures à 2015) délimite des espaces de grande surface, de plusieurs dizaines de milliers de km², sur lesquels il est possible que l'ensemble des données sol nécessaire à l'évaluation des indicateurs ne soit pas harmonisé. Nous avons donc préféré un espace de niveau NUTS 3, soit, pour la France, le niveau d'un département.

⁷ Nomenclature des Unités Territoriales Statistiques

- Des **contraintes de nature physiographique** : pour explorer d'éventuelles difficultés de mise en œuvre techniques des calculs d'indicateurs/indices, nous avons sélectionné une zone dont la géologie conduit à des espaces contrastés en termes i) de matériau parental support des sols (zone sédimentaire vs zone non-sédimentaire), ii) de relief (plaine vs coteaux ou montagnes), et iii) d'occupation des sols (agriculture, forêt, zone urbanisée).

- Des **contraintes liées aux données nécessaires au calcul des indicateurs/indices et à leur disponibilité** : concernant les données sur les sols, celles-ci sont disponibles selon plusieurs échelles et dans plusieurs bases de données. Le programme Inventaire, gestion et conservation des sols se donnant pour objectif de couvrir à court terme la totalité de l'espace national à l'échelle du 1/250 000, nous avons choisi un territoire où ce programme a effectivement été mené à son terme et où les données sont accessibles au format standard Donesol. Travailler sur un tel territoire doit permettre de développer des outils d'évaluation des indicateurs/indices de la qualité des sols qui seraient reproductibles sur d'autres territoires. En complément de cette échelle du 1/250 000, la disponibilité de données à plus grande échelle constituerait naturellement un plus.

2.2. Le département de la Côte d'Or, zone test retenue dans l'étude

Le **département de la Côte d'Or** est choisi en tant que zone test du projet IndiQuaSols. Ce territoire d'une superficie de 8 700 km² a une diversité de pédopaysages marquée par une couverture végétale et un sous-sol variés. Ce territoire dispose d'importantes surfaces naturelles, la surface forestière (feuillus et résineux) et la surface agricole (prairie, grande culture, viticulture et élevage) occupant respectivement 35% et 58% du territoire. L'occupation du sol est assez peu urbanisée avec 2,8% de couverture du territoire. Le département repose sur **deux fonds géologiques majoritaires** : des calcaires résistants du Jurassique moyen (partie nord et ouest du département), et des limons de recouvrement sur argiles, marnes et cailloutis siliceux du Quaternaire dans le bassin d'effondrement de la Bresse (partie sud-ouest). Ainsi le département de la Côte d'Or représente une diversité dans ses composantes qui en font un territoire pertinent pour tester les différents indicateurs calculés (Figure 15-3).

Le département de la Côte d'Or présente des **paysages variés** allant des reliefs anciens du Morvan jusqu'à une zone plus récente à l'est sur des matériaux plio-pléistocènes marquant le début de la Bresse qui se prolonge vers le sud. Entre ces 2 ensembles, au contact du Morvan, se trouve la dépression liasique de l'Auxois et les plateaux calcaires qui s'étendent du nord au sud. A la bordure est se trouvent les coteaux viticoles des appellations réputées du Bourgogne. Ces régions naturelles sont présentées en médaillon de la Figure 15-3. Chaque région naturelle présente une variabilité des sols induite par la diversité des conditions climatiques régionales, combinées à des effets régionaux. La pédogenèse de type lessivé reste la dominante, mais la diversité stationnelle (géologie, altitude, exposition, occupation du sol...) est une cause essentielle de la diversité des sols sur le territoire.

Dans la notice d'accompagnement de la carte du RRP, Jean Chrétien décrit 4 zones (carte en incrustation de la Figure 15-3 ; Chrétien, 1996) :

- I. au sud-est, **la plaine ou Pays-Bas**. Elle regroupe les plateaux plio-pléistocènes identifiés par des massifs forestiers où sont essentiellement présents des sols hydromorphes, ainsi que les collines du Dijonnais et les plaines alluviales, grandes régions de cultures souvent calcaires. Le val de Saône présente des sols de terrasses sableuses vouées à la culture maraîchère et des terres argileuses de prairies inondables.
- II. Les **plateaux bourguignons**. Ils sont présents sur près de la moitié du département. Le flanc nord-ouest forme les vastes plateaux du Chatillonnais aux sols de culture superficiels et calcaires. Seul le pied de côte présente des terres profondes et fertiles de vallée. Ces paysages ouverts s'opposent aux hauts reliefs boisés de la montagne : les sols y sont très variés et y alternent des forêts et des cultures. Vers le sud entre Dijon et Beaune, on observe les collines des hautes-côtes, dont le rebord oriental supporte les sols calcaires viticoles.
- III. La **dépression liasique de l'Auxois**. Sa partie nord ou Terre Plaine est largement occupée par des sols épais, les « limons de l'Auxois » fortement différenciés et hydromorphes qui recouvrent la plateforme du calcaire Sinémurien. Au centre et nord-ouest de cette zone, ce sont de longues pentes herbagères dominées par des plateaux bajociens. Les sols, calciques et souvent hydromorphes, se sont développés sur des argiles et marnes.

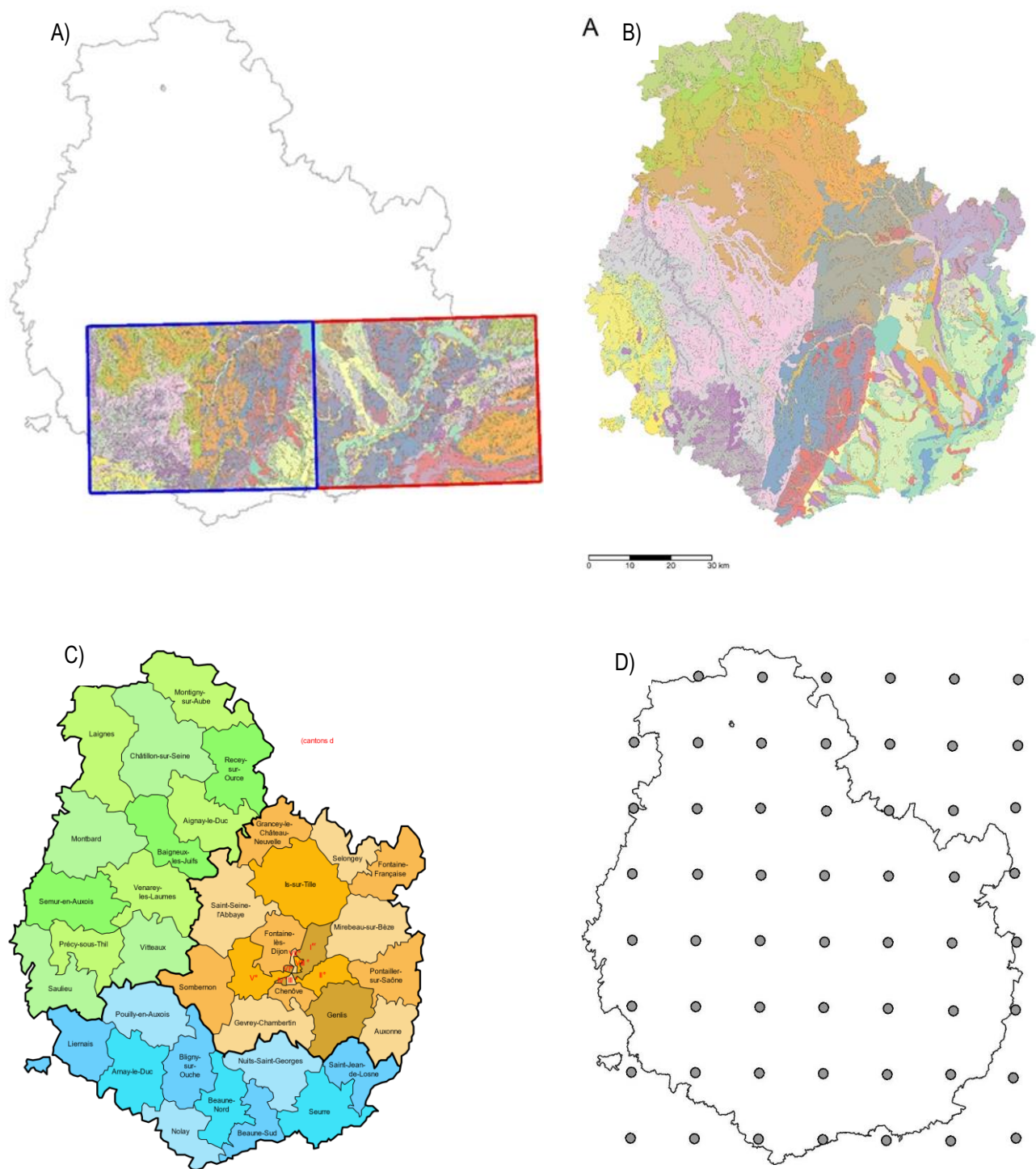


Figure 15-4. Les différentes sources de données de sol utilisées sur le département de la Côte d'Or.
A) Carte des sols à l'échelle du 1/100 000 (carte de Beaune, à l'ouest, entourée en bleu ; carte de Dijon, à l'est, entourée en rouge). **B)** Carte des sols à l'échelle du 1/250 000. **C)** Carte des cantons du département, support des données de la BDAT. **D)** Localisation des points du programme RMQS sur le département d'étude.

Le pays d'Arnay, au sud, est fait de plateaux disséqués sur limons, de pentes herbagères très humides et de vallons granitiques.

• IV. au sud-ouest, le **Bas-Morvan**. Il est établi sur des roches primaires aux sols acides. Ce sont des collines boisées, mi-cultivées mi-bocagères, situées entre 330 et 600 m d'altitude.

2.3. Les données sol disponibles sur le département de la Côte d'Or, à différentes échelles

En cohérence avec la stratégie exposée à la section 2.1, nous avons utilisé des données de sol à différents niveaux de précision, et mobilisé trois sources de données en lien avec le programme IGCS (Figure 15-4) :

- des données CPF à l'échelle 1/100 000 (Figure 15-4.A) :
 - l'étude pédologique de Beaune au 1/100 000, avec 88 unités cartographiques de sol (UCS) différentes, d'après Chrétien (1995) ;
 - l'étude pédologique de Dijon au 1/100 000, avec 75 UCS différentes, d'après Chrétien (1976) ;
- des données du RRP au 1/250 000, comprenant **254 types de sol (UTS) et 101 UCS** différentes (Figure 15-4.B) ; le nombre d'UTS par UCS varie de de 1 à 5 ;
- des données de la BDAT, qui comprend, sur le territoire d'étude, **44 cantons** (Figure 15-4.C) ;
- des données du programme RMQS qui comprend, sur le territoire d'étude, **33 points de mesure** (Figure 15-4.D).

Les paragraphes qui suivent présentent le calcul des indicateurs selon le plan annoncé à la section 1.3.

3. Des cartes d'indicateurs évalués directement à partir des données du programme IGCS

Les indicateurs présentés dans cette section sont disponibles, en général, dans les programmes RRP au 1/250 000 et CPF 1/100 000 du programme IGCS. Ce programme rassemble des informations sous forme de données ponctuelles et de données surfaciques, stockées sous le format commun DoneSol, et qui sous-tend la représentation cartographique des informations sur les sols.

On présente donc ici : i) la structuration des informations selon ce format commun, puis ii) les méthodes à mettre en œuvre pour évaluer les indicateurs de qualité des sols, soit à l'échelle ponctuelle, soit sous forme de cartes, et enfin iii) quelques indicateurs particuliers. On verra que des méthodes d'agrégation différentes sont possibles, en fonction de la nature des données à représenter (quantitatives, qualitatives, en classes). Les indicateurs calculés illustreront ces différentes méthodes d'agrégation.

3.1. Des données organisées selon le format DoneSol

La base de données DoneSol est constituée de trois éléments principaux pour sa composante « données surfaciques » : les strates, les Unités typologiques de sol (UTS) et les Unités cartographiques de sol (UCS) (Tableau 15-5).

Les **Unités typologiques de sol** représentent une portion de la couverture pédologique avec des caractéristiques faisant état d'une pédogenèse identique. Chaque UTS est composée d'une **succession de strates** qui représentent chacune la **variation d'un horizon dans l'espace** (Figure 15-5). La succession des strates est la même en tous lieux de l'espace, pour chaque UTS, même si l'une ou l'autre de ces strates peut être localement absente. Ces informations sont issues des différentes observations faites lors de sondages à la tarière, à l'aide de fosses pédologiques, mais aussi par des descriptions de profils de sols apparents dans des talus ou des fossés.

Les **strates** des UTS sont caractérisées par des données quantitatives exprimées par des valeurs minimales, maximales et modales, et des données qualitatives exprimées par des valeurs de mode principal, secondaire et mineur. Une strate est appariée à une seule et unique UTS. En conséquence, **toutes les interprétations et calculs/estimations se font sur les données de ces strates, à l'échelle des UTS.**

Les UTS ne sont pas spatialisées puisqu'elles supportent des informations issues de données ponctuelles. Pour faire une représentation de cette information sous forme de carte, les UTS sont donc **agrégées** au niveau d'une **Unité cartographique de sol**. Les UCS sont ainsi définies comme ayant une couverture pédologique et des éléments paysagiques homogènes formant des pédopaysages distincts. **Une UCS peut être constituée d'une seule UTS (UCS pure) ou de plusieurs UTS (UCS complexe).** L'UCS complexe est principalement rencontrée dans le RRP à l'échelle du 1/250 000. Des paramètres de sols définis par UTS doivent donc être **agrégés** afin de représenter une information unique à l'échelle de l'UCS. Cette agrégation de valeurs d'UTS doit donc être associée à un **indicateur de la variabilité au sein de l'UCS** : écart-type ou pourcentage de représentation des UTS au sein de chaque UCS.

Tableau 15-5. Exemple de l'organisation des données de la BD IGCS au format DoneSol

| No_UCS | No_UTS | Proportion de l'UTS dans l'UCS (%) | No_strate | Epaisseur moyenne (cm) | Propriété mesurée |
|--------|--------|------------------------------------|-----------|------------------------|-------------------|
| 1 | 1 | 75 | 1 | 20 | Xx |
| 1 | 1 | 75 | 2 | 30 | Xx |
| 1 | 2 | 25 | 1 | 25 | Xx |
| ... | | | | | |

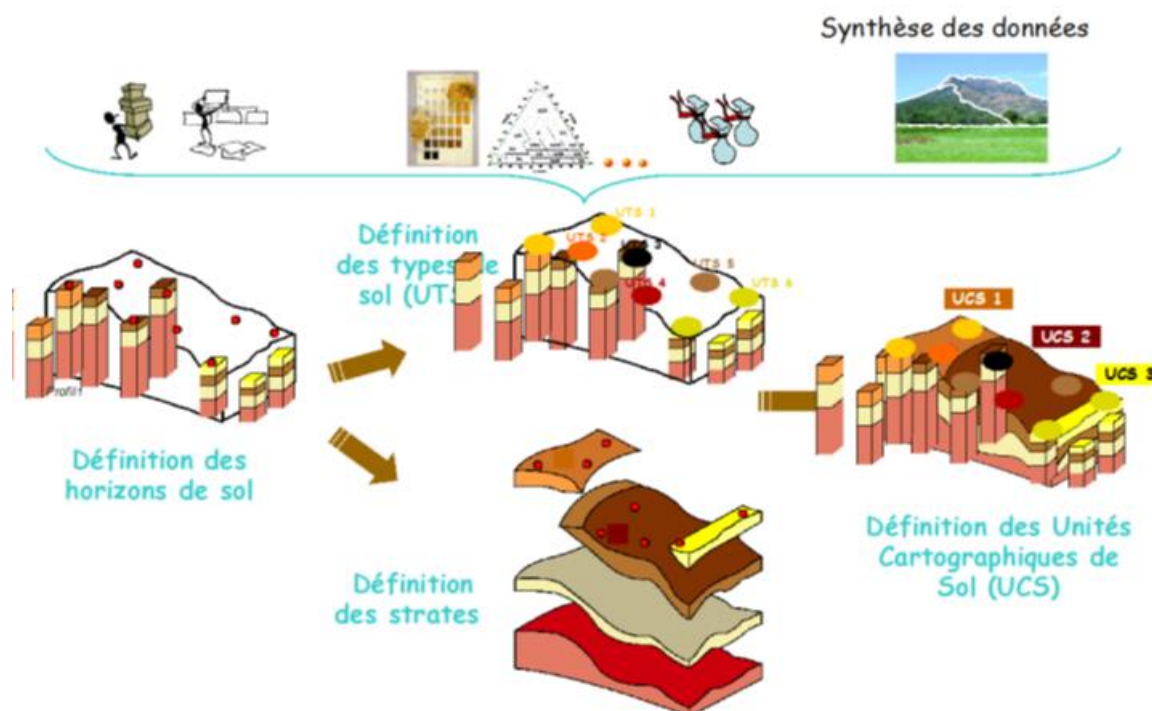


Figure 15-5. Schéma descriptif des types de données acquises dans le cadre du Référentiel Régional Pédologique (https://www.gissol.fr/wp-content/uploads/2019/03/CCTG_RRP.pdf)

De façon assez classique en cartographie des sols, l'évaluation des indicateurs est **réalisée initialement au niveau des UTS**, puis, éventuellement, **évaluées de façon spatialisée au niveau des UCS**. Dans la section suivante, nous détaillons la chaîne d'analyse employée dans cette étude.

3.2. Méthodologie de calcul et de représentation cartographique d'indicateurs à partir des données du programme IGCS

Différentes voies d'agrégation sont possibles afin de représenter les données à l'échelle de l'UCS, comme résumé sur la Figure 15-6.

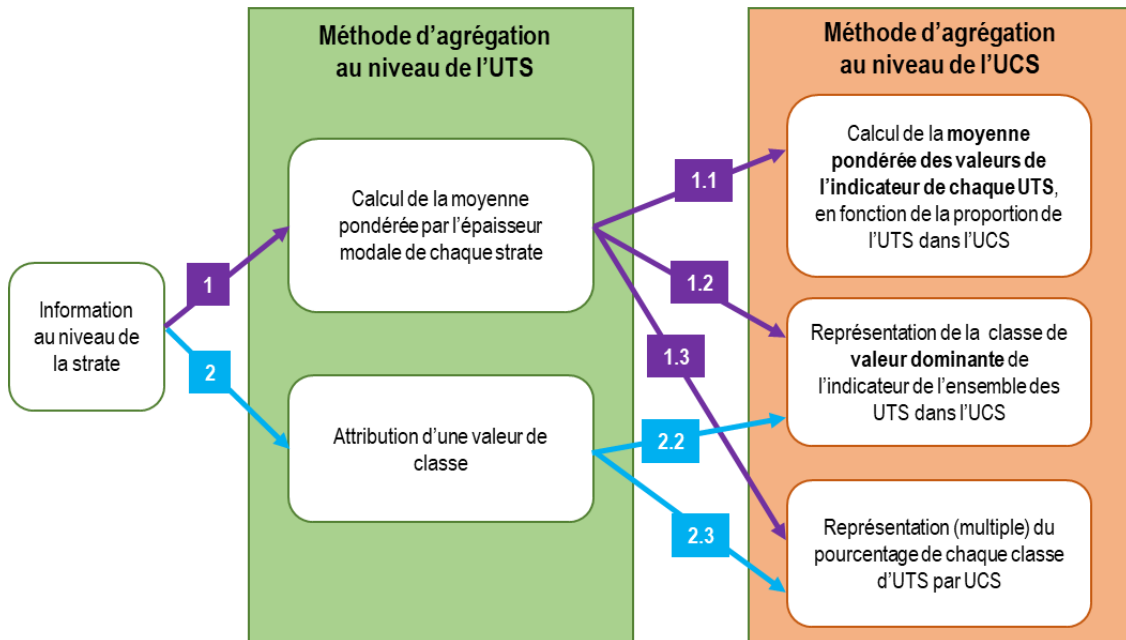


Figure 15-6. Schéma des chemins possibles d'utilisation des données IGCS au format DoneSol (strate, UTS, UCS) pour l'évaluation d'indicateurs de la qualité des sols

3.2.1. Agrégation des données quantitatives à l'UTS

Les calculs d'indicateurs sont réalisés sur les types de sols (UTS) en s'appuyant sur les variables descriptives de ces dernières : variables quantitatives issues des strates dont la **valeur modale** est priorisée. C'est la valeur, définie par le chargé d'étude, **la plus fréquente prise par la variable** quantitative. En son absence, les valeurs minimale et maximale peuvent être mobilisées. La strate organique « O » est supprimée dès l'étape de préparation du jeu de données (c'est-à-dire d'extraction des données depuis la base de données DoneSol), sauf si l'indicateur mobilise cette information. Dans certaines conditions, des valeurs modales manquantes (notées NULL dans DoneSol) sont déterminées : soit par dire d'expert, soit par le calcul d'une valeur moyenne à partir des valeurs maximale et minimale de l'indicateur (lorsqu'elles existent).

Les valeurs quantitatives des indicateurs sont déterminées pour chacune des strates des UTS à partir de la base de données IGCS au format DoneSol. **Certains indicateurs imposent que leur valeur soit calculée à une épaisseur fixée, souvent à 30 cm.** Cependant, les épaisseurs des strates ne sont pas fixes et peuvent varier : de 10 à 55 cm par exemple pour un horizon de surface. Dans ce cas, il est donc nécessaire de **recalculer les pourcentages des épaisseurs des strates afin que l'épaisseur finale considérée soit de 30 cm.**

Ensuite, les pourcentages des épaisseurs des strates sont utilisés pour calculer la **moyenne pondérée** de la variable d'intérêt au sein de l'UTS, selon les équations [1] et [2] :

$$\mu_p = \sum_{i=1}^N p_i x_i \quad [1]$$

$$SD_p = \sqrt{\sum_{i=1}^N p_i (x_i - \mu_p)^2} \quad [2]$$

avec : p_i : pourcentage de l'épaisseur de la strate sur l'épaisseur totale considérée i

μ_p : moyenne pondérée de la variable d'intérêt à l'UTS
 x_i : valeur quantitative de la variable d'intérêt pour la strate i
 SD_p : écart-type pondéré à l'UTS

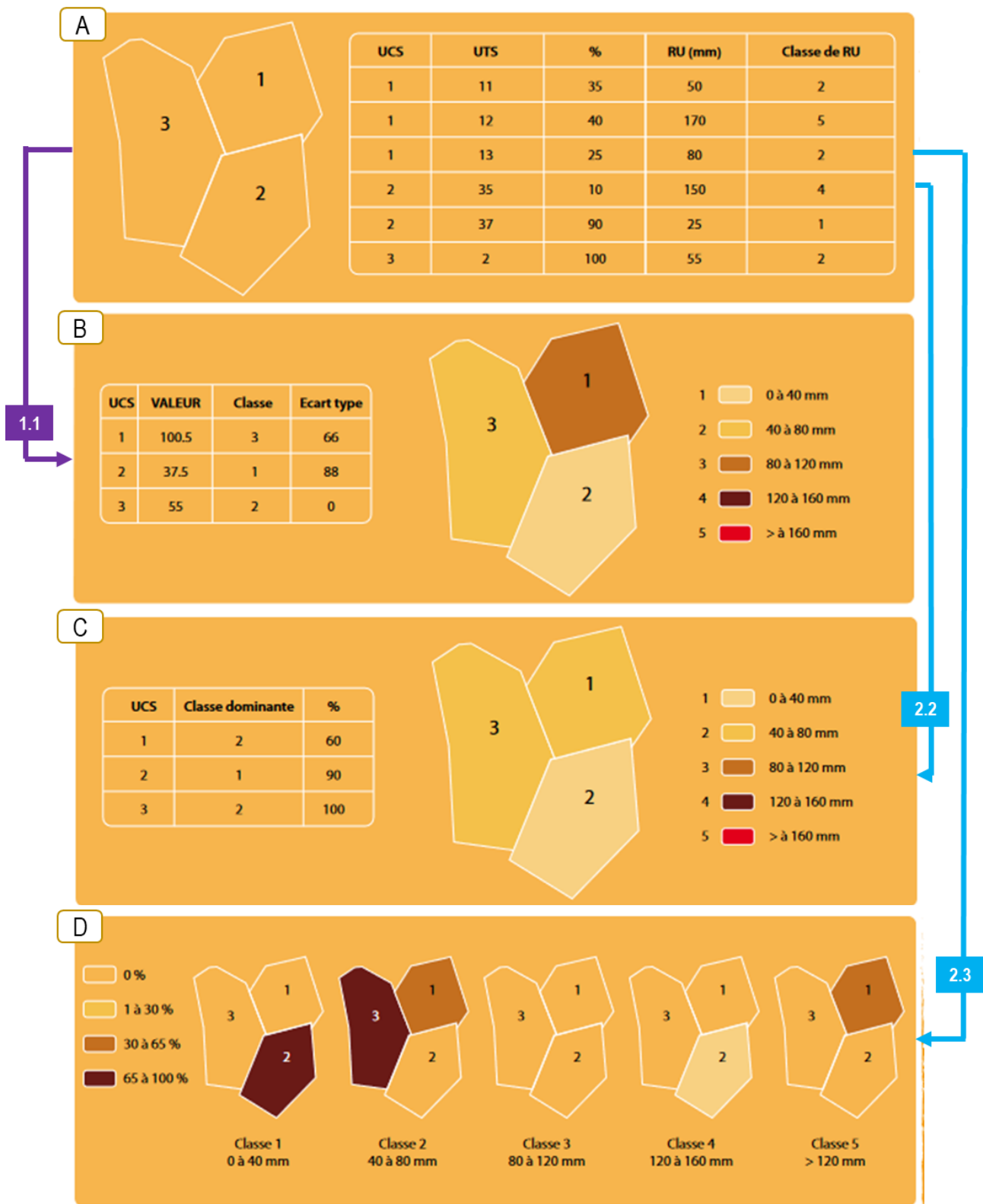


Figure 15-7. Les différentes méthodes d'agrégation de données au format DoneSol (Lemerrier et al., 2016) :
A) présente un exemple de données sur le Réservoir en Eau Utilisable (RU), exprimé soit en mm soit en classes ;
B) à D) illustrent les différentes méthodes d'agrégation, telles que présentées dans la Figure 15-6)

La proposition exposée ci-dessous illustre le chemin **1** de la Figure 15-6. Cependant, le calcul de la moyenne pondérée de certaines variables par UTS peut être scientifiquement discutable ; c'est le cas du pH, par exemple, dont le calcul de la moyenne arithmétique ne fait pas sens sur le plan scientifique. On peut alors attribuer une **classe de valeur** par strate constituant l'UTS, comme l'illustre le chemin **2** de la Figure 15-6. Si les strates constituant les UTS appartiennent à la même classe de valeur, alors cette dernière est attribuée à l'UTS. Lorsque les classes sont différentes suivant les strates constituant l'UTS, le choix de la classe à attribuer à l'UTS est fait par l'opérateur (on attribue la classe des strates de surface à l'UTS).

3.2.2. Agrégation des UTS au sein de chaque UCS

Représenter cartographiquement les indicateurs des sols implique d'agréger l'information disponible au niveau des UTS à celui des UCS, selon différentes méthodes, l'UCS étant l'unique support de la représentation cartographique.

D'un point de vue purement géomatique, la représentation cartographique de données pédologiques issues de la base de données DoneSol consiste à associer à un **polygone** (entité géométrique représentant l'UCS), une **valeur unique** du paramètre que l'on souhaite représenter.

Les UCS sont des objets que l'on sait localiser dans l'espace, composés d'une ou plusieurs UTS identifiées. On parle d'UCS pures (une seule UTS) ou d'UCS complexes (plusieurs UTS). Concernant les études à grande échelle, c'est-à-dire les cartes détaillées, la majorité des UCS sont pures. Dans ce cas, la valeur du paramètre pédologique à représenter cartographiquement sera celle de l'UTS unique. Dans le cas des UCS complexes, la valeur du paramètre représentée résultera de **la combinaison, ou de l'agrégation, des valeurs renseignées pour les différentes UTS qui composent l'UCS.**

Pour ce faire, trois méthodes présentées sur les Figures 15-6 et 15-7 sont couramment utilisées (Lemerrier *et al.*, 2016), et décrites ci-dessous.

L'agrégation par évaluation de la moyenne pondérée des valeurs des UTS au sein de l'UCS

Cette méthode d'agrégation est illustrée par le chemin **1.1** de la Figure 15-6.

Les moyenne et écart-type de la valeur d'un indicateur à l'échelle d'une UCS sont calculés et pondérés par la superficie relative occupée par chacune des UTS au sein de l'UCS, selon les équations [3] et [4] :

$$\mu_w = \sum_{i=1}^N w_i x_i \quad [3]$$

$$SD_w = \sqrt{\sum_{i=1}^N w_i (x_i - \mu_w)^2} \quad [4]$$

avec : w_i : pourcentage de la superficie de l'UCS occupée par l'UTS i

μ_w : moyenne pondérée au sein de l'UCS

x_i : valeur quantitative de la variable d'intérêt de l'UTS i

SD_w : écart-type pondéré de l'UCS

Un exemple est illustré sur la Figure 15-7, où une valeur quantitative du RU est calculée pour chaque UCS.

L'agrégation par la représentation de la valeur ou de la classe de l'UTS dominante

Une autre proposition consiste à représenter exclusivement la valeur de l'UTS dominante. Cette méthode est illustrée par le chemin **1.2** de la Figure 15-6 pour une variable quantitative, et par le chemin **2.2** pour une variable qualitative. Un exemple est proposé pour l'évaluation du RU par classe (variable qualitative) sur la Figure 15-7.

Agrégation des UTS par « classe » de valeurs

La troisième méthode d'agrégation propose que l'on représente chaque classe de valeur de l'indicateur, en proportion de sa représentation dans l'UCS. Il en résulte autant de cartes que de nombre de classes de valeurs :

on représente, au sein de chaque UCS, la proportion d'UTS appartenant à la classe en question. Cette représentation par classe permet de montrer l'étendue de la variabilité des informations au sein de l'UCS.

Cette proposition est illustrée par le chemin 1.3 de la Figure 15-6 pour une variable quantitative, et par le chemin 2.3 pour une variable qualitative. Un exemple est proposé pour l'évaluation du RU par classe (variable qualitative) sur la Figure 15-7.

La méthode d'agrégation appliquée dépend notamment de la nature de la variable que l'on souhaite spatialiser. En effet, l'agrégation par la moyenne ne pourra pas s'appliquer à une variable qualitative du type « classe de texture », faire une moyenne de classes de texture n'ayant aucun sens. Les variables quantitatives (par exemple un taux d'argile) pourront être représentées par la moyenne, ou traduites sous la forme de classes pour être représentées par les deux autres méthodes d'agrégation (dominante ou pourcentage de chaque classe).

Dans cette étude, les différents chemins d'agrégation ont été mobilisés, selon la nature de la variable à représenter.

3.3. Evaluation de l'épaisseur du sol

L'épaisseur des sols a été calculée en utilisant le chemin 1.1 de la Figure 15-6 :

- l'épaisseur de chaque UTS est disponible dans la base de données du RRP au 1/250 000. La distribution des valeurs sur l'ensemble du Département montre que, en moyenne, les sols sont d'une épaisseur de l'ordre de 50 cm, plus faible que l'épaisseur des sols de l'ensemble du territoire (Figure 15-8) ; il convient cependant de garder à l'esprit que l'évaluation au niveau national est réalisée sur une autre base de données – celle du RMQS – que celle mobilisée dans cette évaluation (ce qui sera le cas dans la majorité des exemples qui suivent) ;
- elle est agrégée à l'UCS, en utilisant l'approche par moyenne pondérée (Figure 15-8). Les zones blanches (« missing » sur la carte) sont celles des agglomérations pour lesquelles on ne dispose pas de données mesurées fiables.

On constate que des sols minces sont observés sur plateaux du Chatillonnais, alors que les sols les plus profonds sont installés sur les terres argilo-limoneuses de la vallée châtilonnaise.

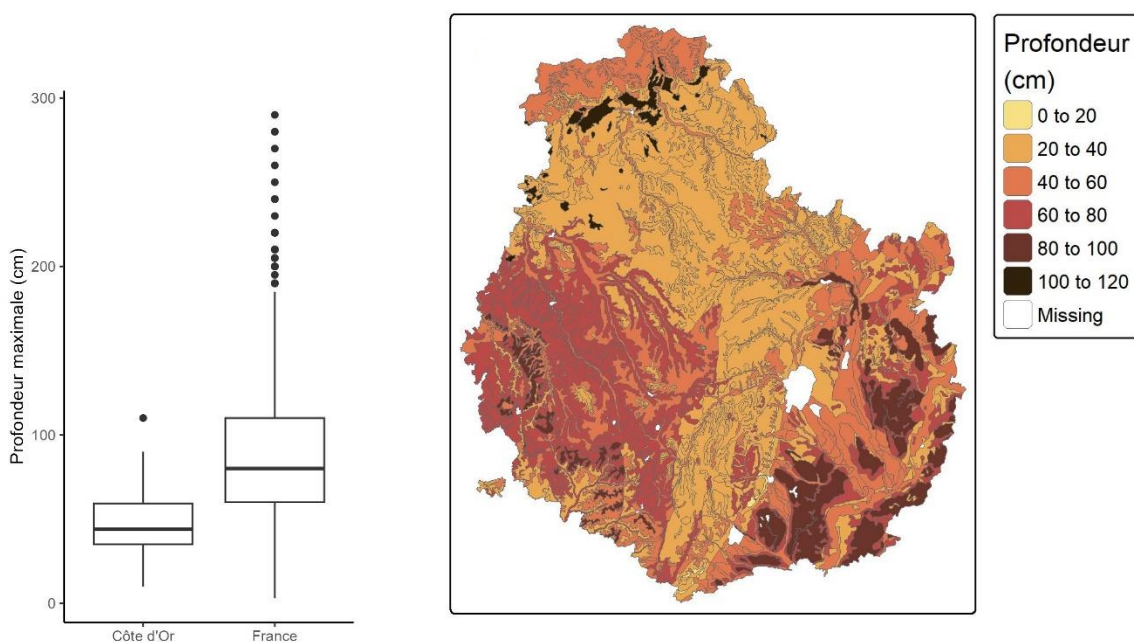


Figure 15-8. Distribution de l'épaisseur de sols sur le département de la Côte d'Or, comparée avec les données nationales sur le RMQS (à gauche), et épaisseur moyenne par UCS (à droite).

3.4. Evaluation du pH

Le pH, ou potentiel hydrogène, est l'unité de mesure de l'acidité ou de la basicité d'un sol. Il donne aussi des informations sur la fertilité du sol (capacité d'absorption des éléments nutritifs) et sur les risques de toxicité sol-plante (le pH influe sur la biodisponibilité des métaux). Cet indicateur fait état du **pH du premier horizon du sol**, même si cet indicateur n'est pas un indicateur pérenne puisqu'il fluctue en fonction des pratiques agronomiques.

Les données utilisées pour réaliser cette évaluation sont celles du pH_{eau}, recensées dans le RRP au 1/250 000 et dans les cartes CPF 1/100 000 de Beaune et Dijon. Pour réaliser l'évaluation, on applique le chemin **2.3** :

- la classification du pH de chaque UTS a été effectuée, en considérant la classe du pH de la strate 1. On affecte la valeur du pH de la strate de surface à l'UTS. A partir de ces valeurs, on transforme ces informations en classes à l'aide des seuils proposés par le GEPPA (Groupe d'étude des problèmes de pédologie appliquée ; voir Baize et Jabiol, 1995) (Tableau 15-6) ;
- pour produire une évaluation spatialisée du pH sur la zone d'étude, on représente le pourcentage de chaque classe de pH par UCS, en s'appuyant sur le pourcentage de toutes les UTS composant l'UCS.

Tableau 15-6. Classes de pH d'après les seuils du GEPPA (1981)

| pH de surface | Classe | Réaction du sol |
|----------------|--------|--------------------|
| < 5,5 | 1 | Très acide |
| 5,5 ≤ pH < 6,5 | 2 | Acide |
| 6,5 ≤ pH < 7,5 | 3 | Neutre (ou saturé) |
| 7,5 ≤ pH < 8,5 | 4 | Basique |
| ≥ 8,5 | 5 | Très basique |

Au niveau départemental, ce sont les classes de pH acide et neutre qui sont les plus représentées (Figure 15-9) ; on observe que les sols sableux des collines granitiques du Bas Morvan sont essentiellement des sols très acides ; les sols des plaines d'alluvions calcaires au sud-est de Dijon sont, quant à eux, essentiellement des sols très basiques. On constate également que, selon la source des données, des évaluations différentes de classes de pH peuvent apparaître, ce qui montre l'effet de la résolution de l'information initiale sur l'information restituée : des unités cartographiques des sols au 1/100 000, représentées comme « neutres » à plus de 80%, peuvent appartenir à des unités cartographiques considérées comme « neutres » seulement à 20-40% à l'échelle du 1/250 000 (par exemple dans la partie sud-sud-est du département).

3.5. Evaluation de la texture du sol

L'exemple de l'évaluation de la texture du sol montre comment l'on peut représenter des informations soit de nature quantitative, soit de nature qualitative.

3.5.1. Evaluation des teneurs en argile, limon, sable

Pour évaluer les teneurs des différentes fractions granulométriques (en %), on suit le chemin **1.1**. Ici, **seules les teneurs de la couche 0-30 cm** ont été représentées, en mobilisant les données du RRP 1/250 000.

- Au niveau des UTS, deux cas de figure sont possibles :
 1. Soit l'épaisseur de la strate 1 est supérieure ou égale à 30 cm, et on affecte donc la valeur de chaque classe granulométrique à la strate, et donc à l'UTS ;
 2. Soit l'épaisseur de la strate 1 est inférieure strictement à 30 cm ; il faut alors utiliser également les informations de la strate 2 et faire une moyenne pondérée (cf. section 3.2.1) ; on affecte la valeur résultante à l'UTS.
- Au niveau de l'UCS, on calcule pour chaque fraction granulométrique, la moyenne pondérée par la proportion de chaque UTS dans l'UCS.

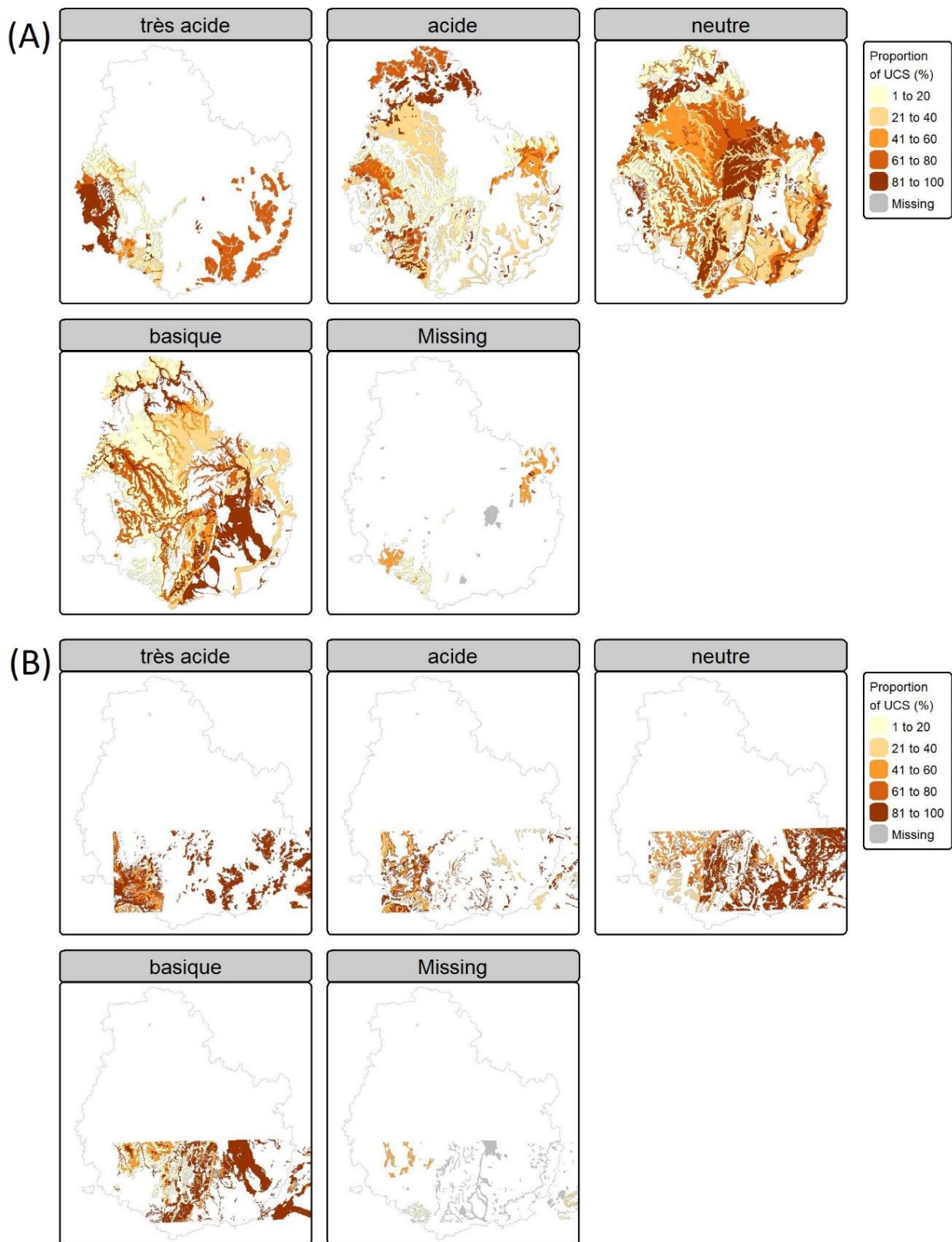


Figure 15-9. Evaluation du pH des horizons de surface de la zone d'étude.
 Pourcentage de l'UCS appartenant à la classe de pH considérée :
A) calcul à partir des données du RRP de la Côte d'Or au 1/250 000 ;
B) calcul à partir des études de Dijon et Beaune au 1/100 000.

Le Tableau 15-7 présente pour chaque classe de teneur en argile, limon et sable le nombre d'UCS concernés et la surface totale associée.

A l'échelle du département, la majorité des UCS sont associées à des teneurs en argile entre 30 et 50%, et des teneurs en limon de 40 à 60% (Figure 15-10). Les teneurs en sable sont plus faibles, oscillant entre 0 et 30%. Les sols à plus fortes teneurs en sable sont situés au sud-ouest du département.

Tableau 15-7. Nombre d'UCS (et surface totale associée en km²) pour chaque classe de teneurs en argile, limon et sable (on vérifie que, pour chaque classe granulométrique, la somme des UCS est égale à 101, ce qui correspond au nombre d'UCS du RRP 1/250 000 de la Côte d'Or)

| Classes (%) | Argile | | Limon | | Sable | |
|-------------|------------|----------------------------|------------|----------------------------|------------|----------------------------|
| | Nombre UCS | Surface (km ²) | Nombre UCS | Surface (km ²) | Nombre UCS | Surface (km ²) |
| 0 - 10 | 1 | 86 | | | 35 | 3 692 |
| 10 - 20 | 19 | 657 | 1 | 86 | 32 | 3 306 |
| 20 - 30 | 13 | 1 207 | 10 | 528 | 11 | 773 |
| 30 - 40 | 34 | 2 628 | 16 | 649 | 5 | 99 |
| 40 - 50 | 30 | 3 883 | 41 | 4 228 | 7 | 231 |
| 50 - 60 | 4 | 243 | 30 | 3 155 | 8 | 267 |
| 60 - 70 | | | 3 | 59 | 2 | 251 |
| 70 - 80 | | | | | 1 | 86 |

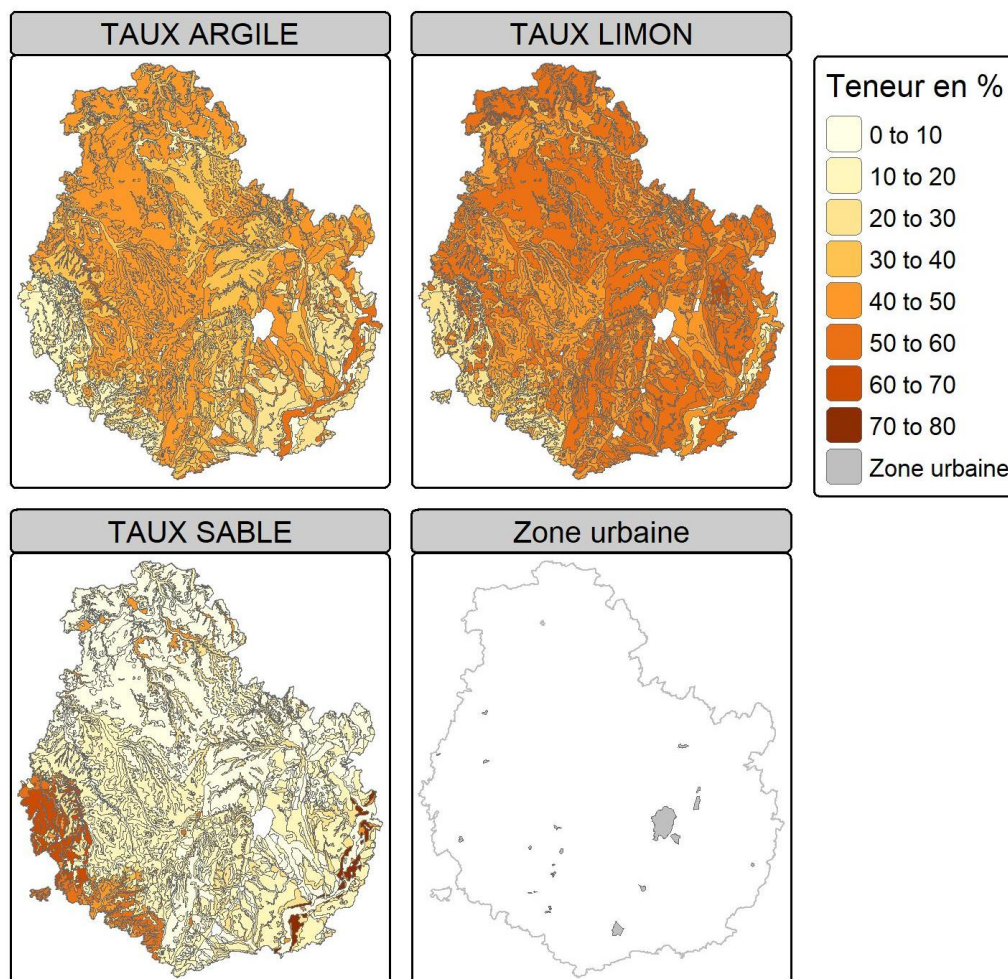


Figure 15-10. Teneurs moyennes en argile, limon et sable en % pour chaque UCS du département de la Côte-d'Or

3.5.2. Evaluation des classes de texture

La texture d'un sol peut également être représentée par classe, comme dans la Figure 15-11, selon le chemin [2.2](#). La classification française GEPPA (voir Baize et Jabiol, 1995) est renseignée pour chaque strate dans la base de données IGCS. On utilise ici uniquement les données de la strate 1. Pour chaque UCS, on représente ensuite la classe texturale dominante.

La majorité des sols du département sont des sols à texture argileuse et argilo-limoneuse, avec des sols plus limoneux sur la partie ouest (Bas Morvan et plateaux bourguignons présentés dans la Section 0). Le Morvan présente des sols à texture plus sableuse.

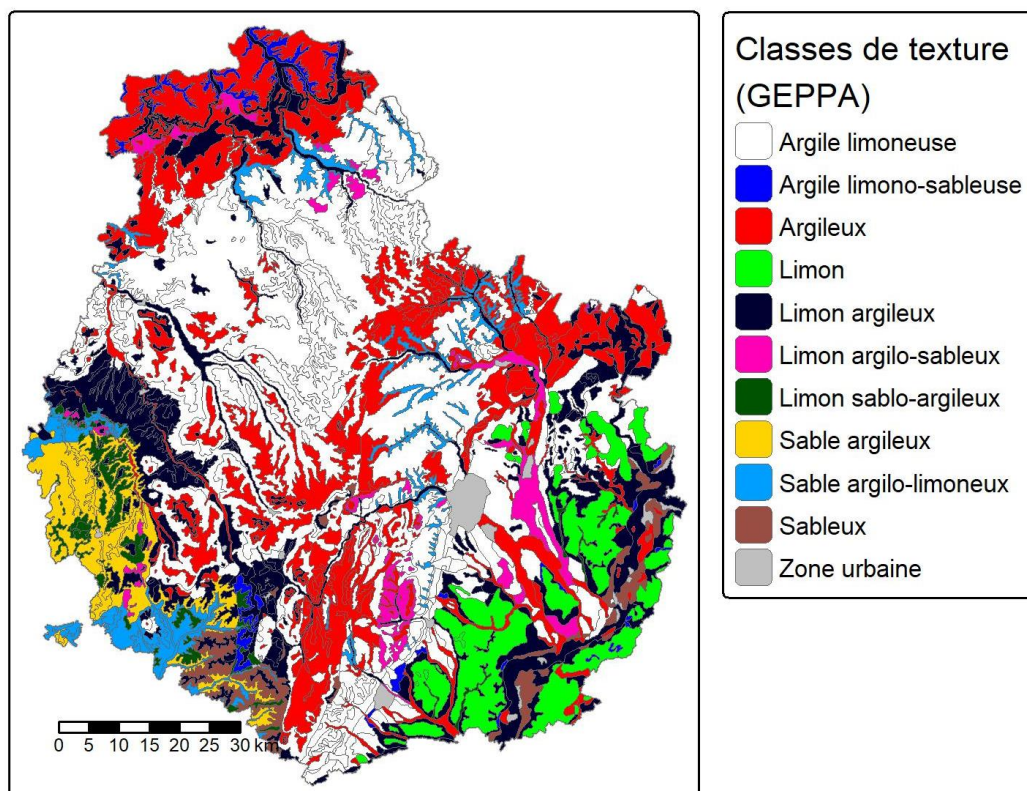


Figure 15-11. Classes dominantes de texture des sols par UCS du département de la Côte d'Or, selon la classification française GEPPA

3.6. Evaluation d'un indicateur de stabilité de la structure : le rapport carbone organique/argile

L'un des indicateurs proposés par la *Soil Monitoring Law* est le rapport carbone/argile (C_{org}/Arg). C'est un indicateur qui qualifie le niveau de stabilité de la structure du sol, en général la stabilité de l'horizon de surface. Dans la littérature, différentes valeurs seuils sont proposées afin d'évaluer « l'état de dégradation du sol » (Johannes *et al.*, 2023 ; Pulley *et al.*, 2023). Nous retenons ici les seuils proposés dans le projet de directive-cadre.

D'un point de vue technique, aucune précision n'est apportée concernant la profondeur de sol sur laquelle l'indicateur carbone/argile doit être calculé. Nous l'avons donc évalué à partir des données IGCS sur une profondeur de 30 cm à l'échelle de l'UTS⁸. Le calcul a été réalisé en suivant le chemin [1.1](#), les teneurs moyennes

⁸ Remarque : L'IPPC (2006, 2014a) définit la différence entre un sol organique et un sol minéral à partir du pourcentage sec de carbone organique (gC/gsol x 100). Le seuil fixé est que cette teneur en carbone organique soit de l'ordre de 12 à -18%. Ainsi les sols ayant un taux de carbone organique > 12% ont été supprimés pour le calcul de l'indicateur, afin que ne soient conservés que les sols de type 'minéral'.

en carbone organique et argile ont été effectuées à l'échelle de l'UTS, puis le ratio C_{org}/Arg de chaque UTS a été calculé. Ce ratio a ensuite été agrégé par UCS par la méthode de la moyenne pondérée. Enfin, selon la valeur obtenue, chaque UCS a été rattachée à une classe de niveau de dégradation (Tableau 15-8), et cartographiée (Figure 15-12).

Tableau 15-8. Seuils du ratio carbone/argile pour évaluer le niveau de qualité de la structure du sol (selon la Soil Monitoring and Resilience Law) et proportion du département concerné

| Ratio carbone/argile | Stabilité de la structure du sol | Proportion des sols du département concernés |
|----------------------|----------------------------------|--|
| > 1/8 | Très bon | 15% |
| 1/10 – 1/8 | Bon | 18% |
| 1/13 – 1/10 | Modéré | 28% |
| <1/13 | Dégradé | 37% |

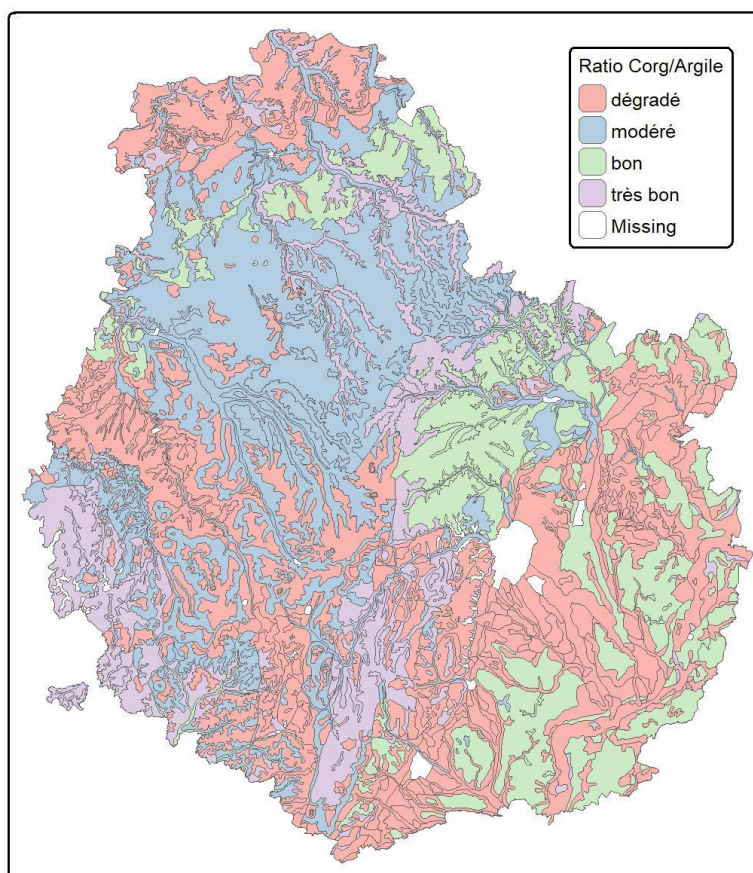


Figure 15-12. Carte du ratio carbone organique/argile sur le département de la Côte d'Or, évalué à partir des données du RRP 1/250 000

Cet indicateur est aujourd'hui critiqué dans la littérature, notamment par Poeplau et Don (2023) qui ont démontré que cet indicateur était inadapté à certains sols, particulièrement aux sols argileux. En effet, les chernozems riches en argile présents en Allemagne sont systématiquement classés comme « dégradés » selon cet indicateur, et ce quelle que soit leur teneur en carbone. A l'inverse, les sols sableux sont considérés le plus souvent comme « très bons », ce qui est principalement lié à la faible teneur en argile résultant en un ratio C_{org}/Arg élevé. L'étude de Rabot *et al.* (2024) sur les sols français met également en lumière les problèmes soulevés, et démontre que ce ratio ne serait pas non plus un bon indicateur de la stabilité structurale des sols français et n'aurait qu'un domaine d'applicabilité réduit. De plus, il classerait majoritairement les sols acides en « bon état » et les sols calcaires en « état dégradé ».

Ces arguments peuvent expliquer les résultats de la Figure 15-12, où les sols considérés en « très bon état » sont situés dans le sud-ouest du département et correspondent à des sols sous occupation forestière qui sont plutôt pauvres en argile et pas obligatoirement riches en carbone. A l'inverse, les zones classées « modérées » ou « dégradées » sont principalement des zones agricoles à fortes teneurs en argile.

4. Des cartes d'indicateurs évalués à partir du croisement de données du programme IGCS et de la BDAT

Les cartes précédentes ont été réalisées exclusivement à partir des données au 1/100 000 ou 1/250 000 du programme IGCS. Le cahier des charges des RRP demande en effet de renseigner, pour chaque UTS, une teneur modale de la **strate de surface** (par exemple pour la teneur en carbone ou la teneur en certains nutriments). Cependant, cette donnée provient souvent possiblement d'analyses anciennes et/ou peu nombreuses pour renseigner de façon fiable chaque UTS. De plus, elle ne prend pas en compte le fait qu'une même UTS peut présenter potentiellement des teneurs modales différentes lorsqu'elle est affectée à 2 UCS n'ayant pas la même histoire culturale.

Par ailleurs, **lorsque l'on s'intéresse uniquement à une information sur l'horizon de surface du sol**, il est possible de mobiliser également les données de la BDAT, en général plus actualisées et plus nombreuses. Mais celles-ci ne sont pas associées explicitement à un type de sol (UTS), et ne sont localisées que par leur rattachement à la commune d'origine de la parcelle échantillonnée. Le croisement de ces deux informations devrait permettre de représenter, au format des UCS – donc non moyennées au canton – des données issues de la BDAT. Nous explorons cette possibilité dans cette section.

4.1. Calcul des indicateurs par UCS à partir de la BDAT

Une méthode – mise au point dans le cadre du projet ABC'Terre⁹ – consiste à extraire de la BDAT les données d'un indicateur d'intérêt, sur la période décennale la plus récente, à l'échelle des UCS au sein desquelles on suppose que l'histoire culturale présente des traits communs. Les types de sol peuvent correspondre aux UTS du RRP ou à une agrégation d'UTS regroupées sur des critères agronomiques. La valeur de l'indicateur obtenu pour un type de sol est affectée à toutes les combinaisons « type de sol x système de culture » qui lui sont associées au sein de l'UCS. La valeur de l'indicateur est donc affectée à un couple (type de sol (c'est-à-dire UTS) et UCS).

Les données quantitatives de nutriments (**azote, phosphore, potassium**) et la **CEC**, présentées dans la suite de ce travail, ont été extraites de la BDAT.

4.2. Evaluation de la teneur en azote, phosphore et potassium

Les teneurs en nutriments des horizons de surface de la Côte d'Or ont été estimées pour chaque UTS à partir des données des sols agricoles issues de la BDAT, et comparées aux valeurs nationales du RMQS (*boxplots* de la Figure 15-13). Elles ont ensuite été agrégées à l'UCS afin de produire des cartes (Figure 15-13). Les zones « *missing* » des trois cartes résultantes sont les zones où les forêts sont nombreuses, et donc où l'évaluation par les données de la BDAT serait erronée.

⁹<https://www.agro-transfert-rt.org/abcterre/>

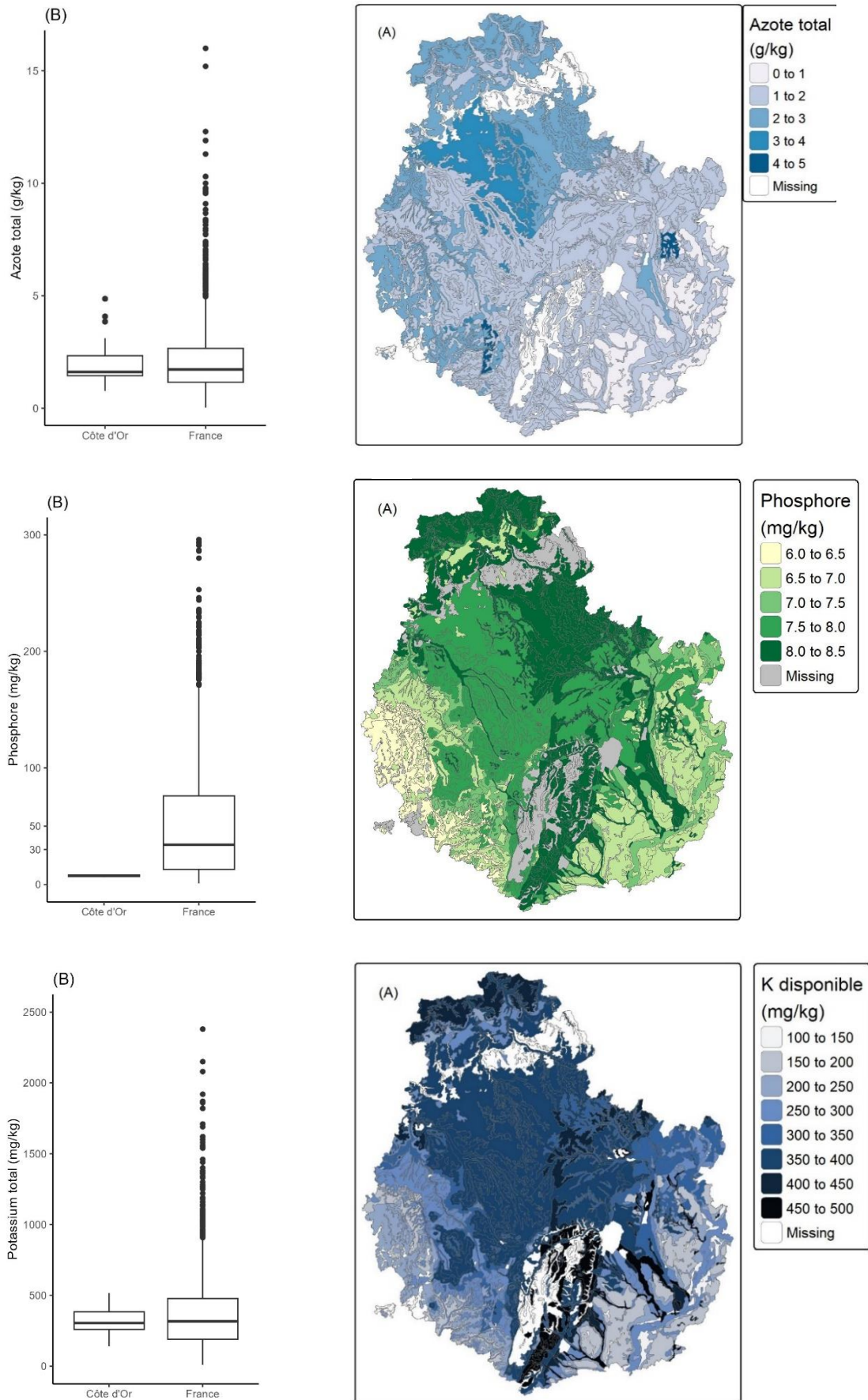


Figure 15-13. Teneurs médianes en azote (g/kg), phosphore et potassium total (mg/kg) des sols du département de Côte-d'Or. A gauche, comparaison avec les données nationales (RMQS) ; à droite, carte réalisée par le croisement d'informations de la BDAT et du RRP au 1/250 000.

Sur la zone d'étude, la majorité des sols du département (53%) présente des teneurs en azote comprises entre 1 et 2 g/kg, avec une valeur médiane proche de la valeur médiane nationale mesurée sur le RMQS. Elles sont les plus élevées au nord-est du département, dans les plaines cultivées.

Les teneurs en phosphore, comprises principalement entre 7 et 8,5 mg/kg sont très faibles, en comparaison des données nationales. Elles se situent très en deçà du seuil fixé par la Soil Monitoring Law pour décrire une teneur en phosphore en excès (seuil fixé à 30 mg/kg dans la version de juillet 2023).

La teneur en potassium de l'horizon de surface présente une valeur moyenne de l'ordre de 350 mg, très proche de la valeur médiane nationale (37% des sols de la zone d'étude présentent des teneurs comprises entre 350 et 400 mg/kg).

4.3. Evaluation de la capacité d'échange cationique (CEC)

Par la même méthode que celle employée pour le calcul des nutriments, on peut évaluer les valeurs de la CEC de l'horizon de surface et en proposer une représentation cartographique (Figure 15-14).

Sur le département de la Côte d'Or, 43% des sols présentent une CEC entre 20 et 25 mol/kg, et certains (au nord de Dijon), des valeurs supérieures à 25 mg/kg. La distribution des valeurs de la CEC sur le territoire d'étude se distingue de la distribution nationale, avec une valeur médiane très supérieure à la médiane nationale.

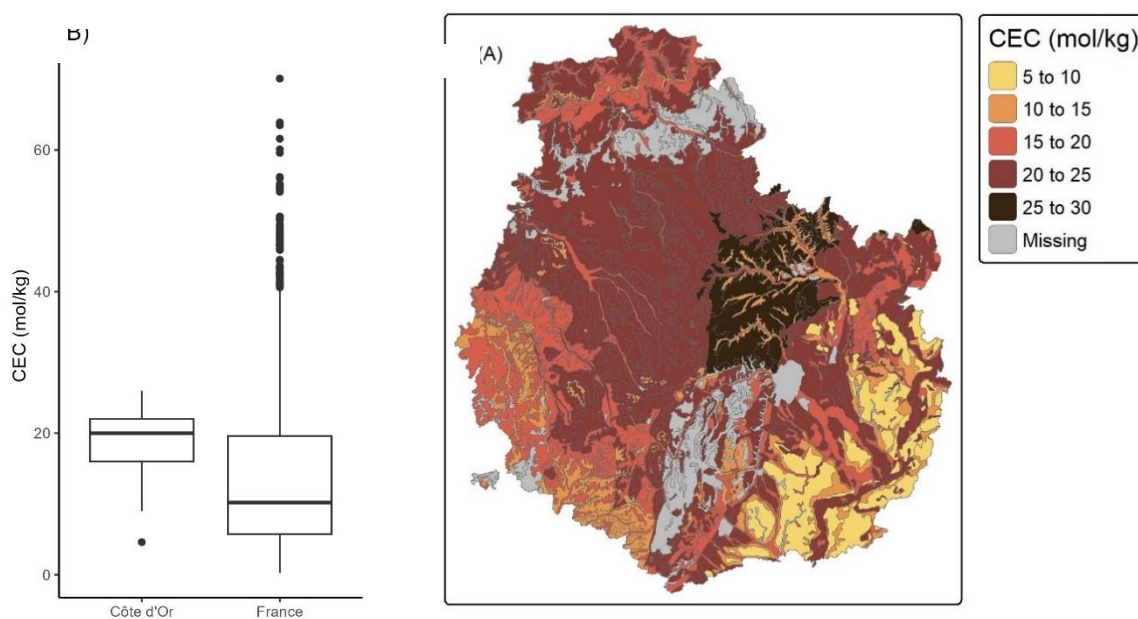


Figure 15-14. Capacité d'échange cationique : valeur médiane dans les horizons de surface (en mol/kg) comparée aux données nationales du RMQS (à gauche), et carte (à droite).

5. Des cartes d'indicateurs évalués par modélisation à partir de données IGCS

Certains indicateurs de la qualité des sols ne sont pas disponibles dans les RRP, soit que leur mesure ne soit pas réalisée — c'est le cas notamment des propriétés de sol qui nécessitent des prélèvements spécifiques, plus complexes que les sondages à la tarière classiquement réalisés dans une démarche de prospection cartographique —, soit que l'indicateur, plus complexe, nécessite un calcul, voire une modélisation.

Nous présentons ici deux exemples de ce type :

- l'évaluation de la **masse volumique apparente d'un horizon de sol**, indicateur dont l'évaluation passe par une mesure sur un échantillon de sol non perturbé, délicate à mettre en œuvre de façon systématique, notamment pour les horizons profonds car le creusement d'une fosse est nécessaire ;
- l'évaluation du **Réservoir en eau utilisable (RU)**, qui nécessite la connaissance de 2 points de teneurs en eau caractéristiques (la teneur en eau à la capacité au champ et la teneur en eau au point de flétrissement permanent, voir Chapitre 10), mesurés au laboratoire sur des échantillons de sol non perturbés prélevés dans chaque horizon. De nouveau, la nécessité de creuser une fosse pour accéder aux prélèvements rend l'évaluation de cet indicateur non réalisable en routine. Il est également obligatoire d'avoir une information sur chaque horizon de sol pour pouvoir proposer une évaluation du RU au niveau du sol sur toute son épaisseur.

De façon assez classique, des indicateurs non mesurés simplement peuvent être évalués grâce à l'utilisation de **fonctions de pédotransfert (FPT)**, lesquelles mobilisent comme arguments des caractéristiques de sol plus simples ou moins coûteuses à mesurer. Nous donnons deux exemples de l'utilisation de FPT pour définir des indicateurs de qualité des sols.

5.1. Evaluation de la masse volumique apparente d'un horizon de sol

5.1.1. Méthode d'évaluation de la masse volumique apparente

La masse volumique apparente est un indicateur identifié par la *Soil Monitoring and Resilience Law* comme indicateur du tassement. La directive-cadre propose d'évaluer la masse volumique : i) soit à partir de données mesurées selon la norme ISO 11272:2017, ii) soit à partir de toute autre proposition validée par une publication scientifique. Les valeurs de masse volumique étant rares dans la base de données DoneSol, nous les avons déterminées par calcul à l'aide d'une fonction de pédotransfert. Les fonctions d'évaluation de la masse volumique étant nombreuses dans la littérature, nous avons appuyé notre travail sur les recommandations de Ly *et al.* (2017), qui ont comparé de nombreuses fonctions de pédotransfert et proposent, en fonction des données disponibles, la FPT la plus adaptée à l'évaluation de la masse volumique sur des sols français. Sur la base de cette analyse, nous avons retenu la fonction de pédotransfert de Hollis *et al.* (2012).

5.1.2. Evaluation du tassement profond (*Subsoil compaction*)

La *Soil Monitoring and Resilience Law* propose, comme indicateur obligatoire du niveau de dégradation des sols, l'évaluation de la masse volumique sur les horizons profonds du sol, pour évaluer le tassement des horizons profonds. Elle ne précise cependant pas la profondeur de sol à laquelle l'indicateur « *Bulk density in subsoil* » doit être calculé. Ainsi, dans notre étude, nous avons pris en compte l'ensemble des horizons des profils de sol (strates des UTS), à l'exception des horizons labellisés « O », « A », « L » et « E », réputés être des horizons de surface. Les données du RRP au 1/250 000 ont ainsi été filtrées afin de ne garder que les strates 2 et 3. La masse volumique des horizons profonds est calculée, à l'échelle de l'UTS, avec la fonction de pédotransfert de Hollis *et al.* (2012), présentée dans l'équation [5] :

$$Mv = 0.35888 + (1.1833 \times e^{-0.115095} \times [\text{SOC}])) + (0.0000722 \times [\text{Sable}]) - (0.0007188 \times [\text{Argile}]) \quad [5]$$

avec : Mv : masse volumique de l'horizon (g.cm⁻³)

[SOC] : teneur en carbone organique (%)

[Sable] : teneur en sable (%)

[Argile] : teneur en argile (%)

L'évaluation du niveau de dégradation par tassement étant effectuée par classe de texture, chaque UTS est ensuite affiliée à une classe texturale¹⁰ en fonction de sa teneur en argile, limon et sable. Les valeurs de masse volumique

¹⁰ C'est le triangle de texture américain (texture USDA) qui est utilisé dans la fonction de Hollis *et al.* (2012).

calculées pour chaque UTS sont comparées avec les seuils de la *Soil Monitoring Law* (Tableau 15-9), pour déterminer si l'UTS est considérée comme dégradée. Pour réaliser ensuite la représentation spatialisée du tassement, on calcule, pour chaque UCS, la proportion d'UTS dont l'une des strates profondes présente une masse volumique apparente supérieure au seuil (Figure 15-15). Ce calcul n'est pas réalisé sur toute la surface de l'UCS mais sur un sous-ensemble qui exclut les espaces naturels (voir section 5.1.3).

On constate que, sur le département de la Côte d'Or, très peu de sols sont considérés comme dégradés vis-à-vis du tassement profond, à l'exception de quelques unités de sol limono-argileuses des plateaux bourguignons, au nord-ouest du territoire. Ce résultat peut toutefois conduire à différentes interprétations : soit les sols sont effectivement peu tassés, et cette évaluation permet d'identifier des zones dégradées sur lesquelles des stratégies de remédiation sont à développer ; soit les seuils proposés par la *Soil Monitoring Law*, identiques sur l'ensemble du territoire européen, ne sont pas pertinents sur certains sols de cette région.

Tableau 15-9. Seuils de masse volumique apparente utilisés dans la proposition de directive Soil monitoring and resilience pour évaluer le tassement des horizons profonds de sol

| Texture du sol (triangle de l'USDA) | Seuil (au-delà duquel l'horizon est considéré comme tassé) |
|--|--|
| Sands, loamy sands, sandy loams, loams | < 1.8 |
| Sandy clay loams, loams, clay loams, silts, silt loams | < 1.75 |
| Silt loams, silty clay loams | < 1.65 |
| Sandy clays, silty clays, clay loams with 35-45% clay | < 1.58 |
| Clays | < 1.47 |

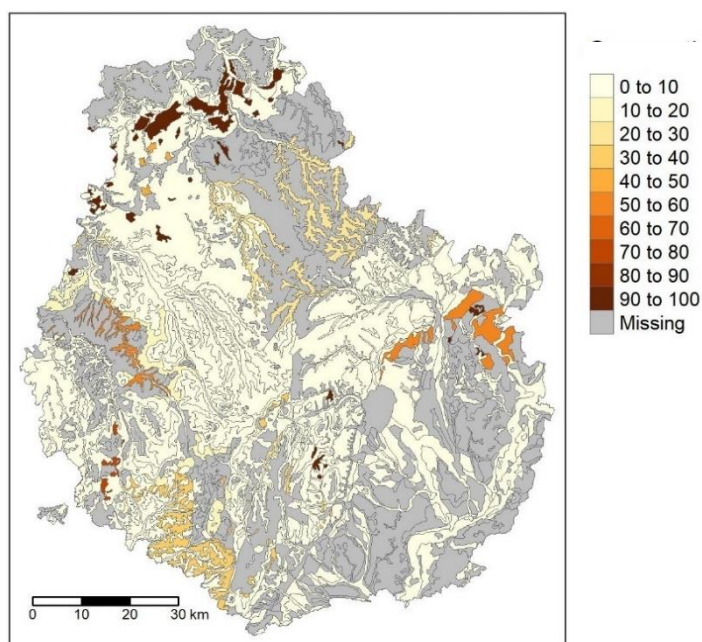


Figure 15-15. Indication du niveau de dégradation par le tassement sur le département de la Côte d'Or. Proportion (%) de chaque UCS dont des UTS dépassent les valeurs limites de masse volumique proposées par la *Soil Monitoring Law*.

5.1.3. Difficultés techniques liées à la mise en œuvre de la méthode de calcul

Des difficultés techniques spécifiques sont liées au calcul de cet indicateur « masse volumique » par une fonction de pédotransfert et sous les conditions proposées par la *Soil Monitoring Law* :

- le calcul de l'indicateur ne doit pas être réalisé pour les sols des espaces naturels. La sélection de tels territoires suppose que la base de données de sol (ici le RRP au 1/250 000) soit croisée avec une base de données de la couverture du sol (par exemple, la base OSO-Theia ; voir Annexe 15-A2). Cela ne peut se faire qu'au moyen d'une intersection sur un outil géomatique (ici, ArcGis Pro), et donc nécessite de travailler à l'échelle de l'UCS ;
- il y a un manque d'information considérable concernant le taux de matière organique à partir de la strate 2. Lorsque cette information était manquante, et pour ne pas mobiliser une fonction de pédotransfert supplémentaire qui aurait permis d'évaluer la teneur en matière organique dans les horizons profonds, nous avons supprimé les horizons pour lesquels les valeurs sont manquantes. L'indicateur « masse volumique des horizons profonds » est donc calculé sur un sous-ensemble des UTS, et non sur toutes les UTS, ce qui peut questionner la validité du résultat.

5.2. Evaluation du Réservoir en eau utilisable maximal (RUM)

5.2.1. Les grandeurs d'intérêt pour évaluer le RUM

Le Réservoir en eau utilisable maximal (RUM) des sols est défini comme la quantité d'eau que le sol peut stocker et restituer aux plantes pour leur production de biomasse. C'est un indicateur de transfert sol-plante mobilisé dans les modèles utilisant un calcul de bilan hydrique, par exemple pour l'évaluation des besoins en irrigation. Il est composé de trois paramètres, la **teneur en eau à la capacité au champ**, la **teneur en eau au point de flétrissement** et la **profondeur du sol**, lesquels peuvent être déterminés expérimentalement ou, pour les deux teneurs en eau caractéristiques, calculés à l'aide de **fonctions de pédotransfert** en l'absence des données expérimentales, ce qui est le cas dans cette étude.

5.2.2. Méthode d'évaluation du RUM par une fonction de pédotransfert

Le calcul du RUM est réalisé en 2 étapes :

- On calcule dans un premier temps les teneurs en eau caractéristiques pour chaque strate, à l'aide des fonctions de pédotransfert développées par Dobarco *et al.* (2019b) (équations [6] et [7]) :

$$\theta_{2,0}^h = 0.278 + (2.45 \times 10^{-3} \times \text{argile}_{\%}) - (1.35 \times 10^{-3} \times \text{sable}_{\%}) \quad [6]$$

$$\theta_{4,2}^h = 0.08 + (4.01 \times 10^{-3} \times \text{argile}_{\%}) - (2.93 \times 10^{-4} \times \text{sable}_{\%}) \quad [7]$$

avec : $\text{argile}_{\%}$: pourcentage d'argile (%)

$\text{sable}_{\%}$: pourcentage de sable (%)

$\theta_{2,0}^h$: teneur volumétrique en eau à la capacité au champ de la strate ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)

$\theta_{4,2}^h$: teneur volumétrique en eau au point de flétrissement permanent de la strate ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)

On obtient ainsi l'Humidité utile (HU) de chaque strate :

$$\text{HU} = (\theta_{2,0}^h - \theta_{4,2}^h) \quad [8]$$

- Dans un deuxième temps, on intègre l'Humidité utile de chaque strate sur toute son épaisseur, pour évaluer des Réservoirs utilisables élémentaires (RU) pour chaque strate. On intègre ces RU sur l'ensemble du profil de sol pour obtenir le RUM [10]. Par souci de simplification, et parce que des fonctions de pédotransfert de la contribution des éléments grossiers au RUM ne sont pas disponibles pour tous les types d'éléments grossiers rencontrés sur la zone d'étude, on ne tient compte que de la fraction fine du sol dans le calcul du RUM [9] :

$$\text{Fraction fine}^h = 1 - \text{éléments grossiers}_{\%} \quad [9]$$

$$\text{Réservoir utile (mm)} = \sum_{h=1}^N \text{Fraction fine}^h \times (\theta_{2,0}^h - \theta_{4,2}^h) \times t^h \quad [10]$$

avec : $\text{éléments grossiers}_{\%}$: pourcentage d'éléments grossiers (%)

t^h : épaisseur de la strate (mm)

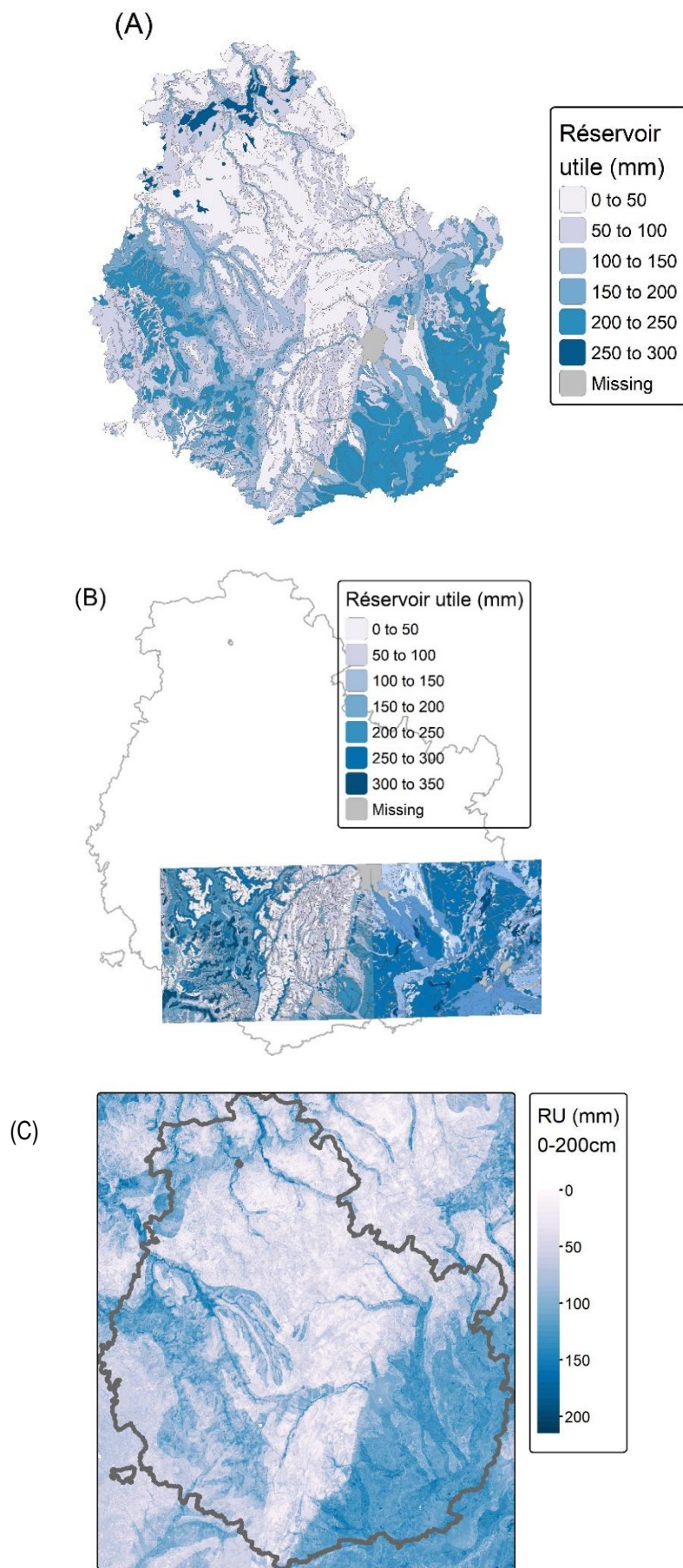


Figure 15-16. Réservoir en eau utilisable maximal. **A)** Evaluation à partir des données du RRP au 1/250 000 (profondeur = 110 cm) ; **B)** Evaluation à partir des données CPF à 1/100 000 (profondeur = 110 cm) ; **C)** Evaluation issue du programme GlobalSoilMap (profondeur = 200 cm)

Une difficulté spécifique de l'évaluation du RUM réside dans le **choix de la profondeur de sol** sur laquelle faire le calcul. Selon la finalité de l'utilisation de la carte résultante, on peut :

- calculer le RUM selon les profondeurs maximales réelles rencontrées sur le site d'étude ; on prendra garde, cependant, de s'assurer que les profondeurs renseignées dans la base de données sont bien des profondeurs réelles de sol, et non des profondeurs inférieures aux profondeurs réelles, en raison de prospections à la tarière sur une profondeur limitée à 120 cm ;
- calculer le RUM sur une profondeur maximale constante, que l'on choisira cohérente avec la profondeur maximale observée de l'enracinement des végétaux dans la zone d'intérêt.

Dans cette étude, nous avons choisi de calculer le RUM pour une **profondeur unique de 110 cm** (Figures 15-16.A et B).

5.2.3. L'évaluation du RUM dans le programme *GlobalSoilMap*

Dans la méthode présentée ci-dessus, on dispose d'informations sur la granulométrie des horizons de sol, à la fois à l'échelle du 1/250 000 et du 1/100 000, auxquelles sont réalisées ces évaluations. Cependant, on peut envisager des situations où même la texture des horizons de sol est inconnue. Il faudrait alors utiliser en cascade : i) une FPT pour évaluer la granulométrie des horizons puis, ii) une FPT pour évaluer le RUM à partir des données calculées en i).

Une proposition alternative est de mobiliser les résultats du projet *GlobalSoilMap*, dont l'ambition est de proposer 13 propriétés de sols – dont le RUM – à haute résolution spatiale (90 m), sur l'ensemble des terres émergées du globe, et avec des incertitudes d'évaluation associées (McBratney *et al.*, 2014). Les valeurs du RUM sur l'ensemble de la France (Dobarco *et al.*, 2019a) sont disponibles en ligne (Roman Dobarco *et al.*, 2021). A titre de comparaison, nous présentons le RUM sur la profondeur de 200 cm sur la Figure 15-16.C.

Si les trois cartes de RUM présentent des similitudes marquées (valeurs les plus élevées dans le Pays-Bas, au sud-est, et sur les plateaux bajociens de l'Auxois ; valeurs les plus faibles sur les plateaux bourguignons), des différences liées à la résolution de l'information sont bien visibles, notamment lorsque l'on compare les échelles du 1/100 000 et du 1/250 000. On notera également que, même si les cartes issues des programmes IGCS (Figures 15-16.A et B) sont calculées sur une profondeur de sol inférieure à celle de la carte GlobalSoilMap (Figure 15-16.C), les valeurs du RUM ne sont pas sensiblement différentes ; les horizons de sol compris entre 110 et 200 cm ne contribuent que très faiblement au RUM.

6. Des cartes d'indicateurs évalués à partir des données du RMQS

Nous avons vu à la section précédente que certains indicateurs, absents ou peu représentés dans les bases de données du programme IGCS au 1/250 000 ou au 1/100 000, peuvent être évalués par modélisation, en utilisant d'autres données, plus fréquemment mesurées. Ce n'est pas le cas de toutes les propriétés de sol, notamment les propriétés biologiques, absentes des bases de données IGCS et BDAT, et présentes seulement dans le programme RMQS. C'est également le cas des contaminants organiques. Nous présentons ici des exemples de ces deux types d'indicateurs.

6.1. Des indicateurs biologiques : la biomasse microbienne et la diversité microbienne

Les 33 valeurs mesurées de biomasse microbienne (en μg ADN / g de sol) et de diversité microbienne (exprimée en Unités taxonomiques opérationnelles – OTU) sur la zone test sont comparées aux valeurs nationales (Figure

15-17.B), cette comparaison se faisant ici sur des données de même origine (programme RMQS). Les cartes sont des extractions des cartes nationales, où la spatialisation à partir des données ponctuelles est réalisée par krigeage (Figure 15-17.A).

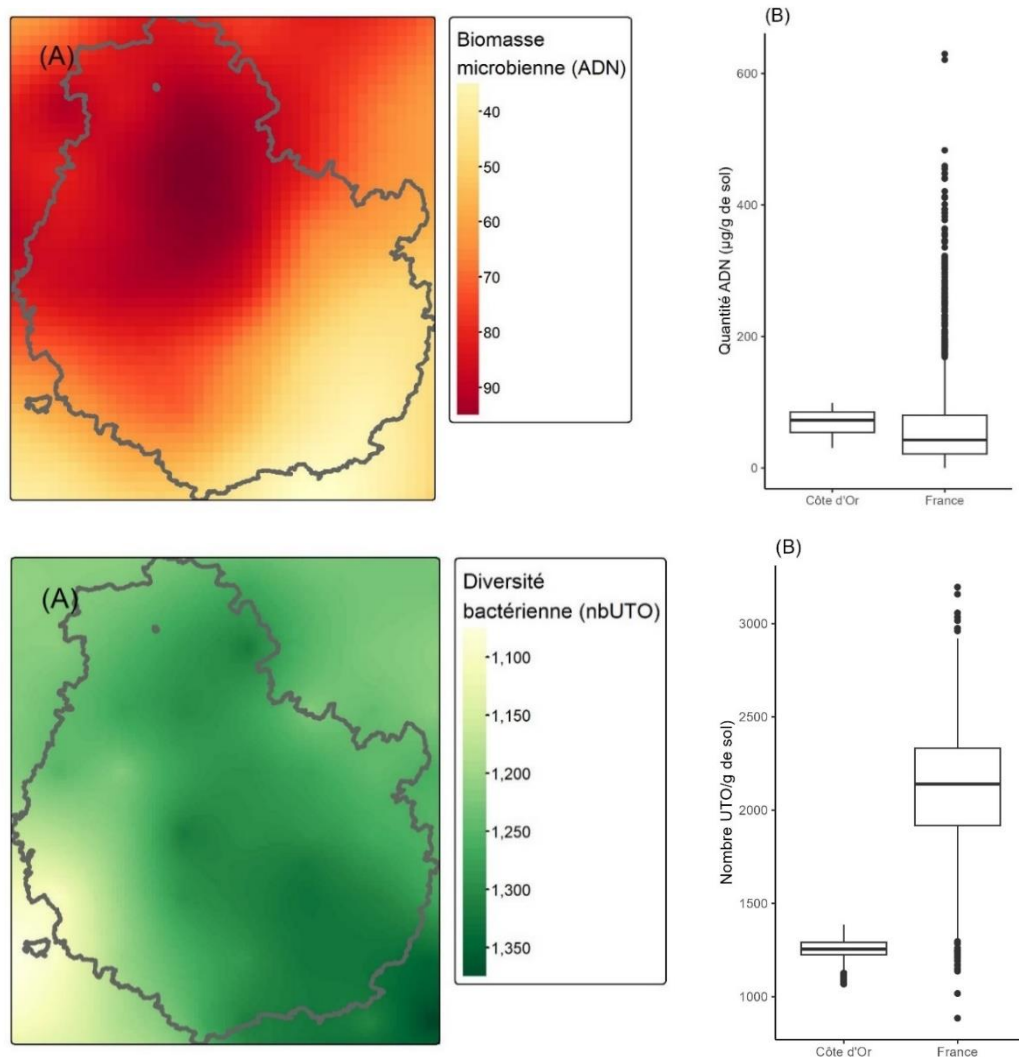


Figure 15-17. Biomasse microbienne (en µg ADN/g de sol) et diversité bactérienne des sols du département de la Côte d'Or (données du RMQS) : cartes et comparaisons aux données nationales du RMQS

Si la biomasse microbienne est légèrement supérieure, en moyenne sur le département de la Côte d'Or, à la moyenne nationale, on observe que la diversité est très inférieure à la médiane nationale. La répartition des 2 paramètres est hétérogène et différente pour les 2 indicateurs : l'abondance est plus élevée sur les plateaux bourguignons du nord-est et plus faible dans le Pays-Bas, au sud-est. La diversité microbienne, quant à elle, semble plus élevée dans le Pays-Bas.

6.2. Des contaminants

6.2.1. Des contaminants organiques : les hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des contaminants organiques issus de la combustion incomplète de matière organique. Les activités anthropiques sont responsables de la majorité des émissions de HAP dans l'environnement. La toxicité des HAP, notamment la cancérogénicité de certaines molécules (Grimmer, 1985), a conduit à la surveillance de 16 HAP dans l'environnement, en particulier dans l'air et les milieux aquatiques

à l'échelle européenne. Les sols ont été peu considérés, cependant les mesures de 15 HAP sur les sites du RMQS ont permis de cartographier les teneurs en HAP des sols français (Froger *et al.*, 2021 ; Villanneau *et al.*, 2013). Les teneurs dans les sols du département de la Côte d'Or ont été extraites et sont présentées dans la Figure 15-18.

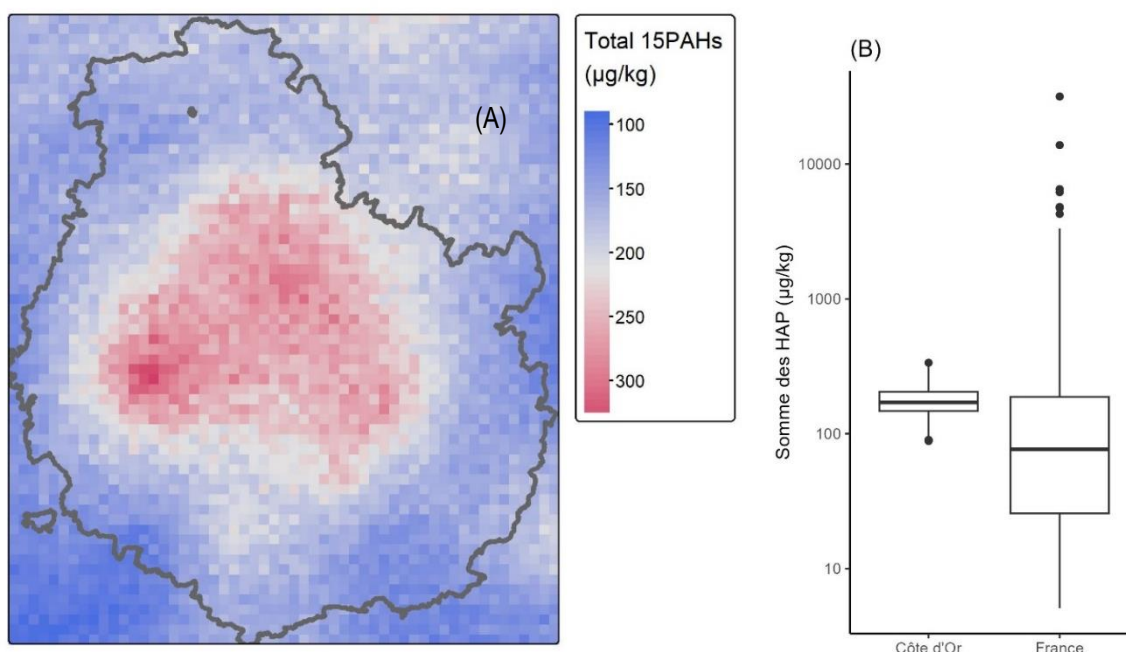


Figure 15-18. A) Teneurs en HAP ($\mu\text{g}/\text{kg}$) dans les sols du département de la Côte d'Or, issues de la spatialisation à l'échelle de la métropole ; B) Comparaison aux données nationales (RMQS)

La distribution des 33 mesures de HAP dans le département de la Côte d'Or montre que la moyenne est sensiblement plus élevée sur ce département que dans l'ensemble de la France. La répartition de la concentration est hétérogène dans le département, avec une zone centrale, à cheval sur plusieurs pédopaysages du territoire, plus largement contaminée par les HAP que les autres portions du territoire. Cette distribution, non structurée a priori sur la distribution des types de sol, met en lumière la nécessité de prendre en compte d'autres informations (par exemple, localisation de zones d'activités industrielles, direction des vents dominants...) pour interpréter de telles informations.

6.2.2. Contaminants inorganiques : éléments traces métalliques

Les teneurs en éléments traces métalliques des sols sont liées au fond pédogéochimique naturel, mais aussi à des apports anthropiques diffus ou ponctuels. Dans le cadre du programme RMQS, des analyses de teneurs totales (Cd, Cu, Cr, Mo, Ni, Pb, Tl, Zn) et extractibles (Cd, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn) ont été effectuées pour les échantillons de surface, mais aussi de subsurface (Froger *et al.*, 2023). Ces données ont permis de définir des statistiques générales sur les teneurs en ETM des sols (Saby *et al.*, 2011). La spatialisation à l'échelle du territoire métropolitain permet d'observer la distribution spatiale des teneurs en ETM correspondant au mélange du fond pédogéochimique et des contaminations diffuses. Les cartes produites des prédictions spatiales à une résolution de 1000 m des teneurs totales et extractibles de 9 ETM sont disponibles en ligne (<https://data.inrae.fr/dataverse/qissol>).

Une extraction du cadmium extractible (mg/kg) à l'échelle du département de la Côte d'Or est ainsi présentée (Figure 15-19) à titre d'exemple.

On constate que les teneurs en cadmium sont légèrement supérieures à celles mesurées à l'échelle nationale. La distribution spatiale est hétérogène, et met en évidence que les zones sud-est (Pays-Bas) et ouest (Auxois et Bas-Morvan) ont des teneurs en cadmium moins élevées que les plateaux bourguignons.

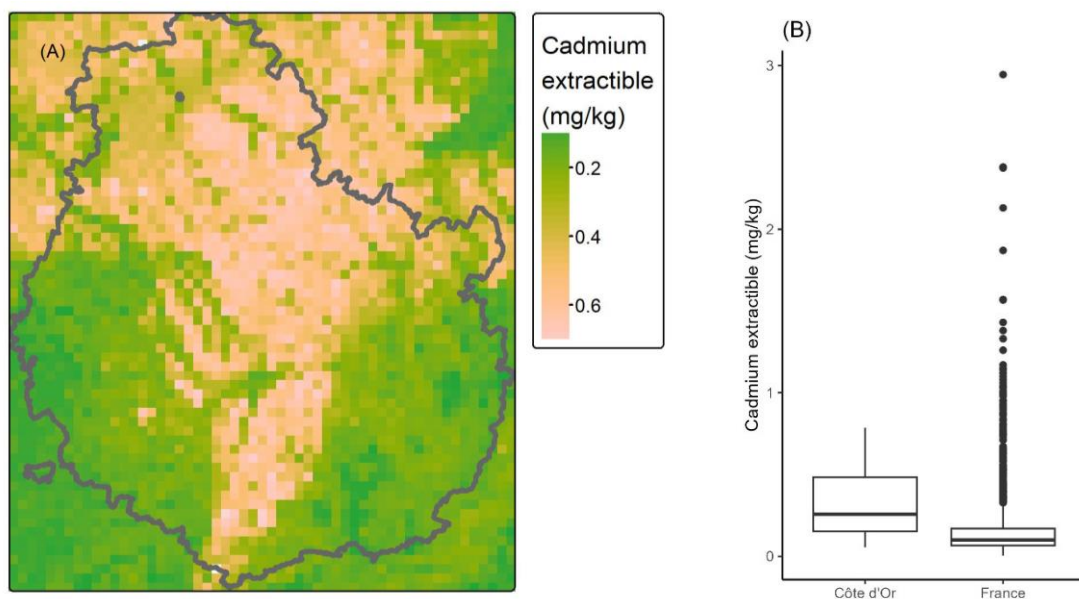


Figure 15-19. A) Teneurs en Cd extractible (mg/kg) des sols de la Côte d'Or issus de la spatialisation à l'échelle de la métropole ; B) Comparaison aux données nationales (RMQS).

7. Les indicateurs liés à la matière organique : plusieurs voies d'évaluation possibles

L'évaluation de la teneur en matière organique, ou des stocks de matière organique, dans l'horizon de surface comme sur l'ensemble du profil de sol, est un enjeu majeur pour l'évaluation de la santé des sols. Des données sont disponibles dans les trois bases de données mobilisées dans cette étude : RRP et CPF du programme IGCS, BDAT et RMQS. Par ailleurs, des produits spécifiques ont été développés, notamment à destination des bureaux d'étude et/ou des collectivités territoriales, pour évaluer ces indicateurs. Nous proposons ici de comparer quelques évaluations d'un même indicateur, qu'il s'agisse de mesures issues de sources différentes, ou de calculs par des méthodes différenciées.

7.1. Evaluation de la teneur en matière organique de l'horizon de surface

L'évaluation de la teneur en matière organique peut être réalisée à partir des données du RRP au 1/250 000 du département de la Côte-d'Or. Cette information est généralement présente dans la base de données et, moyennant des ajustements de calcul d'épaisseur de strates tel que présenté à la Section 3.2.1, les teneurs en matière organique (g/kg) de l'horizon de surface (0-30 cm) peuvent être calculées à l'échelle de l'UTS. Elles sont ensuite évaluées à l'échelle de l'UCS par le calcul de la moyenne pondérée (selon le chemin 1.1 de la Figure 15-6), et représentées sous forme de carte (Figure 15-20.A). Le Tableau 15-10 présente les proportions, en surface, de chaque classe de teneur en matière organique sur le territoire, ainsi que le nombre d'UCS concernées.

Des données de teneur en carbone organique sont également disponibles dans la BDAT, et on peut les cartographier par UCS selon la méthodologie présentée à la section 4.1 (Figure 15-20.B).

On peut enfin comparer ces évaluations avec les mesures réalisées au niveau national par le RMQS (Figure 15-20.C).

Les cartes obtenues à partir de données du RRP 1/250 000 ou de la BDAT présente des dissemblances marquées : d'une part, les teneurs en carbone organique semblent plus élevées selon la BDAT que selon le RRP ; d'autre part, les valeurs les plus élevées sont observées sur les plateaux du Chatillonnais, selon les données de la BDAT, ce qui n'est pas le cas selon les données du RRP. La comparaison de la distribution des teneurs en carbone organique

présente une médiane effectivement plus élevée pour la BDAT, assez proche, d'ailleurs, de la médiane nationale. En revanche, la médiane des données mesurées sur le RRP est inférieure à la moyenne nationale. Cet exemple illustre de nouveau l'effet de la base de données sur le résultat obtenu. Même si une expertise du pédologue est toujours la bienvenue car il peut porter un regard critique sur les valeurs d'un indicateur, on préférera par principe les données les plus récentes pour évaluer un indicateur.

Tableau 15-10. Nombre d'UCS et surface totale associée pour chaque classe de teneur en matière organique (g/kg)

| Classes (g/kg) | Nombre UCS | Surface (km ²) |
|----------------|------------|----------------------------|
| 0 – 2,5 | 19 | 1 064 |
| 2,5 – 5 | 43 | 2 880 |
| 5 – 10 | 31 | 4 358 |
| 10 – 20 | 6 | 365 |
| 20 – 30 | 1 | 20 |
| 30 - 50 | 1 | 16 |

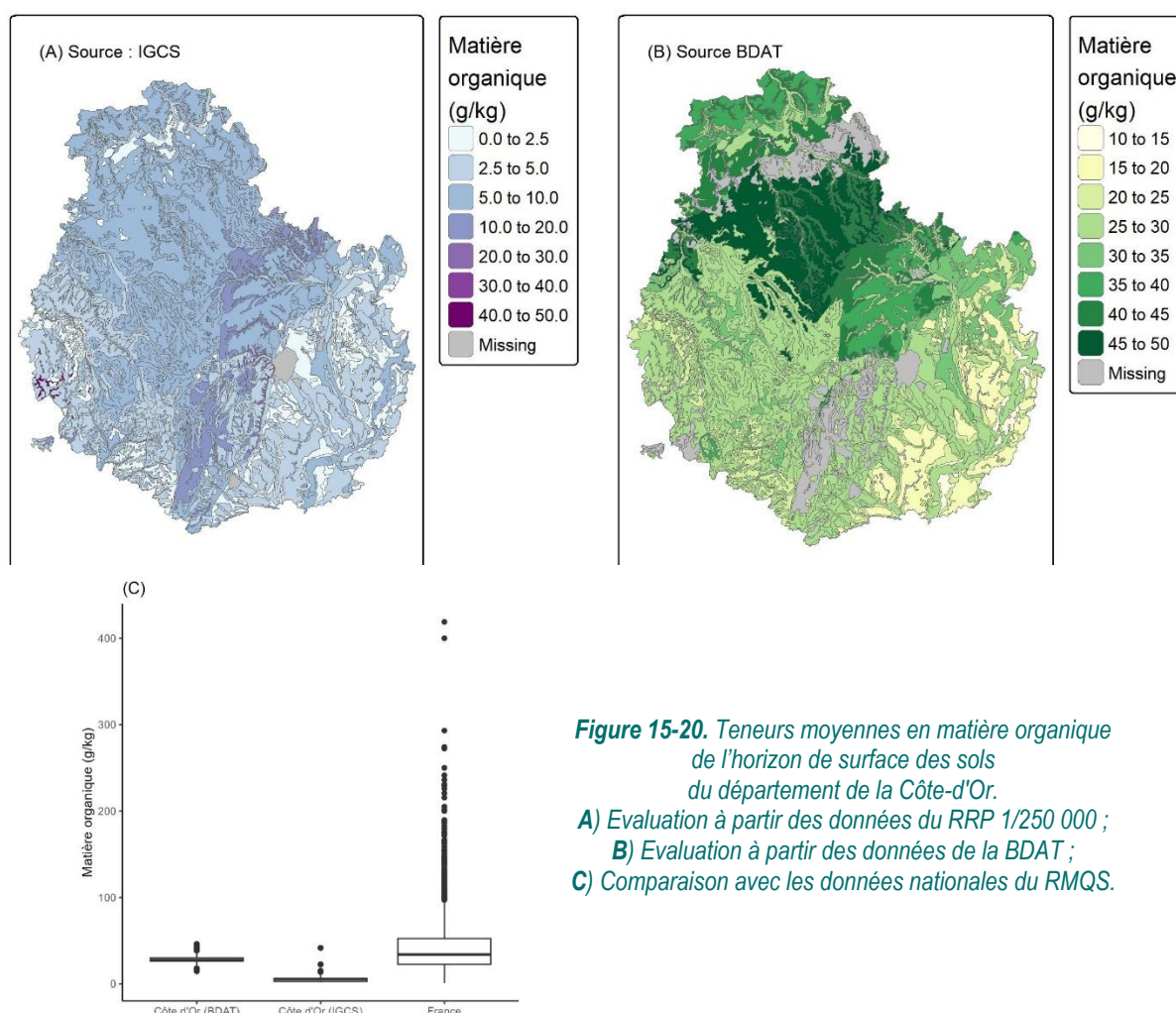


Figure 15-20. Teneurs moyennes en matière organique de l'horizon de surface des sols du département de la Côte-d'Or.
A) Evaluation à partir des données du RRP 1/250 000 ;
B) Evaluation à partir des données de la BDAT ;
C) Comparaison avec les données nationales du RMQS.

7.2. Evaluation des stocks de matière organique (mise en œuvre de l'outil ALDO)

Ainsi, afin de mieux considérer le carbone organique des sols, des politiques publiques récentes, telles que le Plan Climat Air Energie Territorial (PCAET) élaboré en 2016, imposent l'estimation de la séquestration nette de dioxyde

de carbone aux Etablissements publics de coopération intercommunale (EPCI¹¹).

Pour aider ces territoires à répondre aux nouvelles exigences législatives, l'outil **ALDO développé par l'ADEME** (<https://aldo-carbone.ademe.fr/>) propose des calculs de stocks de carbone organique standards par occupation des sols ($tC \cdot ha^{-1}$) sous forme d'un fichier Excel. Ce fichier Excel reporte des valeurs standards agrégées par type d'occupation des sols pour :

- L'état des stocks de carbone organique des sols, de la biomasse et des produits bois en fonction de l'aménagement de son territoire ;
- La dynamique actuelle de stockage ou de déstockage liée aux changements d'affectation des sols, aux forêts et aux produits bois en tenant compte du niveau actuel des prélèvements de biomasse ;
- Les potentiels de séquestration nette de CO_2 liés à diverses pratiques agricoles pouvant être mises en place sur le territoire.

Dans l'outil ALDO, les données de stocks de carbone organique sont indexées à l'EPCI ; les représentations cartographiques associées doivent donc être présentées à ce niveau d'agrégation. De plus, l'utilisation de l'outil nécessite que soit bien connue l'occupation du sol en chaque point de l'évaluation.

Pour tester l'outil, nous avons donc choisi les données disponibles à la plus haute résolution sur le territoire d'étude, soit les données de sol au 1/100 000 de Beaune et de Dijon. Pour l'évaluation, nous avons considéré la strate 0-30 cm. Ces données ont été croisées avec trois bases d'occupation du sol :

- la base Corine Land Cover,
- la base OCS-GE,
- la base OSO-Theia.

Dans ces trois cas, il convient d'associer, pour chaque type d'occupation de la base concernée, le type équivalent dans l'outil ALDO. Cette association, plus ou moins aisée, est présentée dans l'Annexe 15-A2.

La Figure 15-21 présente l'évaluation des stocks de matière organique calculés par l'outil ALDO, selon les trois bases d'occupation du sol choisies.

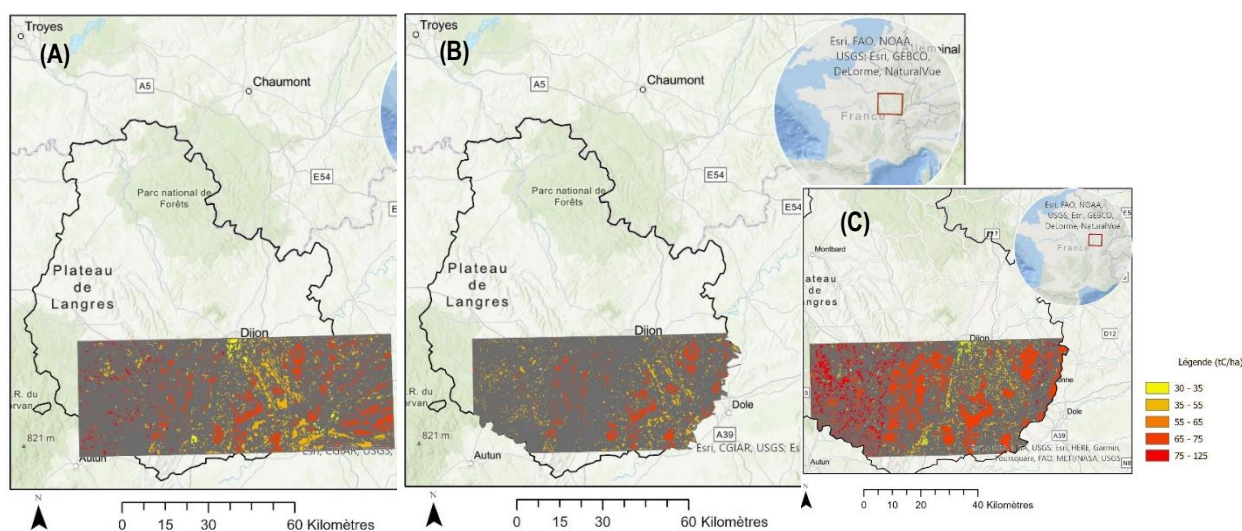


Figure 15-21. Evaluation des stocks de matière organique (tC/ha) par l'outil ALDO sur les données sol au 1/100 000 de Beaune et de Dijon. Les occupations du sol sont identifiées par : **A)** la base Corine Land Cover ; **B)** la base OCS-GE et **C)** la base OSO Theia.

¹¹ Les Etablissements publics de coopération intercommunale (EPCI) sont des territoires administratifs français regroupant plusieurs communes afin d'exercer certaines de leurs compétences en commun. Depuis 2015, chaque commune doit appartenir à un EPCI.

On observe des différences de stocks de matière organique entre les 3 cartes obtenues, en raison principalement des différentes affectations d'usage selon la base de données d'occupation du sol. C'est la catégorie « agriculture » qui semble être la principale source de différences entre les cartes obtenues. Les taux de carbone organique du sol ($tC.ha^{-1}$) paraissent ainsi plus élevés avec la base de données Corine Land Cover qu'avec celle de l'OCS-GE. En comparant les trois bases de données d'occupation des sols, il semble que la base OSO Theia soit la plus pertinente pour cet exercice d'affectation d'usage, en raison de la précision possible de l'information sur les territoires agricoles.

8. Conclusions

A propos des indicateurs présentés dans ce chapitre et de leur restitution

Nous avons présenté dans ce chapitre **l'évaluation d'indicateurs physiques, chimiques et biologiques**, sur le **département de la Côte d'Or** sélectionné pour sa grande diversité de pédopaysages, liés à des types de sol et d'occupation variés. Les indicateurs ont été obtenus en mobilisant préférentiellement le RRP (programme IGCS au 1/250 000), en raison de sa complétude sur le territoire d'étude, quelle que soit l'occupation du sol, et de ses données sur l'ensemble d'un profil de sol et pas uniquement sur son horizon de surface. **Plusieurs méthodes d'évaluation** ont été mises en œuvre, qu'elles mobilisent uniquement les données surfaciques (polygones) du RRP, ou bien qu'elles nécessitent un croisement avec la BDAT, ou bien encore qu'elles utilisent uniquement des données du programme RMQS. Plusieurs modes de restitution de l'information ont été mis en œuvre : **box-plots** représentant l'étendue des valeurs d'un indicateur sur le territoire d'intérêt ; **carte de la valeur dominante** de l'indicateur ; **carte de la valeur moyenne** de l'indicateur ; **ensemble de cartes présentant la proportion de différentes classes d'indicateurs**. Nous avons vu que, pour certains indicateurs, la résolution de la donnée initiale (cas du pH par exemple ; section 3.4), ou la nature des données (exemple du stock de matière organique ; section 7.2) conduit à des résultats possiblement différents.

A propos des données de sol utilisées dans ce chapitre

Nous avons **privilegié les données du RRP 1/250 000 et du CPF 1/100 000 du programme IGCS**. L'intérêt de ce programme réside dans l'homogénéité de sa base de données, qui couvre jusqu'à 90% du territoire français au 1/250 000, avec des valeurs de caractéristiques de sol jusqu'à une profondeur de 120 cm. On y trouve largement des variables quantitatives concernant la texture (sable, argile et limon), le taux de matière organique, la CEC et le pH, toutes données généralement nécessaires à l'établissement de cartes de sols. Cependant, des données non pérennes du sol telles que les teneurs en nutriments (phosphore, potassium, azote...), en contaminants (éléments traces métalliques, contaminants organiques), les propriétés physiques fonctionnelles (masse volumique, RU, conductivité hydraulique...), et des propriétés biologiques, toutes données nécessaires aux calculs d'indicateurs de la qualité des sols, en sont généralement absentes. Elles doivent être modélisées ou bien récupérées depuis d'autres bases de données, lesquelles ne sont pas forcément structurées au format DoneSol, ce qui rajoute une complexité supplémentaire dans le traitement de l'information.

A propos de l'échelle de restitution des données

L'échelle de restitution finale des indicateurs reste une question à la main des utilisateurs. Nous avons privilégié ici une **représentation géographique par les UCS, à la résolution 1/250 000**, indépendante de l'utilisation qui peut être faite ultérieurement de l'information. Elle se révèle bien adaptée à l'échelle supra-communale des Schémas régionaux d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (SRADDET) et à certains Schémas de cohérence territoriale (SCoT), mais répond plus difficilement aux besoins plus précis des Plans locaux d'urbanisme (PLU) et encore moins aux projets d'aménagements (Brunet *et al.*, 2023). Cette échelle pourrait ne pas correspondre à certains besoins, par manque de précision. De plus, une interprétation raisonnable de la carte résultante nécessite une appropriation des concepts d'UTS, d'UCS, et des méthodes d'agrégation associées. Une proposition de restitution de calcul des indicateurs à l'échelle de la commune serait ainsi plus appropriée, mais elle nécessite que l'on dispose de données sol à une échelle suffisante. Un exemple courant est celui du territoire du

Grand Dijon, où des données de différentes natures (et notamment des données biologiques) sont en cours d'acquisition à haute résolution spatiale. Enfin, quelle que soit l'échelle d'acquisition ou de restitution des indicateurs, il importe d'associer à l'interprétation de chaque carte d'indicateur de qualité des sols, une réflexion appropriée sur les possibles **incertitudes** qu'elle contient.

Des recommandations pour l'évaluation d'indicateurs de la qualité des sols

Pour certains indicateurs de qualité des sols, plusieurs voies d'évaluation sont possibles, que ce soit pour des indicateurs mentionnés dans la *Soil Resilience and Monitoring Law*, ou pour d'autres types d'indicateurs calculés ici parmi les indicateurs identifiés dans cette étude (cf. Chapitre 14). Le Tableau 15-11 présente les différentes voies d'évaluation, en spécifiant des **évaluations plutôt simples ou directes, de niveau Tier 1** (mentionnées en vert dans le tableau), ou des **évaluations nécessitant des manipulations plus avancées des données, de niveau Tier 2** (en orange dans le tableau). Parce qu'elles sont plus faciles et plus rapide à mettre en œuvre, nous recommandons au maximum des évaluations de type *Tier 1*, lorsque les données sont disponibles et suffisantes en nombre. En effet, plus les données sont nombreuses, et plus chaque UCS a une probabilité élevée d'être pure (composée d'une seule UTS), ce qui simplifie le traitement de l'information spatialisée. Dans les autres cas, notamment lorsque les données du programme IGCS peuvent être anciennes et qu'il peut exister des données plus actualisées dans la BDAT, nous recommandons une évaluation de type *Tier 2*.

Tableau 15-11. Méthodes d'évaluation d'indicateurs de la qualité des sols.

Les cases vertes représentent les données disponibles dans chaque base (une couleur vert clair indique qu'une donnée est disponible mais en faible proportion des points de la base). La couleur verte indique une évaluation de type Tier 1 ; la couleur orange indique une évaluation de type Tier 2 ; la couleur rouge signale une information actuellement absente des bases de données françaises. Les recommandations que nous formulons sont signalées par la lettre R.

Les deux indicateurs sur fond gris sont ceux qui n'ont pas été évalués dans ce chapitre.

| Indicateur de Qualité / Santé / Fonction(s) du sol | Indicateurs prévus par la proposition de <i>Soil monitoring law</i> | | | | | | | | | | Autres indicateurs | | | | | | | |
|--|---|----------------|------------------------------------|------------------|---------------------------|------------------------|-------------------------|---------------------------------------|-----------------------------|-------------------|--------------------|----------------------|------------|-------------------------|-------------------------------------|------------------------|--------------------------|---------------------|
| | Conductivité électrique | Taux d'érosion | Teneur en Carbone organique (g/kg) | Rapport Corg/Arg | Masse volumique apparente | Teneur en P disponible | Teneurs totales en ETMM | Teneurs en polluants organiques (HAP) | Réservoir en eau utilisable | Teneur en N total | pH (eau) | Biomasse microbienne | Profondeur | Granulométrie - Texture | Capacité d'échange cationique (CEC) | Teneur en K disponible | Stock de carbone (30 cm) | Densité microbienne |
| Indicateur disponible dans IGCS | | | | R | | | | | | | | | R | R | | | | |
| Indicateur disponible dans BDAT* | | | R | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indicateur disponible dans RMQS | | | | | | | R | R | | | | | | | | | | R |
| Indicateur calculable par BDAT x IGCS* | | | R | | | | | | | R | | | | | R | R | | |
| Indicateur calculable par FTP à partir d'IGCS | | | | | | | | | | R | | | | | | | | |
| Indicateur calculable par une autre méthode | | R | | | | | | | | | | | | | | | R | |
| Indicateur non disponible, à mesurer | R | | | | | | | | | | | | | | | | | |

* données disponibles uniquement sur l'horizon de surface

Vers l'évaluation de la multifonctionnalité ?

Quantifier des indicateurs de différentes fonctions des sols ouvre la voie à l'évaluation de la multifonctionnalité. Il s'agit de combiner les indicateurs de façon à proposer une valeur intégrée, unique, d'un indice de qualité. La difficulté de l'exercice réside dans le choix de la pondération entre indicateurs initiaux, forcément dépendante de l'intérêt du prescripteur à souhaiter, sur son territoire, voir s'exprimer plus spécifiquement l'une ou l'autre des fonctions du sol. Notre choix, dans ce chapitre, de calculer les indicateurs par UTS puis de les spatialiser par UCS,

autrement dit de proposer un découpage spatial unique, ouvre la voie à une évaluation multifonctionnelle, issue de la superposition – pondérée ou non – d'indicateurs individuels.

Références bibliographiques

- Antoni, V.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Brossard, M.; Le Bas, C.; Stengel, P.; Villanneau, E.; Baize, D.; Barriuso Benito, E.; Bispo, A.; Blanca, Y.; Boulonne, L.; Briand, O.; Cabidoche, Y.-M.; Caria, G.; Brossard, M.; Chéry, P.; Cluzeau, D.; Cousin, I.; Couturier, A.; Decaëns, T.; Denoroy, P.; Dequiedt, S.; Derrière, N.; Desbourdes, S.; Dupuits, E.; Fardeau, J.-C.; Feix, I.; Gabrielle, B.; Gibaud, C.; Guernion, M.; Hartmann, A.; Hénault, C.; Jamagne, M.; Jolivet, C.; Laroche, B.; Le Bas, C.; Le Martret, H.; Lehmann, S.; Lemerrier, B.; Lucas, S.; Malet, J.-P.; Martin, M.; Massad, R.S.; Miskovsky, J.-C.; Moulin, J.; Morard, V.; Nazaret, S.; Pasquier, C.; Péres, G.; Perrin, J.-L.; Perrin, P.; Ranjard, L.; Richard, G.; Richer de Forges, A.; Roger-Estrade, J.; Saby, N.; Sauter, J.; Schnebelen, N.; Stengel, P.; Vibert, M.-A.; Villanneau, E.; Walter, C., 2011. *L'état des sols de France*. Paris: Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols. <https://www.gissol.fr/publications/rapport-sur-letat-des-sols-de-france-2-849>
- Arrouays, D.; Jolivet, C.; Boulonne, L.; Bodineau, G.; Ratié, C.; Saby, N.; Grolleau, E., 2003. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS). *Étude et Gestion des Sols*, 10 (4): 241-250. <https://www.afes.fr/ressources/le-reseau-de-mesures-de-la-qualite-des-sols-rmqs-de-france/>
- Arrouays, D.; Jolivet, C.; Boulonne, L.; Bodineau, G.; Saby, N.; Grolleau, E., 2002. Une initiative nouvelle en France : la mise en place d'un réseau institutionnel de mesure de la qualité des sols (RMQS). *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 88 (5): 93-103. <https://hal.inrae.fr/hal-02681187>
- Arrouays, D.; Stengel, P.; Feix, I.; Lesaffre, B.; Morard, V.; Bardy, M.; Bispo, A.; Laroche, B.; Caquet, T.; Juille, F.; Rabut, M.; Soussana, J.-F.; Voltz, M.; Gascuel-Oudoux, C., 2022. Le GIS Sol, sa genèse et son évolution au cours des vingt dernières années. *Étude et Gestion des Sols*, 29: 365-379. <https://www.afes.fr/ressources/le-gis-sol-sa-genese-et-son-evolution-au-cours-des-vingt-dernieres-annees/>
- Baize, D.; Jabiol, B., 1995. *Guide pour la description des sols*. INRA (Techniques et pratiques), 375 p.
- Branchu, P.; Marseille, F.; Béchet, B.; Bessière, J.P.; Boithias, L.; Duvigneau, C.; Genesco, P.; Keller, C.; Lambert, M.L.; Laroche, B.; Le Guern, C.; Lemot, A.; Métois, R.; Néel, C.; Sheriff, R., 2022. MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme. Rapport et annexes. 219 p. <https://bibliothèque.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/5415-muse-integrer-la-multifonctionnalite-des-sols-dans-les-documents-d-urbanisme.html>
- Brunet, J.-F.; Branchu, P.; Eychène, C.; Belbeze, S.; Guyonnet, D., 2023. L'offre du GIS Sol aux politiques d'aménagement urbain. *Étude et Gestion des Sols*, 30: 195-206. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_2023_30_Brunet_195-206.pdf
- Brus, D.J., 2014. Statistical sampling approaches for soil monitoring. *European Journal of Soil Science*, 65 (6): 779-791. <https://doi.org/10.1111/ejss.12176>
- Brus, D.J.; Saby, N.P.A., 2016. Approximating the variance of estimated means for systematic random sampling, illustrated with data of the French Soil Monitoring Network. *Geoderma*, 279: 77-86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.016>
- Chrétien, J., 1976. Carte pédologique de France à 1/100 000 Feuille de Dijon (Carte + notice) INRA. 216 p.
- Chrétien, J., 1995. Carte pédologique de France à 1/100 000 Feuille de Beaune (Carte + notice) INRA. 286 p.
- Chrétien, J., 1996. Référentiel Régional Pédologique du département de la Côte d'Or à 1/250 000 (Carte + notice) INRA.
- Dobarco, M.R.; Bourennane, H.; Arrouays, D.; Saby, N.P.A.; Cousin, I.; Martin, M.P., 2019a. Uncertainty assessment of GlobalSoilMap soil available water capacity products: A French case study. *Geoderma*, 344: 14-30. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.036>
- Dobarco, M.R.; Cousin, I.; Le Bas, C.; Martin, M.P., 2019b. Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. *Geoderma*, 336: 81-95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>
- Froger, C.; Pelfrène, A.; Volatier, J.-L.; Roussel, H.; Marot, F.; Saby, N.P.A.; Bispo, A.; Brunet, J.-F., 2023. L'offre du GIS Sol en appui aux questions de santé : les données disponibles et leur utilisation pour les politiques publiques et la recherche. *Étude et Gestion des Sols*, 30 (numéro spécial virtuel "20 ans du GIS Sol"): 235-252. <https://www.afes.fr/ressources/egs-loffre-du-gis-sol-en-appui-aux-questions-de-sante-les-donnees-disponibles-et-leur-utilisation-pour-les-politiques-publiques-et-la-recherche/>
- Froger, C.; Saby, N.P.A.; Jolivet, C.C.; Boulonne, L.; Caria, G.; Freulon, X.; de Fouquet, C.; Roussel, H.; Marot, F.; Bispo, A., 2021. Spatial variations, origins, and risk assessments of polycyclic aromatic hydrocarbons in French soils. *Soil*, 7 (1): 161-178. <https://doi.org/10.5194/soil-7-161-2021>
- Grimmer, G., 1985. Occurrence, Analysis and Significance of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) as Environmental Carcinogens. *Erdöl & Kohle Erdgas Petrochemie*, 38 (7): 310-314.
- Hollis, J.M.; Hannam, J.; Bellamy, P.H., 2012. Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. *European Journal of Soil Science*, 63 (1): 96-109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01412.x>
- INRA Unité InfoSol, 2015. *Dictionnaire des données DoneSol 3, Version du 1er novembre 2015*. 470 p. https://dw4.gissol.fr/fichiers/dictionnaire_donesol iqcs latest.pdf
- Johannes, A.; Sauzet, O.; Matter, A.; Boivin, P., 2023. Soil organic carbon content and soil structure quality of clayey cropland soils: A large-scale study in the Swiss Jura region. *Soil Use and Management*, 39 (2): 707-716. <https://doi.org/10.1111/sum.12879>
- Jolivet, C.; Almeida Falcon, J.-L.; Berché, P.; Boulonne, L.; Fontaine, M.; Gouny, L.; Lehmann, S.; Maitre, B.; Ratié, C.; Schellenberger, E.; Soler-Dominguez, N., 2018. *Manuel du Réseau de mesures de la qualité des sols. RMQS2 : deuxième campagne métropolitaine, 2016 – 2027, Version 3*. Orléans, France: INRA US 1106 InfoSol. https://www.gissol.fr/wp-content/uploads/2018/03/Manuel_V_Num2.pdf
- Karimi, B.; Chemidlin Prévost-Bouré, N.; Dequiedt, S.; Terrat, S.; Ranjard, L., 2018. *Atlas français des bactéries du sol*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris ; Biotope, Mèze (*Hors collection* ; 41), 192 p. <https://sciencepress.mnhn.fr/fr/collections/hors-collection/atlas-francais-des-bacteries-du-sol>

- Laroche, B.; Richer-De-Forges, A.C.; Leménager, S.; Arrouays, D., D.; Schnebelen, N.; Eimberck, M.; Toutain, B., B.; Lehmann, S.; Tientcheu Nguenkam, M.-E.; Héliès, F.; Chenu, J.-P.; Parot, S.; Desbourdes, S.; Giro, G.; Voltz, M.; Bardy, M., 2014. Le programme Inventaire Gestion Conservation des Sols de France : volet Référentiel Régional Pédologique. *Étude et Gestion des Sols*, 21 (1): 25-36. <https://www.afes.fr/ressources/le-programme-inventaire-gestion-conservation-des-sols-de-france-volet-referentiel-regional-pedologique/>
- Lemerrier, B.; Laroche, B.; Jalabert, S.; Lehmann, S.; Armand, R.; Détriché, S.; Ducommun, C.; Chafchafi, A., 2016. *Guide d'utilisation des bases de données sol pour la production de cartes thématiques*. https://sols-et-territoires.org/fileadmin/user_upload/documents/publications-marquantes/Guide_RMT_BD_Web.pdf
- Ly, A.; Bouthier, A.; Cousin, I., 2017. *Estimer la masse volumique apparente des sols à partir de caractéristiques du sol couramment mesurées*. GIS GCHP2E. <https://gis-grandes-cultures.hub.inrae.fr/content/download/253/2096?version=1>
- McBratney, A.; Field, D.J.; Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213: 203-213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- Meersmans, J.; Martin, M.P.; De Ridder, F.; Lacarce, E.; Wetterlind, J.; De Baets, S.; Le Bas, C.; Louis, B.P.; Orton, T.G.; Bispo, A.; Arrouays, D., 2012. A novel soil organic C model using climate, soil type and management data at the national scale in France. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (4): 873-888. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0085-x>
- Messant, A.; Lehmann, S.; Moulin, J.; Lagacherie, P.; Jalabert, S.; Noraz, A.; Lemerrier, B.; Chafchafi, A.; Mure, J.-P.; Laroche, B.; Sauter, J., 2021. Diffusion des référentiels régionaux pédologiques sous la forme d'une carte des sols dominants (France métropolitaine - Hors Corse) accessible sur le Géoportail. *Étude et Gestion des Sols*, 28: 57-69. <https://www.afes.fr/ressources/diffusion-des-referentiels-regionaux-pedologiques-sous-la-forme-dune-carte-des-sols-dominants-france-metropolitaine-hors-corse-accessible-sur-le-geoportail/>
- Poeplau, C.; Don, A., 2023. A simple soil organic carbon level metric beyond the organic carbon-to-clay ratio. *Soil Use and Management*, 39 (3): 1057-1067. <https://doi.org/10.1111/sum.12921>
- Pulley, S.; Taylor, H.; Prout, J.M.; Haefele, S.M.; Collins, A.L., 2023. The soil organic carbon: Clay ratio in North Devon, UK: Implications for marketing soil carbon as an asset class. *Soil Use and Management*, 39 (3): 1068-1081. <https://doi.org/10.1111/sum.12920>
- Rabot, E.; Saby, N.P.A.; Martin, M.P.; Barré, P.; Chenu, C.; Cousin, I.; Arrouays, D.; Angers, D.; Bispo, A., 2024. Relevance of the organic carbon to clay ratio as a national soil health indicator. *Geoderma*, 443: 12. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116829>
- Richer-De-Forges, A.C.; Baffet, M.; Berger, C.; Coste, S.; Courbe, C.; Jalabert, S.; Lacassin, J.-C.; Maillant, S.; Michel, F.; Moulin, J.; Party, J.-P.; Renouard, C.; Sauter, J.; Scheurer, O.; Verbeque, B.; Desbourdes, S.; Héliès, F.; Lehmann, S.; Saby, N., N.; Tientcheu Nguenkam, M.-E.; Jamagne, M.; Laroche, B.; Bardy, M.; Voltz, M., 2014. La cartographie des sols à moyennes échelles en France métropolitaine. *Étude et Gestion des Sols*, 21: 25-36. <https://www.afes.fr/ressources/la-cartographie-des-sols-a-moyennes-echelles-en-france-metropolitaine/>
- Roman Dobarco, M.; Bourennane, H.; Arrouays, D.; Saby, N.; Cousin, I.; Martin, M.P., 2021. Réservoir utile des sols de la France métropolitaine Recherche Data Gov. <https://doi.org/10.15454/9IRARJ>
- Saby, N.; Lemerrier, B.; Arrouays, D.; Leménager, S.; Louis, B.; Millet, F.; Paroissien, J.-B.; Schellenberger, E.; Squidant, H.; Swiderski, C.; Toutain, B.; Walter, C.; Bardy, M., 2014. Le programme Base de Données des Analyses de Terre (BDAT) : Bilan de 20 ans de collecte de résultats d'analyses. *Étude et Gestion des Sols*, 21: 141-150. <https://www.afes.fr/ressources/le-programme-base-de-donnees-des-analyses-de-terre-bdat-bilan-de-20-ans-de-collecte-de-resultats-danalyses/>
- Saby, N.P.A.; Lemerrier, B.; Arrouays, D.; Walter, C.; Gouny, L.; Swiderski, C.; Toutain, B.; Bispo, A., 2019. Statistiques spatio-temporelles sur les propriétés agronomiques des sols agricoles en France issues de la Base de Données d'Analyses de Terre (BDAT). In: Infosol, ed Recherche Data Gov. <https://doi.org/10.15454/SVDTOU>
- Saby, N.P.A.; Marchant, B.P.; Lark, R.M.; Jolivet, C.C.; Arrouays, D., 2011. Robust geostatistical prediction of trace elements across France. *Geoderma*, 162 (3-4): 303-311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.001>
- Stenberg, B.; Johansson, M.; Pell, M.; Sjö Dahl-Svensson, K.; Stenstrom, J.; Torstensson, L., 1998. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. *Soil Biology & Biochemistry*, 30 (3): 393-402. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(97\)00125-9](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(97)00125-9)
- Tóth, B.; Weynants, M.; Nemes, A.; Makó, A.; Bilas, G.; Tóth, G., 2015. New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European Journal of Soil Science*, 66 (1): 226-238. <https://doi.org/10.1111/ejss.12192>
- Villanneau, E.J.; Saby, N.P.A.; Orton, T.G.; Jolivet, C.C.; Boulonne, L.; Caria, G.; Barriuso, E.; Bispo, A.; Briand, O.; Arrouays, D., 2013. First evidence of large-scale PAH trends in French soils. *Environmental Chemistry Letters*, 11 (1): 99-104. <https://doi.org/10.1007/s10311-013-0401-y>

Annexes

Annexe 15-A1. Le programme BDETM

Dans le cadre de la réalisation des plans d'épandage des boues d'épuration, de très nombreuses analyses d'ETM dans les sols sont effectuées sur tout le territoire, conformément aux prescriptions du décret du 8 décembre 1997 complété par l'arrêté du 8 janvier 1998. Ainsi, les teneurs en sept ETM sont déterminées (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) sur des échantillons de sols prélevés en surface (horizons labourés) des terres essentiellement agricoles susceptibles de recevoir des épandages de boues de station d'épuration urbaine. Cela concerne des parcelles agricoles très diverses mais qui doivent correspondre aux critères suivants : disposition plane, hors zones à enjeu environnemental (nitrate). D'autres analyses sont parfois également réalisées, liées à la caractérisation agropédologique des échantillons de sols, telles que la granulométrie, le pH ou encore la matière organique. Toutes ces analyses portent sur la « terre fine » (< 2 mm) ce qui exclut donc tous les « éléments grossiers » de diamètre supérieur à 2 mm (graviers et cailloux).

Ces analyses ont été collectées et répertoriées à partir de la fin des années 1990 dans le cadre d'un projet entre l'ADEME et l'Unité INRAE de Sciences du Sol d'Orléans. Le GIS Sol a ensuite repris ce projet et gère aujourd'hui cette base de données dénommée BDETM. Différents organismes publics ou privés en charge de ces études sont ainsi sollicités dans le cadre du programme : des maitres d'ouvrage (collectivités), des maitres d'œuvre (bureaux d'étude ou Chambres d'agriculture), des services instructeurs (DDT) ou des organismes de suivis (Chambres d'agriculture, SATESE).

La BDETM contient également des informations sur les prélèvements (localisation géographique, date de prélèvement, organisme responsable de l'étude préalable à l'épandage...) ainsi que sur les analyses (laboratoire, méthode utilisée). La principale hétérogénéité des données récoltées concerne les méthodes analytiques employées par les différents laboratoires (70 laboratoires différents) pour la détermination des teneurs en ETM. Deux méthodes de mise en solution préalable sont majoritairement utilisées : 1) l'extraction totale utilisant un mélange d'acides forts (HF et HClO₄) et 2) l'extraction « pseudo-totale » à l'eau régale (HNO₃ et HCl). Ces informations sont nécessaires afin de pouvoir comparer les résultats, puisque les deux méthodes peuvent donner des teneurs différentes suivant les sols et les éléments considérés.

La base de données BDETM compte aujourd'hui plus de 73 400 sites référencés depuis les années 1990. De plus, des analyses effectuées dans le cadre d'études scientifiques ont été collectées afin d'alimenter la base de données. Au vu du nombre de sites collectés, ces données apportent des éléments objectifs de comparaison pour toute institution ou tout bureau d'étude désirant confronter un résultat d'analyse à différents indicateurs statistiques en fournissant la gamme des valeurs d'existence. Les résultats de la BDETM ont ainsi été mis à disposition du public, à travers des webservices et des *datasets* (<https://doi.org/10.15454/4GNNOS>). Cependant, aucun outil simple n'existe actuellement pour consulter directement ces données puisqu'elles sont soumises au règlement général sur la protection des données (RGPD) et que leur diffusion est strictement encadrée, nécessitant la vérification du respect de ces règles avant toute mise en ligne.

Dans le cadre de ce projet, nous avons ainsi utilisé les données issues du RMQS, plus faciles d'accès.

Annexe 15-A2. Les bases de données d'occupation du sol utilisées dans cette étude

Pour évaluer le stock de matière organique dans les sols, la méthode ALDO de l'ADEME a été retenue. Elle suppose que l'on affecte en chaque point de l'évaluation, une occupation du sol. Cependant, sur le territoire d'étude, nous n'avons pas trouvé de base de données spatialisées proposant directement l'occupation du sol dans le format ALDO. En conséquence, nous avons mobilisé d'autres sources d'informations (Corine Land Cover, OSO Theia, OCS-GE) et nous avons établi une concordance entre la base ALDO et ces différentes bases. Les paragraphes ci-dessous décrivent ce processus d'affectation.

Correspondance entre ALDO et la base de données Corine Land Cover

La correspondance entre les types d'occupation du sol d'ALDO et la légende 2 Corine Land Cover 2018 (<https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover/clc2018>) est aisée, et presque identique à celle appliquée dans le projet MUSE (Branchu *et al.*, 2022). Seule la catégorie « Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée » du code 2 de CLC a été associée à « Prairies arborées » dans notre étude, au contraire du choix « Sols artificiels arborés » proposé dans le projet MUSE :

| Niveau 2 de la légende Corine Land Cover | Occupation des sols ALDO |
|---|--|
| Zones urbanisées | Sols artificiels imperméabilisés |
| Zones industrielles ou commerciales | Sols artificiels imperméabilisés |
| Mines décharges et chantiers | Sols artificiels imperméabilisés |
| Espaces verts artificialisés non agricoles | Sols artificiels enherbés et arbustifs |
| Terres arables | Cultures |
| Cultures permanentes | Cultures |
| Cultures permanentes → Vignobles | Vignes |
| Cultures permanentes → Vergers et petits fruits | Vergers |
| Cultures permanentes → Oliveraies | Vergers |
| Prairies | Prairies herbacées |
| Zones agricoles hétérogènes | Culture |
| Forêt* | Forêt* |
| Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée | Prairies arborées* |
| Espaces ouverts sans ou avec peu de végétation | (catégorie non présente sur la zone d'étude) |
| Zones humides intérieures | Zones humides |
| Zones humides maritimes | Zones humides |
| Eaux continentales | Zones humides |
| Eaux maritimes | Zones humides |

Correspondance entre ALDO et la base de données OSO-Theia

La base de données OSO-Theia 2021 (<https://www.theia-land.fr/product/carte-doccupation-des-sols-de-la-france-metropolitaine/>) présente l'occupation des sols à une résolution de 10x10 mètres sur l'ensemble du territoire métropolitain et est donc, à ce jour, la base de données la plus précise du territoire français. L'occupation du sol déclinée en 23 classes est utilisée en jointure attributaire sur ArcGIS avec les stocks de carbone organique des sols en fonction de l'occupation du sol de l'outil ALDO.

« Surfaces minérales » et « Plages et Dunes » n'ont pas de correspondance avec le fichier ALDO. Cependant ces catégories n'apparaissent pas sur les territoires de Beaune et Dijon.

| Légende OSO-Theia | Occupation du sol ALDO |
|-------------------------------------|--|
| Urbain dense | Sols artificiels imperméabilisés |
| Urbain diffus | Sols artificiels imperméabilisés |
| Zones industrielles et commerciales | Sols artificiels imperméabilisés |
| Routes | Sols artificiels imperméabilisés |
| Colza | Cultures |
| Céréales à pailles | Cultures |
| Protéagineux | Cultures |
| Soja | Cultures |
| Tournesol | Cultures |
| Maïs | Cultures |
| Riz | Cultures |
| Tubercules/Racines | Cultures |
| Prairies | Prairies herbacées |
| Vergers | Vergers |
| Vignes | Vignes |
| Forêts de feuillus | Forêt |
| Forêts de conifères | Forêt |
| Pelouse | Sol artificiel enherbé et arbustif |
| Landes | Prairies arbustives |
| Surfaces minérales | (catégorie non présente sur la zone d'étude) |
| Plages et Dunes | (catégorie non présente sur la zone d'étude) |
| Glaciers et neiges éternelles | Zone humide |
| Eau | Zone humide |

Correspondance entre ALDO et la base de données OCS-GE

La base de données OCS-GE décrit l'occupation du sol sur le territoire métropolitain et les départements et régions d'Outre-Mer. Elle a vocation à être utilisée dans les documents d'urbanisme et les projets d'aménagement du territoire (<https://geoservices.ign.fr/ocsge>).

La correspondance entre les types d'occupation du sol ALDO et ceux de la base nationale OCS-GE est délicate en raison de la double légende « Couverture des sols » et « Usage des sols », qui présente un certain recoupement. C'est la légende « Usage des sols » qui est choisie pour la correspondance avec la typologie d'ALDO :

| Niveau 2 de la légende Usage des sols OCS-GE | Occupation des sols ALDO |
|---|--|
| Agriculture | Cultures |
| Sylviculture | Forêts |
| Activité d'extraction | Sols artificiels imperméabilisés |
| Pêche et aquaculture | Zones humides |
| Autres productions primaires | (catégorie non présente sur la zone d'étude) |
| Production secondaire, tertiaire et usage résidentiel | Sols artificiels imperméabilisés |
| Routier | Sols artificiels imperméabilisés |
| Ferré | Sols artificiels imperméabilisés |
| Aérien | Sols artificiels imperméabilisés |
| Fluvial et maritime | Zones humides |
| Services logistiques et de stockage | Sols artificiels imperméabilisés |
| Réseau d'utilité publique | Sols artificiels imperméabilisés |
| Zone de transition | Sols artificiels imperméabilisés |
| Zone abandonnée | Sols artificiels enherbés et arbustifs |

La catégorie « Autres productions primaires » pose question *a priori* quant à sa correspondance dans ALDO au vu de sa large définition. Définition : Chasses professionnelles, cueillette de produits forestiers non ligneux, élevage, bâtiments et infrastructures liées à ces activités... Cependant cette catégorie n'apparaît pas dans les deux territoires au 1/100 000 de Beaune et de Dijon. La catégorie « Sans usages » a pour définition : zones qui se trouvent à l'état naturel et ne font pas l'objet d'un autre usage économique.

Partie IV.

Prendre en compte la qualité des sols

Chapitre 16. Production et mobilisation des indicateurs

Chapitre 17. Restauration de la qualité des sols, désartificialisation des sols

Chapitre 18. La gouvernance de la qualité des sols par le droit

Chapitre 16.

Production et mobilisation des indicateurs

Auteurs : **Jean-Sauveur Ay** (indicateurs économiques), **Adrien Baysse-Lainé** (indicateurs pour la planification territoriale et la régulation foncière), **Nicolas Chemidlin Prévost-Bouré** (indicateurs en agriculture, dispositifs d'intervention), **Claude Compagnone** (conceptions et perceptions du sols, conseil en agriculture), **Germain Meulemans** (trajectoire sociale des indicateurs, interactions science-société)

Documentaliste : Sybille De Mareschal

Sommaire

| | |
|---|------------|
| Introduction | 587 |
| 1. Construction des corpus | 587 |
| 1.1. Pour la planification territoriale et la régulation foncière | 587 |
| 1.2. Pour la valeur économique et la qualité des sols | 588 |
| 1.3. Pour les interactions entre sciences et sociétés | 589 |
| 1.4. Pour le reste des thématiques | 589 |
| 2. Liens entre conception et perception du sol et indicateurs de qualité du sol | 591 |
| 2.1. L'encastrement social du travail de production d'indicateurs | 591 |
| 2.2. Une épistémologie des indicateurs pour des épistémologies des sols | 592 |
| 2.3. Des indicateurs de chercheurs en sciences du sol | 594 |
| 2.4. Des besoins d'indicateurs différents selon les types d'acteurs | 595 |
| 3. Des indicateurs en agriculture | 596 |
| 3.1. Des indicateurs construits et utilisés par les agriculteurs | 596 |
| 3.2. Divergences selon les types d'agricultures | 598 |
| 3.3. Des indicateurs de praticiens au regard de ceux des scientifiques | 599 |
| 4. Des indicateurs pour la planification territoriale et la régulation foncière | 600 |
| 4.1. Les zonages d'urbanisme sont peu attentifs à la protection du potentiel agronomique des sols | 600 |
| 4.2. De l'information à la connaissance et à l'action : la multifonctionnalité des sols dans la planification urbaine et territoriale | 602 |
| 4.3. L'usage pourtant fréquent d'indicateurs dans le domaine du foncier agricole reste peu documenté | 606 |

| | |
|--|------------|
| 5. Des indicateurs économiques pour l'aide à la décision..... | 608 |
| 5.1. Différentes conceptions de la valeur des sols et de leur qualité | 608 |
| 5.2. Choix privés et « demande sociale » pour la qualité des sols | 610 |
| 5.3. Quels indicateurs pour les politiques publiques ? | 612 |
| 5.4. Enseignements tirés d'une tentative : les Cartes départementales des terres agricoles (1980-1992) | 614 |
| 6. Interactions sciences-société sur les indicateurs de la qualité des sols | 617 |
| 6.1. Une approche transactionnelle | 617 |
| 6.2. Trajectoire des indicateurs et dépendance au sentier | 618 |
| 6.3. Des indicateurs comme « objets-frontière » | 621 |
| 7. Les dispositifs d'intervention | 622 |
| 7.1. Les structures de conseil en agriculture..... | 622 |
| 7.2. Les dispositifs participatifs | 623 |
| 8. Conclusion..... | 627 |
| 8.1 La variété des usages des indicateurs de praticiens et leurs déterminants | 627 |
| 8.2. Des indicateurs différents pour un même objectif..... | 628 |
| 8.3. Vers un modèle transactionnel de génération d'indicateurs | 628 |
| 8.4. Accompagnement des acteurs dans le cadre de dispositifs participatifs | 629 |
| 8.5. Lieux des contributions scientifiques aux politiques publiques | 629 |
| 8.6. Développer les recherches participatives | 629 |
| Références bibliographiques | 630 |

Introduction

Ce chapitre, en prenant appui sur l'agronomie, l'écologie, l'anthropologie, l'économie, la géographie, la philosophie de la connaissance et la sociologie, cherche à rendre compte : de la façon dont les acteurs qui ont affaire dans leur activité avec les sols perçoivent et conçoivent ces sols ; à montrer les pratiques qu'ils mettent en œuvre ; à voir la manière dont ils conçoivent, demandent, produisent ou transforment des indicateurs ; à faire apparaître les situations auxquelles ils sont confrontés et qui orientent leurs façons de faire ; à décrire les cadres et jeux sociaux dans lesquels s'inscrivent leurs actions. En partant des conceptions et perceptions du sol par différents acteurs, il identifie le point de vue des scientifiques et les besoins d'indicateurs des différents acteurs. Il s'intéresse ensuite plus particulièrement aux indicateurs produits et/ou utilisés par les agriculteurs et à l'usage des indicateurs pour la planification territoriale. Puis, il se penche sur le lien entre valeur économique et qualité des sols dans une perspective d'aide à la décision. Enfin, il traite des interactions sciences-société pour la production d'indicateurs avant d'exposer des formes d'interventions auprès des praticiens pour l'élaboration ou l'usage d'indicateurs.

La prise en compte des utilisateurs d'indicateurs dans la mise en place d'un système d'indication sur la qualité des sols implique la reconnaissance d'une forte diversité de manières d'appréhender les choses en termes d'échelle géographique, d'horizon temporel, d'objectifs de gestion, de modes de régulation ou de critères cognitifs. Cette diversité conduit à l'identification de caractéristiques qui peuvent se révéler, en soi, antagonistes ou synergiques face à un unique objet « sol », disponible en quantité limitée et avec des dynamiques écologiques propres. Nous abordons donc les systèmes d'indication de la qualité des sols sous l'angle des décisions qu'ils permettent d'informer, car la pertinence d'un indicateur peut rarement être jugée indépendamment de son utilisation. Une contribution importante de ce chapitre est donc de dresser un panorama transdisciplinaire des divers utilisateurs concernés par la qualité des sols et de leurs points de vue. Nous tentons de faire apparaître le rôle majeur que les scientifiques peuvent jouer dans la constitution et la transformation de ces points de vue, par leur travail de définition d'indicateurs éprouvés et d'explicitation de leurs limites. L'objectif *in fine* est d'outiller les utilisateurs pour une appropriation des indicateurs en phase avec les connaissances scientifiques actuelles, qui est une condition nécessaire pour un usage responsable en fonction du contexte de la prise de décision et des objectifs recherchés, deux points pour lesquels le scientifique ne peut pas se substituer à l'utilisateur. Nous traitons donc ici essentiellement de la question de la production, de la circulation et de l'usage des indicateurs réalisés par les scientifiques du sol, les praticiens et les décideurs publics. Les praticiens dont nous parlons sont essentiellement des agriculteurs mais aussi des décideurs publics, peu d'études existant sur d'autres types de professionnels ou d'activité.

1. Construction des corpus

1.1. Pour la planification territoriale et la régulation foncière

Un deuxième sous-corpus a été constitué autour du constat que les textes juridiques nationaux français laissent dans certains domaines bien précis la possibilité à des autorités locales d'utiliser des critères de qualité des sols pour appliquer le droit en tenant compte de situations potentiellement spécifiques des territoires concernés. Six domaines à investiguer propres au cas français ont été plus particulièrement identifiés dans le cadre de la présente étude, constituant autant de cas d'étude de l'utilisation effective ou de l'absence d'utilisation d'indicateurs de la qualité des sols par des décideurs. Il est à noter que ces domaines concernent uniquement les sols agricoles, au détriment donc des sols forestiers ou naturels. Il s'agit de l'aménagement foncier (avec les opérations d'AFAFE (Aménagement foncier agricole, forestier et environnemental) qui ont remplacé la procédure de remembrement, en parallèle de l'émergence d'échanges parcellaires moins cadrés juridiquement), du fermage (statut de la location des terres agricoles, qui encadre notamment la valeur des loyers), des expropriations et évictions (qui impliquent des dédommagements monétaires), du contrôle des structures (qui délivre des autorisations d'exploiter aux aspirants fermiers sur la base de schémas directeurs régionaux des exploitations agricoles), du zonage des

appellations d'origine contrôlées (AOC) et du zonage des documents d'urbanisme (Plan local d'urbanisme, éventuellement intercommunal : PLU et PLUi ; Schémas de cohérence territoriale : SCoT), lequel peut justifier le classement en zone agricole en s'appuyant sur "le potentiel agronomique, biologique et économique des terres agricoles"¹.

Le sous-corpus a été constitué en trois temps :

- Une question de recherche centrale a d'abord été définie : « Dans quelle mesure les situations où les détails de l'appréhension de la qualité des sols dans le cadre de l'application d'un texte de droit national sont laissés à l'appréciation d'une autorité locale conduisent-elles effectivement à la production et/ou à l'utilisation d'indicateurs de qualité des sols ? »
- Des requêtes en anglais et en français ont ensuite été lancées dans les bases de données Scopus, WoS, GoogleScholar et BibCNRS (cette dernière incluant les portails de sciences humaines et sociales (SHS) francophones Persée, Cairn et OpenEdition), avec tri de pertinence. Chacune portait sur les mots-clés liés à un des six domaines, croisés avec les mots-clés qualité et/ou classement des sols et/ou terres. Les requêtes sur l'expropriation/évacuation et sur les AOC n'ont pas donné de résultats probants (des éléments pertinents auraient pu être trouvés pour les AOC dans les cahiers des charges et les rapports d'experts de l'INAO (Institut national de l'origine et de la qualité) plutôt que dans la littérature scientifique) et l'analyse se concentre donc sur les quatre autres thématiques.
- A ces 18 premiers textes ont été ajoutés 13 autres, par remontée de bibliographie (c'est-à-dire en sélectionnant parmi les références bibliographiques de chaque texte du corpus celles étant pertinentes pour l'analyse) et à dire d'experts.

Le sous-corpus se compose donc de 30 textes cités dans la Section 4, dont 20 articles, 1 ouvrage, 4 rapports de projets de recherche, 2 chapitres d'ouvrage et 3 communications en colloque, quasi-intégralement (28) rédigés en français. La thématique la plus étudiée est celle du zonage des documents d'urbanisme, avec 20 textes² les trois autres thématiques n'étant traitées que par 11 textes. Deux textes sont non spatialisés, tous les autres portant sur des cas français, principalement à des échelles infranationales (par ordre de fréquence) : région, agglomération urbaine, EPCI (établissement public de coopération intercommunale), commune, département, zone infra-communale. Ces textes ont été publiés lors de deux principales périodes : 2010 à 2014 puis 2018 à 2023, sans différenciation thématique perceptible. Enfin, 10 des 30 textes sont des livrables de projets de recherche-action, financés par l'ADEME depuis 2009 (Robert *et al.*, 2013) ou à l'initiative de la DRAAF (Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt) du Languedoc-Roussillon à partir de 2007, visant, dans une optique largement prospective, à outiller l'action publique locale en termes de préservation du potentiel agronomique des terres agricoles.

1.2. Pour la valeur économique et la qualité des sols

La constitution du corpus sur les approches économiques s'est opérée en deux phases. Premièrement, sur la base des 376 références issues d'une analyse systématique des revues spécialisées en économie (voir Chapitre 9), 28 références significatives pour la valeur de la qualité des sols et l'utilisation des indicateurs dans une optique d'aide à la décision ont été extraites et sont citées dans le présent chapitre. Deuxièmement, 43 références publiées dans la littérature grise, des revues francophones ou des revues non économiques (principalement en sciences du sol et de l'environnement) ont été insérées sur la base de leurs liens avec les problématiques économiques. Leur sélection a été effectuée sur la base de connaissances personnelles, des conseils d'autres experts de l'étude et des citations croisées avec le premier corpus. Ce sont ainsi 71 références qui constituent le corpus cité dans la Section 5.

¹ 'Art. R. 151-22 Du Code de l'urbanisme'.

² Il convient néanmoins de noter que la littérature scientifique sur les déterminants de l'artificialisation est bien plus vaste : seuls des textes mentionnant explicitement, ne serait-ce qu'en passant, les expressions « qualité des sols » ou « potentiel agronomique » ont été rassemblés.

1.3. Pour les interactions entre sciences et sociétés

La recherche documentaire par équations sur Scopus et WoS ((Sociolog* OR anthropology* OR "science and technology studies" OR STS) AND indicat* AND environment) a été peu probante du fait de la faible représentation de ces disciplines sur ces plateformes. Elle a toutefois servi à identifier des articles clés qui ont permis, par remontée bibliographique amont (listes de références) et aval (publications citant cette publication) d'assembler un corpus de 315 articles parus dans des revues à comité de lecture, au sein desquels 25 références ont été sélectionnées parmi les plus citées ou les plus pertinentes pour le thème de l'étude, et 24 sont citées dans la Section 6. Parmi ces références, 9 sont des études de cas ciblées sur la trajectoire d'un indicateur (ex. : « Trajectoire sociopolitique d'un indicateur de biodiversité forestière : le cas du bois mort »). Seize autres références combinent plusieurs études de cas avec une revue de la littérature pour développer un argument d'ordre plus général (ex. : « *Indicator development as 'boundary spanning' between scientists and policy-makers* »). En raison des objectifs du chapitre, seules les contributions basées sur une étude empirique ont été sélectionnées, écartant les papiers d'opinion et les contributions purement normatives ou théoriques.

Le corpus sélectionné relève presque exclusivement de la sociologie, combinant des questionnements de sociologie de l'environnement et d'analyse des politiques publiques. La plupart des auteurs décrivent leur appartenance disciplinaire comme relevant de la sociologie environnementale, des sciences politiques, des *Science and technology studies*, ou encore du management environnemental. Bien que ces auteurs ne se décrivent pas comme historiens, la plupart des publications comportent une dimension historique, dans la mesure où elles cherchent souvent à décrire des trajectoires à l'échelle d'une décennie ou plus. L'approche anthropologique, quant à elle, ne semble pas s'être approprié cette thématique, car seule une référence (plutôt périphérique) se réclame explicitement de cette discipline. Les méthodologies employées sont principalement issues de la sociologie qualitative, et se basent sur des entretiens semi-directifs et l'étude comparée de la littérature grise et réglementaire, parfois complétés par des recherches en archives.

Bien que certains auteurs avancent des recommandations quant à la formulation d'indicateurs plus efficaces, la perspective adoptée est globalement descriptive. Ces auteurs ne cherchent pas à juger du caractère bon ou mauvais d'un indicateur, mais à retracer la manière dont des indicateurs ont été construits, ont circulé, ont été reformulés, ou ont été abandonnés, en lien avec des objectifs de connaissance et de gestion situés historiquement et socialement. La démonstration procède typiquement par étude de cas et comparaison, afin de « caractériser des lieux, des acteurs, des contextes sociopolitiques et des moments où ces indicateurs écologiques sont ou ont été discutés » (Bouleau et Deuffic, 2016). Les articles comprennent régulièrement des ouvertures théoriques orientées vers la discipline d'appartenance des auteurs. Les indicateurs étudiés sont le plus souvent liés aux directives sur l'eau ou sur la biodiversité, au suivi de l'état écologique des forêts, ou encore au suivi des effets du réchauffement climatique. Aucun ne porte spécifiquement sur le sol, ce qui n'est pas étonnant étant donné le caractère relativement confidentiel des indicateurs de qualité du sol en comparaison des indicateurs de biodiversité ou de qualité de l'eau. De manière plus surprenante, on constate un fort centrage européen de ces études, tant du point de vue des cas étudiés que de l'appartenance institutionnelle des auteurs (en particulier Pays-Bas, France, Royaume-Uni, Finlande). Ce tropisme pourrait être causé par l'importance de l'outil « indicateur » dans le pilotage des politiques environnementales européennes, mais aussi par un effet d'orientation thématique des recherches en sociologie européenne.

1.4. Pour le reste des thématiques

La recherche bibliographique s'est opérée en deux temps. Dans un premier temps, le moteur de recherche Web of Science a été interrogé avec une équation de recherche simple ciblant tous les champs : [soil AND quality AND Indicator AND (Reference OR Threshold) AND User], équation qui n'a retourné qu'un nombre très limité de références bibliographiques (32) au sein desquelles seules 14 ont été retenues car incluant une entrée impliquant les utilisateurs des indicateurs de qualité des sols. Afin d'avoir une vision plus exhaustive du corpus potentiel, le moteur de recherche Scopus a été mobilisé dans un second temps.

Deux stratégies ont alors été suivies successivement pour obtenir les 125 références citées dans les Sections 2, 3 et 7.

Dans la première, deux équations de recherche ont été générées afin d'identifier à la fois des publications relatives à l'utilisation des indicateurs dans la gestion des sols dans des contextes de recherche, de recherche participative ou de recherche action, en excluant les contextes de sites et sols pollués qui ne sont pas considérés dans cette étude. La première équation [(soil* AND quality AND (indicator* OR reference*)) AND (user* OR farm* OR manage*) AND NOT (pollut* OR contamina*)] a permis d'identifier 4 495 références et a été affinée en : 1) recherchant les termes au sein des titres et des mots-clés ; 2) en restreignant les types de références à des revues scientifiques ou des articles ; 3) en faisant une sous-sélection des mots-clés des articles dans la liste suivante : "Soil Quality" ; "Soils" ; "Soil Management" ; "Soil Conservation" ; "Soil Property" ; "Biodiversity" ; "Soil Analysis" ; "Bioindicator" ; "Environmental Management" ; "Environmental Protection" ; "Soil Health" ; "Soil Fertility" ; "Land Use Change" ; "Land Management" ; "Environmental Indicator" ; "Soil Quality Indicators" ; "Environmental Impact" ; "Indicators" "Management Practice" ; "Agricultural Management" ; "Environmental Impact Assessment" ; "Monitoring" "Farms". Cela a permis d'aboutir à une liste de 656 références. En parallèle, une seconde équation de recherche ciblant les actions de recherche pluridisciplinaires sur la qualité des sols a été mise en œuvre : ((citizen AND science) OR (participative AND science) OR multidisciplinary OR transdisciplinary) AND (soil* AND (indicator* OR reference* OR criteria* OR *criteria OR *criteri) AND (user* OR farm* OR manage*) AND NOT (pollut* OR contamina*) AND quality). Elle a abouti à un total de 146 références. Sur la base de ces 802 références, un total de 60 références a été retenu.

Dans la deuxième stratégie, quatre autres équations ont été générées. Elles ont porté sur les titres et mots-clés d'articles et revues scientifiques dans le domaine « Social Sciences » de Scopus. Elles concernaient : pour la première, les conseillers et conseils sur le sol ((advisory OR advice OR adviser OR advisor OR consultant) AND soil) ; pour la seconde, les conceptions des sols des agriculteurs ((knowledge OR indicator* OR knowing OR perception* OR representation OR understanding OR interpretation*) AND (farmers OR farmer) AND soil) ; la troisième, les conceptions des acteurs non-agriculteurs (soil AND (knowledge OR indicator* OR knowing OR perception* OR representation OR understanding OR interpretation*) AND (stakeholder OR scientist OR manager OR adviser)) ; la quatrième, les pratiques et comportements des agriculteurs vis-à-vis des sols ((practice OR behavior OR attitude) AND soil AND (farmers OR farmer)). 448 références ont ainsi été identifiées, certaines étant comptées plusieurs fois car produites par plusieurs équations ou ayant été repérées dans la première stratégie. Ces références ont été passées en revue pour ne garder que celles dans lesquelles les questions de conceptions des acteurs ou de conseil aux agriculteurs sont centrales. 30 nouvelles références ont été produites.

Ces 90 publications couvrent une période allant de 2002 à 2023 et s'inscrivent principalement dans les domaines des sciences environnementales, des sciences du sol, de l'écologie, de l'agriculture, mais également dans les domaines des sciences de l'ingénieur, de la sociologie et de la planification territoriale. L'appartenance institutionnelle des auteurs est en grande majorité européenne et nord-américaine. Toutes les études s'intéressent à la qualité/santé des sols et à son évaluation à différentes échelles spatiales depuis celle de la parcelle jusqu'à celle du paysage, de la région ou du pays au travers d'un nombre important d'études de cas mais également des propositions méthodologiques. Ces études sont principalement mises en œuvre dans les zones géographiques d'appartenance des auteurs, et dans une moindre mesure sur des zones en développement (Amérique du sud, Asie, Afrique) ; ceci le plus souvent dans des contextes agricoles. Ces publications sont complétées d'articles ou d'ouvrages en langue française non référencés dans Scopus / Web of Science. Elles sont également complétées par l'analyse de 16 rapports techniques de projets de recherche français et européens : "Méthodologies d'évaluation des fonctions et des services écosystémiques rendus par les sols" (2019) ; DESTISOL (2017), MUSE (2022), SIREN (EJP Soil, UE, 2022), SOLU3ION (2022), U-QUALISOL ZU (2012), BIOINDICATEURS II (ADEME, 2012), "Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers" (2019), AgrInnov (2016), Clé de sol (2022), *Towards climate-smart sustainable management of agricultural soils* (EJP Soil, UE), ENVASSO (2008), ECOFINDERS (2017 via les publications associées), LANDMARK (2017), SOILval (2021), "Soil monitoring in Europe - Indicators and thresholds for soil health assessments" (UE, 2022).

2. Liens entre conception et perception du sol et indicateurs de qualité du sol

2.1. L'encastrement social du travail de production d'indicateurs

La construction d'indicateurs ou de systèmes d'indicateurs par des scientifiques du sol vise à pouvoir évaluer scientifiquement la qualité des sols et la nature des pratiques ou actions exercées sur ces sols pour en limiter la dégradation, les améliorer ou les réhabiliter. Les scientifiques du sol développent alors une approche normative dans le sens où, tout d'abord, ils s'appuient sur une idée construite de ce qu'est un bon sol ou un mauvais sol, et où, ensuite, ils définissent, à partir de cette idée, ce qu'est un bon indicateur du point de vue scientifique et opérationnel. Les approches centrées sur les pratiques et les praticiens, les usages et les usagers, mises en œuvre essentiellement par les SHS, proposent d'explicitier et de discuter ce contenu normatif pour contextualiser ce qu'est un bon ou mauvais sol ou un bon ou mauvais indicateur.

Les SHS considèrent en particulier que le travail des scientifiques est encadré dans le social et n'est pas neutre. En effet, à partir du milieu des années 1980, de nouvelles perspectives émergent dans les sciences sociales pour décrire l'articulation entre science et société. La sociologie de l'innovation, l'histoire des sciences, ou ce que l'on appellera bientôt les *Science and technology studies* (STS), entreprennent alors de décrire la formation des savoirs scientifiques et techniques dans une perspective sociale, en la considérant comme un phénomène social, plutôt que dans une perspective épistémologique qui ne prendrait en compte que les principes de validité interne des savoirs produits. Ainsi, le caractère vrai ou faux des savoirs et théories scientifiques ne peut suffire à expliquer leur succès ou leur échec dans le monde social : il faut aussi, pour le comprendre, s'intéresser aux caractéristiques du monde social auquel participe l'activité scientifique.

Après une période où cette approche cherchait principalement à dialoguer avec l'épistémologie, marquée par des études ethnographiques (Latour et Woolgar, 1986) du travail de laboratoire, ou des travaux de sociologie des savoirs scientifiques portant sur des sciences fondamentales telles que la physique nucléaire (Collins, 1992), on voit à partir de la fin des années 1990 se multiplier les études sur des sciences plus directement en prise avec des enjeux sociaux, telles que les sciences de l'environnement. C'est aussi l'époque de mise en place des directives européennes sur l'eau et la biodiversité et du passage « de politiques publiques orientées 'source' à des politiques orientées vers les effets » (Turnhout *et al.*, 2007). Ce passage génère un besoin croissant d'outils d'évaluation tels que les indicateurs environnementaux. La rencontre entre les nouvelles perspectives analytiques de l'étude sociale des sciences et ce contexte de fort développement de la régulation et de l'évaluation environnementale a formé le creuset du développement de la plupart des études sociologiques sur les indicateurs environnementaux.

L'encastrement social de la production scientifique peut être possiblement identifié à travers quatre dimensions. Il l'est tout d'abord dans sa dimension politique. Le travail des scientifiques est cadré par la mise à l'agenda de problèmes par les décideurs politiques, l'élaboration de programmes de recherche guidant les travaux plus spécifiquement vers certains points d'attention au détriment d'autres (Hassenteufel, 2010 ; Bispo et Schnebelen, 2018 ; Fournil *et al.*, 2018). Cet encastrement apparaît ensuite dans sa dimension cognitive et normative. Définir les seuils associés aux indicateurs, seuils qui permettent de définir des sols comme étant de plus ou moins bonne ou de plus ou moins mauvaise qualité (Arshad et Martin, 2002), amène à distinguer ce qui est « normal » de ce qui est « pathologique », pour reprendre ici les mots de Canguilhem (2013)³. Cette distinction se fait au regard de la connaissance générale que l'on peut avoir d'une situation, qui dépasse le strict cadre des données avec lesquelles opèrent quelques scientifiques, et nécessite des débats entre experts, voire des débats entre experts, décideurs et praticiens (connaissances des autres disciplines, connaissances des techniques des praticiens, connaissances des exigences des différents acteurs pour des usages variés...) (Jónsson *et al.*, 2016). Cet encastrement social se révèle encore dans sa dimension pragmatique. Dans la production d'indicateurs « utilisables », la question se pose sur les opérations qui peuvent être réellement et pratiquement mises en œuvre par ceux qui sont censés utiliser les indicateurs pour identifier les problèmes (les outils d'analyse liés à l'indicateur sont-ils disponibles ?) ou y

³ Cet ouvrage est la thèse de doctorat en médecine présentée en 1943 par Georges Canguilhem.

remédier (les praticiens ont-ils les ressources cognitives et matérielles pour cela ?) (Israel-Jost, 2015). Cet encastrement social se traduit enfin dans sa dimension performative. La mise en avant d'indicateurs entraîne le repérage, par ceux qui vont y être soumis, de points d'attention dans l'observation de la réalité des choses antérieurement inconnues (Petit *et al.*, 2015).

2.2. Une épistémologie des indicateurs pour des épistémologies des sols

D'un point de vue linguistique et épistémologique, on peut considérer qu'un indicateur, en tant que signe, dit et montre une caractéristique ou propriété d'une chose dans la diversité des caractéristiques et propriétés à partir desquelles cette même chose pourrait être connue (Bateson, 1995). En ce qui concerne le sol, l'indicateur porte donc sur une entité différenciée d'autres entités avec lesquelles elle est en lien (comme par exemple l'eau, l'atmosphère, la végétation). L'indicateur est un outil intellectuel et pratique (Morin, 1977) dans le sens où, à travers la multitude des propriétés à partir desquelles une entité naturelle circonscrite — comme le sol — peut être potentiellement connue, il va à la fois marquer la propriété du sol qu'il renseigne comme étant une propriété pertinente pour comprendre ou agir, et proposer et s'appuyer sur des éléments perceptifs permettant d'évaluer concrètement cette propriété.

Ces éléments perceptifs peuvent être directs, c'est-à-dire à portée des sens humains, ou indirects, et doivent alors passer par la médiation de dispositifs techniques pour être recueillis (ex. analyses de sol, description). Si ces repères sont saisis par la science par le biais d'artefacts techniques, d'une métrologie et l'établissement de mesures discrètes pour les objectiver et produire des seuils pour évaluer, un indicateur peut être défini de manière globale comme on peut le voir chez des agriculteurs. On va retrouver comme le propose l'OCDE (Oecd, 2003) (voir Chapitre 4) : « tout élément ou attribut d'un phénomène environnemental d'intérêt utilisé pour décrire ou évaluer l'état de l'environnement, l'évolution de cet état ou pour fixer des objectifs environnementaux » pour lequel les indicateurs sont soit des quantités, soit des éléments et portent des informations à valeur descriptive ou normative. Ainsi, ils peuvent garder une dimension purement sensitive et globale pour des praticiens (Desbiez *et al.*, 2004). Des agriculteurs peuvent parler d'un sol souple sous le pied ou sentant mauvais, cette souplesse ou cette odeur étant appréhendées directement par leurs sens, de manière différentielle par rapport à d'autres situations associées à leurs diverses expériences individuelles (Desbiez *et al.*, 2004).

Un indicateur du sol, qu'il soit simple ou synthétique, donne donc accès à une propriété ou à un groupe de propriétés d'un sol parce que, conceptuellement, il propose un ou des critères de connaissance du sol, ces critères conceptuels étant mis concrètement en correspondance avec des repères matériels différenciés visant à percevoir ce qu'est un sol dans cette propriété. (Arshad et Martin, 2002) « Les "objets" n'existent pas indépendamment des cadres conceptuels. C'est nous qui découpons le monde en objets lorsque nous introduisons tel ou tel cadre descriptif » (Putnam et Gerschenfeld, 1984). Ainsi, la définition et l'usage d'indicateurs par des scientifiques (y compris en SHS) ou des praticiens du sol supposent l'existence de cadres conceptuels et de systèmes de classement des choses, formels ou informels, s'appuyant sur des éléments (les catégories) pouvant prendre une forme concrète ou abstraite (Bideaud et Houdé, 1989) et donner lieu mentalement à une décomposition conceptuelle ou une décomposition matérielle de la catégorie sol.

Dans une décomposition conceptuelle, les sols sont classés en différents types, dans un système de classement qui prend alors la forme d'une typologie (on va, par exemple, distinguer les sols 'argileux', 'humifères', 'calcaires', 'limoneux', 'sableux'). Si ces typologies sont, à une échelle locale ou régionale, socialement et historiquement partagées par les praticiens des sols, et sont parfois inscrites dans des dénominations vernaculaires, les chercheurs en sciences des sols s'appuient, quant à eux, sur un système de classement standardisé à l'échelle de la France (Baize et Girard, 2009) ou de la planète (FAO, 2015).

A l'inverse, dans une décomposition matérielle, le sol est vu comme un agencement concret d'éléments, situés spatialement et temporellement les uns par rapport aux autres. Ainsi dans sa décomposition matérielle, un arbre sera feuilles, branches, tronc et racines. Pour les scientifiques, le sol est ainsi composé d'éléments (matières organiques, matières minérales, organismes, eau, air), variables dans l'espace et dans le temps, déterminant des

propriétés physiques, chimiques et biologiques supportant des processus (recyclage des nutriments, épuration, détoxification...) à la base des fonctions associées aux sols (Baveye *et al.*, 2016).

De nombreux travaux montrent que la conception de ce qu'est un sol peut être très variable en fonction des acteurs considérés, qu'ils soient par exemple pédologue, urbaniste, terrassier, environnementaliste, agriculteur ou jardinier (Fournil *et al.*, 2018 ; Ingram *et al.*, 2010), les objectifs, les pratiques et les expériences des uns et des autres sur et avec les choses n'étant pas les mêmes (Baysse-Lainé *et al.*, 2022 ; Guellier *et al.*, 2016). Le sol des terrassiers est, par exemple, appréhendé à partir de phénomènes de dilution, d'érosion, de compression et de dissolution dont ils doivent se préserver (Meulemans, 2019). D'autres acteurs, comme les agriculteurs ou les forestiers, les considéreront via leurs usages à des échelles parcellaires ou de peuplement. Par exemple, des viticulteurs peuvent le concevoir comme un outil de production, mais aussi comme un réservoir avec des propriétés physiques et chimiques singulières, un système vivant à protéger et une composante du terroir (Coll *et al.*, 2012). Alors que de leur côté des aménageurs ou décideurs politiques peuvent, à des échelles spatiales correspondant généralement à celles d'entités administratives, de paysages, de régions ou de pays, considérer le sol comme une entité surfacique à aménager et à gérer en fonction de besoins locaux et régionaux. Ces besoins seront pensés en termes de production de ressources alimentaires, de régulation de la ressource en eau, de stockage de carbone, de risques, de support d'activités anthropiques (économiques, logement) ou encore d'habitat/d'espaces naturels à visées récréatives et/ou de conservation (Robert *et al.*, 2013 ; Guellier *et al.*, 2016 ; Bampa *et al.*, 2019). Ces différentes conceptions, comme nous le verrons, ne sont pas nécessairement mutuellement exclusives mais aboutissent à une mobilisation différenciée d'indicateurs de qualité des sols, que ces indicateurs soient propres à ces acteurs ou qu'ils soient produits par les sciences des sols.

La Figure 16-1 décline les modes d'interaction à l'œuvre entre usagers des sols, experts et décideurs publics, dans les processus de co-conception et de coproduction des indicateurs. Chacun de ces trois pôles est associé aux préoccupations et aux systèmes normatifs qui sous-tendent leurs choix de manière prédominante. Ils sont ainsi amenés à sélectionner des indicateurs préexistants, à les transformer, ou à en co-élaborer de manière plus spécifiquement adaptée et réfléchie en fonction de leurs besoins.

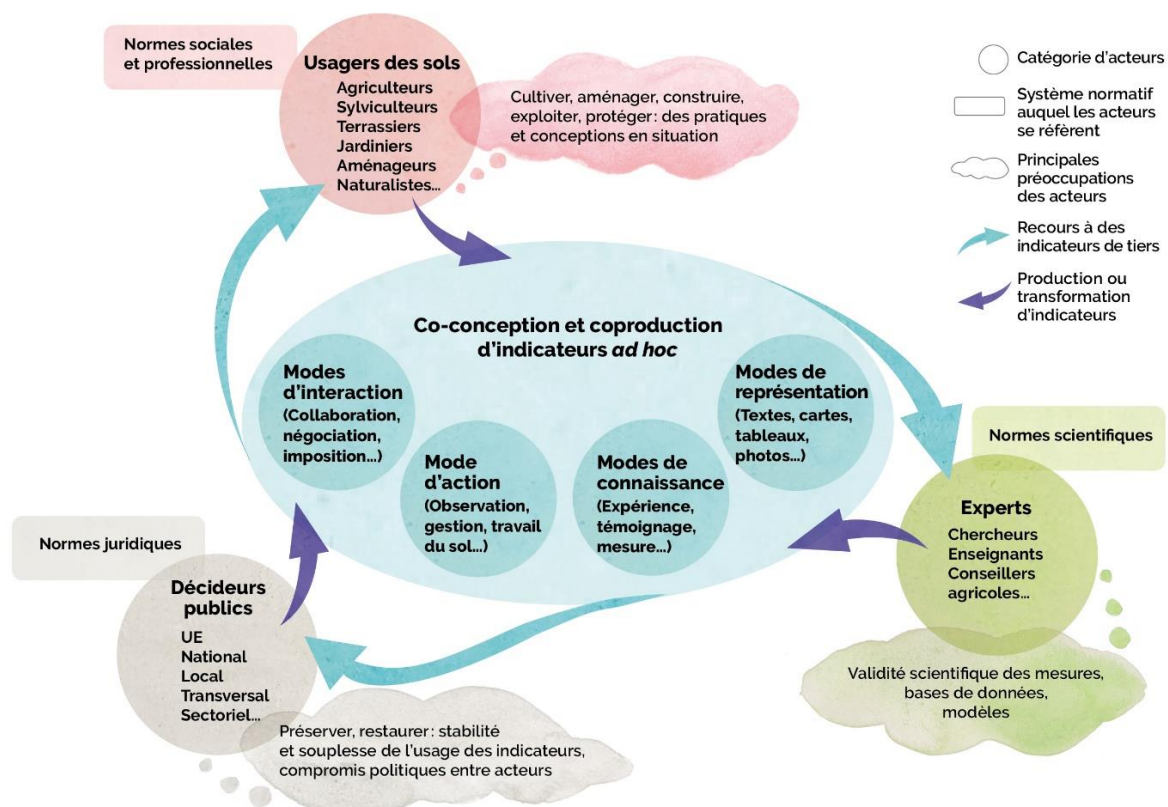


Figure 16-1. Usage et production des indicateurs de qualité des sols

2.3. Des indicateurs de chercheurs en sciences du sol

La production d'indicateurs de qualité des sols par les chercheurs s'appuie fréquemment sur une conception du sol associée à une décomposition matérielle s'appuyant sur une approche analytique. Cette approche vise à décrire précisément les différentes facettes du système sol contribuant à sa qualité ou sa santé : sa composition physique, chimique et biologique (ex. teneur en sables, en argiles, teneur en matière organique, teneur en azote assimilable, abondance des organismes, biodiversité), ses propriétés (ex. couleur, structure, texture, stabilité structurale) et les processus biologiques (respiration du sol, minéralisation de la matière organique, activités enzymatiques) supportant ses fonctions de production, de support, ou de régulation. La caractérisation de ces facettes implique des savoir-faire techniques (méthodes de mesure) en constante évolution, avec des méthodes « historiques » utilisées fréquemment et permettant de mesurer les caractéristiques physico-chimiques des sols (ex. granulométrie, teneur en carbone, teneur en eau) (Toor *et al.*, 2021 ; Faber *et al.*, 2022 ; European Environment, 2023), et des méthodes plus récentes, moins fréquemment utilisées mais connaissant un développement fort en recherche, notamment pour la caractérisation de la composante biologique (ex. microbiologie environnementale, caractérisation de la faune du sol) et des processus associés (ex. activités enzymatiques, mesures de respiration).

La mise en œuvre de ces savoir-faire a permis d'acquérir un socle de connaissances scientifiques important sur les sols, depuis les processus contribuant à leur formation, jusqu'à leur écologie et leur fonctionnement (voir Chapitres 7 à 9). Le déploiement de ces outils dans des contextes expérimentaux et observationnels variés a conduit à une consolidation des bases de données utilisées et a fait apparaître la sensibilité de ces caractéristiques à différentes actions anthropiques d'usage et de gestion des sols (ex. occupation du sol, travail du sol (Halberg, 2012 ; Williams et Rice, 2007)). La grande diversité des indicateurs obtenus permet ainsi d'aller jusqu'à évaluer l'effet sur les sols des interventions anthropiques, par comparaison à des situations analogues avant ou en l'absence d'intervention (site de référence, estimation par calcul ou modélisation, dire d'expert ; ADEME, 2017 ; Bonilla-Bedoya *et al.*, 2023 ; Hedde, 2018 ; Terrat *et al.*, 2018 ; Caló *et al.*, 2022 ; Liptzin *et al.*, 2022 ; Bünemann *et al.*, 2018 ; Bispo *et al.*, 2009 ; Bispo, 2009). En fonction du degré de développement des bases de données créées, ces indicateurs peuvent être mobilisés avec plus ou moins de finesse et de précision sur un territoire, et servir si besoin à sa cartographie. Lorsque les conditions testées entre études sont suffisamment diverses et que leurs conclusions sont congruentes, les scientifiques du sol peuvent déterminer avec robustesse les contextes d'application de ces indicateurs et les contextes à explorer, et identifier avec une bonne généralité l'effet des différentes pratiques de gestion sur les sols (ex. augmentation/baisse d'abondance ou de diversité des organismes, variation des stocks de carbone). Néanmoins, les études engagées n'intègrent que rarement les contextes sociaux et économiques dans lesquels elles sont ou pourraient être mises en œuvre.

Cette multiplicité d'indicateurs fait également ressortir le besoin des utilisateurs d'intégrer dans des indices plus synthétiques, et donc d'un usage plus simple, l'ensemble des informations apportées. Ainsi, les chercheurs ont mis en œuvre des méthodes d'agrégation : moyennes pondérées (Menta *et al.*, 2018 ; Blanchart *et al.*, 2018 ; Consalès *et al.*, 2022), scores (Ranjard, 2016 ; Branchu *et al.*, 2022), méthodes basées sur des approches expertes (DEXI (Thiollet-Scholtus et Bockstaller, 2015), DELPHI (Thiollet-Scholtus et Bockstaller, 2015 ; Jónsson *et al.*, 2016)), arbres de classification (Robert *et al.*, 2013) ou approches multicritères (Thiollet-Scholtus et Bockstaller, 2015 ; Milà I Canals *et al.*, 2007 ; Branchu *et al.*, 2022 ; Robert *et al.*, 2013 ; Angelini *et al.*, 2023 ; Menta *et al.*, 2018 ; Chibilev *et al.*, 2016 ; Cardoso *et al.*, 2013 ; Bockstaller et Girardin, 2003 ; Ranjard, 2016) visant à produire des indicateurs dits agrégés ou synthétiques. Ces indicateurs sont alors basés sur des valeurs de références associées à des règles de décision comme dans le cas des méthodes SMAF (Toor *et al.*, 2021 ; Karlen *et al.*, 2019 ; Bünemann *et al.*, 2018), CASH (Toor *et al.*, 2021 ; Karlen *et al.*, 2019 ; Roper *et al.*, 2017 ; Rekik *et al.*, 2020), ou VSA (Shepherd *et al.*, 2008). Ainsi, il ressort de ce développement de méthodes et d'indicateurs un besoin fort quant à l'acquisition de données (bases de données), la calibration des indicateurs, la définition des références ou encore les choix en termes de règles de décisions (cf. Conclusion de la Sous-partie « Les méthodes d'élaboration des indicateurs »).

2.4. Des besoins d'indicateurs différents selon les types d'acteurs

A un niveau général, des différences de conception et de types d'indicateurs utilisés peuvent se retrouver entre les différents acteurs impliqués dans la gestion des sols. Gascuel-Oudoux *et al.* (2023) ont réalisé une étude visant à identifier les besoins de ces acteurs de la gestion des sols en France (chercheurs, établissements publics, services de l'État, responsables professionnels agricoles ou forestiers, bureaux d'études), tous présentant un bon niveau de connaissances sur les sols. Il a été mis en évidence que l'importance accordée à différentes fonctions, propriétés ou à la qualité des sols tend à être différente d'un type d'acteurs à l'autre. Les agriculteurs accordent par exemple beaucoup d'importance à la production, à la biodiversité, aux caractéristiques de la qualité des sols, et moins à la pollution des sols contrairement aux services de l'État. Cependant, il apparaît que la grande majorité des acteurs porte un intérêt prépondérant aux échelles locales (parcelle, territoire) plutôt qu'à l'échelle nationale. Enfin, l'étude met en évidence des besoins partagés entre les différents acteurs en termes d'acquisition et de diffusion de données (brutes, cartographiques, indicateurs) sur les caractéristiques des propriétés et fonctions des sols, ceci principalement à l'échelle de la parcelle ou de l'entité administrative (ici, l'agglomération).

A l'échelle européenne, une étude a été réalisée dans le cadre du projet LANDMARK (O'Sullivan *et al.*, 2018 ; Bampa *et al.*, 2019) pour identifier les freins à la mise en œuvre d'un scénario d'optimisation de la gestion des sols dans une zone de captage des eaux pour atteindre les objectifs de développement durable fixés par l'UE (O'Sullivan *et al.*, 2018). Cette étude a mis en évidence une priorisation différente, selon les acteurs, des fonctions des sols, mais aussi que la mise en œuvre du scénario d'optimisation relève de niveaux de connaissances hétérogènes (savoirs, savoir-faire, solutions techniques), de contraintes institutionnelles (ex. incitations à la mise en œuvre) et de contraintes culturelles et de règles informelles. En prolongation de cette étude, Bampa *et al.* (2019) ont réalisé une enquête, sur les savoirs des différents acteurs sur les sols, mettant en évidence que les uns et les autres positionnent les enjeux liés aux sols à des échelles différentes. Les acteurs régionaux, nationaux ou européens les situent à des échelles larges, en s'appuyant sur des savoirs généraux et une connaissance faible des contextes locaux. *A contrario*, les agriculteurs et les conseillers agricoles les placent plutôt à des échelles locales s'appuyant sur d'importants savoirs locaux et des savoir-faire techniques, tout en notant qu'ils manquent de références techniques. Une perception différente des liens entre les processus et les fonctions du sol est aussi relevée, différence également observée dans des études antérieures réalisées en Grande-Bretagne, en Suisse et en France (Ingram *et al.*, 2010).

D'autres études s'intéressent aux choix d'indicateurs faits par différents acteurs pour répondre à un même objectif. Jónsson *et al.* (2016) ont ainsi interrogé un panel d'acteurs islandais quant aux indicateurs qu'ils mobiliseraient pour une gestion durable des sols. Les participants à ce panel constitué de scientifiques, de praticiens du sol et de décideurs politiques, ont eu à choisir entre 49 indicateurs présélectionnés répartis en 3 grandes dimensions : 1) « Nature » : indicateurs physiques, chimiques et biologiques liés à la composition, propriétés et processus portés par les sols ; 2) « Bien être et gouvernance » : indicateurs liés aux institutions, l'éducation, la santé et la démographie ; 3) « Economie » : indicateurs relatifs à la valeur économique des services écosystémiques des sols, de consommation du foncier, de productivité et d'intensité d'usage des sols. A l'issue de l'enquête, il ressort que chaque type d'acteurs avait réalisé des choix d'indicateurs différents mais non exclusifs puisque qu'un noyau d'indicateurs communs a pu être identifié. Néanmoins, les scientifiques et les praticiens ont choisi un nombre plus restreint d'indicateurs majoritairement inclus dans la dimension Nature alors que les décideurs politiques ont choisi un nombre d'indicateurs plus important répartis dans les trois dimensions portées par l'étude.

Ces études, en termes opérationnels, préconisent d'harmoniser les connaissances entre acteurs tant en termes de concepts que de fonctions portées par les sols ; de renforcer le transfert de connaissances sur les indicateurs (principe, mise en œuvre, références, interprétation) et les leviers d'action ; de continuer à acquérir des données à des échelles fines (monitoring), pertinentes pour les acteurs, tout en favorisant leur accessibilité et en accompagnant leur utilisation. Elles se placent donc dans la perspective d'accompagner la réception et la mobilisation des indicateurs de qualité/santé des sols par les acteurs impliqués dans la gestion des sols et pas forcément de construire ces indicateurs avec eux. Dans cette veine, le projet AgroEcoSol (Hedde, 2022), déploie des actions d'industrialisation des analyses et d'automatisation de l'interprétation des résultats pour réduire les

coûts analytiques, mais aussi pour faciliter l'usage des indicateurs par les gestionnaires des sols pour la prise de décision à l'échelle de la parcelle. Néanmoins, cela ne s'affranchit pas d'un minimum de transfert de connaissances claires quant aux schémas d'interprétation des indicateurs afin d'en favoriser l'adoption et l'usage comme le soulignent Bünemann *et al.* (2018).

Du fait de ces différences de conception et de perception, des différends et oppositions peuvent naître entre types d'acteurs ne conduisant pas la même activité, sur les façons de concevoir un même sol et ses usages. L'enquête réalisée en Vendée évoquée précédemment (Compagnone et Sigwalt, 2021) rend ainsi compte de la façon dont les agriculteurs développent à la fois un récit sur la sauvegarde et le développement de « la vie du sol » et un contre-récit qui marque leur opposition à la conception des acteurs « urbains » pour un usage non agricole de ces terres agricoles (ex. épandage de boues, artificialisation). Kik *et al.* (2021a) font ressortir, de leur côté, comment aux Pays-Bas la mise en œuvre d'une gestion durable des sols est entravée par des intérêts divergents portés par des acteurs différents. Si les agriculteurs et les autres acteurs de la chaîne de valeur donnent la priorité aux critères économiques pour penser la durabilité des sols, les acteurs engagés dans la protection de l'environnement mettent en avant des critères environnementaux.

Dans ce contexte de différends et d'oppositions, un mouvement de « requalification » des sols est mené par certains acteurs par rapport aux qualifications dominantes. Fournil *et al.* (2018) identifient ainsi les logiques de « requalification environnementale » du sol, à l'œuvre depuis le milieu des années 2000, qui se démarquent de l'appréhension agricole dominante dans laquelle le sol est essentiellement vu comme support de fertilité et de production agricole. Deux logiques de requalification environnementale ont été alors distinguées : l'une s'attache à la conservation des sols et de leur biodiversité face aux dégradations qui les menacent, l'autre met l'accent sur l'intérêt de favoriser la sécurisation des fonctions et services rendus par les sols.

Ces différences et différends apparaissent aussi au sein d'un même type de praticiens comme le révèlent les études conduites sur la conception et la gestion des sols en agriculture (Happel *et al.*, 2022). Braitto *et al.* (2020) examinent en particulier la pluralité des points de vue des agriculteurs sur la gestion des sols dans le contexte politique autrichien et européen. Ils dégagent ainsi quatre points de vue différents des agriculteurs sur la gestion des sols : deux sont liés à des perspectives plutôt écocentriques correspondant à des agriculteurs qualifiés de « participants à la nature » ou de « chercheurs de plaisir ». Les deux autres perspectives sont plutôt anthropocentriques et sont portées par des agriculteurs « fournisseurs d'aliments traditionnels » ou des « maximiseurs de profit ».

Les différences entre agriculteurs dans les pratiques de conduite des sols peuvent prendre une nature politique – dans le sens où elles marquent la défense d'orientations différentes entre acteurs sur les choses – et identitaire – dans le sens où leur défense renvoie à une manière dont les acteurs se qualifient eux-mêmes. Compagnone et Pribetich (2017) montrent, dans un travail conduit en Bourgogne, comment des agriculteurs en agriculture bio, de conservation ou conventionnelle se positionnent différemment par rapport à la mise en œuvre du non-labour et comment ce positionnement peut être relié à leur identité d'agriculteur. De même, Wahlhütter *et al.* (2016), dans un travail mené dans le Burgenland en Autriche, soulignent l'importance des sols dans la construction des identités des agriculteurs. Les agriculteurs se distinguent ainsi des autres agriculteurs, groupes ou domaines de travail, à partir d'aspects ayant trait à la qualité des sols ou à leurs stratégies de gestion des sols. Dans l'un et l'autre cas, pour les agriculteurs biologiques ou en agriculture de conservation, l'importance de la relation de ces praticiens à leur sol est particulièrement importante dans la construction de leur identité agricole.

3. Des indicateurs en agriculture

3.1. Des indicateurs construits et utilisés par les agriculteurs

Si les types de praticiens du sol sont divers, comme nous l'avons vu, la très grande majorité des travaux sur lesquels nous nous sommes appuyés porte sur les agriculteurs.

Des études sur des terrains internationaux s'intéressent aux indicateurs qu'ils utilisent pour évaluer la qualité, la santé ou la fertilité de leurs sols. Ces études sont relativement peu nombreuses dans le corpus bibliographique mobilisé (cf. Section 1.4.) puisque seulement 14 ont été remontées, ce qui semble en accord avec la tendance générale sur ce type d'études observée par Rekik *et al.* (2020). Les travaux que nous avons repérés ont été réalisés dans leur très grande majorité dans des pays du sud (Amazonie, Brésil, Colombie, Equateur, Ethiopie, Ghana, Kenya, Népal, Vietnam) (Rekik *et al.*, 2020 ; Desbiez *et al.*, 2004 ; Huynh *et al.*, 2022 ; Ansong Omari *et al.*, 2018 ; Guimarães *et al.*, 2017 ; Kelly *et al.*, 2009). Ils adoptent tous la même démarche comparant les évaluations (même si elles sont rudimentaires) effectuées par ces praticiens à partir de signes visuellement observables, à celles réalisées par les scientifiques au moyen d'outils techniques au laboratoire ou sur le terrain (Desbiez *et al.*, 2004 ; Rekik *et al.*, 2020 ; Huynh *et al.*, 2022 ; Ansong Omari *et al.*, 2018 ; Hervé *et al.*, 2020 ; Vanermen *et al.*, 2020 ; Nord et Snapp, 2020). Par exemple, dans le travail conduit dans deux communes montagneuses du centre du Vietnam (Huynh *et al.*, 2022), la pertinence de l'évaluation visuelle des sols des agriculteurs est examinée et validée. Ainsi les différentes études considérées mettent en évidence que l'évaluation de la qualité des sols par les praticiens est le plus souvent congruente à celle réalisée par des scientifiques. Dans les cas contraires, elle tend à sous-estimer la qualité du sol en ne l'appréhendant que sous l'angle restreint des critères focalisant l'attention des praticiens (par exemple le rendement).

Les indicateurs utilisés par les agriculteurs pour juger de la qualité ou de la fertilité de leurs sols peuvent être très divers comme le montrent différents travaux. Douze indicateurs de qualité des sols sont décrits par des agriculteurs enquêtés au Rwanda (Kuria *et al.*, 2019), les quatre plus fréquemment mentionnés étant la couleur du sol, les plantes indicatrices (51 sont distinguées), la vigueur des cultures et la texture du sol évaluée manuellement. Dans un autre travail réalisé au Ghana (Ansong Omari *et al.*, 2018), on retrouve ces quatre indicateurs auxquels viennent s'ajouter l'épaisseur et le compactage du sol. Au Brésil (Lima *et al.*, 2011), ce sont 11 caractéristiques qui sont identifiées comme étant de bons indicateurs de la qualité du sol (les vers de terre, la couleur du sol, le rendement, la végétation spontanée, la matière organique du sol, le développement des racines, la friabilité du sol, le développement des plants de riz, la couleur des plants de riz, le nombre de talles de riz et la santé du bétail). En ce qui concerne la fertilité des sols, dans une étude conduite au Népal, c'est sur 62 indicateurs que s'appuient les agriculteurs pour l'évaluer et la surveiller. Ces indicateurs portent sur les caractéristiques du sol, la performance des cultures, la gestion agricole, les facteurs environnementaux et la biologie (Desbiez *et al.*, 2004). Dans une étude conduite au Cameroun sur la culture du cacao (Kenfack Essougong *et al.*, 2020), les indicateurs de fertilité des sols les plus pertinents pour les agriculteurs sont le rendement, la couleur du sol, la facilité du travail du sol et la composition florale. Si les catégories d'indicateurs varient d'une étude à l'autre, ils sont essentiellement qualitatifs et portent sur la couleur du sol, la vigueur des cultures, la présence de plantes indicatrices ainsi que sur les différentes caractéristiques physiques des sols. En revanche, de manière générale, les indicateurs non sensoriels (ex. composition chimique du sol, abondance/diversité de micro-organismes ou de microfaune) sont rarement utilisés par les praticiens.

En France, un travail réalisé auprès d'agriculteurs de Vendée (Compagnone et Sigwalt, 2021) en agriculture de conservation des sols (ACS), en agriculture biologique (AB) et en agriculture conventionnelle avec labour (AL), fait apparaître la manière dont ces praticiens appréhendent les sols à partir de leur sens. Par la vue, ils s'intéressent : à la couleur, qui renseigne sur les constituants du sol (calcaire et pierrosité) et sur la quantité plus ou moins importante de matière organique ; à la présence et à l'état des plantes pour saisir d'éventuelles carences en fertilisants ; à la pierrosité qui peut gêner le travail du sol ; aux éléments de la faune du sol ou aux traces de cette faune, et plus particulièrement des vers de terre. Cette présence des vers est identifiée directement ou par le biais de leurs cabanes et turricules. Les agriculteurs en ACS, vont avoir le discours le plus élaboré sur ce dernier point. Ils différencient les familles de vers — épigés, anéciques et endogés — qui explorent et travaillent le sol différemment et, plus largement, distinguent la microfaune de la macrofaune (collemboles, champignons, taupes, insectes, perdrix, pigeons et corbeaux). Ils connaissent ainsi le sol à partir d'un cortège d'êtres vivants qui l'habitent ou le fréquentent. L'odorat est aussi sollicité, en sentant une poignée de terre ou en humant l'air ambiant, pour identifier des problèmes (une odeur de vase est « le signe que le sol est moins vivant ») ou déceler un bon état d'équilibre (l'odeur d'humus ou de champignon dans le sol est synonyme « de vie »). Enfin, la sensation perçue au

pied en marchant sur la terre, et plus particulièrement en conditions humides, est évoquée par les agriculteurs en ACS comme moyen d'évaluer la présence d'une microfaune et d'une matière organique abondante par la souplesse du sol.

3.2. Divergences selon les types d'agricultures

Toutefois des différences de conceptions et de perceptions des sols entre agriculteurs existent selon le modèle d'agriculture dans lequel ils sont engagés. Une étude menée en France, sous l'égide de l'ADEME, sur le diagnostic de la qualité de sols agricoles et forestiers (Calvaruso *et al.*, 2019) au travers d'une enquête en ligne et d'ateliers a permis de mettre en évidence l'existence, du point de vue des scientifiques du sol et à partir de leur propre questionnement, de niveaux hétérogènes de connaissances et d'usages des indicateurs de qualité/santé des sols au sein et entre les milieux agricoles et forestiers. Niveaux de connaissances et d'usages sont parfois liés mais il s'avère qu'ils sont en particulier déterminés par l'accessibilité des indicateurs (le coût de mise en œuvre des analyses) et l'interprétation des résultats.

Par ailleurs, le lien entre niveau de connaissances et type d'usage des sols n'est pas direct comme nous le montrent plusieurs études. En effet, les mêmes connaissances du sol peuvent être mentalement structurées différemment par des agriculteurs impliqués dans des modèles d'agriculture différents : ces agriculteurs n'ont alors, à proprement parler, pas la même conception des choses. Dans un travail réalisé au Brésil, Klingen *et al.* (2012) montrent que, contrairement à ce qu'ils pensaient, les différences dans les pratiques de gestion des terres entre des agriculteurs agroécologiques et conventionnels ne peuvent pas être expliquées par des différences dans leurs connaissances des sols. En effet, ils ne diffèrent pas par ces connaissances mais par la manière dont ils les utilisent dans leurs stratégies agricoles, stratégies différentes mais rationnelles. Les résultats de l'étude (déjà citée) conduite en Vendée par Compagnone *et al.* (2013a) auprès d'agriculteurs en agriculture de conservation, en agriculture biologique ou en agriculture conventionnelle montrent que, selon leurs orientations techniques, et donc leurs préoccupations pratiques, les agriculteurs des trois groupes ne s'intéressent pas aux mêmes aspects du sol. Une transformation de ces conceptions et perceptions est d'ailleurs identifiée chez les agriculteurs qui passent à des modèles d'agriculture alternatifs, comme l'agriculture de conservation ou l'agriculture biologique (Compagnone et Pribetich, 2017). Ces agriculteurs rendent compte de la modification des manières de penser les sols, et parfois de l'inadéquation des références techniques à disposition pour évaluer la qualité réelle d'un sol. La relation changeante des agriculteurs avec leurs ressources en sol est identifiée, par Roesch-McNally *et al.* (2018) dans la « ceinture de maïs » aux États-Unis, comme permettant à ces derniers de mettre en œuvre des stratégies d'adaptation à des conditions météorologiques de plus en plus variables et extrêmes.

Dans la plupart des travaux, les différences de conceptions, de perceptions et de pratiques de gestion du sol des agriculteurs sont reliées à certaines des caractéristiques matérielles et sociales de ces derniers. De manière générale, si ces caractéristiques portent sur l'agriculteur et son exploitation, elles concernent peu la position sociale concrète de ces agriculteurs dans des réseaux d'interactions sociales, et peu les normes qui orientent leurs pratiques et ont cours dans ces réseaux. Ce sont plutôt de grands déterminants, tels que l'âge, le genre (Burnham *et al.*, 2023), la formation, la taille de l'exploitation, le mode de faire-valoir, le modèle de production, qui sont testés. Ils peuvent l'être pour constater qu'ils sont peu ou pas explicatifs des différences enregistrées dans les façons de penser et de faire. C'est ainsi le cas dans le travail de Coll *et al.* (2012) sur la perception de la qualité des sols de viticulteurs de Languedoc-Roussillon, où aucun lien n'est identifié entre la perception particulière des personnes enquêtées et leurs caractéristiques socio-économiques (âge, niveau d'éducation, taille de leur exploitation, viticulture conventionnelle ou biologique, etc.). Parfois le questionnement porte sur un seul critère, comme pour Ranjan *et al.* (2022) qui s'interrogent sur le lien, aux États-Unis, entre le régime foncier et la mise en œuvre de pratiques de conservation des sols, pour montrer que le mode de faire-valoir indirect ne la facilite pas.

Toutefois quelques travaux récents dépassent la mise en relief de déterminants basés sur les caractéristiques individuelles de l'exploitation et de l'agriculteur pour souligner le rôle des normes et des réseaux de relations (Rust *et al.*, 2020). Ainsi pour DeDecker *et al.* (2022), l'adoption de pratiques agricoles durables telles que celles de conservation des sols dans le Michigan n'est pas seulement fonction des caractéristiques individuelles de

l'exploitation ou de l'agriculteur, mais aussi de la perception qu'ont les agriculteurs des opinions et des pratiques de leurs réseaux sociaux. De même, dans une perspective plus économique, dans une étude des fonctions du sol valorisées par les acteurs en Vénétie (Italie) et en Nouvelle-Galles du Sud (Australie), Franceschinis *et al.* (2022) montrent que les normes sociales (les règles propres au collectif social auquel on appartient qui disent les pratiques à mettre à œuvre) et les normes personnelles (les croyances personnelles qui orientent nos pratiques) jouent sur les préférences déclarées.

Enfin d'autres travaux mettent l'accent sur le rôle des groupes de dialogue entre pairs. Ainsi Foolen-Torgerson *et al.* (2023), dans une étude conduite aux Pays-Bas sur la façon dont les agriculteurs décident d'adopter des innovations durables dans le domaine de la gestion de la santé des cultures et des sols, soulignent le rôle des discussions de groupe dans le processus de prise de décision. Les agriculteurs qui participent à ces discussions prennent en compte un ensemble de caractéristiques des produits utilisés, notamment le prix, la facilité d'utilisation et l'impact sur l'environnement, plus large que ceux qui n'y participent pas. Ces derniers s'en tiennent à quelques spécificités comme la teneur en nutriments et la matière organique.

Ces résultats rejoignent des travaux plus anciens réalisés en France sur le rôle des normes sociales et des réseaux d'interactions dans l'orientation des pratiques des agriculteurs en matière de passage au non-labour ou au semis direct (Goulet, 2008 ; Compagnone et Hellec, 2015).

3.3. Des indicateurs de praticiens au regard de ceux des scientifiques

En agriculture, désigner un sol comme étant « de qualité » (Kuria *et al.*, 2019 ; de Souza Mello Bicalho et Trippia dos Guimarães Peixoto, 2016), « sain » (Karlen *et al.*, 2019), « équilibré » (Brock *et al.*, 2021), « fertile » (Desbiez *et al.*, 2004) ou « vivant » (Compagnone *et al.*, 2013b), se fait, pour des scientifiques du sol et des agriculteurs, à partir de traits différents parce que les systèmes de classement des choses à partir desquels ils opèrent sont propres à leur système de pensée (Darré, 1985). Pour autant, les indicateurs des agriculteurs ne sont pas orthogonaux à ceux produits par les chercheurs puisque ces derniers peuvent également les mobiliser en partie via des outils plus précis et plus exhaustifs. Si les conceptions très intégrées des sols des agriculteurs sont d'une généralité limitée car adaptées aux situations locales, elles peuvent constituer pour les chercheurs qui s'y intéressent une approche complémentaire, voire synergique, à celles qu'ils produisent pour l'évaluation de la qualité ou de la santé des sols sur un site donné. Mais ces écarts de conceptions peuvent représenter aussi un vrai frein à la diffusion des connaissances ou à l'apprentissage partagé. Comme le notent Delgado et Stoorvogel (2022) dans le cadre d'une étude conduite en Amérique centrale sur le taux d'adoption de pratiques de gestion du sol dans des petites exploitations, les différences de perception des caractéristiques et de la variabilité du sol entre les agriculteurs et les conseillers agricoles peuvent conduire à des situations où les préconisations arrivent dans des exploitations qui ne sont pas susceptibles de les adopter ou ne parviennent pas aux agriculteurs qui sont susceptibles de les adopter. Même lorsque les scientifiques et les agriculteurs sont engagés dans une démarche d'apprentissage partagé, comme nous le présente Ramisch (2014) au Kenya, des attentes et des compréhensions divergentes apparaissent dans le processus d'apprentissage qui nécessitent d'aller au-delà des critiques initiales sur les connaissances et les pratiques des uns et des autres.

Les études peuvent faire ressortir une proximité ou/et une distance entre les conceptions des agriculteurs et celles des scientifiques (Wade *et al.*, 2021 ; Yodda *et al.*, 2022), selon les situations ciblées, les types d'agriculteurs et les types de savoirs auxquels on s'intéresse, les hypothèses de base et les cadres théoriques des recherches réalisées (Dea et Scoones, 2003). En Europe, dans un travail sur les viticulteurs du Languedoc-Roussillon, une proximité entre les indicateurs utilisés par les scientifiques et ceux des praticiens est ainsi relevée. Coll *et al.* (2012) en analysant les définitions et les indicateurs de la qualité des sols que les viticulteurs du Languedoc-Roussillon utilisent, montrent que de nombreux indicateurs sont partagés entre les scientifiques et les viticulteurs bien que ces derniers aient besoin, en plus, d'outils diversifiés, efficaces et opérationnels pour évaluer la qualité des sols. Dans d'autres études, ce sont plutôt des différences de conceptions — c'est-à-dire des différences de systèmes de pensée — entre agriculteurs et scientifiques qui sont repérées (Delgado et Stoorvogel, 2022). Dans une comparaison entre l'Angleterre, la Suisse et la France, Ingram *et al.* (2010) font ressortir que : les conceptions et

perceptions des agriculteurs et scientifiques sont orientées et façonnées par leurs objectifs, leurs méthodes et leur contexte de travail respectifs ; les agriculteurs s'appuient sur un savoir-faire ou une connaissance intuitive du sol alors que les conseillers outillés par des formes scientifiquement établies de « savoir-pourquoi » cherchent à comprendre et à expliquer les processus du sol ; les agriculteurs et les chercheurs attribuent des significations différentes aux mêmes activités et utilisent des mots et un langage différents pour décrire les mêmes caractéristiques.

Certains travaux peuvent se centrer sur un problème particulier pour repérer la manière dont les agriculteurs perçoivent ce problème et identifier les obstacles aux changements de pratique permettant d'y remédier. Thorsøe *et al.* (2019) s'intéressent ainsi au tassement des sols au Danemark. Bien que les agriculteurs danois soient généralement préoccupés par les effets de leurs pratiques agricoles sur les sols, un certain nombre d'obstacles les empêchent de s'attaquer au problème du compactage du sous-sol. Les auteurs les attribuent notamment à un déficit de connaissances, des barrières technologiques, l'externalisation des responsabilités, la nature des compromis pratiques, ainsi qu'à la nature systémique et indirectement perceptible du compactage du sous-sol.

En ce qui concerne l'écart entre les lexiques utilisés par les praticiens et les scientifiques pour désigner les sols et leurs caractéristiques, cet aspect se retrouve dans d'autres études conduites aux États-Unis (Irvine *et al.*, 2023), au Brésil (de Souza Mello Bicalho et Trippia dos Guimarães Peixoto, 2016) ou en France (Compagnone *et al.*, 2013b ; Marie *et al.*, 2008). Plus les praticiens et les scientifiques sont culturellement éloignés, du fait de niveaux de formation ou de types de formations différents ou du fait de la faiblesse des échanges entretenus entre eux, plus le lexique utilisé par les scientifiques du sol prend une forme inintelligible pour les agriculteurs. Des phénomènes de dépossession de leur propre savoir sur les sols sont même parfois identifiés par certains agriculteurs lorsque l'usage de leurs termes vernaculaires se trouve déclassé au profit des termes scientifiques qu'ils relient mal à leur propre réalité et qui rentrent donc mal dans leur propre système de pensée (Compagnone *et al.*, 2013b). Prenant en compte ce phénomène, des études (Irvine *et al.*, 2023) soulignent alors la nécessité, pour améliorer les pratiques de gestion des sols, d'impliquer les agriculteurs en adaptant les stratégies de sensibilisation et de communication aux perspectives et au langage que les agriculteurs eux-mêmes utilisent pour conceptualiser la qualité ou la santé des sols.

4. Des indicateurs pour la planification territoriale et la régulation foncière

Si des indicateurs de qualité des sols sont générés et/ou utilisés par les agriculteurs, il est intéressant de voir à une échelle géographique plus vaste ce qu'il en est lorsqu'il s'agit pour des décideurs publics de faire des choix pour un territoire. Nous allons voir le cas des zonages d'urbanisme qui encadrent l'artificialisation des sols pour ensuite nous interroger sur la façon dont à différents niveaux territoriaux se construit la décision en termes d'aménagement, régulation et répartition du foncier agricole.

4.1. Les zonages d'urbanisme sont peu attentifs à la protection du potentiel agronomique des sols

En premier lieu, on peut noter, chez les responsables de ces zonages d'urbanisme, une absence d'intérêt pour les sols assez courante. Cette dernière va de pair avec le flou de la notion de « potentiel agronomique », qui est censée, en droit, participer à la délimitation des zones agricoles, protégées de l'artificialisation. Les sols sont peu connus et suscitent peu l'intérêt des collectivités locales.

La qualité des sols est de longue date largement absente de l'esprit des décideurs responsables de la conversion de terres agricoles (Laroche *et al.*, 2006) et n'intervient pas comme critère de délimitation des zones à urbaniser (Serrano et Vianey, 2014). Les documents d'urbanisme ne mentionnent que rarement des éléments relatifs aux

sols, qui sont « essentiellement traité[s] dans l'état initial de l'environnement, et dans une moindre mesure [dans] le diagnostic territorial » (Marseille *et al.*, 2019). Les seuls éléments ressortant dans les PADD (projets d'aménagement et de développement durables), les OAP (Orientations d'aménagement et de programmation) et les règlements sont relatifs aux obligations réglementaires en lien avec les risques naturels et les zones humides. De même, bien que de plus en plus de bureaux d'études acquièrent des compétences dans le domaine des sols, les évaluations environnementales des documents d'urbanisme sont largement dépourvues d'indicateurs de qualité des sols. A l'échelle inférieure des « projets et [...] aménagements paysagers [...], de] nombreux enjeux environnementaux (autonomie alimentaire, rafraîchissement, gestion des eaux) [sont pris en compte... à l'inverse de] la multifonctionnalité des sols urbains [...] et de leur rôle dans la durabilité de l'écosystème urbain » (Consalès *et al.*, 2022), qui restent des parents pauvres de l'urbanisme opérationnel. En définitive, les acteurs de l'aménagement du territoire, de la planification et de l'urbanisme ont un « niveau de considération des sols » faible (Consalès *et al.*, 2022), les bureaux d'études y étant légèrement plus attentifs que les agences d'urbanisme, elles-mêmes mieux positionnées que les élus.

Finalement, en-dehors de son utilisation dans les tribunaux (cf. Chapitre 18), où elle « fait l'objet d'une interprétation souple par le juge administratif, qui [la] reconnaît facilement, [...] sans même qu'il soit besoin de lui fournir de preuves concrètes (Keller *et al.*, 2012), la notion de potentiel agronomique a peu d'occasions d'être explicitement définie par les acteurs de l'aménagement. Lors de l'élaboration du SCoT du Grand Clermont, par exemple, « la référence au potentiel agronomique des terres [...] a entaché le processus, [...] les acteurs associés [...] peinant à s'accorder sur les modes de représentation de ce potentiel (entre références scientifiques et représentations de sens commun) » (Loudiyi *et al.*, 2011). Des définitions variées sont alors proposées. Certaines, proches des appréhensions des sciences du sol, indiquent que le potentiel agronomique est la combinaison des paramètres climatiques, géomorphologiques et de la valeur agronomique d'un sol, à savoir « sa structure et la présence ou la richesse en éléments nutritifs de plantes qui s'y trouvent, naturelles ou cultivées » (Boutet et Serrano, 2013). D'autres, dans une approche patrimoniale, considèrent les sols à potentiel agronomique comme « les sols méritant d'être transmis du passé pour trouver une valeur — dans le présent — de potentiel de production pour l'avenir » (Balestrat *et al.*, 2011).

En deuxième lieu, on peut relever que, dans le cadre de la lutte contre l'artificialisation des sols, des pratiques relativement silencieuses d'évaluation des sols existent lors de l'élaboration des documents d'urbanisme. Ainsi, plusieurs acteurs produisent des cartes de qualité des sols ou des terres pour les décideurs locaux. Largement tombées dans l'oubli, les Cartes départementales des terres agricoles (CDTA, voir Section 5.4) prévues en application de la loi d'orientation agricole de 1980 avaient pour mission de hiérarchiser les terres agricoles en six classes de « productivité potentielle ». Elles devaient notamment servir à éclairer les décisions des aménageurs lors d'un changement d'affectation des sols agricoles (Thiebaut et Nicaud, 1986). Toutefois, seules 132 ont été réalisées sur les 1 103 initialement prévues et aucune mention de leur utilisation n'a pu être relevée (malgré la couverture de plusieurs zones de frange urbaine, comme à Strasbourg ou Reims).

Actuellement, des cartes pédologiques à l'échelle 1/50 000 sont mises à disposition de collectivités locales dans le cadre de partenariats avec l'unité Info&Sols d'INRAE, pour identifier les zones agricoles à protéger du fait de leur haut potentiel, permettant en cela de cibler les zones à urbaniser. Toulon, Nantes et plusieurs SCoT de l'Indre, au moins, en ont bénéficié (Arrouays *et al.*, 2014). Les SCoT de Strasbourg et Poitiers se sont eux aussi appuyés sur des cartes, respectivement de qualité des sols et d'aptitude des sols au maraîchage (Marseille *et al.*, 2019). Si Toulon a par exemple mobilisé une carte réalisée par la société du canal de Provence, les Chambres d'agriculture fournissent fréquemment « aux décideurs locaux un diagnostic agronomique à partir d'une prospection fine sur le terrain (tarière, analyses géolocalisées) » (Boutet et Serrano, 2013), parfois par l'intermédiaire de bureaux d'études en charge de diagnostic agricole, comme à Tours (Tanguay *et al.*, 2018). Toutefois, dans certains territoires, le potentiel agronomique n'est pas défini sur la base de relevés pédologiques, mais à dire d'expert, notamment par des enquêtes auprès des agriculteurs (Marseille *et al.*, 2019).

Même quand le potentiel est appréhendé sur des bases relatives à la qualité des sols, les méthodes de classification et de hiérarchisation des sols utilisées par les Chambres d'agriculture ne sont pas nécessairement au service de la protection des sols de meilleure qualité, mais peuvent viser à garantir un niveau d'indemnisation

maximal aux agriculteurs qui verraient les terres qu'ils exploitent urbanisées. C'est ainsi le cas à Tours, où la Chambre, « dans le cadre du diagnostic agricole, [...] classé l'ensemble [...] des sites de développement [urbains futurs...] en zone à enjeu agricole « fort à très fort », [...] alors [qu'elle] dispos[ait] de cartes pédologiques beaucoup plus précises permettant de distinguer différentes catégories de sols [...]. Ainsi, en déclarant l'homogénéité des sols [...], la Chambre d'agriculture [a] empêché de réfléchir en termes de hiérarchie des sols et à penser un développement possible sur les sols de moindre qualité, [...] ce qui] vient renforcer la position des agriculteurs pour négocier leurs indemnités » (Serrano et Vianey, 2014).

En conséquence se fait jour un besoin croissant d'indicateurs de qualité des sols, exprimé dans les textes du corpus. Les territoires mentionnés jusqu'à présent apparaissent néanmoins comme des exceptions, d'autres collectivités – comme les 45 enquêtées par Marseille *et al.* (2019) – considérant dans leur immense majorité que l'accès, la fiabilité et le coût des données pédologiques constituent des freins trop importants à leur intégration dans la planification territoriale. A l'échelle du projet urbain, « les acteurs avouent leur incapacité à intégrer la nature, la profondeur et surtout l'hétérogénéité des sols urbains dans leurs réflexions, [...] ainsi qu'à] composer avec les sols en place afin de choisir les plantations les mieux adaptées » (Consalès *et al.*, 2022), en l'absence d'outil d'aide à la décision permettant d'automatiser la collecte, le traitement et l'analyse des données sols : « de nombreuses collectivités françaises expriment de fortes attentes en matière [...] d'outils opérationnels accessibles aux urbanistes, paysagistes et architectes pour permettre cette anticipation » (Consalès *et al.*, 2022). De fait, la mise à disposition de données pédologiques prêtes à l'emploi dans l'ex-région Languedoc-Roussillon « a engendré de nombreuses demandes de la part des Établissements publics de coopération intercommunale [...] et de prestataires privés [...] pour appuyer les démarches d'élaboration de diagnostics de territoires » (Balestrat *et al.*, 2011).

Un cas est particulièrement documenté par la littérature, sans qu'il soit précisé s'il est particulièrement original au regard des autres régions. Il s'agit d'une initiative préfectorale dans l'ex-région Languedoc-Roussillon, initiée par la DRAAF. Cette dernière a souhaité co-construire au début des années 2010 une carte de qualité agronomique des sols afin d'outiller les acteurs locaux responsables de l'urbanisme dans les cinq départements concernés. Son "intention initiale [était...] de faire prendre conscience [à ces acteurs] dont elle considère qu'ils ont une vision principalement urbaine, de la nécessité de préserver les meilleures terres agricoles à des fins alimentaires » (Martin-Scholz *et al.*, 2013), en objectivant ce phénomène de manière quantitative et illustrée. Ce prisme alimentaire a conduit à définir la qualité des sols sur la base de leur aptitude « à porter des cultures diversifiées, et en particulier des grandes cultures telles que les céréales et les oléo-protéagineux » (Clarimont *et al.*, 2021), ce qui rejoint les approches en termes de potentiel agronomique. La carte a ainsi résulté d'un travail entre la DRAAF, les DDT (Directions départementales des territoires), des représentants de collectivités locales et deux unités de recherche de, respectivement (et suivant leurs appellations de l'époque), l'INRA et le Cemagref.

4.2. De l'information à la connaissance et à l'action : la multifonctionnalité des sols dans la planification urbaine et territoriale

Plusieurs projets de recherche-action en interdisciplinarité entre sciences du sol et SHS viennent en soutien aux décisions d'affectation des sols. Ils sont intéressants à comparer dans la mesure où ils offrent des pistes de prise en compte de la qualité des sols à l'heure de l'objectif ZAN (Zéro artificialisation nette). Divers indicateurs ont été proposés pour qualifier les sols dans un contexte d'artificialisation et sont utilisés notamment pour quantifier l'impact de cette dynamique au-delà de la métrique quantitative de la surface foncière ; leur opérationnalisation nécessite de ne pas se limiter à un transfert d'information des scientifiques vers les décideurs, mais d'intégrer les deux types d'acteurs dans un processus de co-construction de connaissances.

4.2.1. Divers indicateurs ont été proposés pour qualifier les sols dans un contexte d'artificialisation

Les projets les plus précoces (années 2010) visaient à documenter la qualité des sols en s'appuyant tout particulièrement sur la réserve utile en eau, du fait de son caractère central pour la production agricole (Laroche *et al.*, 2006) tandis que d'autres, qui sont en partie postérieurs, entrent par les fonctions des sols. L'initiative

préfecturale dans le Languedoc-Roussillon mentionnée plus haut a abouti à la définition de classes de potentiel agronomique des sols, sur la base d'indicateurs restreints à la qualité physique des sols, « avec trois niveaux hiérarchisés de classification : les contraintes absolues, qui discréditent systématiquement et entièrement le potentiel lorsqu'elles existent [... salinité, pente supérieure à 15%], la réserve utile, qui constitue le paramètre principal de hiérarchisation, [...] et] les contraintes 'secondaires' (battance, hydromorphie, pierrosité ou abondance des éléments grossiers et pH), dont la prise en compte permet de moduler la qualité des sols au sein de chaque classe de réserve utile » (Clarimont *et al.*, 2021). La représentation cartographique de ces classes à l'échelle des Unités cartographiques de sol (UCS) a conduit à agréger et généraliser l'information, chaque UCS rassemblant plusieurs Unités typologiques de sol (UTS) pouvant correspondre à des sols de qualités variables (Balestrat *et al.*, 2011).

Dans une veine semblable, dans le Calvados, c'est une « note globale de qualité des sols » qui a été attribuée pour « apprécier le potentiel de production agricole des sols à partir de facteurs édaphiques (épaisseur et texture des sols), topographiques (déclivité des versants) et pédo-climatiques (déficit hydrique) » (Marie *et al.*, 2008). Chacune des six caractéristiques de sol observées reçoit une note de 1 à 6, dont la somme aboutit à la note globale, avec « des points de pénalité lorsque le sol présente une charge caillouteuse et/ou une hydromorphie » (Marie *et al.*, 2008). La cartographie est toutefois plus précise que précédemment, puisqu'au 1/50 000^e (sur la base d'un sondage tous les 40 hectares de SAU et d'une typologie de 90 sites représentatifs) et non au 1/250 000^e.

D'autres travaux cherchent à dépasser la notion de potentiel agronomique des sols qui figure dans le droit pour caractériser la multifonctionnalité des sols, en partant du postulat que les sols les plus polyvalents devraient être « dédiés [...] à un usage [...] qui ne compromette pas leur qualité et/ou qui requière de bonnes qualités du sol pour se développer » (Robert *et al.*, 2013). Ainsi, dans le bassin minier de Provence, « une évaluation de la multifonctionnalité des sols [...] a été conduite] sur la base de six grandes [...] fonctions : circulation et rétention de l'eau, rétention et cycle des nutriments, stabilité physique et support, biodiversité, filtration et pouvoir tampon, patrimoine pédologique [...] avec un rendu] sous la forme d'un nombre de fonctions satisfaites » (Keller *et al.*, 2012). Ce qui est ici cartographié est à la fois un indice de polyvalence des sols et un indice d'adéquation de cette polyvalence à l'usage actuel ou prospectif des sols, à la fois à l'échelle d'un carroyage fin, des zones des documents d'urbanisme et des unités de sol.

Dans cette lignée, le projet MUSE, qui figure parmi les plus récents, ne retient que quatre fonctions pour construire son indice de multifonctionnalité des sols : « la source de biomasse, la régulation du cycle de l'eau, le réservoir de carbone, le réservoir de biodiversité » (Néel *et al.*, 2022), en s'appuyant sur les données des référentiels pédologiques régionaux.

Enfin, le projet SUPRA adopte une approche multifonctionnelle et multiscalaire relativement similaire pour optimiser l'allocation de l'usage des sols au sein des projets d'aménagement, en lien avec le niveau de services écosystémiques attendus. Les fonctions ici retenues ont été « le stockage, recyclage et transformation de la matière organique ; la rétention et fourniture des éléments nutritifs (décomposition de la matière organique) ; le support physique – habitat ; la rétention, circulation et infiltration eau ; la rétention, filtration, dégradation des contaminants ; et le support de biodiversité » (Consalès *et al.*, 2022). Comme précédemment, une moyenne arithmétique des scores pour chaque fonction est calculée, en y associant toutefois, à l'image de ce qui a été fait dans le Languedoc-Roussillon pour la salinité et les fortes pentes, « la notion d'indicateur déclassant : [...] si l'un des indicateurs a la note de 0, quelles que soient les valeurs des autres indicateurs, la note de la fonction sera également nulle » (Consalès *et al.*, 2022).

Les travaux du début des années 2010 utilisent les indicateurs qu'ils développent pour qualifier la part des sols de meilleure qualité consommés par l'artificialisation. Ainsi, en Languedoc-Roussillon, « les sols de haute valeur agronomique subissent des pertes équivalentes voire plus importantes que les sols de faible valeur agronomique alors qu'ils sont initialement sous-représentés » (Balestrat *et al.*, 2011). Dans telle commune du bassin minier de Provence, « les sols offrant les indices de polyvalence les plus élevés n'entrent que pour une faible proportion dans les espaces voués à l'agriculture dans le PLU » (Robert *et al.*, 2013), tandis que dans une autre, « près de la moitié des surfaces classées en AU [à urbaniser] appartiennent aux sols les plus polyvalents » (Robert *et al.*, 2013). Dans

le Calvados, « 45% des surfaces agricoles perdues étaient caractérisées par une bonne qualité et 22% par une excellente qualité : [...] les bonnes et très bonnes terres agricoles ont été proportionnellement plus consommées par l'étalement urbain que les terres de moindre qualité » (Gouée *et al.*, 2010). De manière originale, sur cette base, les auteurs calculent les volumes de produits agricoles qui n'ont pas pu être produits : « en 2006, la perte potentielle de production céréalière s'est élevée à 153 000 quintaux par rapport à 1998, ce qui représente près de 2% de la production céréalière moyenne du département. Les pertes de production en fourrages (cultures et herbages) ont atteint 22 000 tonnes de matière sèche » (Gouée *et al.*, 2010).

4.2.2. De l'information à la connaissance, ou l'opérationnalisation des indicateurs pédologiques

Un constat partagé est que la simple mise à disposition d'informations sur la qualité des sols ne suffit pas toujours à infléchir la planification urbaine, quand bien même elle le serait à un niveau de détail extrêmement fin, comme dans le Calvados (échelle de référence communale et maille d'analyse parcellaire) (Gouée *et al.*, 2010). En effet, la planification « concerne une grande diversité d'acteurs, avec des valeurs, des perceptions, des intérêts et des objectifs différents. Le sens qu'ils donnent à l'information reçue peut largement différer de celui que lui avaient donné ses producteurs [...] comme lorsque] des bureaux d'études [ont] justifi[é] de[s] projets urbains [en Languedoc-Roussillon] sur des terres agricoles périurbaines au motif qu'elles n'avaient pas une productivité élevée » (Plant *et al.*, 2021). En effet, dans ce cas précis, « les utilisateurs ne retiennent souvent que les qualificatifs faible et haute valeur agronomique, qui résumant maladroitement les critères objectifs bien plus complexes » (Balestrat *et al.*, 2011). De plus, « d'importantes superficies représentant des sols de faible valeur agronomique à un échelon territorial départemental ou régional s'avèrent être les seules présentes à l'échelon de certaines communes, [...] ce qui] peut conduire à ne rien préserver » (Balestrat *et al.*, 2011) à l'échelle de ces communes. Les biais découlant de cette simplification lexicale sont renforcés par d'autres biais liés à la simplification cartographique : « compte tenu de l'échelle de validité de la donnée (1/250 000^e) la délimitation précise de la zone à préserver de l'artificialisation nécessite impérativement l'intervention complémentaire de pédologues. En effet, [...] les superficies classées en groupes de sols de faible valeur agronomique contiennent un pourcentage – même faible – de bons sols que seuls des relevés terrains peuvent permettre de localiser précisément » (Balestrat *et al.*, 2011).

Un travail d'accompagnement à la lecture, l'interprétation et l'utilisation d'une telle carte pédologique est donc incontournable pour qu'elle serve les objectifs qui lui ont été initialement affectés, ce qui amène des auteurs à plaider pour la production de tels référentiels dans le cadre de projets de recherche-action : « pour que l'information se transforme en connaissance, il est nécessaire qu'une diversité d'acteurs interrogent et négocient, de manière collective [par exemple par des phases de modélisation participative, de scénarios prospectifs], le sens qu'ils attribuent à ces informations, afin qu'elles soient utilisées dans un but commun co-défini par les divers groupes d'acteurs » (Plant *et al.*, 2021).

Il s'agit alors de guider les décideurs locaux sur des aspects à la fois réglementaires et de gestion de projet. Sur le plan réglementaire, d'abord, pour assurer une cohérence des documents d'urbanisme et renforcer leur application en vue d'une protection des sols, l'intégration de points relatifs à la qualité des sols et à leur protection pourrait concerner des éléments du PLU relatifs à l'ensemble de la commune (évaluation environnementale, rapport de présentation, PADD - Projet d'aménagement et de développement durables), mais aussi des éléments plus particuliers (comme les orientations d'aménagement et de programmation, le règlement, les emplacements réservés, voire les espaces boisés classés). Les Plans de prévention des risques naturels (PPRN) et Zones agricoles protégées (ZAP) pourraient aussi intégrer des éléments relatifs à la qualité de sols (Keller *et al.*, 2012), d'autant que pour cette dernière procédure, la protection doit être justifiée par un intérêt général découlant soit de la qualité de production, soit de la situation géographique, soit de la qualité agronomique ⁴.

Ensuite, en termes de gestion de projet, de récents travaux (Consalès *et al.*, 2022) cherchent à développer des outils d'aide à la décision reposant sur 1) un nombre limité d'indicateurs de diagnostic permettant de limiter les

⁴ 'Art. L. 112-2 c. Rur.'

coûts, voire de recourir à des proxys ne nécessitant pas l'intervention de pédologues, 2) des logiciels de traitement des données courants, produisant des analyses semi-quantitatives et pouvant fonctionner avec des jeux de données incomplets. D'autres travaux mettent en avant les types d'acteurs à mobiliser à chaque étape de réalisation d'un document d'urbanisme, dont les producteurs de données, en insistant sur les rôles à confier à chacun (Néel *et al.*, 2022). Dans le cadre du projet MUSE a ainsi été élaboré « un référentiel méthodologique utilisable en interne [au sein des EPCI], qui impose une vision transversale des sols, [permet la montée en compétence des services], justifie les choix de développement de l'urbanisation, [...] donne des outils pour adapter les prescriptions sur les zones constructibles, [...] permet de déterminer des zones de désimperméabilisation/renaturation prioritaires et de traduire des enjeux relatifs aux sols via les Orientations d'aménagement et de programmation » (Néel *et al.*, 2022). Le projet DESTISOL, quant à lui, sur la base d'analyses documentaires et de sondages, cherche à accompagner les décideurs dans l'optimisation de l'adéquation entre fonctions et occupation des sols, à l'échelle d'un site où une opération d'aménagement est conduite (Anne *et al.*, 2018).

4.2.3. De la connaissance des sols à leur intégration dans l'action publique en contexte d'artificialisation : persistance de freins

En définitive, les interactions entre science et action basées sur la co-production de connaissances facilitent l'utilisation effective d'indicateurs de qualité des sols dans l'aménagement, mais elles ne peuvent lever tous les freins rencontrés : des critères fonciers (par exemple de localisation par rapport à la tache urbaine existante ou de contrainte du maillage parcellaire) continuent à primer sur ceux liés à la qualité des sols, ce qui conduit des auteurs à analyser des processus d'intégration de ces critères, par la compensation ou la combinaison.

Malgré les réflexions et réalisations en cours présentées ci-dessus, une connaissance plus intime des sols ne conduit donc pas nécessairement à une transformation des pratiques d'artificialisation. En effet, d'abord, la sectorisation de l'espace par les documents d'urbanisme, qui est une obligation réglementaire en matière de planification territoriale, produit des effets de cadrage difficilement dépassables, en ce qu'elle « induit largement une vision monofonctionnelle ou monoservice des espaces qui ne contribue pas à l'intégration des caractéristiques pédologiques des sols urbains dans les projets d'aménagement urbain » (Consalès *et al.*, 2022).

Ensuite, « conformément [...] à différentes mesures réglementaires, les zones urbanisables doivent être situées dans la continuité immédiate du tissu urbain » (Gauthier, 2020), ce qui limite la possibilité d'artificialiser les sols de moindre qualité à l'échelle du territoire concerné. Ainsi, à Rungis, « la répartition des usages de la plaine entre construction et agriculture ne semble pas avoir été considérée au prisme des différentes qualités des sols, [...] malgré un travail d'identification] des 'meilleures terres' par les producteurs et [par le biais] de mesures de la qualité physico-chimique du sol » (Gauthier, 2020).

Enfin, même quand des critères pédologiques sont utilisés pour discriminer des zones à protéger ou pas, ils sont souvent utilisés en deuxième ressort, après un premier partage de l'espace appuyé sur des critères fonciers. C'est notamment le cas à Montlouis-sur-Loire, une commune de l'AOC viticole Vouvray. La délimitation d'une ZAP s'est calquée sur l'emprise spatiale du vignoble d'appellation, « sous la pression du syndicat viticole » (Serrano et Vianey, 2014) dont des membres sont élus au conseil municipal et qui cherchent à protéger leur outil de travail au détriment du reste des terres agricoles de la commune. « Néanmoins, protéger la totalité de l'aire d'appellation contrecarrait les projets de croissance démographique de la municipalité. Pour sortir de l'impasse, le syndicat viticole, aidé de l'INAO, a produit une carte classant les terroirs en trois catégories, [...] qui] a été reconnue par la municipalité. Seuls les terroirs de [...] qualité la plus mauvaise n'ont pas été inclus dans la ZAP » (Serrano et Vianey, 2014). De fait, à dire d'expert, les demandes de classement en AOC comme rempart à l'artificialisation ne sont pas anecdotiques.

Certains acteurs locaux cherchent à atténuer cette primauté des critères fonciers sur les critères pédologiques dans la prise de décision sur l'affectation des sols. Une stratégie (pour le moment seulement discursive) observée à Rungis consiste à compenser la perte du stock foncier à l'échelle de la commune par l'amélioration de la qualité des sols agricoles restants. Un projet de permaculture vise ainsi à renforcer le potentiel agronomique de sols auparavant cultivés en grande culture (Gauthier, 2020).

Des chercheurs proposent quant à eux un nouvel outil de planification pour intégrer la valeur agronomique et la valeur foncière des terres en un indicateur unique, le Coefficient de constructibilité potentielle (CCP). Il s'agirait de « déterminer dans un règlement d'urbanisme communal une valeur d'équilibre fondée sur la temporalité de la constructibilité pour prendre en compte à la fois la valeur agronomique et la valeur constructible. [...] Il relèverait de la responsabilité des élus locaux de fixer en fonction des options et des zones d'urbanisation envisagées pour le futur [ce CCP ...]. En [le] multipliant par la valeur agronomique d'un sol, on obtient le prix à l'hectare du foncier. Plus la constructibilité des sols est immédiate, plus le prix du foncier augmente. [...] Cette variable factorisée pourrait aboutir à mettre hors de portée des investisseurs locaux l'acquisition de sols à forte valeur agronomique. À l'inverse la valeur d'option pour des sols de qualité modeste pourrait aisément être levée ». Malgré l'intérêt de cette proposition, une seule discussion de ses apports est apparue dans la littérature en dix ans : « l'outil n'est pas simple à prendre en main car il définit des valeurs déconnectées de la valeur vénale des sols – ce qui tend à troubler l'usager et probablement aussi, le décideur –, [mais] on retiendra l'idée d'établir une nouvelle grille de valeur tenant compte des multiples fonctions des sols afin d'éclairer la décision publique » (Tafari et Jouve, 2023). De plus, même focalisée sur une valeur économique, la réduction de la multifonctionnalité des sols en un indicateur unique limite par construction ses possibilités d'utilisation, au risque de ne pas se révéler pertinent pour de nombreuses problématiques (voir CDTA, Section 5.4).

4.3. L'usage pourtant fréquent d'indicateurs dans le domaine du foncier agricole reste peu documenté

Les différents niveaux territoriaux d'aménagement, régulation et répartition du foncier agricole procèdent-ils tous de la même façon ? Une comparaison rapide permet de les mettre en perspective.

4.3.1. Aménagement foncier et échange parcellaire (échelle communale)

A cette échelle communale, l'appréciation des terres lors d'aménagements fonciers et d'échanges parcellaires s'appuie rarement sur des bases pédologiques. En effet, il s'agit bien de réaliser une évaluation des terres, plus que des simples sols, et ce à dire d'expert. Le Haut-Rhin fait toutefois exception, en s'inspirant d'expériences étrangères (Party *et al.*, 2014). En parallèle, l'essor des échanges parcellaires (non soumis aux mêmes règles d'équité que les aménagements fonciers) n'a le plus souvent pas été accompagné d'une évaluation des terres.

Les aménagements fonciers ⁵ ne prennent actuellement plus la forme de remembrements à l'échelle communale comme pendant la modernisation agricole : ils accompagnent plutôt la réorganisation de parcellaires impactés par la construction d'infrastructures, notamment linéaires. Dans ce cadre, l'équité de la réattribution des parcelles s'appuie sur un classement des terres (et non simplement des sols) par une commission communale ou intercommunale d'aménagement foncier (CCAF/CIAF) qui peut réunir notamment des exploitants agricoles, des propriétaires fonciers, des conseillers municipaux, des géomètres et des agents du Département. L'objectif principal de cette procédure est d'atteindre un consensus des parties pour éviter les conflits et d'éventuels recours ; ainsi tel aménagement foncier réalisé dans une zone où les terres étaient considérées de qualité médiocre a-t-il peu mobilisé la profession agricole (Aragau, 2013). « La méthode d'évaluation est estimative et basée sur les rendements de plusieurs parcelles de référence vis-à-vis desquelles toutes les autres sont classées par comparaison » (Party *et al.*, 2014). Cette méthode garantit le respect de la règle de l'équivalence ⁶, fondée sur la valeur de productivité réelle du sol : dans le contexte d'une utilisation des sols agricoles pour la production de biomasse, c'est bien la fertilité qui est au premier plan du classement des parcelles. Pour chaque périmètre d'aménagement, les parcelles concernées sont divisées en catégories retraçant « la vocation naturelle du sol et les traditions de cultures »⁷. La connaissance de la valeur de productivité des terres permet, elle, de garantir aux propriétaires et exploitants une redistribution équitable. Cette équité découle de la prise en compte de la qualité du sol et du sous-sol, de la situation géographique des parcelles et des améliorations foncières apportées par

⁵ Art. L. 121-1 et s. c. Rur.

⁶ Art. L. 123-4 c. Rur.

⁷ P. ASTIE, « Aménagement foncier agricole et forestier – Règles de fond », Jcl Rural, Fasc. 10, oct. 2005.

l'exploitant. Ces critères se retrouvent dans la valeur de productivité réelle d'échange qui est fonction, selon les observations de Michel Libes, « des qualités internes, naturelles, permanentes du sol lui-même, qui lui assurent une productivité naturelle » (Libes, 2011).

De nouvelles utilisations de ce mécanisme, corollaires de l'ajout de l'objet « environnemental » par la loi pour la reconquête de la biodiversité de la nature et des paysages, semblent se développer, mais sans que cela se traduise par une considération plus appuyée de la qualité des sols. Ainsi, le département de la Mayenne initie des AFAFE tournés vers un objectif de préservation de la qualité de l'eau et travaille la morphologie du parcellaire au regard des pratiques des agriculteurs et de leur proximité aux cours d'eau (Jegou, 2023). En outre, par une décision du 25 juillet 2013, le Conseil d'État est revenu sur une jurisprudence constante et impose désormais aux commissions d'aménagement foncier « de prendre en considération, dans les procédures d'aménagement foncier agricole, la certification de parcelles en agriculture biologique tant pour leur classement que pour les réattributions faites aux exploitants »⁸.

Les procédures d'aménagement foncier sont animées par des agents des conseils départementaux, et celui du Haut-Rhin (aujourd'hui fusionné avec le Bas-Rhin dans la Collectivité européenne d'Alsace) a mis en œuvre depuis 2010 une procédure originale, reposant sur la confrontation du classement des terres avec un classement des sols réalisé par un pédologue. L'objectif est de limiter les biais spéculatifs, d'agir de manière homogène à l'échelle du département et de guider les CCAF. S'inspirant de procédures belges, allemandes et suisses, et dans la lignée d'expériences haut-rhinoises de la fin des années 1970 (dans le contexte de l'élaboration des Cartes départementales des terres agricoles, cf. Section 5.4), sont réalisés un sondage par hectare et un profil de sol tous les 50 ha, visant à renseigner le réservoir en eau utilisable, l'hydromorphie et l'état calcique des sols. Ces trois paramètres sont pondérés suivant une méthode hybride, avec des majorations et minorations suivant le degré de pente et l'éventuel effet de lisière des parcelles voisines (sans intégrer de critère lié à la battance).

Face à la lourdeur des procédures d'aménagement foncier et aux besoins de rationalisation des parcellaires ressentis dans certaines zones, notamment peu remembrées, certaines Chambres d'agriculture proposent des animations d'échange parcellaire sans géomètre. Celles-ci « ne prévoient pas de classement de la valeur agronomique des terres ni de système d'attribution de points pour assurer l'équivalence des terres récupérées » (Pauchard *et al.*, 2016) ; dans la Manche et le Finistère, ces inégalités peuvent être ressenties comme des injustices par des participants gagnant en confort d'exploitation, mais perdant en qualité des sols.

4.3.2. Encadrement du niveau des loyers agricoles - fermage (échelle départementale)

À l'échelle départementale, la qualité des sols est un facteur important de modulation de la valeur des baux ruraux. Dès les années 1970, l'Indre-et-Loire a eu recours à des données pédologiques pour proposer une méthode de classement et de notation des terres agricoles, dans la visée de l'estimation de leur valeur locative au regard du statut du fermage (Party *et al.*, 2014). Actuellement, les arrêtés préfectoraux encadrant les loyers agricoles intègrent de manière variable des critères pédologiques (Baysse-Lainé, 2021). Des distinctions sont d'abord opérées en fonction du mode d'occupation agricole des sols (champs, prés, cultures permanentes, spécialisées ou propres à un département ou une zone), mais aussi de zones infra-départementales, reprenant en partie le maillage des « petites régions agricoles ».

Deux méthodes d'évaluation coexistent : l'une s'appuie sur des typologies taxonomiques de sols, l'autre sur des grilles de notation à points. Dans ces dernières, les critères pédologiques sont prédominants (surtout pour les champs et prés) et renvoient principalement à des caractéristiques physiques (profondeur, composition, pierrosité) ou liés à l'eau (hydromorphie, sensibilité aux aléas pluviométriques), mais pas chimiques ou biologiques. Cette influence d'une conception de la pédologie typique du XX^e siècle est à mettre en relation avec la faible fréquence de mise à jour des méthodes d'évaluation proposées par les arrêtés préfectoraux. Pour les parcelles en nature de vigne, seules l'Aube, la Drôme et indirectement la Gironde mentionnent explicitement la qualité des sols dans leur grille d'évaluation des terres (Désilets et Santailier, 2023).

⁸ Note F. Robbe, Rdr., N° 419, Janvier 2014, p. 43 ; 'CE, Ss.-Sect. 5 et 4 Réunies, 25 Juillet 2013, N°348394'.

4.3.3. Contrôle des structures (échelle régionale)

A l'échelle régionale, le contrôle des structures ignore tout simplement la qualité des sols. Lors des mises à jour successives des Schémas directeurs départementaux des structures, devenus Schémas directeurs régionaux des exploitations agricoles, « les critères économiques ont progressivement remplacé les critères fonciers et la régulation » (Gueringer, 2023) porte plus sur la redistribution des droits à produire et droits aux aides de la PAC (Politique agricole commune) que sur l'agrandissement. La seule section de ces schémas où des critères pédologiques pourraient être utilisés est celle relative aux caractéristiques environnementales pouvant départager des candidatures d'égale priorité. Seul le schéma de Franche-Comté mentionne des critères pouvant faire indirectement intervenir les sols, comme des zonages Natura 2000.

En conclusion de cette Section 4, il apparaît que la qualité des sols a une place mineure dans les documents d'urbanisme, en étant souvent reléguée dans les textes annexes. Les acteurs de la planification appréhendent variablement cette qualité selon leur profession. Certains s'appuient sur des cartes, dont les méthodologies et objectifs hétérogènes introduisent des biais importants, notamment en termes de passage d'une échelle à l'autre. L'absence de définition claire du potentiel agronomique des sols à protéger conduit à l'expression d'un besoin de données prêtes à l'emploi, alors que celles disponibles ont souvent été pensées dans un autre contexte. Plusieurs projets de recherche-action ont ainsi cherché à outiller l'action publique locale. Un premier objectif a été de qualifier les sols perdus par l'urbanisation, au-delà de la métrique surfacique. Un second a été de conseiller les pratiques, d'abord en termes de planification à l'échelle parcellaire, puis de projet urbain à l'échelle intra-parcellaire. Les sols ont d'abord été appréhendés par des indices synthétiques de potentiel agronomique donnant un poids important à la réserve utile en eau, qui ont ensuite laissé place à une prise en compte de la multifonctionnalité des sols. La mise à disposition d'informations ne suffit toutefois pas : il y a une nécessité d'accompagnement, voire de co-construction de connaissances, sur des aspects réglementaires et de gestion de projet. De plus, des freins fonciers (maillage parcellaire, urbanisation en extension) persistent face à la mise en œuvre de ces connaissances. Dans le domaine agricole enfin, la qualité des sols est un des critères d'appréciation de la qualité des terres, dans le cadre de procédures recourant peu fréquemment à des données pédologiques.

5. Des indicateurs économiques pour l'aide à la décision

La gestion de la qualité des sols présente des logiques économiques, qui permettent à la fois de mieux comprendre les choix effectués par les acteurs et d'évaluer l'impacts des politiques publiques. Ainsi, les décideurs privés (ex. : agriculteurs, forestiers) et publics (ex. : collectivités territoriales, agences de l'eau) sont utilisateurs de connaissances économiques sur la qualité des sols. Cette section présente les bases conceptuelles et appliquées des indicateurs économiques et leur contribution potentielle pour l'aide à la décision.

5.1. Différentes conceptions de la valeur des sols et de leur qualité

L'évaluation d'un sol ou de sa qualité possède une composante économique, généralement mesurée par une « valeur » ou un prix (Banzhaf, 2023). À défaut de décrire le sol « en soi », l'apport de ces indicateurs économiques réside dans leur caractère instrumental, car ils fournissent une comparabilité avec d'autres décisions et contrastent avec des évaluations exclusivement biologiques, chimiques ou physiques (Rossiter, 1995). De nombreux travaux académiques ont cherché à estimer la valeur économique du capital naturel mondial et des services écosystémiques dans leur globalité (Costanza *et al.*, 1997), au sein desquels la terre et le sol se trouvent généralement (Turner *et al.*, 2016). Des déclinaisons institutionnelles ont suivi ces recherches, avec la mise en pratique du concept de « comptabilité écologique » pour évaluer les terres et les sols dans le but de favoriser de meilleures décisions. Le *System of Environmental Economic Accounting*⁹ des Nations Unies fait figure de référence

⁹ <https://seea.un.org/content/land-accounts> (consulté le 1/09/2023)

sur ce point (avec les sous-parties 5.6 et 5.7 respectivement consacrées à *land* et *soil*). La Grande-Bretagne est également un exemple important avec l'introduction de la terre et ses services associés dans la comptabilité nationale en 2023¹⁰ avec, par ailleurs, une rétropolation sur les dernières décennies).

Certains travaux de recherche, en particulier en sciences du sol, critiquent ces tentatives de monétarisation des services rendus par les sols et leur qualité, invoquant le fait qu'elles ne permettent pas nécessairement d'aboutir à de meilleures décisions (Baveye *et al.*, 2016) ou que les valeurs obtenues sont destinées à être seulement de court terme (Rossiter *et al.*, 2018) (et donc elles sous-estiment la « vraie » valeur). Selon ce dernier article, les valeurs économiques ne peuvent pas représenter de valeur de long terme puisque le futur est « *inherently unknowable* ». De plus, certains articles soutiennent que les approches économiques usuelles remettent en question la manière dont les pédologues définissent la profondeur et l'étendue spatiale d'un sol, en ne considérant pas le sol en soi, et en nécessitant des échelles et des fréquences d'observation qui ne sont pas compatibles avec les données usuelles (Robinson *et al.*, 2014). Fondamentalement, il apparaît que c'est l'objectif même de comparabilité économique qui est remis en cause, en soulignant l'importance d'un ancrage biologique, chimique et physique de la qualité du sol comme le suggère (par exemple) la proposition de définir le capital sol en termes de masse, d'énergie et d'entropie (Robinson *et al.*, 2009).

Dans une logique analytique, ces critiques sont focalisées sur le caractère souvent incomplet de l'évaluation économique ou de la règle de décision basée sur des critères économiques. Face à ce constat, il devient alors nécessaire de mieux prendre en compte la complexité des processus en jeu, par le recours à des classifications plus exhaustives et détaillées des services écosystémiques (Dominati *et al.*, 2010), afin d'intégrer l'ensemble des dynamiques des sols dans des approches de modélisation (Dominati *et al.*, 2016). Les contributions de cette littérature en termes de connaissances sur les sols et leurs fonctionnements sont importants, tout comme la possibilité d'articuler des décisions sur plusieurs dimensions de fonctions et services sans avoir recours à une monétisation unidimensionnelle. Cependant, les contraintes en termes de données et de modèles limitent actuellement ces approches à quelques types de sols, pour un usage, une région et un horizon temporel donnés. Plus important, la mise en œuvre de ces approches repose souvent sur des seuils biophysiques (Robinson *et al.*, 2014) (niveaux de carbone ou de salinité) ou des normalisations d'indicateurs (Dominati *et al.*, 2016) qui limitent à la fois les arbitrages économiques et la validité externe des résultats obtenus (c'est-à-dire leur validité dans un autre contexte). Ces travaux innovants reposent enfin sur l'exclusion de nombreux aspects du foncier (la partie « hors sol » de la terre) comme la localisation, le statut légal, les autres ressources environnantes (eau, énergie), ou les interactions économiques et sociales entre usages et usagers.

En suivant cette logique, certains auteurs reconnaissent que les données, méthodes et modèles actuellement utilisés en sciences du sol pour quantifier les services rendus par les sols ne sont pas appropriés pour des analyses transdisciplinaires. Ils soulignent un besoin d'approches intégrées considérant tous les types de capitaux (humains, construits, naturels et sociaux) et leurs interactions à différentes échelles (Turner *et al.*, 2016). Un besoin de collaboration avec les sciences humaines et sociales est souvent invoqué, en complément à l'éducation des citoyens, l'élévation de leur conscience sur les fonctions et les services rendus par les sols ou la mise en place de méthodes de délibération collaboratives comme des leviers potentiels pour une meilleure gestion de la qualité des sols (Baveye *et al.*, 2016). Les travaux de l'*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES) s'inscrivent dans cette direction, en proposant la notion de « contribution de la nature » pour dépasser le concept de service écosystémique et reconnaître le caractère multidimensionnel des valeurs associées à la nature. Ces valeurs apparaissent ainsi contextuelles, dépendent des cultures locales et des savoirs indigènes (Díaz *et al.*, 2018), ce qui peut se révéler également limitant en termes de comparaisons et d'arbitrages (et donc d'opérationnalité) dans une logique d'aide à la décision et d'évaluation d'impacts économiques des choix de gestion de la qualité des sols.

Historiquement, les approches économiques sur la qualité des sols se sont concentrées sur le calcul de la valeur des sols ou le calcul des coûts et des bénéfices associés aux choix d'usage, en lien avec les prix des produits agricoles, les taux d'actualisation, les retours sur investissement. Le constat partagé était que ces paramètres

¹⁰ <https://www.ons.gov.uk/economy/environmentalaccounts/bulletins/englandnaturalcapitalaccounts/> (consulté le 1/09/2023)

expliquent mieux les décisions économiques que la qualité biologique, chimique et physique des sols (Dent *et al.*, 1981). Les méthodologies actuellement utilisées s'opposent globalement aux tentatives d'estimer la valeur totale des sols ou de leur qualité (Bateman *et al.*, 2013). Il est reconnu que les services rendus par les sols sont nécessaires à l'existence humaine telle qu'on la connaît et que toute valeur économique ne pourra que sous-estimer l'infini. Toutefois, les décisions du monde réel concernent des changements marginaux (incrémentaux) dans l'utilisation des sols et des changements de leurs qualités, qui nécessitent des choix précis entre des options alternatives (Dasgupta, 2021). Même s'il est démontré que l'évaluation économique des services écosystémiques liés aux sols n'a couvert qu'un faible nombre de ces services (Bartkowski *et al.*, 2020), les approches actuellement prédominantes sont centrées sur l'évaluation d'une décision particulière ou d'un scénario particulier. L'analyse d'impact associée à la proposition de directive européenne sur les sols s'inscrit dans cette tendance¹¹, en comparant la situation où l'ensemble des sols des pays UE27 ne seraient ni dégradés ni pollués en 2050 (c'est, selon les auteurs, le scénario qui arriverait si la proposition était adoptée) à un scénario tendanciel de dégradation (*business as usual*). Comme précédemment, ces approches sont confrontées à de fortes limitations en termes de données et de méthodes, ce qui provoque une forte incertitude sur les résultats (Panagos *et al.*, 2018). Ainsi, le rapport bénéfice/coût de la proposition de directive est estimé à 1,625 avec une borne inférieure de 0,4 et une borne supérieure de 2,45 (pour la pollution des sols, la valeur est comprise entre 1,1 et 97,5).

Une certaine partie de la recherche en économie propose aux chercheurs d'agir comme des « plombiers » (Duflo, 2017) et d'utiliser des indicateurs centrés sur les détails des décisions (privées et publiques) qui font souvent la différence. Cette recommandation revient typiquement à considérer chaque décision de gestion de la qualité des sols séparément afin d'atteindre un degré de détail suffisant. Selon cette logique, il y a une certaine inefficacité à chercher et à utiliser des indicateurs qui permettent d'informer l'ensemble des décisions ou à mettre en œuvre des modélisations complexes où toutes les dimensions sont prises en compte. Cette littérature récente argumente que les connaissances issues de ces approches traditionnelles fournissent peu d'indication sur ce qui a de l'importance (et sur la manière dont cela en a). Les travaux issus de cette tendance ont une forte composante opérationnelle, en se basant sur des expériences contrôlées ou naturelles, mais sont encore peu appliquées à la terre et aux sols (Duke et Wu, 2014). Ils peuvent se révéler pertinents pour la mise en œuvre concrète des politiques publiques, bien que la décomposition des différentes décisions se fasse au prix d'un déficit dans leur articulation, ce qui va à rebours de considérer le sol « en soi » et qui fait que ces travaux se révèlent complémentaires des approches propres aux sciences du sol.

5.2. Choix privés et « demande sociale » pour la qualité des sols

Face à la nécessité de prendre des décisions, la recherche en économie publique se caractérise par une volonté normative de distinguer les décisions qui devraient relever de logiques privées de celles qui devraient relever de logiques sociales. Cette séparation revêt un caractère particulier pour les sols et leur qualité, sachant que l'évolution de leur statut en termes de biens collectifs, privés ou publics au cours de l'histoire est pour certains économistes un marqueur de la grande transformation qu'ont connue les économies aujourd'hui développées (Polanyi, 1944). Schématiquement, l'économie publique considère que les décisions privées sur l'utilisation des sols sont efficaces lorsque les conséquences sont pleinement internalisées par les propriétaires ou les utilisateurs, alors que la présence d'externalités nécessite une régulation publique pour intégrer la demande sociale.

Les prémisses de l'économie de la conservation des sols remontent probablement à la publication d'un ouvrage éponyme (Bunce et Others, 1942). Cette contribution pose les bases conceptuelles d'une théorie d'économie publique, en soulignant les défaillances associées aux décisions privées et l'importance d'une régulation publique (principalement en lien avec la dynamique d'entretien de la fertilité par les choix intertemporels des agriculteurs). La question des préférences temporelles mise à part, les travaux de recherche qui suivirent présentèrent un scepticisme sur l'importance des externalités de l'usage des sols par les agriculteurs sur leur qualité biologique, chimique ou physique, en argumentant que la plupart des bénéfices de la conservation des sols sont privés (Ciriacy-Wantrup, 1947), que le niveau d'érosion issu des décisions individuelles correspond à la demande sociale

¹¹ https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-directive-soil-monitoring-and-resilience_en (consulté le 1/09/2023)

dans la plupart des structures institutionnelles (McConnell, 1983), que les bénéfices à investir dans la conservation du sol se retrouvent dans l'augmentation du prix de la terre (Gardner et Barrows, 1985), et qu'il faut se préoccuper « fortement » de la qualité du sol (et uniquement lorsqu'il est relativement profond) avant de pouvoir distinguer les pratiques agricoles qui la prennent réellement en compte (Van Kooten *et al.*, 1990).

Malgré l'absence de consensus sur l'importance économique générale de la qualité des sols (cf. Chapitre 9), certains travaux montrent l'existence d'un bénéfice privé à l'utilisation d'indicateurs sur la qualité des sols pour effectuer de meilleures décisions. Les indicateurs de qualité des sols peuvent être déterminants pour les choix de fertilisation (Fuglie et Bosch, 1995) sous condition de bonne fréquence des tests (Harmon *et al.*, 2017) et la possibilité de mesurer l'humidité des sols par satellite peut améliorer l'assurance agricole (Vroege *et al.*, 2021) en complément de l'utilisation de données de terrain (Tsiboe et Tack, 2022). Certains travaux montrent que les mesures de santé des sols ont une valeur positive pour les utilisateurs (Bagnall *et al.*, 2020) avec des retours sur investissements positifs (Bennett *et al.*, 2021). Ces résultats vont dans le sens d'un probable développement à venir de marchés pour l'information sur la qualité des sols, où le traitement des contraintes sur les sols est vu comme une opportunité commerciale pour répondre à une demande privée. Il existe de nombreux cas de mise en place d'une offre d'indicateurs sur la qualité des sols financée par les utilisateurs. Aux Pays-Bas par exemple, une compagnie d'assurance qui possède des terres, une banque agricole et une entreprise d'eau potable ont développé le *Open Soil Index* afin de proposer aux agriculteurs et autres usagers des sols cet indicateur pour leurs décisions.

Un débat important de la littérature économique est de savoir si les rémunérations offertes aux usagers par les marchés sont suffisantes pour assurer une gestion durable des sols. Pour l'*EU Soil Thematic Strategy* par exemple, il est montré d'un côté que les avantages économiques d'une gestion durable des sols sont supérieurs aux coûts associés (Kik *et al.*, 2021b ; article cité dans le projet de directive *Soil Monitoring and Resilience*) alors que d'un autre côté les avantages de la réduction de la dégradation des sols sont décrits comme inférieurs à leurs coûts pour les agriculteurs (Kuhlman *et al.*, 2010). Dans le premier cas, la question est de savoir pourquoi les agriculteurs ne fournissent pas un niveau suffisant de qualité des sols alors qu'ils gagneraient à le faire (Stevens, 2018). La littérature invoque des différences d'attitudes pro-environnementales, d'aptitudes de management ou d'expérience (Bartkowski et Bartke, 2018) (alors que les facteurs démographiques et le capital symbolique n'auraient pas d'impact), la taille de l'exploitation, son caractère familial, le sexe, l'âge, l'absence d'éducation post-secondaire de l'exploitant, la distance entre le lieu de résidence et les parcelles, le statut locatif (Sklenicka *et al.*, 2020) ou, enfin, les différences culturelles (Wuepper, 2020). Ainsi, pour harmoniser ces positions individuelles par rapport à la gestion de la qualité des sols, le programme *Unlock the Secrets in the Soil* du *Natural Resources Conservation Service* aux États-Unis se propose d'informer les agriculteurs sur la science de la santé des sols tout en fournissant une assistance technique. Dans le deuxième cas où les bénéfices d'augmenter la qualité des sols seraient inférieurs à leurs coûts, la question est de savoir qui (individu ou collectivité) bénéficie de la différence et serait prêt à la financer.

En complément des bénéfices privés associés au maintien de la qualité du sol pour les utilisateurs, il est souvent défendu que les dégradations des sols impactent la société dans son ensemble par le biais d'externalités. Ainsi, environ 80% des coûts estimés de la dégradation des sols en Angleterre et au Pays de Galles sont définis comme des externalités qui ne sont probablement pas préoccupantes pour ceux dont les actions en sont l'origine (Graves *et al.*, 2015). Certains services écosystémiques comme la régulation du climat (qui justifie d'inciter au non-labour pour éviter les émissions de gaz à effet serre) ou la qualité de l'eau (préservée grâce à la réduction d'intrants), sont des bénéfices sociaux qui ont une incidence sur les générations actuelles et futures, mais dont les agriculteurs en place ne tiennent pas forcément compte lorsqu'ils prennent leurs décisions. Comme présenté précédemment, dans la logique de l'économie publique, ces cas appellent une régulation publique pour faire coïncider les choix privés et les demandes sociales. En revanche, tous les services écosystémiques (ou fonctions) remplis par les sols ne sont pas des externalités. Nous pouvons citer l'exemple des vers de terre qui jouent un rôle dans la fertilité ou la lutte contre les parasites et dont les bénéfices reviennent aux utilisateurs (Plaas *et al.*, 2019), ou la biodiversité du sol qui produit des gains privés en termes assurantiels (Pascual *et al.*, 2015). L'existence de services écosystémiques liés aux sols n'implique pas une régulation publique.

Toujours selon l'économie publique, la prise en compte de considérations sociales dans les décisions privées passerait par leur identification et leur quantification, en reposant sur des évaluations individuelles ou collectives.

Sans entrer dans les détails méthodologiques, la méthode la plus flexible actuellement disponible est la méthode d'expérience de choix (Colombo *et al.*, 2005 ; *choice experiment*) qui, bien que reposant sur des déclarations ou des délibérations dans des situations artificielles (alors que les approches basées sur des révélations à partir de situations réelles sont généralement plus fiables), permet d'intégrer conjointement le plus de fonctions et de services remplis par les sols. Les applications de cette méthode mettent généralement en évidence des préférences substantielles mais hétérogènes pour les services écosystémiques fournis par les sols par les individus et les collectifs (Bartkowski *et al.*, 2022b). L'explication de cette hétérogénéité n'est pas encore bien stabilisée dans la littérature, seules certaines mesures de familiarité avec la qualité des sols ont des effets significatifs sur les préférences déclarées (Bartkowski *et al.*, 2022a). D'autres approches moins conventionnelles proposent de caractériser la demande sociale en termes de qualité de sols indirectement par l'intensité des politiques publiques existantes (Schulte *et al.*, 2015). Les résultats indiquent également une forte hétérogénéité (Schulte *et al.*, 2019) (ici entre pays européens). Cependant, cette interprétation indirecte des législations nationales mélange des effets de demande et des effets d'offre qui limitent la portée de ces résultats. À demande sociale égale, des pays plus menacés par la dégradation des sols vont probablement mettre en œuvre des politiques plus ambitieuses.

5.3. Quels indicateurs pour les politiques publiques ?

5.3.1. Rémunérer les pratiques ou leurs résultats ?

Pour répondre à cette demande sociale en sols de bonne qualité (qui est donc externe aux intérêts des usagers, ce qui est la principale justification pour une intervention publique), les approches de type « commandement et contrôle » sont souvent critiquées par les économistes, à la fois pour leur rigidité, leur besoin d'information (Bamière *et al.*, 2021) et leur lourdeur administrative. Elles nécessitent en effet de connaître précisément les coûts des changements de pratiques, les bénéfices qu'ils entraînent pour la société, tout en étant capable de vérifier leur implémentation et leurs résultats effectifs sur le terrain. En contraste, l'efficacité économique implique que les politiques publiques soient focalisées sur leurs objectifs en termes de fonctions et de services effectivement remplis (Antle *et al.*, 2003), individuellement ou conjointement, mais en lien avec les demandes sociales qu'elles considèrent. Il apparaît ainsi que proposer des rémunérations est source d'efficacité par la présence d'hétérogénéité entre utilisateurs du sol (ou des sols eux-mêmes) et d'asymétrie d'information (Ay, 2015) (qui font que les agriculteurs sont souvent mieux informés sur les coûts des changements de leurs pratiques), ainsi que par la possibilité de fournir des incitations pour l'innovation (White et Hanley, 2016) (en laissant des marges de manœuvre dans l'atteinte des objectifs).

Certains scientifiques invoquent des problèmes insolubles liés à la mise en œuvre de politiques d'augmentation de la qualité de sols basées sur les résultats, qui reposent sur des vérifications régulières à l'échelle des parcelles (Jeffery et Verheijen, 2020). Ils plaident à l'inverse pour une rémunération des pratiques connues pour avoir un effet positif sur la santé des sols : la rotation des cultures, la réduction du travail du sol, l'amendement organique à l'aide de composts, de fumiers ou de cultures intermédiaires. Malgré la faible validité externe des éléments quantitatifs qui justifient les incitations accordées, souvent issus d'expérimentations localisées, cette approche est une alternative opérationnelle qui peut permettre d'éviter l'écueil d'un indicateur de santé des sols qui fasse tout pour tout le monde. En mettant de côté les questions d'efficacité économique (pour un budget donné, subventionner des changements de pratiques peut se révéler moins efficace que subventionner des résultats), c'est la méthode la plus utilisée actuellement pour les usages agricoles. Les mesures agro-environnementales de la Politique agricole commune en sont un exemple, elles offrent des bénéfices économiques et environnementaux avec néanmoins des effets contre-productifs (Chabé-Ferret et Subervie, 2013).

Pour améliorer l'utilisation des budgets consacrés à la qualité des sols ou pour limiter les pertes économiques des usagers, il est intéressant d'intégrer explicitement l'efficacité économique dans la décision publique (Bartkowski, 2021). Pour la séquestration du carbone dans les sols par exemple, il est avéré qu'aucune des régulations actuellement disponibles (commandement et contrôle, subvention et incitation fiscale liées aux pratiques, taxe carbone et compensations par des crédits) n'est systématiquement plus efficace que les autres (Ogle *et al.*, 2023). Encore une fois, ce sont des détails qui font très souvent la différence. Ainsi, les économistes mettent en garde les

décideurs publics sur les questions de la permanence (si une pratique n'est plus rémunérée tous les bénéfices accumulés seraient perdus), des effets d'aubaine (si les pratiques auraient quand même été adoptées en l'absence de rémunération), des effets de débordement (si des pratiques vertueuses à un endroit donné provoquent de la dégradation à un autre), des autres émissions associées (si l'adoption d'une pratique implique une augmentation des émissions d'autres pratiques) et des coûts de transaction associés à la contractualisation (Fei et McCarl, 2023).

5.3.2. Que peut-on attendre des recherches à venir ?

Face à cet ensemble de précautions pour les politiques publiques, la recherche en sciences de l'environnement et en sciences humaines et sociales a probablement un rôle important à jouer. Tout d'abord, les programmes actuellement existants pourraient gagner à intégrer l'information déjà disponible sur les sols, comme cela a été montré pour la partie assurantielle de la politique agricole fédérale des États-Unis (Woodard et Verteramo-Chiu, 2017). Ensuite, des recherches supplémentaires seraient utiles pour élaborer des normes de mesure et de surveillance des changements de qualité des sols afin de mieux répondre aux enjeux associés (Paul *et al.*, 2023) (le projet de directive européenne *Soil Monitoring and Resilience* semble aller dans cette direction). Les sciences humaines et sociales apparaissent aussi importantes pour comprendre les perceptions et pratiques des utilisateurs des sols (Duke *et al.*, 2023), en particulier pour estimer en amont et améliorer la participation aux politiques publiques (Canales *et al.*, 2023). Enfin, les approches pluridisciplinaires pourraient permettre de combiner les avantages des approches par paiement pour les pratiques (plutôt favorisées par les sciences de l'environnement) et par paiement pour les résultats (plutôt favorisées par les économistes). Un exemple récent est la proposition de paiement pour un objectif prédit par la modélisation (Bartkowski *et al.*, 2021). Une telle approche se baserait sur des approches biotechniques sur l'effet des pratiques (avec une recherche de validité externe à développer) et des objectifs socio-économiques en termes de fonctions ciblées dans l'espace (et donc plus efficaces). L'articulation des connaissances des différentes disciplines est un défi important, dans un contexte d'extension des travaux des sciences humaines et sociales vers des questions environnementales, et d'extension des travaux des sciences de l'environnement vers des questions sociétales et d'opérationnalité.

Un autre point d'amélioration, qui occupe une place importante dans l'ensemble de cette étude, réside dans la prise en compte de la multifonctionnalité associée à l'unique objet sol. Ici encore, nous pouvons voir des contradictions entre la considération du sol « en soi » (où sa dégradation serait irréversible et irremplaçable et donc à éviter quoi qu'il en coûte) et la considération de ses fonctions comme faisant l'objet d'arbitrages sociétaux (où la diminution d'une fonction pourrait être compensée par une amélioration d'une autre ou de la même ailleurs). Dans le premier cas, il est généralement défendu que concentrer les décisions sur les fonctions et services finaux est contre-productif car ils dérivent d'une chaîne d'approvisionnement de l'écosystème qui repose sur l'infrastructure écologique dans son ensemble (Robinson *et al.*, 2013). Les décisions admises seraient alors très limitées face aux pertes infinies que provoquerait un effondrement des écosystèmes suite à une modification dans la chaîne. Dans le second cas, l'arbitrage entre les différentes fonctions pose aussi des problèmes non résolus actuellement qui sont liés à leur agrégation (cf. Chapitre 11) qui implique des possibilités implicites de compensation entre fonctions et donc entre sols. Face à ce constat, une méthode pragmatique mais imparfaite serait d'utiliser une fonction comme approximation de l'ensemble des contributions, avec le carbone comme candidat déjà identifié dans la littérature (Bradford *et al.*, 2019). Pour autant, bien qu'il soit un déterminant important de la diversité biologique dans les sols, il ne permet pas de rendre compte de la richesse taxonomique qui supporte directement la diversité des fonctions du sol, et qui serait par exemple un autre proxy envisageable. Le caractère multifonctionnel serait ainsi à prendre en compte indirectement, en s'assurant que l'augmentation de la fonction de stockage de carbone ne se fasse pas au détriment des autres. Cette possibilité de paiements carbone s'accompagnerait tout de même d'une plus forte incertitude sur les conséquences de la décision publique, car la possibilité d'une diminution des autres fonctions sur les dimensions biologiques, physiques ou chimiques, pourrait apparaître comme un échec (Janmaat, 2005). Nous nous retrouvons inévitablement à la question de la comparabilité entre les fonctions remplies par les sols (sommes-nous prêts à accepter une diminution de certaines fonctions pour en favoriser d'autres ?) et des arbitrages économiques, politiques et sociaux qui dépassent la question du système d'indication de la qualité des sols qui est traités dans cette étude.

5.4. Enseignements tirés d'une tentative : les Cartes départementales des terres agricoles (1980-1992)

La demande en indicateurs de qualité des sols pour l'appui aux politiques publiques n'est pas nouvelle, tout comme les difficultés conceptuelles et méthodologiques qu'elle pose. Nous présentons ici le programme des Cartes départementales des terres agricoles (CDTA), introduit par l'Article 73 de la Loi d'Orientation Agricole du 4 juillet 1980 (n°80-502)¹² et abrogé par l'Article 5 de la Loi rectificative du Code Rural du 11 décembre 1992 (n°92-1283)¹³. Une couverture totale de la surface agricole utile (SAU) française était envisagée mais des obstacles conceptuels, budgétaires et pratiques ont provoqué l'arrêt des travaux avant leur terme, alors que moins de 12% de l'objectif était couvert (Figure 16-2). Ces cartes sont tombées dans l'oubli, comme en atteste l'absence de référence explicite aux CDTA dans les nombreuses sources mobilisées dans cette étude.

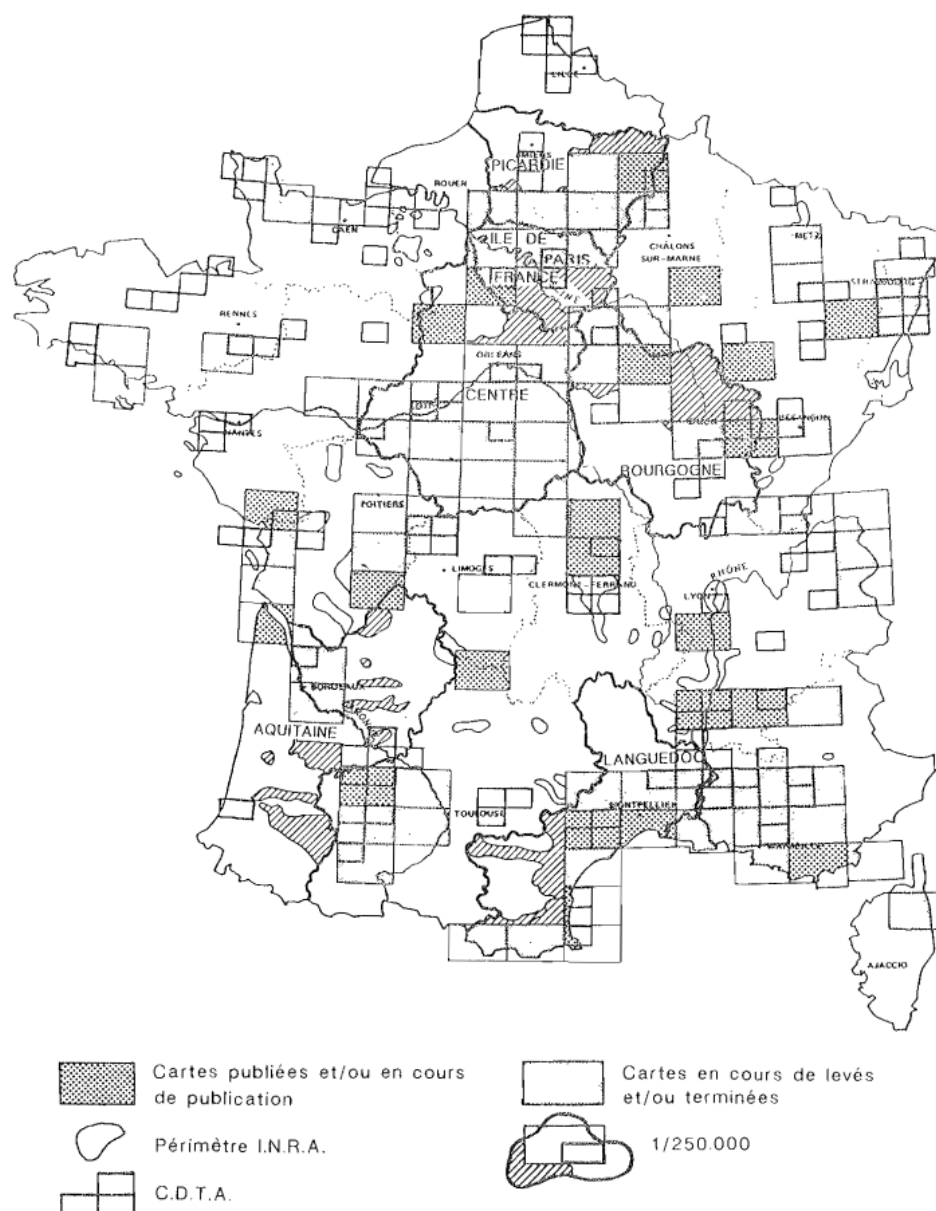


Figure 16-2. Localisations des cartes pédologiques et des cartes départementales des terres agricoles (source : Jamagne et al., 1989). Les CDTA sont les plus petits rectangles reportés sur la carte.

¹² <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000705202>

¹³ <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/LEGIARTI000006600053/1992-12-12/>

5.4.1. Les CDTA pour les documents d'urbanisme

Il était stipulé dans la Loi précitée qu'une CDTA « doit être consultée à l'occasion de l'élaboration des documents d'urbanisme et des études précédant les opérations susceptibles d'entraîner une réduction grave de l'espace agricole ou d'affecter gravement l'économie agricole de la zone concernée ». Il s'agissait d'un outil uniquement consultatif, non opposable aux tiers, qui proposait de classer les terres selon leur qualité agricole afin d'« assurer la sauvegarde de cet espace » en conditionnant les « documents relatifs aux opérations d'urbanisme ou d'infrastructure et [...] des carrières qui prévoient une réduction grave des terres agricoles » aux « avis de la chambre d'agriculture et de la commission départementale des structures agricoles ». Notre présentation de ce programme repose sur l'article de méthodologie générale de Coutenet (1984) (ingénieur en chef d'agronomie au ministère de l'agriculture), un extrait de la circulaire qui apporte des précisions méthodologiques (circulaire D.I.A.M.E. – S.S.ME./C 82/N° 5013 du 18 Octobre 1982, reporté en Annexe I de Thiebaut et Nicaud, 1986) et la centaine de cartes scannées (sur 132 réalisées) que nous avons pu obtenir par le biais de la base de données Refersols¹⁴.

5.4.2. L'évaluation du potentiel agricole

Selon Jean Coutenet, une CDTA « doit permettre d'apprécier les potentiels agricoles, se différenciant en cela des cartes des sols » face à un « usage courant [qui] tant à confondre terre agricole avec sols, terre arable, ou terre végétale ». L'objectif semblait ainsi de faire apparaître explicitement la terre agricole comme un actif économique et social qui « détermine le revenu, les conditions de travail, les capacités d'investissement et de progrès ». Le « potentiel agronomique » était l'élément central à cartographier selon l'auteur, avec de nombreux éléments extérieurs aux sols qui devaient également être pris en compte : « les investissements collectifs de valorisation (remembrement, drainage, irrigation), les structures d'approvisionnement et de mise en marché (coopératives, industries agro-alimentaires, marchés-gares...), les zones délimitées d'appellation d'origine, ainsi que les principaux systèmes de production pratiqués ». Le contraste avec les cartes pédologiques était régulièrement souligné, en indiquant que « les mauvais sols de Champagne Pouilleuse restent des mauvais sols, même si les techniques de production, les structures d'exploitation et le savoir-faire des agriculteurs de cette région en ont fait l'une des plus riches terres agricoles de France ». Cette remarque vaut aussi en termes d'opérationnalité, car il était remarqué que « les éléments physiques ne peuvent être caractérisés dans l'absolu, ils ne peuvent l'être que par rapport à une utilisation ou un groupe d'utilisateurs ». Ainsi, l'utilité des cartes pédologiques semblait relativement limitée pour l'aménagement de l'espace rural alors que « quarante ans de pratique du remembrement montrent que les agriculteurs sont capables de classer leurs terres les unes par rapport aux autres, du moins dans l'espace limité d'une commune ».

Toujours selon Jean Coutenet, l'échelle cartographique, la légende et la planification des travaux opérés par les prestataires furent difficiles à déterminer. L'échelle cible a été le 1/50 000^e pour la plus grande partie de l'espace agricole français, décrite comme un compromis entre le 1/250 000^e pour les « grandes décisions d'aménagement du territoire » et l'échelle de la parcelle qui serait de l'ordre du 1/5 000^e ou du 1/10 000^e. La « productivité agricole potentielle » est cartographiée en 6 classes qui vont de très haute productivité (classe 1 en bleu clair) à productivité très faible (classe 6 en rouge). La classification est assez floue, si ce n'est la mention de contraintes naturelles qui vont croissantes de 1 à 6, et des aménagements qui peuvent faire monter d'une classe lorsqu'ils sont effectués (de 2 à 1 par ex.) et descendre d'une classe lorsqu'ils sont impossibles ou « d'une rentabilité très réduite » (de 5 à 6 par ex.) Il est par ailleurs mentionné la nécessité d'un « contact prolongé du cartographe avec le milieu » et de la participation des agriculteurs locaux par le biais de commissions intercommunales (Demoulin, 1984). En plus de cette catégorisation principale, des cartes secondaires apparaissent dans les versions que nous avons pu consulter (avec, par ex., les zones d'irrigation dans la carte d'Aix-en-Provence et les zones inondables dans la carte de Vierzon). La mise en place du programme des CDTA reposait sur 11 prestataires, avec un budget de 30 cartes d'environ 50 000 ha de SAU par an (Coutenet, 1984). Ce potentiel de 1,5 million d'hectares par an aurait nécessité 20 ans pour cartographier les 30 millions d'hectares de SAU, alors que seulement 12% ont été couverts dans les

¹⁴ <http://refersols.gissol.fr/> (consulté le 1/09/2023)

12 ans qu'a duré le programme. La mise en place des CDTA a été conduite en fonction des enjeux locaux comme la construction d'une autoroute ou d'une carrière, qui ont fait que la Vallée du Rhône et le Midi Méditerranéen, le Sud-Ouest, la Région Centre, la Bourgogne, l'Est du Bassin Parisien et le Nord-Ouest, de la Bretagne au département du Nord, sont surreprésentés (Jamagne *et al.*, 1989) (Figure 16-2).

5.4.3. Un parti pris quant au modèle agricole de référence

Ce programme faisait suite aux remembrements effectués depuis les années 1950, qui étaient basés sur des transferts de propriété relativement consensuels, où chaque propriétaire recevait « une superficie globale équivalente, en valeur de productivité réelle, à celle des terrains qu'il a apportés » (Article 19 du Code Rural). Les remembrements donnèrent l'impression d'une hiérarchisation objective des terres agricoles (Barthelemy et Barthez, 1978) que les CDTA étaient censées matérialiser. D'un point de vue conceptuel, le classement des terres dans les remembrements reposait sur une exploitation de référence, ce qui favorisait les exploitations « les plus proches du modèle implicite » et désavantageait les autres (Barthes, 1975). Il fut rapidement reconnu que l'établissement d'une méthodologie nationale pour les CDTA se devait de prendre en compte les différences en termes d'usage du sol et de pratiques agricoles, au risque de favoriser certaines exploitations ou de « défavoriser les terres aptes à une culture spécialisée » (Barthélémy, 1985). Alors que le remembrement avait lieu entre des propriétaires avec des pratiques et usages des sols proches, la diversité des exploitations agricoles et des usages du sol furent des écueils importants pour les CDTA (Barthelemy, 1985). Ainsi, la classification des contraintes agronomiques, qui pouvait paraître comme une opération purement technique, impliquait un parti pris quant au modèle de mise en valeur du sol. Cette fragilité a entraîné de grandes disparités entre les différentes CDTA (Arrouays *et al.*, 2022). De plus, par rapport aux autres « fonctions sociales » de l'espace et à la gestion du patrimoine environnemental en particulier, la classification des terres des CDTA faisait « mention souvent floue, sinon ambiguë, très variable en tout cas, des zonages [environnementaux] qui interfèrent avec l'agriculture, donnant une image déformée de la réalité des politiques correspondantes (sans parler de la lisibilité de la carte) » (Thiebaut et Nicaud, 1986). Il est en effet apparu que les CDTA faisaient apparaître « l'ensemble des politiques non agricoles comme « bruit de fond », c'est-à-dire à la fois une gêne pour l'activité agricole, un brouillage de la perception des enjeux sociaux gérés », ce qui illustre le caractère exclusivement agricole des CDTA.

5.4.4. Un échec riche d'enseignements

Il semble aujourd'hui reconnu que le programme des CDTA « n'a pas abouti à une connaissance harmonisée des sols de la France » (Arrouays *et al.*, 2022). En effet, en plus des questions conceptuelles présentées ci-dessus, des questions pratiques de technicité, de coût du programme et de durée de production des cartes face à des nécessités d'actualisation qui sont apparues, ont entraîné l'abandon du programme (Desrousseaux, 2014). De plus, c'est l'année de l'abrogation du programme qu'a eu lieu la première grande réforme de la Politique agricole commune, avec en particulier le gel de près de 20% des surfaces en céréales, oléagineux et protéagineux, qui se veut une réponse à la situation de surproduction agricole sur plus de la moitié de la SAU nationale. Notons enfin que l'informatisation, la numérisation et le traitement mathématique des données sont devenus opérationnels vers la fin des années 1980, ce qui allait entraîner des changements majeurs dans les objectifs et les moteurs de la cartographie et de la surveillance des sols (Arrouays *et al.*, 2021). D'autres usages des CDTA étaient envisagés (bien que pas spécifiquement ciblés par la méthodologie) : négocier les « agressions de l'usage agricole » (Coutenet, 1984), redéfinir des valeurs cadastrales, fournir une référence pour les valeurs locatives et vénales, et aider à la décision d'investissement (drainage, irrigation). Bien qu'il soit impossible de dresser un panorama complet des utilisations qui ont été faites des CDTA, nous n'avons pas trouvé de mention d'usage dans la littérature scientifique, la littérature grise, les documents d'aménagement ou la loi.

En termes d'indicateurs de qualité des sols, le programme des CDTA est instructif à trois niveaux. Premièrement, il fournit une illustration de la faible pertinence d'une caractérisation unidimensionnelle, alors même que, dans sa définition, la qualité se limitait à la dimension agricole. Comme nous l'avons vu, son échec est principalement attribuable au concept élargi de « productivité potentielle » qui inclut à la fois des caractéristiques physiques et humaines pour au final poser des problèmes dans les deux dimensions. Les traitements opérés pour aboutir à la

classification n'ont été ni univoques, ni transparents, ce qui a été un frein à la réutilisation des données produites. Avec les outils informatiques disponibles aujourd'hui et leur utilisation répandue, il nous semble préférable de rapprocher la production de données des observations brutes en plusieurs dimensions, afin de laisser de la flexibilité aux utilisateurs. Deuxièmement, l'information récoltée et son traitement étaient orientés vers une certaine finalité socio-économique : la préservation des terres agricoles de « bonne qualité ». Cette orientation a probablement permis l'obtention des budgets nécessaires à sa mise en œuvre, mais le programme s'est révélé fragile lorsque le contexte socio-économique a changé. L'importance sociale relative de chaque service rempli par les sols va être amenée à changer, et certains services vont probablement être mieux connus et/ou plus compter pour la société. Les indicateurs de qualité des sols (ou, plus justement, les données qui permettent de les construire) devraient être relativement déconnectés de considérations conjoncturelles. Troisièmement, les réflexions conceptuelles qui ont accompagné les CDTA illustrent l'importance de combiner les facteurs physiques avec les facteurs humains pour juger de l'aptitude d'un sol à remplir des services. Même si le programme n'a pas pu proposer de solution stable pour cette articulation, de nombreuses pistes sont disponibles dans la littérature scientifique et vont être amenées à se développer.

6. Interactions sciences-société sur les indicateurs de la qualité des sols

Cet aperçu de la façon dont les indicateurs de qualité du sol peuvent être produits et utilisés nous amène à nous interroger sur le modèle qui sous-tend le rôle classiquement attribué à des producteurs et des usagers d'indicateurs, et sur la façon dont ces rôles peuvent être repensés. Dans cette section, nous passons en revue des travaux issus de la sociologie environnementale, des sciences politiques, des *Science and technology studies*, ou encore du management environnemental, rendant compte des modalités de circulation des indicateurs environnementaux entre différents contextes de gouvernance, d'appropriation par différents acteurs socio-professionnels, et des transformations ou reformulations auxquelles ces indicateurs sont sujets au cours de leur histoire d'utilisation. Plutôt que chercher à définir *a priori* ce qui constitue un bon indicateur du point de vue scientifique et opérationnel, cette approche par trajectoire vise à documenter des exemples historiques récents d'usages d'indicateurs environnementaux et à juger de leur succès ou de leur échec social sans préjuger de leur valeur intrinsèque. Les études consultées pour cette section se basent sur l'étude de la trajectoire d'indicateurs ayant trait à la qualité des sols, mais aussi de l'eau (Turnhout, 2009 ; Bouleau, 2016), des forêts (Deuffic *et al.*, 2016), ou encore de certaines denrées alimentaires (Demeulenaere et Lagrola, 2021).

6.1. Une approche transactionnelle

Dans la littérature sur l'usage des indicateurs scientifiques pour la décision politique, la plupart des discussions autour de la circulation des indicateurs reposent sur un « modèle du transfert » des connaissances (*transfer model of knowledge*) qui envisage science et gouvernance comme des domaines séparés. La science y est envisagée comme un « lieu de production de savoirs » (Nowotny, 2003) et de faits neutres, qui seraient dénués de tout jugement de valeur. Elle se distingue du reste du monde social (alternativement décrit comme le monde de « la gouvernance », de « la politique », ou plus largement des « utilisateurs ») qui agit quant à lui en fonction de valeurs et de choix politiques. Bien qu'il puisse être porteur « d'attentes » vis-à-vis de la science, le monde social est avant tout le « lieu de l'utilisation des savoirs » (Nowotny, 2003). Ce modèle, souvent utilisé de manière implicite dans les discussions concernant l'interface entre science et politique, est donc porteur d'une conception dichotomique du savoir (séparant sa production et son utilisation) et d'une conception linéaire de sa circulation (de la science vers la société).

Or la schématisation du « modèle du transfert » ne résiste pas à l'étude des dynamiques effectives de formation et de circulation des indicateurs (Jasanoff, 1987). Pour Pülzl et Rametsteiner (2009) « Les frontières apparemment rationnelles et clairement établies entre le domaine scientifique et le domaine politique sont, dans les faits, bien

moins définies et bien plus dynamiques [que ne le supposent les tenants du modèle linéaire] » (p. 745). Ainsi, les décideurs ne font pas que « recevoir » du savoir lorsqu'ils consultent des experts sur la base de commandes qui cadrent et orientent les questionnements de recherche, pas plus qu'ils ne réceptionnent un savoir scientifique « *ready made* » sans le réinterpréter et l'adapter en fonction de leur contexte d'action. Scientifiques et autres groupes sociaux sont à la fois porteurs et producteurs de savoirs et de valeurs, et la formulation d'indicateurs apparaît comme une activité hybride dans laquelle interagit une grande diversité d'acteurs.

Constatant que l'élaboration et l'utilisation d'indicateurs sont difficiles à distinguer empiriquement, certains auteurs proposent de repenser l'analyse des processus de formation et de circulation d'indicateurs selon un modèle « transactionnel » (Pülzl et Rametsteiner, 2009) prenant en compte les dynamiques de coproduction des indicateurs et des connaissances environnementales. De ce point de vue, la formulation d'indicateurs est considérée comme une « activité hybride » (Pregernig, 2007) où les connaissances scientifiques se mêlent au jugement politique. Ainsi, il est admis que l'évaluation scientifique de la qualité des écosystèmes comporte déjà des aspects normatifs, en ce qu'elle anticipe ou conçoit dès le départ les usages des indicateurs.

De manière symétrique, le domaine de la prise de décision est compris comme producteur de connaissances lui aussi, plutôt que d'être vu comme uniquement orienté par des valeurs et des intérêts. Dans cette perspective, le savoir scientifique n'arrive pas finalisé et prêt à être intégré dans des choix politiques : il doit constamment être transformé et adapté. Ainsi, s'appuyant sur les travaux de sociologie des sciences dont les conclusions générales ont été formulées ensuite par Jasanoff (2010), Turnhout *et al.* (2007) considèrent que les indicateurs environnementaux sont le résultat d'une « production conjointe de connaissance » (p. 221) entre sciences et politique. Les indicateurs sont dès le départ façonnés à la fois par des connaissances scientifiques, mais aussi par des connaissances et considérations politiques ayant trait, par exemple, au souhait de protéger certaines espèces, ou certains types de natures. Ce constat a pour effet de réduire la distinction entre producteurs et utilisateurs d'indicateurs, puisque, dans les faits, « l'élaboration et l'utilisation d'indicateurs vont de pair et sont difficiles à distinguer empiriquement » (p. 221).

Pülzl et Rametsteiner (2009) insistent quant à eux sur l'important travail qu'effectuent les scientifiques et les décideurs qui s'engagent dans la production d'indicateurs pour « traduire » leurs concepts et leurs idées les uns vers les autres, tout en émettant des jugements de valeur sur la sélection des indicateurs. Pour ces auteurs, c'est précisément ce « franchissement de frontière » (*boundary spanning*) – le travail d'aller-retour, de traduction continue entre les deux champs – qui assure *in fine* la pérennité des indicateurs dont ils renseignent la trajectoire, et les initiatives purement scientifiques de développement d'indicateurs, telles que celles basées sur le modèle du « transfert des connaissances », ont peu de chances de réussir. Pourtant, cet engagement est généralement implicite et est rarement mis en avant par les acteurs, qui continuent d'invoquer un modèle vertical du transfert des connaissances qui ne représente pourtant pas leurs propres pratiques. Pour Pülzl et Rametsteiner (2009), la littérature portant sur les bonnes pratiques en matière d'indicateurs devrait prendre cette réalité empirique comme base de ses réflexions. Cela éviterait les propositions réductionnistes présentant le développement d'indicateurs environnementaux comme seulement un « défi technique » ou un exercice théorique. Pour ces auteurs, il est important que l'ensemble des acteurs impliqués comprennent que le développement d'indicateurs n'est pas un processus seulement technique ou scientifique, mais bien un processus social. Des négociations, des considérations politiques, ainsi que des rapports de pouvoir peuvent intervenir à toute étape de ce processus.

6.2. Trajectoire des indicateurs et dépendance au sentier

6.2.1. Dynamique de mobilisation des indicateurs

De manière générale, les sociologues mettent en évidence que les trajectoires socio-politiques des indicateurs n'ont rien de linéaire. Premièrement, les indicateurs ne sont jamais construits *ex nihilo*, mais assemblés à partir d'éléments préexistants issus de mondes sociaux divers. Ainsi, il est fréquent qu'une actualité (réglementaire ou plus conjoncturelle) vienne réactualiser des indicateurs un temps vus comme obsolètes, ou permette un alignement de différents cadres interprétatifs préexistants mais jusqu'alors disjoints. S'intéressant au cas des indicateurs de

biodiversité forestière, Deuffic *et al.* (2016) montrent qu'après vingt années de préfiguration durant lequel la question de l'évaluation du rôle du bois mort a été largement ignorée par les acteurs dominants, les tempêtes de 1999 ont ouvert une « fenêtre d'opportunité dramatique » permettant de mettre le problème sur le devant de la scène, et de faire du bois mort un indicateur de référence de la gestion durable des forêts dans les années 2000. Ensuite, pour des acteurs de la société civile concernés par un problème disposant de peu de visibilité, mettre ce problème à l'agenda de la recherche ou des pouvoirs publics passe souvent par un important travail de construction et de promotion de métriques et d'indicateurs alternatifs (Demeulenaere et Lagrola, 2021). Ainsi, le processus de construction d'un indicateur s'inscrit dans des cycles de mobilisation et d'enrôlement d'acteurs privés et publics impliquant que des scientifiques, des décideurs politiques, des groupes d'intérêt, de citoyens, etc. engagent un débat – pouvant s'apparenter à une véritable lutte définitionnelle – quant à la caractérisation des questions à traiter, de ce qui fait problème, des sous-catégories du problème, et du périmètre des indicateurs supposés en rendre compte (Deuffic *et al.*, 2016). Cette interaction est l'occasion pour les acteurs de mettre en œuvre leurs intérêts et d'exercer différentes formes de pouvoir (Pülzl et Rametsteiner, 2009). Enfin, les rôles et les objectifs assignés aux indicateurs tendent à changer dans le temps, à mesure que les priorités des acteurs changent et que de nouveaux acteurs apparaissent et se saisissent des indicateurs. Ainsi, des indicateurs conçus à l'origine comme outils de savoir orientés vers l'exploration et l'attestation d'un problème peuvent, plus tard (parfois des décennies plus tard), devenir des instruments d'arbitrage, des outils de gouvernement (Turnhout, 2009).

6.2.2. Longévité des indicateurs et phénomènes de dépendance au sentier

Pour la plupart des auteurs mettant en avant une conception transactionnelle de la trajectoire des indicateurs environnementaux, il est clair que l'on ne peut inférer leur efficacité *a priori* sur la base des critères fixes régulièrement avancés dans la littérature, tels que la validité scientifique, l'objectivité ou la facilité d'usage. Certains auteurs cherchent toutefois à mettre en avant des critères de succès des indicateurs prenant en compte le caractère social de leur trajectoire (Miller, 2005). Certains de ces critères sont similaires à ceux proposés par les travaux plus normatifs. Ils mettent ainsi en avant la robustesse de l'indicateur pour décrire une situation donnée, sa simplicité à être mesuré, la concordance entre l'échelle à laquelle s'applique l'indicateur et l'échelle d'action du gestionnaire, les coûts de fonctionnement associés à l'indicateur, ou encore sa comparabilité vis-à-vis d'autres formes de mesure. Pour ces auteurs, le point crucial pour la pérennité d'un indicateur réside dans l'équilibre atteint entre stabilité et souplesse du dispositif, lui permettant d'être utilisé par des acteurs différents, dans des configurations spatiales et écologiques diverses, et en lien avec des objectifs différents.

Ensuite, le caractère « utilisable » de l'indicateur n'est pas envisagé comme un trait intrinsèque, mais comme une performance sociale (Turnhout, 2009). En effet, dans un contexte de coproduction où la production et l'usage des indicateurs sont fortement liés, on ne peut aborder les « attentes des utilisateurs » comme un état de fait homogène et stable dans le temps. Le succès d'un indicateur ne réside donc pas tant dans l'adéquation *a priori* entre un contenu scientifique et des attentes sociales préformées, que dans la capacité de l'indicateur à fonctionner de manière suffisamment souple pour avoir une signification dans le monde de la science et dans le monde de la politique, et suffisamment stable pour faire le va-et-vient entre les deux.

Pour qu'un indicateur s'installe et perdure dans les usages, il est nécessaire que de nombreux acteurs coordonnent les pratiques, outils et infrastructures leur permettant de classer, nommer, compter et juger les phénomènes selon un format particulier. Ce travail de coordination est susceptible de nécessiter d'importantes ressources cognitives, économiques, et politiques, et ses effets peuvent largement dépasser les objectifs de départ. Ainsi, Bouleau et Deuffic (2016) observent qu'une fois qu'un indicateur est institutionnalisé et inséré dans des routines d'action publique, il est rapidement doté de « nouveaux pouvoirs » : il est souvent inscrit dans des procédures pour rendre compte de l'efficacité des politiques publiques et sert de référence pour fixer des normes. Un indicateur contribue à façonner autour de lui des infrastructures et des communautés de pratiques (Lave et Wenger, 1991) au sein desquelles des générations de participants acquièrent une familiarité naturalisée avec son fonctionnement, ses limites, et les objets qui lui sont associés. De ce fait, il devient plus difficile de convaincre les acteurs de mobiliser de nouvelles ressources pour changer d'indicateur, y compris lorsque de nouvelles connaissances scientifiques inviteraient à le faire. Cet effet de dépendance au sentier explique la longévité d'indicateurs considérés comme

imparfaits ou dépassés, à l'instar de ceux utilisés jusqu'à récemment pour décrire les phénomènes de désertification. Par ailleurs, l'utilisation prolongée d'un indicateur permet d'amasser des données sur le long terme, ce qui permet de suivre les situations et de faire des prédictions de manière plus fiable. Ainsi, Bouleau et Deuffic (2016) observent que plus l'utilisation d'un indicateur est ancienne, plus cet indicateur est « rentable » du fait de la capitalisation des données, et plus il devient coûteux d'en changer.

6.2.3. RUSLE : un exemple de dépendance au sentier dans les indicateurs d'érosion du sol

Dans le cas des indicateurs de qualité du sol, ce phénomène de dépendance au sentier peut être illustré à partir de la trajectoire de l'un des principaux indicateurs d'érosion des sols en usage aujourd'hui. La *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) est l'un des principaux modèles mathématiques utilisés aujourd'hui pour quantifier et prédire l'érosion des sols. Publiée en 1992, elle résulte d'une série de corrections (et d'adaptation à l'informatique) de la *Universal Soil Loss Equation* (USLE). Ce modèle, prenant en compte la pluviométrie, le type de sol, la topographie, le système cultural et les pratiques de gestion, avait été élaboré dans le sillage du *Dust Bowl* des années 1930 par le *Soil Conservation Service* du ministère américain de l'agriculture (USDA) afin d'orienter la politique de conservation des sols mise en place par cette institution. Sa version révisée est encore aujourd'hui utilisée partout dans le monde dans les programmes de préservation des sols et de l'eau.

De nombreuses critiques ont pourtant été formulées envers cette équation. D'éminents pédologues tels qu'Ernest Hallsworth (Hallsworth, 1987), mais aussi des chercheurs en écologie politique (Blaikie, 2016 ; Forsyth, 2004) ont remarqué que cette équation était loin d'être « universelle ». L'équation utilise des chiffres de précipitations moyennes qui ne permettent pas de prendre en compte les événements climatiques extrêmes qui causent la plus grande partie de l'érosion dans beaucoup de pays du monde. Ensuite, elle ne rend pas compte des taux de (re)formation du sol, qui sont un paramètre important dans certaines régions pour évaluer l'acceptabilité d'une perte de sol. Enfin, malgré les tentatives d'adaptation de l'équation à différents contextes locaux, elle ne permet pas de prendre en compte une grande partie des pratiques locales de conservation du sol.

Les comptes rendus de symposiums récents de la FAO sur l'érosion des sols montrent un paradoxe : si l'équation RUSLE est encore très largement utilisée par de nombreux acteurs – des agences de développement internationales aux services de la Commission européenne – elle fait également l'objet d'un mécontentement largement partagé au sein de ces communautés. Les experts ayant participé à ces symposiums reprochent à l'équation de ne prendre en compte que l'érosion diffuse, et d'ignorer l'érosion concentrée, l'érosion éolienne, les effets du labour, ou encore l'érosion de récolte. Ces facteurs peuvent pourtant être bien plus importants que l'érosion diffuse, et l'on peut s'attendre à une aggravation relative de ces facteurs dans un contexte de changement climatique (Fao, 2019). Or, du fait de l'utilisation massive de la RUSLE, ces facteurs font l'objet d'un déficit de recherche (Poesen, 2019). Ces experts constatent aussi que la RUSLE est régulièrement employée à des échelles très larges qui ne correspondent pas à celle pour laquelle l'outil a été conçu (Fao, 2019). Pour toutes ces raisons, il apparaît que l'utilisation de la RUSLE génère des constats et des prédictions hasardeux, qui sont toutefois pris au sérieux par des décideurs peu au fait de ces débats scientifiques, et peuvent donc véritablement peser sur l'orientation des politiques publiques.

Des modèles plus fiables, plus complets, ou mieux adaptés aux différentes échelles existent pourtant depuis des décennies (Fadil et El Wahidi, 2023). Alors, pourquoi continuer à utiliser un modèle que pratiquement tout le monde trouve mauvais ? La résilience de la RUSLE semble d'abord résider dans l'attractivité que représente un modèle simple et multiplicatif. Mais elle tient aussi et surtout dans le fait que de nombreux acteurs savent l'utiliser. Le fait que la méthode soit largement partagée permet de comparer des situations et de capitaliser des données (Forsyth, 2004). Elle permet donc de stabiliser la manière dont le phénomène est connu, et offre un résumé de ses causes et de ses effets qui est commode pour les gestionnaires. Une fois que l'on atteint un stade de « fermeture du problème » (Hajer, 2005) – que le problème a été « réduit » en quelques paramètres apparemment simples et maîtrisables – la définition spécifique qui en a été formulée tend à orienter les recherches futures sur cet objet et à sélectionner les types d'expertises qui seront appelés à s'exprimer sur la question, ce qui renforce encore la dépendance au sentier.

Pour Forsyth (2007), éviter cette « fermeture du problème » est un enjeu à la fois scientifique et politique. Il s'agit pour lui de permettre la production et la prise en compte de nouvelles manières d'envisager les problèmes environnementaux en restant à l'écoute d'autres besoins sociaux et en diversifiant les périmètres de l'expertise considérée comme légitime pour participer à la discussion scientifique. Ces préoccupations ont conduit certains des auteurs dont il a été question dans les paragraphes précédents, à affirmer que la gouvernance environnementale ne devrait pas se fonder sur des indicateurs universels et prédéfinis. Elle devrait au contraire admettre des critères plus souples, définis au cas par cas, prenant en compte le contexte socio-environnemental local, et réflexifs quant à la manière dont ils sont définis, afin d'améliorer sa portée sur les plans politique, économique, et social.

6.3. Des indicateurs comme « objets-frontière »

Que ce soit dans le cadre de dispositifs participatifs ou dans celui d'interactions entre différents types d'acteurs concernés par la question des sols, on voit l'importance de pouvoir déployer des indicateurs qui aient un rôle « d'objets-frontière ». Le concept « d'objet-frontière », issu de la sociologie des sciences (Star et Griesemer, 1989), vise à décrire des objets épistémiques (tels que des théories, des bases de données, des collections naturalistes...) qui sont « à la fois suffisamment souples pour s'adapter aux besoins locaux et aux contraintes des différentes parties qui les emploient, et suffisamment robustes pour conserver une identité commune à travers différents sites » (Star et Griesemer, 1989 ; p. 393). Le concept vise à montrer, d'une part, que le travail scientifique est hétérogène et nécessite une coopération entre de multiples acteurs pour être couronné de succès et, d'autre part, que ces différents acteurs s'impliquent dans cette coopération avec des compréhensions et des préoccupations différentes selon le monde social dans lequel ils évoluent. Un objet-frontière est donc capable de faire partie de plusieurs mondes sociaux à la fois, au sein desquels il pourra se voir attribuer des identités variables, mais entre lesquels il rend la communication possible.

Ainsi, Turnhout *et al.* (2007) insistent sur le fait que les indicateurs réellement efficaces sont toujours des objets-frontière, capables d'avoir du sens dans différents mondes sociaux, de remplir les critères de chacun d'entre eux, et de relier ensemble les acteurs qui les constituent. La signification qui leur est attribuée change en fonction des acteurs, mais ils possèdent toutefois une structure suffisamment stable pour être reconnus de manière partagée. De ce fait, ils sont avant tout des vecteurs de traduction et de coordination entre mondes sociaux (Turnhout *et al.*, 2007). Ces auteurs suggèrent que le caractère trop concret et spécifique d'un indicateur peut représenter une faiblesse dans le cas où il ne permettrait pas aux acteurs de négocier son contenu et son périmètre d'application (Turnhout, 2009). Dans les cas renseignés par cet auteur, un certain degré d'ambiguïté représente donc un facteur de succès plutôt qu'une faiblesse — contrairement à ce que pourraient affirmer des approches normatives. Ainsi, « la flexibilité interprétative est un facteur important pour expliquer la performance des indicateurs environnementaux dans leur fonction d'objets-frontière » (p. 403).

Un indicateur vague laisse place à des reformulations à mesure que les impératifs politiques ou organisationnels évoluent, permet un certain degré de négociation et de prise en compte de considérations qui n'avaient pas été formalisées au départ, et autorise une diversité d'interprétations et d'appropriations dans les mondes sociaux que l'indicateur met en relation. Pour la sociologue Esther Turnhout, ce sont notamment ces caractéristiques qui ont permis, au début des années 2000, à divers indicateurs de qualité écologique de l'eau de « servir de langage commun entre la science, la politique et d'autres parties prenantes, et de faciliter les discussions, les négociations et la prise de décision » (Turnhout, 2009 ; p. 409).

S'inspirant de recherches descriptives sur les objets-frontière, certains auteurs se sont interrogés sur l'opportunité de saisir le concept dans une visée opératoire, et se sont demandés comment faire de « l'ingénierie d'objets-frontière » au service de l'innovation (Bowker et Star, 1999). Il apparaît toutefois que les objets qui permettent finalement à différents mondes professionnels de travailler ensemble prennent des formes si diversifiées et s'inscrivent dans des trajectoires si complexes qu'il est difficile d'isoler des lignes directrices pour les construire ou de prédire leur émergence (Verchère et Anjembe, 2010).

7. Les dispositifs d'intervention

Si nombre de travaux traitent des différences de connaissances des sols entre les praticiens et les scientifiques, d'autres se centrent sur les dispositifs d'accompagnement des praticiens pour une meilleure gestion des sols ou la mise en œuvre de pratiques favorables à la santé des sols. Certains rendent compte de dispositifs originaux alors que d'autres s'interrogent de manière plus structurée sur la capacité des services de conseil à accompagner une meilleure prise en compte de la qualité des sols par les agriculteurs.

7.1. Les structures de conseil en agriculture

Dans le travail conduit en Vendée déjà évoqué précédemment (Compagnone *et al.*, 2013a), il est constaté que si le sol n'est pas un objet de débat avec d'autres acteurs (pairs ou conseillers) pour les agriculteurs enquêtés qui labourent toujours leurs champs, la restitution des résultats des analyses de sol réalisées sur leur exploitation par les conseillers agricoles constitue un des deux moments d'échange sur cette question (l'autre moment étant lorsque des problèmes se posent sur la circulation de l'eau dans le sol ou les fertilisants, par exemple).

L'analyse de sol apparaît comme un outil permettant à la fois de mieux connaître la composition de ses sols, et comme un objet intermédiaire (Vinck, 1999) favorisant l'instauration d'un dialogue avec un technicien sur cette question. Si, de manière générale, ces analyses donnent des informations pour caractériser la nature d'un sol ou définir la fertilisation à apporter, différentes finalités apparaissent dans les propos des agriculteurs :

- i) donner des repères en termes de quantités d'éléments fertilisants (phosphore, potasse) présents dans le sol ou de pH du sol ;
- ii) permettre de mieux catégoriser des types de sols hétérogènes ou les effets cumulatifs des pratiques culturales sur un même sol mesurés au bout de plusieurs années ;
- iii) aider à déterminer les causes d'un problème cultural ou vérifier le rôle du sol sur ce problème ;
- iv) permettre d'être conforme à la réglementation (par exemple pour les agriculteurs qui réalisent l'épandage de boues de stations d'épuration).

A ces différents contextes d'usage sont associés des rythmes de réalisation des analyses variables, de chaque année à tous les 5 ans.

Ingram *et al.* (2022) dans une recherche conduite dans six pays européens, soulignent le rôle crucial des services de conseil agricole tout en s'interrogeant sur la capacité de ces services, du fait de leur transformation ces dernières années (pluralité, commercialisation, fragmentation, décentralisation), à délivrer de tels conseils. L'étude montre que ce conseil est contraint par le type de financement de ces services mais aussi par la formation initiale et continue limitée des conseillers, leurs motivations et leurs cultures professionnelles. Sont observés un rétrécissement de l'accès et du contenu des conseils en matière de sols et une capacité réduite à soutenir la transition de l'agriculture vers des « sols sains ».

Des résultats similaires sont trouvés dans le Michigan aux États-Unis, dans un travail qui se centre sur la perception qu'ont les conseillers agricoles de leur rôle d'accompagnement des agriculteurs pour l'adoption des pratiques de conservation du sol pour protéger la santé des sols et la qualité de l'eau (Eanes *et al.*, 2019). Si les conseillers agricoles pensent avoir un rôle d'intermédiaire important à jouer pour faciliter l'adoption des pratiques de conservation, il s'avère que des différences de perception des choses et des différences opérationnelles et de territorialité entre les secteurs privé et public entraînent des difficultés de collaboration et de communication. Ces difficultés constituent, selon les auteurs, un obstacle majeur à l'accroissement du rôle d'intermédiaire des conseillers dans la promotion et la mise en œuvre des programmes fédéraux de conservation.

Certains interrogent la nature même des connaissances sur lesquelles s'appuient des consultants privés ou des technico-commerciaux de firmes dans ce domaine de la gestion des sols. Ils montrent des situations où ces connaissances sont incertaines ou non validées scientifiquement (Brock *et al.*, 2021 ; Goulet et Le Velly, 2013). Ainsi, si classiquement un rôle d'intermédiation entre la recherche et les agriculteurs est attribué aux agents du

conseil, ces derniers peuvent mettre en œuvre un cadre de connaissances qui leur est plus ou moins propre. Brock (Brock *et al.*, 2021) dans son étude sur l'amélioration de la qualité des sols en agriculture biologique par des ajustements des ratios de saturation en cations de base (BCSR), montre que les connaissances techniques sont produites et négociées au sein d'une communauté de pratique alternative et que cette communauté de pratique est dominée par des échanges entre consultants privés et agriculteurs avec peu de contributions de la part des scientifiques ou de la littérature évaluée par les pairs. Mais il apparaît aussi que cette pratique d'ajustement des BCSR n'est qu'un élément d'une approche plus large de la gestion de la santé des sols, qui fait également appel aux recommandations traditionnelles en matière de fertilité des sols et aux pratiques de gestion des cultures qui favorisent la santé des sols.

Cette remise en cause des connaissances agronomiques classiques par des agriculteurs qui basculent vers un autre modèle de production que celui dominant se retrouve dans d'autres études. Dans le travail réalisé en Vendée par Compagnone *et al.* (2013b), on voit que les agriculteurs en agriculture de conservation des sols et ceux en agriculture biologique critiquent les outils techniques et connaissances agronomiques classiques, qu'ils considèrent ne plus être pertinents pour leurs pratiques.

7.2. Les dispositifs participatifs

De nombreux auteurs mettent en avant les dispositifs de sciences et recherches participatives pour accompagner la production et l'utilisation d'indicateurs par les usagers pour une gestion durable des sols (Ranjard, 2016). Les sciences et recherches participatives sont définies comme « les formes de production de connaissances scientifiques auxquelles des acteurs non-scientifiques-professionnels, qu'il s'agisse d'individus ou de groupes, participent de façon active et délibérée » (Houllier *et al.*, 2017) pour résoudre, notamment, des problèmes socio-économiques ou environnementaux. Les dispositifs originaux mis en œuvre dans ce cadre conceptuel sont très variés et sans méthode standard, mais plusieurs exemples structurants sur les sols ressortent de la littérature et de projets passés ou en cours dans des contextes agricoles et urbains, ces derniers portant très fréquemment sur la biodiversité des sols (Faber *et al.*, 2022).

7.2.1. En contexte agricole

En Grande-Bretagne, l'étude pilote #60minworms avait pour objectif d'accompagner les agriculteurs dans la caractérisation de l'abondance et de la diversité des vers de terre de leurs parcelles pour évaluer l'impact de leurs choix d'occupation et de leurs pratiques sur leurs sols (Stroud, 2019). Grâce à un livret méthodologique associé à des sessions de sensibilisation, 126 fermes ont été caractérisées pour l'abondance et la diversité de leurs communautés de lombriciens en 6 semaines. A l'issue de cela, chaque participant recevait un retour qualitatif sur ses observations individuelles basé sur des valeurs seuils définies par les chercheurs et un retour à l'échelle de l'étude ; ces retours associés aux animations de groupes ont permis d'induire des actions de préservation des sols à la ferme (57% des cas).

En France, plusieurs projets de sciences participatives ont vu le jour ces dernières années en contexte agricole. En 2011, l'Observatoire participatif des vers de terre a été mis en place avec comme objectif principal d'acquérir des références nationales en termes d'abondance et de richesse taxonomique lombriciennes dans différents contextes croisant pédoclimat et usages des sols (Ranjard, 2020). Cette structure à l'interface avec les usagers a su adapter les protocoles et mettre à disposition les outils de caractérisation, ce qui a permis d'acquérir en moyenne 850 nouvelles observations par an. Pour ces observations, un retour est fait auprès des usagers.

D'un point de vue plus intégratif, le projet AgrInnov (Ranjard, 2016) avait pour objectifs de produire et mettre en œuvre un tableau de bord d'indicateurs pour évaluer la qualité biologique des sols en grandes cultures et en viticulture en France. Les différents acteurs impliqués dans le projet (instituts de recherche, établissements d'enseignement supérieur, association de développement agricole, chambres d'agriculture, instituts techniques, agriculteurs, viticulteurs) ont travaillé directement ensemble. Cela a permis de favoriser les échanges de savoirs et de développer, valider et appliquer en commun un tableau de bord opérationnel d'indicateurs issus de la recherche

(faune du sol, microbiologie, agronomie) pour évaluer la qualité biologique des sols sur un réseau de 250 parcelles en grandes cultures et viticulture en France. Ces travaux communs ont aussi permis de co-construire des formations entre porteurs d'indicateurs et agriculteurs. Destinées aux participants du réseau, elles ont permis leur montée en connaissances et en compétences, et la mise en œuvre en autonomie des méthodes garantissant la qualité et la robustesse des données acquises. Les résultats acquis étaient ensuite restitués aux participants sous un format en groupe et un format individuel (fiches) pour évaluer l'impact de leurs pratiques sur la qualité biologique des sols et identifier des leviers d'action. Cette démarche a favorisé l'adhésion des participants (97% ont suivi la démarche complète) et, suite aux restitutions, 60% des participants ont déclaré avoir commencé à modifier certaines de leurs pratiques sur la base des informations acquises.

Valorisant les développements du projet AgrInnov (démarche, tableau de bord, formation), le REVA (Réseau d'Expérimentation et de Veille à l'Innovation Agricole) a vu le jour en 2016 avec comme objectif d'associer chercheurs et agriculteurs pour identifier en commun les pratiques favorisant la biologie des sols, la santé et la performance agroécologique des systèmes de culture (Ranjard, 2020 ; Cannavacciuolo *et al.*, 2017). La qualité biologique des sols y est suivie sur une période de 5 ans en fonction des changements de pratiques. Ce suivi est systématiquement associé à des étapes de formation (théorique, pratique) et des restitutions régulières. Ainsi, le REVA a permis de monitorer jusqu'à 500 parcelles en France et d'accompagner les changements de pratiques des agriculteurs et des viticulteurs en lien avec les structures de conseil agricole (Ranjard, 2020). S'appuyant également sur les développements du projet AgrInnov, le projet EcoVitiSol initié en 2019 vise à évaluer l'impact des modes de production viticole (conventionnel, bio, biodynamie) sur la qualité microbiologique du sol. A ce jour, plus de 200 domaines viticoles ont rejoint le programme, d'abord en Alsace et en Bourgogne et aujourd'hui dans d'autres appellations. Là encore, l'adhésion est bonne à très bonne puisque 65% des viticulteurs vont au bout de la démarche, et près de 70% des viticulteurs envisagent de changer leurs pratiques sur la base des résultats acquis.

Le projet Clé de Sol (2016-2021) avait quant à lui comme objectifs d'améliorer la cartographie des sols aux échelles territoriales en développant des méthodes participatives pour enrichir les bases de données existantes, améliorer les cartes produites et faciliter leurs usages ; et de contribuer à diffuser dans la société une meilleure connaissance des sols et des enjeux qu'ils portent. Il s'appuie sur un réseau d'acteurs de la recherche académique, associatifs et du développement agricole, réseau associé à des structures relais dont les animateurs accompagnent les participants dans la mise en œuvre des protocoles (Blanchart *et al.*, 2022). Cela a permis d'aboutir à des protocoles co-construits avec les structures relais (processus itératif), ciblés sur les propriétés physico-chimiques des sols utilisables en soi et dans d'autres projets participatifs sur les sols ; d'évaluer les bénéfices et des limites associés à cette démarche et l'importance de structures intermédiaires pour maintenir le lien entre observateurs et chercheurs en valorisant le travail engagé. Actuellement, une phase de déploiement est en cours d'évaluation.

7.2.2. En contexte urbain

Plusieurs exemples de projets de recherche-action existent visant à accompagner l'allocation des sols dans les projets d'aménagement. Le projet UQUALISOL-ZU (2012) (Robert *et al.*, 2013), même s'il n'implique pas une démarche participative au sens strict, a permis de mettre en évidence le besoin de sensibiliser les aménageurs à la qualité des sols, difficulté pouvant être surmontée par des échanges entre acteurs (scientifiques, élus, techniciens) et en proposant des pistes d'intégration explicite et rigoureuse de la connaissance des sols à un échelon local pour la planification territoriale. Les projets MUSE (Branchu *et al.*, 2022) et SUPRA (Consalès *et al.*, 2022) ont permis d'avancer sur ce point à différents niveaux là encore par des approches collaboratives (associant acteurs de la recherche, de l'agriculture, un établissement public). En s'appuyant sur des enquêtes ou des ateliers auprès des acteurs de l'urbanisme visant à identifier leurs besoins, ces deux projets ont proposé des indices de multifonctionnalité et une première version d'Outil d'aide à la décision (OAD) s'appuyant sur les données disponibles (référentiels régionaux pédologiques, RMQS [Réseau de mesures de la qualité des sols], BDSolU) pour calculer des scores sur différentes fonctions portées par les sols. Ces développements opérationnels ont permis de sensibiliser les collectivités mais ont également mis en évidence l'importance de l'acculturation des acteurs du territoire aux sols et de l'acquisition de données à des échelles compatibles avec les PLUi. Ils font également ressortir des limites concernant l'estimation de certaines fonctions. L'acquisition de données

complémentaires à celles présentes dans les bases de données sur les sols, comme des données biologiques ou de stocks de carbone, permettrait de gagner en représentativité et d'éviter certaines approximations en tenant compte de l'hétérogénéité de ces fonctions à l'intérieur du parcellaire urbain (MUSE).

D'autres projets participatifs sont en cours pour documenter la biodiversité en ville. Dans une entrée plus naturaliste, le projet JardiBiodiv initié en 2017 est un projet de recherche participative associant les acteurs de la recherche et les citoyens. Il avait pour objectif de construire un outil à destination du grand public à la fois pédagogique et robuste en termes de production de données pour caractériser la biodiversité présente à la surface des sols en ville (Ranjard, 2020). Cet outil est issu d'échanges entre des acteurs de la recherche, des enseignants et des citoyens. Il est adossé à des protocoles stabilisés et sa mise en service a permis de lever près de 1 500 observations partout en France entre 2017 et 2023. Cela a permis de commencer : à décrire la biodiversité des invertébrés en ville (notamment dans les espaces privés), mais aussi dans des espaces ruraux, les usagers étant libres du choix de leur terrain de jeu ; à évaluer l'impact des perturbations en ville sur cette biodiversité ; et à sensibiliser les citoyens aux fonctions portées et services rendus par cette biodiversité et aux moyens de la préserver. Le projet BISES (2020-2024) a pour objectif de mieux comprendre l'écologie des communautés d'organismes du sol (microorganismes, macrofaune et mésofaune) au travers de gains importants de connaissances sur la biodiversité du sol et de la compréhension de ses dynamiques spatiales et temporelles en milieu urbain (Ranjard, 2020). En associant des acteurs de la recherche, des acteurs associatifs et des réseaux de recherche participative (JardiBiodiv, Vigie-Nature), il a permis de proposer des protocoles et des outils adaptés (QUBS, <https://www.qubs.fr>) permettant aux citoyens de se sensibiliser à la biodiversité des sols et aux enjeux associés, et d'acquérir des données robustes à la fois en termes d'abondance et de diversité (clé de détermination). A l'issue de ce processus, les participants ont la possibilité de consulter les observations réalisées à l'échelle globale du projet (750 observations en 2023).

Enfin, dans une démarche plus territorialisée, le projet ProDij' (Dijon Alimentation Durable 2030) porté par la métropole de Dijon inclut deux actions spécifiquement orientées sur les sols : Sol Expert et Sol Mutation (Ranjard, 2020). Ces deux actions font travailler ensemble des acteurs variés : chercheurs, enseignement supérieur, réseau de recherche participative, médiation scientifique, agriculteurs et organismes de conseil en agriculture, gestionnaires d'espaces, citoyens, gestionnaires de données. L'action Sol Expert vise à établir un diagnostic de la qualité des sols de l'aire urbaine de Dijon (3 000 km², 350 000 habitants) dans toutes ses composantes physiques, chimiques et biologiques, en intégrant la continuité des espaces urbain/périurbain/rural pour promouvoir des modes de gestion durables au sein du territoire. Cette action rassemble les différents acteurs pour acquérir des données robustes et constituer des référentiels à l'échelle du territoire de Dijon Métropole. Elle est complétée par l'action Sol Mutation qui vise à permettre la « transformation du territoire » en fonction de la qualité des sols et qui implique fortement les citoyens et les usagers des sols. Pour cela, elle s'appuie sur des actions de sciences participatives déployées auprès des usagers du territoire de l'Aire urbaine de Dijon Métropole (scolaires, usagers de jardins particuliers ou partagés, agriculteurs, gestionnaires d'espaces privés ou publics). Cette forte implication permettra une collecte massive de données tout en sensibilisant les usagers aux enjeux liés à la biodiversité des sols dans l'objectif de faire évoluer les usages pour en améliorer la durabilité.

7.2.3. Des lignes de force pour les dispositifs participatifs

Sur la base de ces exemples, il est possible de dégager des lignes de force des dispositifs participatifs pour la production et l'utilisation d'indicateurs.

La première est que tous s'appuient sur des **démarches interdisciplinaires** favorisant les échanges de savoirs et savoir-faire entre les acteurs impliqués : recherche, organismes de conseil, agriculteurs, gestionnaires d'espaces, urbanistes... Ils mobilisent pour cela une large diversité de médias : outils vidéo (Fry et Thieme, 2019), lieux d'échange comme les *living lab* (Bouma et Veerman, 2022), des ateliers ou des groupes (Huynh *et al.*, 2022 ; Jónsson *et al.*, 2016 ; Cannavacciuolo *et al.*, 2017 ; Agroécologie *et al.*, 2022). Cela aboutit à la mise en place d'un apprentissage commun entre acteurs (par exemple entre scientifiques, administration et praticiens), particulièrement en termes de cadre conceptuel, de connaissances (théoriques, pratiques), de leviers d'actions

basés sur une synergie positive valorisant autant les savoirs académiques que les savoirs locaux (Huynh *et al.*, 2022 ; Stroud, 2019 ; Papas *et al.*, 2022).

La deuxième réside dans le **caractère inclusif** de la démarche pour définir la question à traiter et les objectifs à atteindre, et/ou dans le processus visant à y répondre (choix des outils, mise en œuvre, compréhension, interprétation) (Faber *et al.*, 2022 ; Bünemann *et al.*, 2018 ; Ranjard, 2016 ; Huynh *et al.*, 2022 ; Bouma *et al.*, 2022 ; Bouma et Veerman, 2022 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022 ; Rutgers *et al.*, 2009). Ceci permet d'entrer dans un processus de recherche-action très opérationnel basé sur un ou plusieurs objectifs communs et des choix méthodologiques et techniques acceptés par tous (stratégie expérimentale, set d'indicateurs robustes, normalisés et précis, identification des référentiels, définition des seuils éventuels, interprétation...) (Bouma *et al.*, 2022 ; Rutgers *et al.*, 2009 ; Luca *et al.*, 2015 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022). Le niveau d'implication des groupes de citoyens ou de professionnels (utilisateurs, associations, coopératives, médiateurs) avec les chercheurs doit être défini sachant qu'il peut varier du simple « *crowdsourcing* » (contribution à l'acquisition de données) à la « co-interprétation » (participation à l'interprétation des résultats avec les chercheurs), la « co-construction » (participation à l'élaboration du projet, de la définition des questions de recherche, de la démarche) ou la « co-responsabilité » (implication dans le portage logistique, technique et financier) (Houllier *et al.*, 2017 ; Ranjard *et al.*, 2022). Il détermine fortement la portée du dispositif, son déploiement en termes d'animation (ateliers, restitutions, portail internet...) et d'organisation (relais locaux, par ex.) et ses impacts en termes de production d'indicateurs ou de méthodes, d'acquisition de données, et d'actions engagées sur la base de l'utilisation des indicateurs.

La troisième concerne l'**accès aux outils/indicateurs, et l'acquisition de données et de références**. L'ensemble des projets décrits s'appuie sur des indicateurs validés par la recherche, mais adaptés à une mise en œuvre par des non-experts. Pour cela, tous s'appuient sur des supports de formation et/ou des protocoles adaptés, ces médias étant souvent co-construits entre les acteurs par des processus itératifs. Ils permettent alors de répondre aux besoins de chacun (Huynh *et al.*, 2022 ; Head *et al.*, 2020 ; Bélanger *et al.*, 2012) : sensibiliser et/ou faire monter en compétences des participants ; garantir l'appropriation des indicateurs et leur mise en œuvre robuste en autonomie ; assurer la robustesse et la qualité des données acquises ; produire une information valorisable pour les acteurs du projet comme pour les participants permettant la prise de décisions... Par cette démarche, les indicateurs sont rendus accessibles et utilisables pour des non-experts et deviennent complètement opérationnels à la fois du point de vue technique et du point de vue de l'usage. Cela permet de favoriser leur acceptabilité et leur mobilisation, verrou identifié dans le cadre de projets de recherche (Branchu *et al.*, 2022 ; Faber *et al.*, 2022 ; Limasset *et al.*, 2021) ou par les services de l'Etat (DDT Drôme, Entretien 12/06/23). Dans tous les cas, rendre accessibles ces indicateurs aux citoyens ou aux professionnels dans une approche coordonnée permet une acquisition massive de données (Faber *et al.*, 2022 ; Ranjard *et al.*, 2022 ; Stroud, 2019 ; Bouma et Veerman, 2022), favorisée par l'existence d'applications de saisie de données (JardiBiodiv, QUBS, application Clé de Sol, DoneSol mobile ; Blanchart *et al.*, 2022 ; Auclerc *et al.*, 2019 ; Bargeot *et al.*, 2021) pour les bancariser efficacement. Cela présente plusieurs plus-values importantes. D'une part, l'implication des groupes de citoyens ou de professionnels permet d'accéder à une extrême diversité de situations, croisant par exemple contexte pédoclimatique et modalités de gestion des sols (occupation, pratiques), bien supérieure à ce qui peut être imaginé et conduit dans le cadre d'approches d'expérimentation factorielle classiques (Gascuel-Oudoux *et al.*, 2023). Ce qui a pour conséquences d'augmenter la représentativité des bases de données de référence en intégrant des usages des sols ou des modalités de gestion des sols encore non référencées (Ranjard *et al.*, 2022). Cela permet également de renseigner des zones actuellement peu documentées (espaces urbains, espaces forestiers...) ou généralement difficilement accessibles (espaces privés, par exemple) (Ranjard, 2020 ; Auclerc *et al.*, 2019). Enfin, le déploiement des indicateurs dans des situations très variées permet d'élargir le champ d'application des indicateurs choisis (Ranjard *et al.*, 2022 ; Stroud, 2019 ; Thorn *et al.*, 2015).

Dans tous les cas, il ressort que l'animation du projet et les retours aux participants sont des étapes clés. L'animation réalisée par des animateurs formés permet de maintenir l'implication des participants (Pinto-Correia *et al.*, 2022 ; Bélanger *et al.*, 2012), de donner du sens à leurs actions et d'assurer la fiabilité des données acquises pour les indicateurs sélectionnés (Head *et al.*, 2020 ; Ranjard, 2020). Ce fort niveau d'animation permet également de favoriser la mise en œuvre des indicateurs, l'autonomie des participants et l'acquisition de données. Les

retours/échanges sur les résultats avec les participants (co-interprétations, fiches...) ont un double objectif. En favorisant les échanges entre les acteurs du projet et les participants et entre participants, ils permettent, d'une part, de réaliser ensemble un état des lieux de la qualité des sols et d'identifier des leviers de gestion adaptés pour la préserver ou l'améliorer aboutissant à des changements de pratiques concrets individuels ou collectifs (Ranjard, 2016 ; Head *et al.*, 2020 ; Stroud, 2019 ; Auclerc *et al.*, 2019 ; Agroécologie *et al.*, 2022 ; Papas *et al.*, 2022 ; Pinto-Correia *et al.*, 2022). D'autre part, ces échanges constituent une réelle traque à l'innovation (Bouma et Veerman, 2022 ; Salembier *et al.*, 2021). Sur le plan technique, les retours des utilisateurs permettent un co-développement vertueux de nouveaux outils utilisables en routine par les acteurs (Papas *et al.*, 2022). De plus, la mise en œuvre des indicateurs par un grand nombre de participants permet de préciser leur hétérogénéité spatiale et temporelle (JardiBiodiv, QUBS). En outre, si un suivi temporel est réalisé, cela offre la possibilité d'évaluer la variabilité temporelle des indicateurs et leur temps de réponse face à des actions de gestion, deux éléments importants tant pour la définition des valeurs de référence/des seuils que pour l'aide à la décision. Sur le plan des savoirs et des savoir-faire, l'exploration de situations particulières (pédoclimat, modalité de gestion) permet d'évaluer de nouveaux leviers de gestion pour leur performance en termes de préservation/amélioration de la qualité/santé des sols. Enfin, ces échanges peuvent être un moyen de coordonner des actions entre participants/entre acteurs en faveur de la préservation/l'amélioration de la qualité des sols, ceci à différentes échelles spatiales. En plus de renforcer l'adhésion, il ressort de l'étude de Galler *et al.* (2015) que ce type de stratégie coordonnée entre acteurs pour optimiser les plans de gestion des paysages permet d'améliorer l'efficacité économique des mesures environnementales ou d'en amplifier les effets localement.

8. Conclusion

La multiplicité des traits à partir desquels les sols sont appréhendés par les différents acteurs concernés par leur usage rendent compte des systèmes de catégorisation des choses propres à ces acteurs, systèmes de catégorisations à partir desquels ils connaissent les sols. Les perceptions et conceptions différentes de ces acteurs ne sont pas pour autant nécessairement exclusives les unes des autres mais aboutissent à une mobilisation différenciée d'indicateurs de qualité des sols, que ces derniers soient propres à ces acteurs, qu'ils soient produits par les sciences des sols ou qu'ils soient de nature hybride.

8.1 La variété des usages des indicateurs de praticiens et leurs déterminants

Des études conduites sur des terrains internationaux (principalement dans le Sud global) analysent les indicateurs utilisés par des agriculteurs pour évaluer la qualité, la santé ou la fertilité de leurs sols. Si les catégories de ces indicateurs varient d'une étude à l'autre, ils sont presque systématiquement qualitatifs et portent sur la couleur du sol, la vigueur des cultures, la présence de plantes indicatrices ainsi que différentes caractéristiques physiques des sols. D'autres études dans des pays du Nord font apparaître les liens entre les différentes conceptions et perceptions des sols des agriculteurs et le modèle d'agriculture dans lequel ces agriculteurs sont engagés. Dans la plupart de ces travaux, les différences de conceptions, de perceptions et de pratiques de gestion du sol des agriculteurs sont reliées à certaines de leurs caractéristiques matérielles et sociales. Toutefois, quelques travaux récents dépassent la mise en relief de déterminants basés sur les caractéristiques individuelles de l'exploitation et de l'agriculteur pour souligner le rôle des normes socio-professionnelles, des réseaux de relations et du capital social de ces agriculteurs.

Il n'en demeure pas moins que si les indicateurs des chercheurs et scientifiques en sciences du sol ne sont pas les mêmes que ceux des praticiens, ils ne sont pas pour autant orthogonaux à ceux-ci. D'une certaine manière les chercheurs les mobilisent via des outils plus fins, plus précis ou plus exhaustifs. Les outils d'analyse sur lesquels ils s'appuient leur permettent en effet de décrire précisément les différentes facettes du système sol contribuant à sa qualité ou sa santé (composition physique, chimique et biologique ; propriétés ; processus biologiques).

8.2. Des indicateurs différents pour un même objectif

Lorsqu'on s'intéresse aux cadres d'interaction sur les sols où interviennent scientifiques, praticiens et décideurs, on observe, là encore, des différences de conceptions qui peuvent donner lieu à des différends entre ces acteurs sur les aspects des sols qui comptent. La mise en œuvre collective d'un scénario d'optimisation de gestion des sols prend alors une forme négociée et est élaborée à partir de niveaux de connaissances hétérogènes (savoirs, savoir-faire, solutions techniques), d'outils institutionnels variés (incitations ou obligations à la mise en œuvre, par exemple) et de contraintes et ressources culturelles, faites elles-mêmes de règles informelles diverses.

Si cette mise en œuvre est, en France, bien évidemment cadrée par le droit national, ce dernier laisse néanmoins, dans certains domaines bien précis (notamment l'aménagement foncier, l'encadrement des fermages ou les zonages d'urbanisme), la possibilité aux autorités locales d'utiliser des critères de qualité des sols pour appliquer le droit en tenant compte de situations potentiellement spécifiques des territoires concernés. C'est ainsi couramment le cas en matière agricole, aux échelles communale et départementale, même si ce sont les terres dans leur globalité qui sont évaluées, et pas seulement leur composante sol.

Des études s'intéressent ainsi aux choix d'indicateurs faits par différents acteurs pour répondre à un même objectif. On constate alors que chaque type d'acteurs peut réaliser des choix d'indicateurs différents, même si un noyau d'indicateurs communs apparaît. Ces études, en termes opérationnels, préconisent d'harmoniser les connaissances entre acteurs — tant en termes de concepts que de fonctions portées par les sols ; de renforcer le transfert de connaissances sur les indicateurs (principe, mise en œuvre, références, interprétation) et les leviers d'action ; de continuer à acquérir des données à des échelles fines (*monitoring*), pertinentes pour les acteurs, tout en favorisant leur accessibilité et en accompagnant leur utilisation. Dans le cas des décisions entraînant, par exemple, l'artificialisation des sols, l'absence d'intérêt porté aux sols va de pair avec le manque de précision sur ce que peut être le « potentiel agronomique » de ces sols. Toutefois, des pratiques d'évaluation de la qualité des sols lors de l'élaboration des documents d'urbanisme existent et des projets de recherche-action peuvent venir en soutien des décisions d'affectation des sols (en favorisant le passage de l'information à la connaissance, puis d'intégration des indicateurs à l'action publique).

8.3. Vers un modèle transactionnel de génération d'indicateurs

Dans la littérature sur l'usage des indicateurs scientifiques pour la décision politique, la plupart des discussions autour de la circulation des indicateurs reposent sur un « modèle du transfert » des connaissances (*transfer model of knowledge*) qui envisage science et gouvernance comme des domaines séparés. Constatant que l'élaboration et l'utilisation d'indicateurs sont difficiles à distinguer empiriquement, certains auteurs qui travaillent sur les indicateurs environnementaux dans une perspective de sociologie des sciences et des techniques proposent de reconceptualiser les processus de formation et de circulation d'indicateurs selon un modèle « transactionnel » prenant en compte les dynamiques de coproduction des indicateurs et des connaissances environnementales. Dans ce cadre, les scientifiques et les décideurs qui s'engagent dans la production d'indicateurs effectuent un important travail pour « traduire » leurs concepts et leurs idées les uns vers les autres, tout en émettant des jugements de valeur sur la sélection des indicateurs.

De manière générale, il apparaît que les trajectoires socio-politiques des indicateurs n'ont rien de linéaire. Pour qu'un indicateur s'installe et perdure dans les usages, il est nécessaire que de nombreux acteurs coordonnent les pratiques, outils et infrastructures leur permettant de classer, nommer, compter et juger les phénomènes selon un format particulier. On voit ainsi l'importance de pouvoir déployer des indicateurs qui aient un rôle « d'objets-frontière », capables d'avoir du sens dans différents mondes sociaux, de remplir les critères de chacun d'entre eux, et de relier les acteurs qui les constituent. Un indicateur vague qui laisse place à des reformulations à mesure que les impératifs politiques ou organisationnels évoluent, permet un certain degré de négociation et de prise en compte de considérations qui n'avaient pas été formalisées au départ, et autorise une diversité d'interprétations et d'appropriations.

8.4. Accompagnement des acteurs dans le cadre de dispositifs participatifs

Cette question des « objets-frontière » se retrouve plus ou moins implicitement, voire en creux dans les travaux se centrant sur les dispositifs d'accompagnement des praticiens pour une meilleure gestion des sols ou la mise en œuvre de pratiques favorables à la santé des sols. Certains de ces travaux rendent compte de dispositifs originaux alors que d'autres s'interrogent de manière plus structurelle sur la capacité des services de conseil à accompagner une meilleure prise en compte de la qualité des sols par les agriculteurs. De nombreux auteurs mettent en avant les dispositifs de sciences et recherches participatives pour accompagner la production et l'utilisation d'indicateurs par les usagers pour une gestion durable des sols, en contexte tant agricole qu'urbain. Tous ces dispositifs s'appuient sur des démarches transdisciplinaires favorisant les échanges de savoirs et savoir-faire entre les acteurs impliqués, à travers une démarche inclusive dans la définition de la question à traiter et des objectifs à atteindre, avec une attention pour les questions d'accès aux outils/indicateurs, l'acquisition de données et de références. Dans tous les cas, il ressort que l'animation du projet et les retours aux participants sont des étapes clés.

8.5. Lieux des contributions scientifiques aux politiques publiques

Un indicateur est à la fois pris dans des rapports de pouvoir socio-politique et objet d'une réflexion scientifique. Cette double nature s'applique aux trois étapes d'une chaîne liant : 1) l'expression d'un besoin/d'une demande d'indicateur par des utilisateurs ou potentiels utilisateurs, 2) les modalités d'appropriation d'un indicateur par des utilisateurs, avec toutes les possibilités de mésusages (volontaires ou non) liées, et 3) la traduction opérationnelle de connaissances dans un contexte, avec des facteurs favorisant et des freins. Par ailleurs, des phénomènes de décalages, décorrélations et non-linéarité spatio-temporels modèlent ces usages. Il y a ainsi un fort besoin d'interconnaissances et d'échanges, pour progresser vers des communs informationnels. Chacun ayant une description différente, ne connaissant pas les perceptions des autres, il s'agirait de dépasser les malentendus sur les sols.

Ces constats invitent à développer des lieux d'échanges, groupes d'animation, *living labs* transdisciplinaires (avec participation de pouvoirs publics, chercheurs, utilisateurs). Dans ce cadre, il y a la nécessité d'une inclusivité forte des acteurs pour réguler les rapports de pouvoir : un indicateur est toujours potentiellement objet d'un détournement politique. Cela appelle à dépasser le modèle linéaire de la diffusion des connaissances, en visant une co-construction des indicateurs et un déploiement accompagné de ces derniers. Un indicateur qui persiste/fonctionne est un indicateur qui garde un noyau de sens adossé à des bases scientifiques solides et validées, mais qui est suffisamment plastique afin d'évoluer avec les gains de connaissances et d'informations, les besoins des acteurs, donc sans être trop strictement cadré en amont (dépendance au sentier). Un besoin subsiste en termes de *monitoring*, au-delà des évaluations ponctuelles, avec une différenciation des pas de temps entre temporalités de l'objet sol, des attentes des utilisateurs et des politiques publiques (exemple de la restauration des sols au sens large et de la désimperméabilisation).

Les méthodes de co-construction gagnent à prendre place dès les étapes préalables, avec la visée d'un produit *in fine* (re)modélable, dans un cadre marqué par la prudence face aux risques d'institutionnalisation. Ainsi, le présent rapport n'est pas à considérer comme un manuel applicable tel quel, mais plutôt comme une boîte à outils méthodologique et une ressource pour les décideurs. Cela pose la question de sa valorisation sous des formats appropriables par des acteurs intéressés par tel ou tel usage/fonction du sol.

8.6. Développer les recherches participatives

La montée en puissance des démarches de recherche participative incluant une large diversité d'acteurs (agriculteurs, forestiers, urbanistes, décideurs publics, chercheurs de différentes disciplines) constituera un atout pour une gestion durable des sols. Il est essentiel de favoriser les échanges dans des projets transdisciplinaires co-construits pour accompagner les acteurs dans le partage et l'harmonisation des connaissances sur les sols et l'utilisation des indicateurs développés dans, et s'appuyant sur, des projets de monitoring régionaux (ex.: IGCS

[Inventaire, gestion et conservation des sols], territoires d'innovation), nationaux (ex. : RMQS) ou européens (ex. : *Lucas soils*). Ainsi, chaque acteur occupera une place à part entière dans la gestion durable des sols et contribuera à l'identification de leviers d'action par une forme de traque à l'innovation. Le retour systématique aux participants permettra également de renforcer l'appropriation des indicateurs par chacun et potentiellement d'en limiter les mésusages. Au travers de l'acquisition de nouvelles données dans le cadre de ces projets participatifs, les bases de données des grands projets de monitoring actuels pourront être consolidées/renforcées, offrant l'opportunité d'augmenter la résolution de l'information disponible sur les sols. Ainsi, une réponse sera apportée aux besoins de données à des échelles fines exprimés par les acteurs impliqués dans la gestion des sols (chercheurs, services de l'état, professionnels de l'agriculture, responsables forestiers, bureaux d'études), une mise à jour dynamique des valeurs de référence/des seuils centrales dans l'appui aux politiques publiques sera facilitée, et les particularités/spécificités locales pourront être mieux caractérisées ayant pour conséquence vertueuses une déclinaison sur mesure des politiques publiques associée à une adaptation des leviers identifiés à ces particularités. Ces données pertinentes pour les acteurs permettront de faciliter la mise en adéquation des objectifs respectifs des différents acteurs d'un territoire sur la thématique de la qualité des sols et de faire des liens aux enjeux associés (quantité et qualité des eaux, préservation des ressources naturelles, production alimentaire...), favorisant une gestion durable et opérationnelle de la qualité des sols.

Références bibliographiques

- ADEME, 2017. *La microbiologie moléculaire: au service du diagnostic environnemental*. Angers: ADEME, Expertises.
- Agroécologie, U.; GEST; Services, B.; Terre, A.S.d.l., 2022. *ECOVITISOL -Rapport final*, 32. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/50161?vue=ofb_recherche_oai&action=OUVRE_DOC&cid=50161&fic=doc00073514.pdf
- Angelini, M.E.; Heuvelink, G.B.M.; Lagacherie, P., 2023. A multivariate approach for mapping a soil quality index and its uncertainty in southern France. *European Journal of Soil Science*, 74 (2): e13345. <https://doi.org/10.1111/ejss.13345>
- Anne, B.; Geoffroy, S.; Cherel, J.; Warot, G.; Marie, S.; Noël, C.J.; Louis, M.J.; Christophe, S., 2018. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban Planning*, 176: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.019>
- Ansong Omari, R.; Bellingrath-Kimura, S.; Sarkodee Addo, E.; Oikawa, Y.; Fujii, Y., 2018. Exploring Farmers' Indigenous Knowledge of Soil Quality and Fertility Management Practices in Selected Farming Communities of the Guinea Savannah Agro-Ecological Zone of Ghana. *Sustainability*, 10 (4): 1034. <https://doi.org/10.3390/su10041034>
- Antle, J.; Capalbo, S.; Mooney, S.; Elliott, E.; Paustian, K., 2003. Spatial heterogeneity, contract design, and the efficiency of carbon sequestration policies for agriculture. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46 (2): 231-250. [https://doi.org/10.1016/S0095-0696\(02\)00038-4](https://doi.org/10.1016/S0095-0696(02)00038-4)
- Aragau, C., 2013. L'agriculture et le projet urbain : exemples d'aménagements fonciers en Plaine de Versailles. *Bulletin de l'association de géographes français. Géographies*, 90 (3): 356-374. <https://doi.org/10.4000/bagf.2255>
- Arrouays, D.; Bardy, M.; Munier-Jolain, N.G.; Gaunand, A.; Colinet, L.; Département, E.; Asirpa, 2014. *Système d'information sur les sols de France: auto-saisine*, 14-p. Technical Report. <https://hal.science/hal-01603434>
- Arrouays, D.; Mulder, V.L.; Richer-de-Forges, A.C., 2021. Soil mapping, digital soil mapping and soil monitoring over large areas and the dimensions of soil security – A review. *Soil Security*, 5: 100018. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2021.100018>
- Arrouays, D.; Stengel, P.; Feix, I.; Lesaffre, B.; Morard, V.; Bardy, M.; Bispo, A.; Laroche, B.; Caquet, T.; Juille, F.; Rabut, M.; Soussana, J.-F.; Voltz, M.; Gascuel-Oudoux, C., 2022. Le GIS Sol, sa genèse et son évolution au cours des vingt dernières années. *Etude et Gestion des Sols*, 29. <https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-29/>
- Arshad, M.A.; Martin, S., 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88 (2): 153-160. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00252-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00252-3)
- Auclerc, A.; Blanchart, A.; Vincent, Q., 2019. Jardibiodiv, un outil de sciences participatives sur la biodiversité des sols urbains. *Etude et Gestion des Sols*, 26. <https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-26/>
- Ay, J.-S., 2015. Information sur l'hétérogénéité de la terre et délégation de la régulation foncière. *Revue d'Économie Politique*, (3): 453-474. <https://doi.org/10.3917/redp.253.0453>
- Bagnall, D.K.; McIntosh, W.A.; Morgan, C.L.S.; Woodward, R.T.; Cisneros, M.; Black, M.; Kiella, E.M.; Ale, S., 2020. Farmers' insights on soil health indicators and adoption. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, 3 (1): e20066. <https://doi.org/10.1002/agg2.20066>
- Baize, D.; Girard, M.-C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*. Association française pour l'étude du sol (Afes), 435. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/10/Referentiel_Pedologique_2008.pdf
- Balestrat, M.; Barbe, É.; Chery, J.-P.; Lagacherie, P.; Tonneau, J.-P., 2011. Reconnaissance du patrimoine agronomique des sols : une démarche novatrice en Languedoc-Roussillon. *Noroi. Environnement, aménagement, société*, (221): 83-96. <https://doi.org/10.4000/noroi.3752>
- Bamière, L.; Jayet, P.-A.; Kahindo, S.; Martin, E., 2021. Carbon sequestration in French agricultural soils: A spatial economic evaluation. *Agricultural Economics*, 52 (2): 301-316. <https://doi.org/10.1111/agec.12619>

- Bampa, F.; O'Sullivan, L.; Madena, K.; Sandén, T.; Spiegel, H.; Henriksen, C.B.; Ghaley, B.B.; Jones, A.; Staes, J.; Sturel, S.; Trajanov, A.; Creamer, R.E.; Debeljak, M., 2019. Harvesting European knowledge on soil functions and land management using multi-criteria decision analysis. *Soil Use and Management*, 35 (1): 6-20. <https://doi.org/10.1111/sum.12506>
- Banzhaf, H.S., 2023. *Pricing the priceless: a history of environmental economics*. Cambridge University Press.
- Bargeot, L.; Matagne, E.; Collin-Bellier, C.; Constans, J.; Chemidlin Prévost-Bouré, N., 2021. Outils de saisie pour la caractérisation des sols. *Congrès AFES Association Française pour l'Etude du Sol*. 2021, 27-30. <https://hal.inrae.fr/hal-03652822>
- Barthelemy, D., 1985. Valeurs agronomique et économique. L'élaboration de la carte des terres agricoles. *Géomètres*, 7: 15. <https://hal.inrae.fr/hal-02716405>
- Barthélémy, D., 1985. Comment mesurer la valeur des terres ? *Etudes foncières*, (28): 7. <https://hal.inrae.fr/hal-02721326>
- Barthelemy, D.; Barthez, A., 1978. Propriété foncière, exploitation agricole et aménagement de l'espace rural *Economie rurale*, 126 (1). https://www.persee.fr/doc/ecoru_0013-0559_1978_num_126_1_2569
- Barthes, A., 1975. La décision dans le village : l'exemple du remembrement. *Economie rurale*, 106: 7. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1975.2357>
- Bartkowski, B., 2021. Don't throw efficiency out with the bathwater: A reply to Jeffery and Verheijen (2020). *Environmental Science & Policy*, 122: 72-74. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2104.06229>
- Bartkowski, B.; Bartke, S., 2018. Leverage points for governing agricultural soils: A review of empirical studies of European farmers' decision-making. *Sustainability*, 10 (9): 3179. <https://doi.org/10.3390/su10093179>
- Bartkowski, B.; Bartke, S.; Helming, K.; Paul, C.; Techen, A.-K.; Hansjürgens, B., 2020. Potential of the economic valuation of soil-based ecosystem services to inform sustainable soil management and policy. *PeerJ*, 8: e8749. <https://doi.org/10.7717/peerj.8749>
- Bartkowski, B.; Droste, N.; Ließ, M.; Sidemo-Holm, W.; Weller, U.; Brady, M.V., 2021. Payments by modelled results: A novel design for agri-environmental schemes. *Land Use Policy*, 102: 105230. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105230>
- Bartkowski, B.; Massenberg, J.R.; Lienhoop, N., 2022a. Data on public preferences for soil-based ecosystem services in Germany. *Data in Brief*, 43: 108371. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108371>
- Bartkowski, B.; Massenberg, J.R.; Lienhoop, N., 2022b. Investigating preferences for soil-based ecosystem services. *Q Open*, 2 (2): qoac035. <https://doi.org/10.1093/qopen/qoac035>
- Bateman, I.J.; Harwood, A.R.; Mace, G.M.; Watson, R.T.; Abson, D.J.; Andrews, B.; Binner, A.; Crowe, A.; Day, B.H.; Dugdale, S.; Others, 2013. Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *Science*, 341 (6141): 45-50. <https://doi.org/10.1126/science.1234379>
- Bateson, G., 1995. *Vers une écologie de l'esprit*. Paris: Seuil.
- Baveye, P.C.; Baveye, J.; Gowdy, J., 2016. Soil "Ecosystem" Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>
- Baysse-Lainé, A., 2021. Les qualités des sols agricoles dans la réglementation foncière locale en France : vers une typologie géo-légale. *Sol(s) en partage : le sol comme ressource, milieu et mémoire*. 2021/10/06/. <https://shs.hal.science/halshs-03464368>
- Baysse-Lainé, A.; Cormier, L.; Gaulier, K., 2022. Gestion des sols et des substrats pour la nature et l'agriculture urbaines à Strasbourg : vers un renouvellement des représentations et des pratiques des circulations de matière ? *Projets de paysage*, (27). <https://doi.org/10.4000/paysage.31236>
- Bélangier, V.; Vanasse, A.; Parent, D.; Allard, G.; Pellerin, D., 2012. Development of agri-environmental indicators to assess dairy farm sustainability in Quebec, Eastern Canada. *Ecological Indicators*, 23: 421-430. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.027>
- Bennett, J.M.; Robertson, S.D.; Ghahramani, A.; McKenzie, D.C., 2021. Operationalising soil security by making soil data useful: Digital soil mapping, assessment and return-on-investment. *Soil Security*, 4: 100010. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2021.100010>
- Bideaud, J.; Houdé, O., 1989. Le développement des catégorisations : « capture » logique ou « capture » écologique des propriétés des objets ? *L'année psychologique*, 89 (1): 87-123. <https://doi.org/10.3406/psy.1989.29319>
- Bispo, A., 2009. Le programme ADEME "Bioindicateurs de qualité des sols" *Etude et Gestion des Sols*. <https://www.afes.fr/ressources/le-programme-ademe-bioindicateurs-de-qualite-des-sols-vers-le-developpement-et-la-validation-dindicateurs-biologiques-pour-la-protection-des-sols/>
- Bispo, A.; Cluzeau, D.; Creamer, R.; Dombos, M.; Graefe, U.; Krogh, P.H.; Sousa, J.P.; Winding, A.; Römbke, J., 2009. Indicators for monitoring soil biodiversity *Integrated Assessment and Management*, 5 (4). <https://doi.org/10.1897/IEAM-2009-064.1>
- Bispo, A.; Schnebelen, N., 2018. Synthèse des outils, indicateurs, référentiels disponibles pour comprendre et piloter la biologie des sols. *Innovations Agronomiques*, 69: 91-100. <https://doi.org/10.15454/DCZJMP>
- Blaikie, P., 2016. *The Political Economy of Soil Erosion in Developing Countries*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315637556>
- Blanchart, A.; Brun, A.; Frey-Klett, P.; Gascuel-Oudou, C.; Lagacherie, P.; Lemercier, B.; Louiset, R.; Sauter, J.; Serin, L.; Soulier, A., 2022. *Rapport de la phase 1 du développement du projet Clés de Sol*, 118. https://sols-et-territoires.org/fileadmin/user_upload/documents/projets_lies/cles-de-sol/fichiers-pdf/Rapport_ClesDeSol_avril2022_VF-avec_annexes.pdf
- Blanchart, A.; Séré, G.; Cherel, J.; Warot, G.; Stas, M.; Consalès, J.-N.; Morel, J.L.; Schwartz, C., 2018. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban Planning*, 176: 1-9. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016920461830094X>
- Bockstaller, C.; Girardin, P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76 (2): 639-653. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00053-7](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00053-7)
- Bonilla-Bedoya, S.; Valencia, K.; Herrera, M.Á.; López-Ulloa, M.; Donoso, D.A.; Macedo Pezzopane, J.E., 2023. Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators. *Ecological Indicators*, 148: 110091. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110091>
- Bouleau, G., 2016. Pourquoi chercher la petite bête ? Les enjeux politiques de l'indice biotique en France (1964-1969) *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne]*, 16 (2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.17587>
- Bouleau, G.; Deuffic, P., 2016. Qu'y a-t-il de politique dans les indicateurs écologiques? *Vertigo*, (Volume 16 numéro 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.17581>

- Bouma, J.; De Haan, J.; Dekkers, M.-F.S., 2022. Exploring Operational Procedures to Assess Ecosystem Services at Farm Level, including the Role of Soil Health. *Soil Systems*, 6 (2): 34. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6020034>
- Bouma, J.; Veerman, C.P., 2022. Developing Management Practices in: "Living Labs" That Result in Healthy Soils for the Future, Contributing to Sustainable Development. *Land*, 11 (12): 2178. <https://doi.org/10.3390/land11122178>
- Boutet, D.; Serrano, J., 2013. Les sols périurbains, diversification des activités et des valeurs. Quelques éléments de comparaison et d'analyse. *Économie rurale. Agricultures, alimentations, territoires*, (338): 05-23. <https://doi.org/10.4000/economierurale.4142>
- Bowker, G.C.; Star, S., 1999. *Sorting Things Out : Classification and Its Consequences*. Boston: MIT Press.
- Bradford, M.A.; Carey, C.J.; Atwood, L.; Bossio, D.; Fenichel, E.P.; Gennet, S.; Fargione, J.; Fisher, J.R.B.; Fuller, E.; Kane, D.A.; Others, 2019. Soil carbon science for policy and practice. *Nature Sustainability*, 2 (12): 1070-1072. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0431-1>
- Braitto, M.; Leonhardt, H.; Penker, M.; Schauppenlehner-Kloyber, E.; Thaler, G.; Flint, C.G., 2020. The plurality of farmers' views on soil management calls for a policy mix. *Land Use Policy*, 99: 104876. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104876>
- Branchu, P.; Marseille, F.; Bechet, B.; Bessière, J.P.; Boithias, L.; Duvigneau, C.; Genosco, P.; Keller, C.; Lambert, M.L.; Laroche, B.; Le Guern, C.; Lemot, A.; Métois, R.; Moulin, J.; Néel, C.; Sheriff, R., 2022. MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme, 184. <https://bibliothèque.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/5415-muse-integrer-la-multifonctionnalite-des-sols-dans-les-documents-d-urbanisme.html>
- Brock, C.; Jackson-Smith, D.; Culman, S.; Doohan, D.; Herms, C., 2021. Soil balancing within organic farming: negotiating meanings and boundaries in an alternative agricultural community of practice. *Agriculture and Human Values*, 38 (2): 449-465. <https://doi.org/10.1007/s10460-020-10165-y>
- Bunce, A.C.; Others, 1942. *The economics of soil conservation*: University of Nebraska Press Lincoln. <https://doi.org/10.2307/137428>
- Bünemann, E.K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.; Creamer, R.E.; De Deyn, G.; De Goede, R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.W.; Mäder, P.; Puleman, M.; Sukkel, W.; Van Groenigen, J.W.; Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120: 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Burnham, E.; Zabel, S.; Navarro-Villarreal, C.; Ermakov, D.S.; Castro, M.; Neaman, A.; Otto, S., 2023. Enhancing farmers' soil conservation behavior: Beyond soil science knowledge. *Geoderma*, 437: 116583. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116583>
- Caló, L.O.; Winckler Caldeira, M.V.; Figueira Da Silva, C.; Camara, R.; Castro, K.C.; Santana De Lima, S.; Pereira, M.G.; Maria De Aquino, A., 2022. Epigeal fauna and edaphic properties as possible soil quality indicators in forest restoration areas in Espírito Santo, Brazil. *Acta Oecologica*, 117: 103870. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2022.103870>
- Calvaruso, C.; Blanchart, A.; Bertin, S., 2019. *Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers*, 80. https://www.researchgate.net/publication/342164857_DIAGNOSTIC_DE_LA_QUALITE_DES_SOLS_AGRICOLES_ET_FORESTIER_S_Indicateurs_de_suivi_et_strategies_de_deploiement
- Canales, E.; Bergtold, J.S.; Williams, J.R., 2023. Conservation intensification under risk: An assessment of adoption, additionality, and farmer preferences. *American Journal of Agricultural Economics*. <https://doi.org/10.1111/ajae.12414>
- Canguilhem, G., 2013. *Le normal et le pathologique*. Presses Universitaires de France. <http://www.cairn.info/le-normal-et-le-pathologique--9782130619505.htm>
- Cannavacciuolo, M.; Cassagne, N.; Riou, V.; Mulliez, P.; Chemidlin, N.; Prévost-Bouré, S.; Dequiedt, S.; Villenave, C.; Cérémonie, H.; Cluzeau, D.; Cylly, D., 2017. Validation d'un tableau de bord d'indicateurs sur un réseau national de fermes en grande culture et en viticulture pour diagnostiquer la qualité biologique des sols agricoles. *Innovations Agronomiques*, 55. <https://hal.science/hal-01608354>
- Cardoso, E.J.B.N.; Vasconcellos, R.L.F.; Bini, D.; Miyauchi, M.Y.H.; Santos, C.A.D.; Alves, P.R.L.; Paula, A.M.D.; Nakatani, A.S.; Pereira, J.D.M.; Nogueira, M.A., 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola*, 70 (4): 274-289. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000400009>
- Chabé-Ferret, S.; Subervie, J., 2013. How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65 (1): 12-27. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2012.09.003>
- Chibilev, A.A.; Petrishchev, V.P.; Levykin, S.V.; Ashikkaliev, A.K.; Kazachkov, G.V., 2016. The soil-ecological index as an integral indicator for the optimization of the land-use structure. *Geography and Natural Resources*, 37 (4): 348-354. <https://doi.org/10.1134/S1875372816040090>
- Ciriacy-Wantrup, S.V., 1947. Capital returns from soil-conservation practices. *Journal of Farm Economics*, 29 (4): 1181-1196. <https://doi.org/10.2307/1232747>
- Clarimont, B.; Barbe, É.; Lagacherie, P., 2021. Chapitre 2 - Enjeux autour des terres agricoles et des données pédologiques : point de vue opérationnel d'un service de l'État en région. In: Brennan, J.; Maurel, P.; Plant, R., eds. *Les terres agricoles face à l'urbanisation : De la donnée à l'action, quels rôles pour l'information ?* Versailles: Éditions Quæ (Update Sciences & Technologie), 51-64. <http://books.openedition.org/quae/28335>
- Coll, P.; Le Velly, R.; Le Cadre, E.; Villenave, C., 2012. La qualité des sols : associer perceptions et analyses des scientifiques et des viticulteurs. *Études et Gestion des Sols*, 19: 79-89. https://hal.inrae.fr/hal-02649261v1/file/2012_Coll%20et%20al_EGS_1.pdf
- Collins, H.M., 1992. *Changing order: replication and induction in scientific practice*. Chicago: University of Chicago Press.
- Colombo, S.; Hanley, N.; Calatrava-Requena, J., 2005. Designing policy for reducing the off-farm effects of soil erosion using choice experiments. *Journal of Agricultural Economics*, 56 (1): 81-95. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2005.tb00123.x>
- Compagnone, C.; Hellec, F., 2015. Farmers' Professional Dialogue Networks and Dynamics of Change: The Case of ICP and No-Tillage Adoption in Burgundy (France). *Rural Sociology*, 80 (2): 248-273. <https://doi.org/10.1111/ruso.12058>
- Compagnone, C.; Pribetich, J., 2017. Quand l'abandon du labour interroge les manières d'être agriculteur: Changement de norme et diversité des modèles d'agriculture. *Revue Française de Socio-Économie*, n° 18 (1): 101-121. <https://doi.org/10.3917/rfse.018.0101>
- Compagnone, C.; Sigwalt, A., 2021. L'espace social du souci des sols : récit et contre-récit d'agriculteurs vendéens en agriculture de conservation. *Natures Sciences Sociétés*, 29 (4): 410-422. <https://doi.org/10.1051/nss/2022006>
- Compagnone, C.; Sigwalt, A.; Pribetich, J., 2013a. Les sols dans la tête : pratiques et conceptions des sols d'agriculteurs vendéens. *Étude et Gestion des Sols*, 20 (2): 81-96. <https://www.afes.fr/ressources/les-sols-dans-la-tete-pratiques-et-conceptions-des-sols-dagriculteurs-vendeens/>

- Compagnone, C.; Sigwalt, A.; Pribetich, J., 2013b. *Questionnement sociologique sur la perception que les agriculteurs et les conseillers techniques ont des sols (QueSactéS)*. Rapport de recherche final, programme Gessol. <https://www.researchgate.net/publication/344297794> *Questionnement Sociologique sur la perception que les Agriculteurs et les Conseillers Techniques ont des Sols QueSactéS*
- Consalès, J.-N.; Blanchart, A.; Séré, G.; Vidal-Beaudet, L.; Schwartz, C., 2022. Le sol, une ressource à considérer dans les stratégies d'aménagement des villes : mise en place d'une démarche collaborative pour construire un outil d'aide à la décision d'affectation des sols. *Projets de paysage*, (27). <https://doi.org/10.4000/paysage.31354>
- Costanza, R.; d'Arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Others, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387 (6630): 253-260. <https://www.nature.com/articles/387253a0>
- Coutenet, J., 1984. La carte des terres agricoles *Etudes foncières*, (22).
- Darré, J., 1985. *La parole et la technique l'univers de pensée des éleveurs du Ternois*. Paris: L'Harmattan.
- Dasgupta, P., 2021. *The economics of biodiversity: the Dasgupta review*. Hm Treasury.
- de Souza Mello Bicalho, Ana M.; Trippia dos Guimarães Peixoto, R., 2016. Farmer and scientific knowledge of soil quality: a social ecological soil systems approach. *Belgeo*, (4). <https://doi.org/10.4000/belgeo.20069>
- Dea, D.; Scoones, I., 2003. Networks of knowledge: how farmers and scientists understand soils and their fertility. a case study from Ethiopia. *Oxford Development Studies*, 31 (4): 461-478. <https://doi.org/10.1080/1360081032000146636>
- DeDecker, J.; Malone, T.; Snapp, S.; Thelen, M.; Anderson, E.; Tollini, C.; Davis, A., 2022. The relationship between farmer demographics, social identity and tillage behavior: Evidence from Michigan soybean producers. *Journal of Rural Studies*, 89: 378-386. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2022.01.001>
- Delgado, L.; Stoorvogel, J.J., 2022. Role of soil perception and soil variability by smallholder farmers in the low adoption rates of extension packages in Central America. *Journal of Rural Studies*, 93: 92-103. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2022.05.009>
- Demeulenaere, E.; Lagrola, M., 2021. Des indicateurs pour accompagner "les éleveurs de microbes". *Revue d'anthropologie des connaissances*, 15 (3). <https://doi.org/10.4000/rac.24953>
- Demoulin, J.-R., 1984. La Champagne-Ardenne vue d'un satellite. Une nouvelle vision des pays. Des régions naturelles à la carte des terres agricoles. <https://doi.org/10.3406/tigr.1984.1141>
- Dent, D.; Young, A.; Others, 1981. *Soil survey and land evaluation*. George Allen & Unwin.
- Desbiez, A.; Matthews, R.; Tripathi, B.; Ellis-Jones, J., 2004. Perceptions and assessment of soil fertility by farmers in the mid-hills of Nepal. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103 (1): 191-206. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.10.003>
- Désilets, M.; Santailleur, M., 2023. Les arrêtés préfectoraux en matière de baux ruraux viticoles : transcription écrite des coutumes locales (accords locaux). *Open Wine Law*, (3). <https://doi.org/10.20870/owl.2023.7744>
- Desrousseaux, M., 2014. *La protection juridique de la qualité des sols*. Ph.D. Thesis. Lyon 3.
- Deuffic, P.; Bouget, C.; Gosselin, F., 2016. Trajectoire sociopolitique d'un indicateur de biodiversité forestière : le cas du bois mort. *VertigO*, (Volume 16 numéro 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.17608>
- Díaz, S.; Pascual, U.; Stenseke, M.; Martín-López, B.; Watson, R.T.; Molnár, Z.; Hill, R.; Chan, K.M.A.; Baste, I.A.; Brauman, K.A.; Others, 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359 (6373): 270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Dominati, E.; Patterson, M.; Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69 (9): 1858-1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- Dominati, E.J.; Mackay, A.D.; Bouma, J.; Green, S., 2016. An ecosystems approach to quantify soil performance for multiple outcomes: the future of land evaluation? *Soil Science Society of America Journal*, 80 (2): 438-449. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.07.0266>
- Dufo, E., 2017. The economist as plumber. *American Economic Review*, 107 (5): 1-26. <https://doi.org/10.3386/w23213>
- Duke, J.M.; Johnston, R.J.; Shober, A.L.; Liu, Z., 2023. Improving targeting of farmers for enrollment in agri-environmental programs. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 45 (2): 1072-1096. <https://doi.org/10.1002/aepp.13227>
- Duke, J.M.; Wu, J., 2014. *The Oxford handbook of land economics*. Oxford Handbooks.
- Eanes, F.R.; Singh, A.S.; Bulla, B.R.; Ranjan, P.; Fales, M.; Wickerham, B.; Doran, P.J.; Prokop, L.S., 2019. Crop advisers as conservation entrepreneurs: increasing the capacity of Midwestern U.S. farmers to adopt soil and water conservation practices. *Land Use Policy*, 81. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.10.054>
- European Environment, A., 2023. *Soil monitoring in Europe: indicators and thresholds for soil quality assessments*. LU: Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/956606>
- Faber, J.H.; Cousin, I.; Meurer, K.H.E.; Hendricks, C.M.J.; Bispo, A.; Viketoft, M.; Ten Damme, L.; Montagne, D.; Hanegraaf, M.C.; Gillikin, A.; Kuikman, P.; Obiang-Ndong, G.; Bengtsson, J.; Taylor, A., 2022. *Stocktaking for Agricultural Soil Quality and Ecosystem Services Indicators and their Reference Values*. EJP SOIL Internal Project SIREN Deliverable 2, 153. <https://edepot.wur.nl/582329>
- Fadil, A.; El Wahidi, F., 2023. Vers une nouvelle classification des modèles d'évaluation et de prédiction de l'érosion hydrique. *Physio-Géo*, 19. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.15783>
- FAO, 2015. *World reference base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. Rome: FAO, (978-92-5-108369-7). <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/bcdecec7-f45f-4dc5-beb1-97022d29fab4/content>
- Fao, 2019. *Outcome document of the Global Symposium on Soil Erosion*. Rome: FAO. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/e5717cbe-ac10-414e-bcb9-33aeb87fbbcd/content>
- Fei, C.J.; McCarl, B.A., 2023. Agricultural Soils and the Quest for Net Zero Emissions. *Choices*, 38 (4). <https://www.choicesmagazine.org/choices-magazine/theme-articles/agriculture-and-environmental-policy/agricultural-soils-and-the-quest-for-net-zero-emissions>
- Foolen-Torgerson, K.; Lagerkvist, C.J.; Sok, J.; Dicke, M.; Oude Lansink, A., 2023. Cultivating choices: How social context shapes farmers' considerations in crop and soil health promoter selection. *NJAS: Impact in Agricultural and Life Sciences*, 95 (1): 2256694. <https://doi.org/10.1080/27685241.2023.2256694>
- Forsyth, T., 2004. *Critical political ecology: the politics of environmental science*. London: Routledge.
- Forsyth, T., 2007. Sustainable livelihood approaches and soil erosion risks: Who is to judge? *International Journal of Social Economics*, 34 (1/2): 88-102. <https://doi.org/10.1108/03068290710723381>

- Fournil, J.; Kon Kam King, J.; Granjou, C.; Cécillon, L., 2018. Le sol : enquête sur les mécanismes de (non) émergence d'un problème public environnemental. *Vertigo*, (Volume 18 numéro 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.20433>
- Franceschinis, C.; Liebe, U.; Thieme, M.; Meyerhoff, J.; Field, D.; McBratney, A., 2022. The effect of social and personal norms on stated preferences for multiple soil functions: evidence from Australia and Italy. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 66 (2): 335-362. <https://doi.org/10.1111/1467-8489.12466>
- Fry, P.; Thieme, S., 2019. A social learning video method: Identifying and sharing successful transformation knowledge for sustainable soil management in Switzerland. *Soil Use and Management*, 35 (1): 185-194. <https://doi.org/10.1111/sum.12505>
- Fuglie, K.O.; Bosch, D.J., 1995. Economic and environmental implications of soil nitrogen testing: a switching-regression analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, 77 (4): 891-900. <https://doi.org/10.2307/1243812>
- Galler, C.; Von Haaren, C.; Albert, C., 2015. Optimizing environmental measures for landscape multifunctionality: Effectiveness, efficiency and recommendations for agri-environmental programs. *Journal of Environmental Management*, 151: 243-257. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.011>
- Gardner, K.; Barrows, R., 1985. The impact of soil conservation investments on land prices. *American Journal of Agricultural Economics*, 67 (5): 943-947. <https://doi.org/10.2307/1241351>
- Gascuel-Oudou, C.; Renault, P.; Antoni, V.; Arrouays, D.; Bougon, N.; Denys, S.; Fiquepron, J.; François, Y.; Ille, A.; Joassard, I.; Kaszynski, M.; Laville, P.; Bas, C.L.; Vaudour, E., 2023. Quelles perspectives scientifiques et techniques pour l'inventaire et la surveillance des sols en France : Quels besoins en données, comment mieux les acquérir, les diffuser, les utiliser ? *Etude et Gestion des Sols*. https://hal.inrae.fr/hal-04085007/file/EGS_2023_30_Gascuel_51-64.pdf
- Gauthier, N., 2020. Écologiser une frontière agri-urbaine dans le Val-de-Marne. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 14 (4). <https://doi.org/10.4000/rac.12616>
- Gouée, P.; Marie, M.; Cantat, O.; Bensaïd, A., 2010. DÉMÉTER : une démarche originale pour maîtriser la consommation du foncier agricole liée à l'étalement urbain. *OPDE Outils pour Décider Ensemble* Montpellier 25-26 octobre 2010. https://www.researchgate.net/publication/49136410_DEMETER_une_demarche_originale_pour_maîtriser_la_consommation_du_foncier_agricole_liee_a_l'etalement_urbain
- Goulet, F., 2008. Des tensions épistémiques et professionnelles en agriculture: Dynamiques autour des techniques sans labour et de leur évaluation environnementale. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 2 (2). <https://doi.org/10.3917/rac.004.0291>
- Goulet, F.; Le Velly, R., 2013. Comment vendre un produit incertain ? Activités de détachement et d'attachement d'une firme d'agrofourniture *Sociologie du travail*, 55 (3).
- Graves, A.R.; Morris, J.; Deeks, L.K.; Rickson, R.J.; Kibblewhite, M.G.; Harris, J.A.; Farewell, T.S.; Truckle, I., 2015. The total costs of soil degradation in England and Wales. *Ecological Economics*, 119: 399-413. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.026>
- Guellier, C.; Chenu, C.; Bispo, A.; Sapijanskas, J.; Soubelet, H., 2016. *Les sols: Intégrer leur multifonctionnalité pour une gestion durable*. Versailles: Éditions Quæ.
- Gueringer, A., 2023. Applications différenciées d'une politique foncière agricole : une lecture comparée des SDREA. *Economie rurale*, 383 (1): 19-33. <https://doi.org/10.4000/economierurale.10906>
- Guimarães, R.M.L.; Neves Junior, A.F.; Silva, W.G.; Rogers, C.D.; Ball, B.C.; Montes, C.R.; Pereira, B.F.F., 2017. The merits of the Visual Evaluation of Soil Structure method (VSS) for assessing soil physical quality in the remote, undeveloped regions of the Amazon basin. *Soil and Tillage Research*, 173: 75-82. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.014>
- Hajer, M.A., 2005. *The politics of environmental discourse: ecological modernization and the policy process*. Oxford: Clarendon Press.
- Halberg, N., 2012. Assessment of the environmental sustainability of organic farming: Definitions, indicators and the major challenges. *Canadian Journal of Plant Science*, 92 (6): 981-996. <https://doi.org/10.4141/cjps2012-035>
- Hallsworth, E.G., 1987. *Anatomy, physiology and psychology of erosion*. Chichester: J. Wiley (IFIAS monograph).
- Happel, M.; Orsi, F.; Hartmann, T.; Bakker, M., 2022. Fertile ground, complex matter: Plurality of farmers' attitudes towards green waste application as sustainable soil management. *Sociologia Ruralis*, 62 (3): 509-541. <https://doi.org/10.1111/soru.12381>
- Harmon, X.; Boyer, C.N.; Lambert, D.M.; Larson, J.A., 2017. Temporal frequency of soil test information effects on returns to potassium fertilization in cotton production. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 49 (2): 251-272. <https://doi.org/10.1017/aae.2016.41>
- Hassenteufel, P., 2010. Les processus de mise sur agenda : sélection et construction des problèmes publics. *Informations sociales*, n° 157 (1): 50-58. <https://doi.org/10.3917/inso.157.0050>
- Head, J.S.; Crockatt, M.E.; Didarali, Z.; Woodward, M.-J.; Emmett, B.A., 2020. The Role of Citizen Science in Meeting SDG Targets around Soil Health. *Sustainability*, 12 (24): 10254. <https://doi.org/10.3390/su122410254>
- Hedde, M., 2018. Indicateurs basés sur la faune des sols : des outils pour l'agriculture innovante ? *Innovations Agronomiques*, 69: 15-26. <https://hal.science/hal-02002765>
- Hedde, M., 2022. *AgroEcoSol : Développement d'une filière technique et économique sur le diagnostic et le conseil pour une gestion agroécologique des sols cultivés*, 36. <https://www.umr-ecosols.fr/en/recherche/projets/projets-clos-avant-2020?view=article&id=189:agroecosol&catid=17:projets>
- Hervé, M.E.T.; Renault, M.; Plaas, E.; Schuette, R.; Potthoff, M.; Cluzeau, D.; Nicolai, A., 2020. From Practices to Values: Farmers' Relationship with Soil Biodiversity in Europe. *Sociologia Ruralis*, 60 (3): 596-620. <https://doi.org/10.1111/soru.12303>
- Houllier, F.; Joly, P.-B.; Merilhou-Goudard, J.-B., 2017. Dossier Des recherches participatives dans la production des savoirs liés à l'environnement – Les sciences participatives : une dynamique à conforter. *Natures Sciences Sociétés*, 25 (4): 418-423. <https://doi.org/10.1051/nss/2018005>
- Huynh, H.T.N.; Lobry De Bruyn, L.A.; Knox, O.G.G.; Hoang, H.T.T., 2022. Means and ways of engaging, communicating and preserving local soil knowledge of smallholder farmers in Central Vietnam. *Agriculture and Human Values*, 39 (3): 1039-1062. <https://doi.org/10.1007/s10460-022-10303-8>
- Ingram, J.; Fry, P.; Mathieu, A., 2010. Revealing different understandings of soil held by scientists and farmers in the context of soil protection and management. *Land Use Policy*, 27 (1): 51-60. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.07.005>
- Ingram, J.; Mills, J.; Black, J.; Chivers, C.; Aznar-Sánchez, J.; Elsen, A.; Frac, M.; López-Felices, B.; Mayer-Gruner, P.; Skaalsveen, K.; Jannes Stolte, J.; Tits, M., 2022. Do Agricultural Advisory Services in Europe Have the Capacity to Support the Transition to Healthy Soils? *Land*, 11 (5). <https://doi.org/10.3390/land11050599>

- Irvine, R.; Houser, M.; Marquart-Pyatt, S.T.; Bogar, G.; Bolin, L.G.; Browning, E.G.; Evans, S.E.; Howard, M.M.; Lau, J.A.; Lennon, J.T., 2023. Soil health through farmers' eyes: Toward a better understanding of how farmers view, value, and manage for healthier soils. *Journal of Soil and Water Conservation*, 78 (1): 82-92. <https://doi.org/10.2489/jswc.2023.00058>
- Israel-Jost, V., 2015. L'attribution d'autorité à la science: Approche néopopérienne du problème. *Cahiers philosophiques*, n° 142 (3): 53-72. <https://doi.org/10.3917/caph.142.0053>
- Jamagne, M.; Bornand, M.; Hardy, R., 1989. La cartographie des sols à moyenne échelle. Programmes en cours et évolution des démarches. *Science du sol*, 27 (4). <https://docplayer.fr/9466665-La-cartographie-des-sols-en-france-a-moyenne-echelle.html>
- Janmaat, J., 2005. Water applications and Pigouvian taxes to control irrigation-induced soil degradation. *Journal of Development Economics*, 76 (1): 209-230. <https://doi.org/10.1016/j.jdeveco.2003.12.013>
- Jasanoff, S., 2010. *States of knowledge: the co-production of science and social order*. London: Routledge (*International library of sociology*). <http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/17555/1/20.pdf>
- Jasanoff, S.S., 1987. Contested Boundaries in Policy-Relevant Science. *Social Studies of Science*, 17 (2): 195-230. <https://doi.org/10.1177/030631287017002001>
- Jeffery, S.; Verheijen, F.G.A., 2020. A new soil health policy paradigm: Pay for practice not performance! *Environmental Science & Policy*, 112: 371-373. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.07.006>
- Jegou, J., 2023. AFAFE, outil d'aménagement du territoire pour la qualité de l'eau. *Séminaire Fonciers en débat, "Adapter les stratégies foncières aux dynamiques liées à l'eau"*. 2023/07/04/5. <https://fonciers-en-debat.com/seminaire-annuel-4-5-juillet-2023-au-mans/>
- Jónsson, J.Ö.G.; Davíðsdóttir, B.; Jónsdóttir, E.M.; Kristinsdóttir, S.M.; Ragnarsdóttir, K.V., 2016. Soil indicators for sustainable development: A transdisciplinary approach for indicator development using expert stakeholders. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232: 179-189. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.009>
- Karlen, D.L.; Veum, K.S.; Sudduth, K.A.; Obrycki, J.F.; Nunes, M.R., 2019. Soil health assessment: Past accomplishments, current activities, and future opportunities. *Soil and Tillage Research*, 195: 104365. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104365>
- Keller, C.; Lambert-Habib, M.-L.; Robert, S.; Ambrosi, J.-P.; Rabot, É., 2012. Méthodologie pour la prise en compte des sols dans les documents d'urbanisme : application à deux communes du bassin minier de Provence. *Sud-Ouest européen. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (33): 11-24. <https://doi.org/10.4000/soe.173>
- Kelly, B.; Allan, C.; Wilson, B.P., 2009. Soil indicators and their use by farmers in the Billabong Catchment, southern New South Wales. *Soil Research*, 47 (2): 234. <https://doi.org/10.1071/SR08033>
- Kenfack Essougong, U.P.; Slingerland, M.; Mathé, S.; Vanhove, W.; Tata Ngome, P.I.; Boudes, P.; Giller, K.E.; Woittiez, L.S.; Leeuwis, C., 2020. Farmers' Perceptions as a Driver of Agricultural Practices: Understanding Soil Fertility Management Practices in Cocoa Agroforestry Systems in Cameroon. *Human Ecology*, 48 (6): 709-720. <https://doi.org/10.1007/s10745-020-00190-0>
- Kik, M.C.; Claassen, G.D.H.; Meuwissen, M.P.M.; Smit, A.B.; Saatkamp, H.W., 2021a. Actor analysis for sustainable soil management – A case study from the Netherlands. *Land Use Policy*, 107: 105491. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105491>
- Kik, M.C.; Claassen, G.D.H.; Meuwissen, M.P.M.; Smit, A.B.; Saatkamp, H.W., 2021b. The economic value of sustainable soil management in arable farming systems—A conceptual framework. *European Journal of Agronomy*, 129: 126334. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126334>
- Klingen, K.E.; Graaff, J.D.; Botelho, M.I.V.; Kessler, A., 2012. Farmers' Visions on Soils: A Case Study among Agroecological and Conventional Smallholders in Minas Gerais, Brazil. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 18 (2): 175-189. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2012.655969>
- Kuhlman, T.; Reinhard, S.; Gaaff, A., 2010. Estimating the costs and benefits of soil conservation in Europe. *Land Use Policy*, 27 (1): 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.08.002>
- Kuria, A.W.; Barrios, E.; Pagella, T.; Muthuri, C.W.; Mukuralinda, A.; Sinclair, F.L., 2019. Farmers' knowledge of soil quality indicators along a land degradation gradient in Rwanda. *Geoderma Regional*, 16: e00199. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00199>
- Laroche, B.; Thorette, J.; Lacassin, J.-C., 2006. L'artificialisation des sols : pressions urbaines et inventaire des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 13 (3): 223-235. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_13_3_laroche.pdf
- Latour, B.; Woolgar, S., 1986. *Laboratory life: the construction of scientific facts*. Princeton, NJ: Princeton Univ. Press (*Princeton paperbacks science, sociology*).
- Lave, J.; Wenger, E., 1991. *Situated Learning: Legitimate Peripheral Participation*. Cambridge: Cambridge University Press (*Learning in Doing: Social, Cognitive and Computational Perspectives*). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511815355>
- Libes, M., 2011. *Le droit de l'Aménagement foncier agricole et forestier un remembrement tourné vers l'environnement*. Paris: Berger-Levrault.
- Lima, A.C.R.; Hoogmoed, W.B.; Brussaard, L.; Sacco Dos Anjos, F., 2011. Farmers' assessment of soil quality in rice production systems. *NJAS: Wageningen Journal of Life Sciences*, 58 (1-2): 31-38. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2010.08.002>
- Limasset, E.; Merly, C.; Balon, P.; Desrousseaux, M.; Fournier, M.; Quadu, F.; Hucq, A.; Born, C.H.; Malherbe, A.; Baptist, F.; Mefotie, F., 2021. *Synthèse – résultats du projet SOILval*. https://www.soilver.eu/wp-content/uploads/2022/02/SOILveR_SOILVAL-Synthesis_end-of-project_final_FR.pdf
- Liptzin, D.; Norris, C.E.; Cappellazzi, S.B.; Bean, G.M.; Cope, M.; Greub, K.L.H.; Rieke, E.L.; Tracy, P.W.; Aberle, E.; Ashworth, A.; Bañuelos Tavarez, O.; Bary, A.I.; Baumhardt, R.L.; Borbón Gracia, A.; Brainard, D.C.; Brennan, J.R.; Briones Reyes, D.; Bruhjiell, D.; Carlyle, C.N.; Crawford, J.J.W.; Creech, C.F.; Culman, S.W.; Deen, B.; Dell, C.J.; Derner, J.D.; Ducey, T.F.; Duiker, S.W.; Dyck, M.F.; Ellert, B.H.; Entz, M.H.; Espinosa Solorio, A.; Fonte, S.J.; Fonteyne, S.; Fortuna, A.-M.; Foster, J.L.; Fultz, L.M.; Gamble, A.V.; Geddes, C.M.; Griffin-LaHue, D.; Grove, J.H.; Hamilton, S.K.; Hao, X.; Hayden, Z.D.; Honsdorf, N.; Howe, J.A.; Ippolito, J.A.; Johnson, G.A.; Kautz, M.A.; Kitchen, N.R.; Kumar, S.; Kurtz, K.S.M.; Larney, F.J.; Lewis, K.L.; Liebman, M.; Lopez Ramirez, A.; Machado, S.; Maharjan, B.; Martinez Gamiño, M.A.; May, W.E.; McClaran, M.P.; McDaniel, M.D.; Millar, N.; Mitchell, J.P.; Moore, A.D.; Moore, P.A.; Mora Gutiérrez, M.; Nelson, K.A.; Omondi, E.C.; Osborne, S.L.; Osorio Alcalá, L.; Owens, P.; Pena-Yewtukhiw, E.M.; Poffenbarger, H.J.; Ponce Lira, B.; Reeve, J.R.; Reinbott, T.M.; Reiter, M.S.; Ritchey, E.L.; Roozeboom, K.L.; Rui, Y.; Sadeghpour, A.; Sainju, U.M.; Sanford, G.R.; Schillinger, W.F.; Schindelbeck, R.R.; Schipanski, M.E.; Schlegel, A.J.; Scow, K.M.; Sherrrod, L.A.; Shober, A.L.; Sidhu, S.S.; Solís Moya, E.; St Luce, M.; Strock, J.S.; Suyker, A.E.; Sykes, V.R.; Tao, H.; Trujillo Campos, A.; Van Eerd, L.L.; Van Es, H.; Verhulst, N.; Vyn, T.J.;

- Wang, Y.; Watts, D.B.; Wright, D.L.; Zhang, T.; Morgan, C.L.S.; Honeycutt, C.W., 2022. An evaluation of carbon indicators of soil health in long-term agricultural experiments. *Soil Biology and Biochemistry*, 172: 108708. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108708>
- Loudiyi, S.; Maury, C.; Lardon, S., 2011. Agriculture(s) et projet urbain durable : issues incertaines, destinées imprévisibles. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 11 Numéro 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.11481>
- Luca, A.I.D.; Molari, G.; Seddaiu, G.; Toscano, A.; Bombino, G.; Ledda, L.; Milani, M.; Vittuari, M., 2015. Multidisciplinary and innovative methodologies for sustainable management in agricultural systems. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14 (7): 1571-1581. <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.169>
- Marie, M.; Le Gouée, P.; Bermond, M., 2008. De la terre au sol : des logiques de représentations individuelles aux pratiques agricoles Etudes de cas en Pays d'Auge (Basse-Normandie). *Etude et Gestion des Sols*, 15 (1): 19-35. <https://dumas.ccsd.cnrs.fr/LETG-GEOPHEN/hal-00282773>
- Marseille, F.; Boithias, L.; Lamari, S., 2019. *Quelle prise en compte des sols dans les documents d'urbanisme ?* Paris: Cerema. <http://www.cerema.fr/fr/actualites/quelle-prise-compte-sols-documents-urbanisme-premier-rapport>
- Martin-Scholz, A.; Mayere, A.; Barbe, E.; Valette, E.; Maurel, P., 2013. Quand l'information échappe à ses créateurs. Le cas de l'artificialisation des terres agricoles en Languedoc-Roussillon. *Études de communication*, 40. <https://doi.org/10.4000/edc.5199>
- McConnell, K.E., 1983. An economic model of soil conservation. *American Journal of Agricultural Economics*, 65 (1): 83-89. <https://doi.org/10.2307/1240340>
- Menta, C.; Conti, F.D.; Pinto, S.; Bodini, A., 2018. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators*, 85: 773-780. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030>
- Meulemans, G., 2019. Fonder les villes : comment les terrassiers comprennent le sol. *Communications*, n°105 (2): 149. <https://doi.org/10.3917/commu.105.0149>
- Milà I Canals, L.; Bauer, C.; Depestele, J.; Dubreuil, A.; Freiermuth Knuchel, R.; Gaillard, G.; Michelsen, O.; Müller-Wenk, R.; Rydgren, B., 2007. Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12 (1): 5-15. <https://doi.org/10.1065/lca2006.05.250>
- Miller, C.A., 2005. New Civic Epistemologies of Quantification: Making Sense of Indicators of Local and Global Sustainability. *Science, Technology, & Human Values*, 30 (3): 403-432. <https://doi.org/10.1177/0162243904273448>
- Morin, E., 1977. *La méthode de la connaissance*. Paris: Éditions du Seuil.
- Néel, C.; Boithias, L.; Duplanil, E.; Duvigneau, C.; Le Guern, C.; Métois, R.; Béchet, B.; Marseille, F.; Branchu, P., 2022. *Qualité des sols et urbanisme. Construire une méthodologie adaptée aux besoins des territoires et favoriser son appropriation*: Ademe, 122. https://doc.cerema.fr/Default/doc/SYRACUSE/592638/qualite-des-sols-et-urbanisme-construire-une-methodologie-adaptee-aux-besoins-des-territoires-et-fav?_lg=fr-FR
- Nord, A.; Snapp, S., 2020. Documentation of farmer perceptions and site-specific properties to improve soil management on smallholder farms in Tanzania. *Land Degradation & Development*, 31 (15): 2074-2086. <https://doi.org/10.1002/ldr.3582>
- Nowotny, H., 2003. Democratizing expertise and socially robust knowledge. *Science and Public Policy*, 30 (3): 151-156. <https://doi.org/10.3152/147154303781780461>
- O'Sullivan, L.; Wall, D.; Creamer, R.; Bampa, F.; Schulte, R.P.O., 2018. Functional Land Management: Bridging the Think-Do-Gap using a multi-stakeholder science policy interface. *Ambio*, 47 (2): 216-230. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0983-x>
- Oecd, 2003. *Core Environmental Indicators. Development, Measurement and Use*, OECD. Paris. <https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf>
- Ogle, S.M.; Conant, R.T.; Fischer, B.; Haya, B.K.; Manning, D.T.; McCarl, B.A.; Zelikova, T.J., 2023. Policy challenges to enhance soil carbon sinks: the dirty part of making contributions to the Paris agreement by the United States. *Carbon Management*, 14 (1): 2268071. <https://doi.org/10.1080/17583004.2023.2268071>
- Panagos, P.; Standardi, G.; Borrelli, P.; Lugato, E.; Montanarella, L.; Bosello, F., 2018. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. *Land Degradation & Development*, 29 (3): 471-484. <https://doi.org/10.1002/ldr.2879>
- Papas, P.J.; Ramsey, D.S.L.; Holmes, J.; Frood, D.; Lyon, S., 2022. Integrating data, expert opinion and fuzzy logic in the development of an index of wetland condition. *Marine and Freshwater Research*, 73 (10): 1184-1195. <https://doi.org/10.1071/MF21197>
- Party, J.P.; Sauter, J.; Lux, M.; Muller, N., 2014. Classement des sols et classement des terres pour l'aménagement foncier. Méthodes et adaptation en Alsace. *Etude et Gestion des Sols*, 21: 61-76. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_21_1_2105_Party_61_76.pdf
- Pascual, U.; Termansen, M.; Hedlund, K.; Brussaard, L.; Faber, J.H.; Foudi, S.; Lemanceau, P.; Jørgensen, S.L., 2015. On the value of soil biodiversity and ecosystem services. *Ecosystem Services*, 15: 11-18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.06.002>
- Pauchard, L.; Madeline, P.; Marie, M., 2016. L'échange parcellaire : une nouvelle étape dans l'aménagement foncier de l'Ouest français. *Norois*, (240): 7-24. <http://norois.revues.org/5928>
- Paul, C.; Bartkowski, B.; Dönmez, C.; Don, A.; Mayer, S.; Steffens, M.; Weigl, S.; Wiesmeier, M.; Wolf, A.; Helming, K., 2023. Carbon farming: Are soil carbon certificates a suitable tool for climate change mitigation? *Journal of Environmental Management*, 330: 117142. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117142>
- Petit, S.; Compagnone, C.; Joly, N., 2015. *L'environnement par la réglementation. Transformation dans le métier de conseiller agricole*. Toulouse: Octarès, Activités professionnelles à l'épreuve de l'environnement, 115-131. <https://hal.inrae.fr/hal-02795927>
- Pinto-Correia, T.; Ferraz-de-Oliveira, I.; Guimarães, M.H.; Sales-Baptista, E.; Pinto-Cruz, C.; Godinho, C.; Santos, R.V., 2022. Result-based payments as a tool to preserve the High Nature Value of complex silvo-pastoral systems: progress toward farm-based indicators. *Ecology and Society*, 27 (1): art39. <https://doi.org/10.5751/ES-12973-270139>
- Plaas, E.; Meyer-Wolfarth, F.; Banse, M.; Bengtsson, J.; Bergmann, H.; Faber, J.; Potthoff, M.; Runge, T.; Schrader, S.; Taylor, A., 2019. Towards valuation of biodiversity in agricultural soils: A case for earthworms. *Ecological Economics*, 159: 291-300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.02.003>
- Plant, R.; Maurel, P.; Ruoso, L.-É.; Barbe, É.; Brennan, J., 2021. Synthèse. De la donnée à l'intelligence collective sur les terres agricoles périurbaines : quels rôles pour l'information, les savoirs et l'action ? *Les terres agricoles face à l'urbanisation : De la donnée à l'action*,

- quels rôles pour l'information ? Versailles: Éditions Quæ (Update Sciences & Technologie), 249-268. <http://books.openedition.org/quae/28505>
- Poesen, J., 2019. Soil erosion in the Anthropocene: do we still need more research ? *Global Symposium on Soil Erosion 2019*. Rome, 2. <https://fr.slideshare.net/ExternalEvents/soil-erosion-in-the-anthropocene-do-we-still-need-more-research>
- Polanyi, K., 1944. *La grande transformation: aux origines politiques et économiques de notre temps*. Gallimard, 1983.
- Pregernig, M., 2007. Science-policy consultation as boundary spanning: the interaction of science and politics in two US bioregional assessments. In: Reynolds, K.M.; Thomson, A.J.; Köhl, M.; Shannon, M.A.; Ray, D.; Rennolls, K., eds. *Sustainable forestry: from monitoring and modelling to knowledge management and policy science*. 1 ed. UK: CABI, 129-144. <https://doi.org/10.1079/9781845931742.0129>
- Pülzl, H.; Rametsteiner, E., 2009. Indicator development as 'boundary spanning' between scientists and policy-makers. *Science and Public Policy*, 36 (10): 743-752. <https://doi.org/10.3152/030234209X481987>
- Putnam, H.; Gerschenfeld, A., 1984. *Raison vérité et histoire*. Paris: Editions de Minuit.
- Ramisch, J.J., 2014. 'They don't know what they are talking about': Learning from the dissonances in dialogue about soil fertility knowledge and experimental practice in western Kenya. *Geoforum*, 55: 120-132. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.05.009>
- Ranjan, P.; Arbuckle, J.G.; Church, S.P.; Eanes, F.R.; Floress, K.; Gao, Y.; Gramig, B.M.; Singh, A.S.; Prokopy, L.S., 2022. Understanding the relationship between land tenure and conservation behavior: Recommendations for social science research. *Land Use Policy*, 120: 106161. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106161>
- Ranjard, L., 2016. *AgrInnov Tester les Indicateurs de l'état biologique des sols en lien avec les pratiques agricoles*.
- Ranjard, L., 2020. Sciences participatives au service de la qualité écologique des sols. *Génie écologique*. <https://doi.org/10.51257/a-v1-ge1074>
- Ranjard, L.; Sauter, J.; Auclerc, A.; Chauvin, C.; Cluzeau, D.; Mereau, D.; Loiseau-Dubosc, P.; Lemercier, B.; d'Oiron, E.; Raous, S.; Roturier, C.; Rovillé, M.; Serin, L.; Gascuel-Oudou, C., 2022. Sciences et recherches participatives sur les sols en France Bilan et perspectives. *Etude et Gestion des Sols*, 29: 381-393. <https://theses.hal.science/INPL/hal-04261029v1>
- Rekik, F.; Van Es, H.; Hernandez-Aguilera, J.N.; Gómez, M.I., 2020. Understanding soil health and associated farmers' perceptions in Colombian coffee systems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 75 (4): 499-504. <https://doi.org/10.2489/jswc.2020.00107>
- Robert, S.; Ajmone-Marsan, F.; Ambrosi, J.P.; Biasioli, M.; Cormier, C.; Criquet, S.; Keller, C.; Lambert-Habib, M.L.; Rabot, E., 2013. *Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine – Application du bassin minier de Provence*: Ademe, 273-p. rapport de recherche. <https://hal.science/hal-01787627>
- Robinson, D.A.; Fraser, I.; Dominati, E.J.; Davíðsdóttir, B.; Jónsson, J.O.G.; Jones, L.; Jones, S.B.; Tuller, M.; Lebron, I.; Bristow, K.L.; Others, 2014. On the value of soil resources in the context of natural capital and ecosystem service delivery. *Soil Science Society of America Journal*, 78 (3): 685-700. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.01.0017>
- Robinson, D.A.; Hockley, N.; Cooper, D.M.; Emmett, B.A.; Keith, A.M.; Lebron, I.; Reynolds, B.; Tipping, E.; Tye, A.M.; Watts, C.W.; Others, 2013. Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biology and Biochemistry*, 57: 1023-1033. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.008>
- Robinson, D.A.; Lebron, I.; Vereecken, H., 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. *Soil Science Society of America Journal*, 73 (6): 1904-1911. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0332>
- Roesch-McNally, G.; Arbuckle, J.G.; Tyndall, J.C., 2018. Soil as Social-Ecological Feedback: Examining the "Ethnic" of Soil Stewardship among Corn Belt Farmers. *Rural Sociology*, 83 (1): 145-173. <https://doi.org/10.1111/ruso.12167>
- Roper, W.R.; Osmond, D.L.; Heitman, J.L.; Waggoner, M.G.; Reberg-Horton, S.C., 2017. Soil Health Indicators Do Not Differentiate among Agronomic Management Systems in North Carolina Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (4): 828-843. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.12.0400>
- Rossiter, D.G., 1995. Economic land evaluation: why and how. *Soil Use and Management*, 11 (3): 132-140. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1995.tb00511.x>
- Rossiter, D.G.; Hewitt, A.E.; Dominati, E.J., 2018. Pedometric valuation of the soil resource. *Pedometrics*: 521-546. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63439-5_17
- Rust, N.A.; Ptak, E.N.; Graversgaard, M.; Iversen, S.; Reed, M.S.; de Vries, J.R.; Ingram, J.; Mills, J.; Neumann, R.K.; Kjeldsen, C.; Muro, M.; Dalgaard, T., 2020. Social capital factors affecting uptake of sustainable soil management practices: a literature review. *Emerald Open Research*, 2 (8). 10.1108/EOR-10-2023-0002
- Rutgers, M.; Schouten, A.J.; Bloem, J.; Van Eekeren, N.; De Goede, R.G.M.; Jagersop Akkerhuis, G.A.J.M.J.; Van der Wal, A.; Mulder, C.; Brussaard, L.; Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil Science*, 60 (5). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01163.x>
- Salembier, C.; Segrestin, B.; Weil, B.; Jeuffroy, M.-H.; Cadoux, S.; Cros, C.; Favrelière, E.; Fontaine, L.; Gimaret, M.; Noilhan, C.; Petit, A.; Petit, M.-S.; Porhiel, J.-Y.; Sicard, H.; Reau, R.; Ronceux, A.; Meynard, J.-M., 2021. A theoretical framework for tracking farmers' innovations to support farming system design. *Agronomy for Sustainable Development*, 41 (5): 61. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00713-z>
- Schulte, R.P.O.; Bampa, F.; Bardy, M.; Coyle, C.; Creamer, R.E.; Fealy, R.; Gardi, C.; Ghaley, B.B.; Jordan, P.; Laudon, H.; Others, 2015. Making the most of our land: Managing soil functions from local to continental scale. *Frontiers in Environmental Science*, 3: 81. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00081>
- Schulte, R.P.O.; O'Sullivan, L.; Vrebos, D.; Bampa, F.; Jones, A.; Staes, J., 2019. Demands on land: Mapping competing societal expectations for the functionality of agricultural soils in Europe. *Environmental Science & Policy*, 100: 113-125. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.06.011>
- Serrano, J.; Vianey, G., 2014. Patrimonialiser des activités agricoles pour banaliser la consommation d'espaces agricoles périurbains : réflexions à partir du cas de l'agglomération de Tours. *Géographie, économie, société*, 16 (3): 297-314. <https://doi.org/10.3166/ges.16.297-314>
- Shepherd, G.; Stagnari, F.; Pisante, M.; Benites, J., 2008. *Visual soil assessment: field guides*. Rome: FAO, (978-92-5-105941-8). <https://www.fao.org/4/i0007e/i0007e00.pdf>

- Sklenicka, P.; Zouhar, J.; Molnarova, K.J.; Vlasak, J.; Kottova, B.; Petzelka, P.; Gebhart, M.; Walmsley, A., 2020. Trends of soil degradation: Does the socio-economic status of land owners and land users matter? *Land Use Policy*, 95: 103992. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.05.011>
- Star, S.L.; Griesemer, J.R., 1989. Institutional Ecology, 'Translations' and Boundary Objects: Amateurs and Professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology, 1907-39. *Social Studies of Science*, 19 (3): 387-420. <https://doi.org/10.1177/030631289019003001>
- Stevens, A.W., 2018. The economics of soil health. *Food Policy*, 80: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2018.08.005>
- Stroud, J.L., 2019. Soil health pilot study in England: Outcomes from an on-farm earthworm survey. *PLOS ONE*, 14 (2): e0203909. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203909>
- Tafani, C.; Jouve, J., 2023. Penser l'usage agri-environnemental des sols : un enjeu pour un aménagement durable du territoire: L'exemple de la Balagne en Corse. 17-pages. <https://doi.org/10.58110/ESTATE-TG55>
- Tanguay, C.; Yengué, J.L.; Serrano, J., 2018. Planification spatiale et agriculture urbaine. L'exemple de l'agglomération tourangelle. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Hors-série 31). <https://doi.org/10.4000/vertigo.22074>
- Terrat, S.; Karimi, B.; Dequiedt, S.; Chemidlin Prevost Boure, N.; Horrigue, W.; Djemiel, C.; Ranjard, L., 2018. La caractérisation des communautés microbiennes du sol à l'échelle de la France pour évaluer l'effet de l'usage des sols. *Innovations Agronomiques*, 69: 27-37. <https://doi.org/10.15454/I03VXY>
- Thiebaut, L.; Nicaud, A., 1986. Les cartes départementales des terres agricoles et l'environnement : un outil pour quel débat social ? *Revue Juridique de l'Environnement*, 11 (2): 210-230. <https://doi.org/10.3406/rjenv.1986.2107>
- Thiollet-Scholtus, M.; Bockstaller, C., 2015. Using indicators to assess the environmental impacts of wine growing activity: The INDIGO® method. *European Journal of Agronomy*, 62: 13-25. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.09.001>
- Thorn, J.; Snaddon, J.; Waldron, A.; Kok, K.; Zhou, W.; Bhagwat, S.; Willis, K.; Petrokofsky, G., 2015. How effective are on-farm conservation land management strategies for preserving ecosystem services in developing countries? A systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 4 (1): 11. <https://doi.org/10.1186/s13750-015-0036-5>
- Thorsøe, M.H.; Noe, E.B.; Lamandé, M.; Frelih-Larsen, A.; Kjeldsen, C.; Zandersen, M.; Schjøning, P., 2019. Sustainable soil management - Farmers' perspectives on subsoil compaction and the opportunities and barriers for intervention. *Land Use Policy*, 86: 427-437. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.05.017>
- Toor, G.S.; Yang, Y.-Y.; Das, S.; Dorsey, S.; Felton, G., 2021. Soil health in agricultural ecosystems: Current status and future perspectives. *Advances in Agronomy*. Elsevier, 157-201. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.02.004>
- Tsiboe, F.; Tack, J., 2022. Utilizing Topographic and Soil Features to Improve Rating for Farm-Level Insurance Products. *American Journal of Agricultural Economics*, 104 (1): 52-69. <https://doi.org/10.1111/ajae.12218>
- Turner, K.G.; Anderson, S.; Gonzales-Chang, M.; Costanza, R.; Courville, S.; Dalgaard, T.; Dominati, E.; Kubiszewski, I.; Ogilvy, S.; Porfirio, L.; Others, 2016. A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecological Modelling*, 319: 190-207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.017>
- Turnhout, E., 2009. The effectiveness of boundary objects: the case of ecological indicators. *Science and Public Policy*, 36 (5): 403-412. <https://doi.org/10.3152/030234209X442007>
- Turnhout, E.; Hisschemöller, M.; Eijsackers, H., 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*, 7 (2): 215-228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.12.003>
- Van Kooten, G.C.; Weisensel, W.P.; Chinthammit, D., 1990. Valuing trade-offs between net returns and stewardship practices: The case of soil conservation in Saskatchewan. *American Journal of Agricultural Economics*, 72 (1): 104-113. <https://doi.org/10.2307/1243149>
- Vanermen, I.; Muys, B.; Verheyen, K.; Vanwindekens, F.; Bouriaud, L.; Kardol, P.; Vranken, L., 2020. What do scientists and managers know about soil biodiversity? Comparative knowledge mapping for sustainable forest management. *Forest Policy and Economics*, 119: 102264. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102264>
- Verchère, C.; Anjembe, E., 2010. De la difficulté de fabriquer des objets-frontières. Le cas d'un projet de conception exploratoire. *Revue d'anthropologie des connaissances*, Vol 4, 1 (1): 36-64. <https://doi.org/10.3917/rac.009.0036>
- Vinck, D., 1999. Les objets intermédiaires dans les réseaux de coopération scientifique. Contribution à la prise en compte des objets dans les dynamiques sociales. *Revue Française de Sociologie*, 11
- Vroege, W.; Bucheli, J.; Dalhaus, T.; Hirschi, M.; Finger, R., 2021. Insuring crops from space: the potential of satellite-retrieved soil moisture to reduce farmers' drought risk exposure. *European Review of Agricultural Economics*, 48 (2): 266-314. <https://doi.org/10.1093/erae/fbab010>
- Wade, J.; Beetstra, M.A.; Hamilton, M.L.; Culman, S.W.; Margenot, A.J., 2021. Soil health conceptualization differs across key stakeholder groups in the Midwest. *Journal of Soil and Water Conservation*, 76 (6): 527-533. <https://doi.org/10.2489/jswc.2021.02158>
- Wahlhütter, S.; Vogl, C.R.; Eberhart, H., 2016. Soil as a key criteria in the construction of farmers' identities: The example of farming in the Austrian province of Burgenland. *Geoderma*, 269: 39-53. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.12.028>
- White, B.; Hanley, N., 2016. Should we pay for ecosystem service outputs, inputs or both? *Environmental and Resource Economics*, 63: 765-787. <https://doi.org/10.1007/s10640-016-0002-x>
- Williams, M.A.; Rice, C.W., 2007. Seven years of enhanced water availability influences the physiological, structural, and functional attributes of a soil microbial community. *Applied Soil Ecology*, 35 (3): 535-545. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0929139306002162>
- Woodard, J.D.; Verteramo-Chiu, L.J., 2017. Efficiency impacts of utilizing soil data in the pricing of the federal crop insurance program. *American Journal of Agricultural Economics*, 99 (3): 757-772. <https://doi.org/10.1093/ajae/aaw099>
- Wuepper, D., 2020. Does culture affect soil erosion? Empirical evidence from Europe. *European Review of Agricultural Economics*, 47 (2): 619-653. <https://doi.org/10.1093/erae/jbz029>
- Yodda, S.; Laohasiriwong, S.; Rambo, T., 2022. Soil mapping by farmers in a Thai-Lao village in Northeast Thailand: A test of an ethnopedological research method. *Forest and Society*, 6 (2): 659-674. <https://doi.org/10.24259/fs.v6i2.21887>

Chapitre 17.

Restauration de la qualité des sols, désartificialisation des sols

Auteurs : **Philippe Branchu** (désartificialisation), **Maylis Desrousseaux** (droit), **Raphaël Gros** (restauration écologique)

Documentaliste : Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|--|------------|
| 1. Constitution du corpus bibliographique | 641 |
| 2. Dynamiques et trajectoires des sols et des écosystèmes | 643 |
| 3. De la conservation des sols à la restauration écologique : naissance d'une discipline scientifique | 644 |
| 4. Définitions, concepts et objectifs en restauration écologique | 644 |
| 5. Les écosystèmes et les sols de référence | 645 |
| 6. Évaluation de l'efficacité de la restauration | 646 |
| 7. De la place de la qualité du sol en restauration écologique | 648 |
| 7.1. Cadre général | 648 |
| 7.2. Des propriétés physiques, chimiques et biologiques à la restauration des fonctions du sol..... | 649 |
| 7.3. De l'usage spécifique des organismes du sol comme un outil efficace de restauration écologique..... | 651 |
| 8. La restauration écologique dans les politiques actuelles | 652 |
| 8.1. Dans l'Union européenne..... | 652 |
| 8.2. En France..... | 653 |
| 9. Les sols construits : outils de restauration ou de désartificialisation ? | 654 |
| 9.1. La restauration/réhabilitation d'espaces dégradés par les activités (mines, carrières)..... | 655 |
| 9.2. La construction de nouveaux sols (urbain, industriel) | 656 |
| 9.3. Les sols construits comme outils de la désimperméabilisation et de la désartificialisation des sols | 663 |
| 10. Perspective : vers la restauration de la multifonctionnalité | 667 |
| 11. Conclusions | 668 |
| Références bibliographiques | 670 |

1. Constitution du corpus bibliographique

Le corpus bibliographique analysé est issu des requêtes suivantes :

1) Association dans le titre, le résumé et les mots-clés des articles, des termes les plus fréquemment utilisés pour désigner la restauration écologique (TS=("ecological restoration" or rehabilitation or reclamation or renaturation or renaturalization or naturalization or remediation)).

Cette requête au 13/12/2023 génère 407 538 références publiées entre 1975 et 2024, parmi lesquelles 55 990 articles et revues de littérature relevant des sciences écologiques et 5 316 relevant des sciences du sol. De ces listes sont extraites et complétées les références permettant une synthèse ci-après des connaissances générales en restauration écologique, soit 31 références citées dans les sections 2 à 6.

2) Association de la requête précédente et du mot « sol » dans le titre (TS=("ecological restoration" or rehabilitation or reclamation or renaturation or renaturalization or naturalization or remediation) AND TI=sol*).

Cette requête, au 13/12/2023, génère 6 265 références publiées entre 1975 et 2023, dont 173 revues de littérature. Cette requête est supposée mettre en exergue l'effort de publication dans le domaine large de la restauration (remédiation, renaturation, réhabilitation comprises) incluant le sol comme une composante centrale de la recherche. Les articles générés relèvent majoritairement des sciences environnementales et écologiques, de l'agriculture, de l'ingénierie, des ressources en eau, de la géologie, des sciences végétales et de la foresterie (Figure 17-1). La lutte contre la faim, la vie terrestre et la lutte contre les changements climatiques sont les objectifs de développement durable les plus concernés par ces travaux, viennent ensuite la durabilité des villes et la qualité de l'eau.



Figure 17-1. Répartition par domaines scientifiques (a) et par objectifs de développement durable (b), des références générées par la requête 2.

3) Association dans le titre, le résumé et les mots-clés des références obtenues par la requête 2, des termes relatifs au sol, à ses fonctions, et à la notion d'indicateur (TS=((index or indice* OR indicator*) AND ("soil* function" or "soil* functions") OR (soil* NEAR/2 (multifunction* or "multi function*")))).

Cette requête fournit 79 références publiées entre 2002 et 2023 dont 2 ne correspondent pas à la question posée. Elle permet d'analyser les travaux considérant l'association entre le domaine de la restauration écologique et la qualité du sol considérée comme étant sa capacité à assurer des fonctions (cf. Chapitre 6). Parmi ces références, 40 relèvent des sciences de l'environnement, 27 des sciences du sol et 8 de l'écologie. Après une augmentation croissante du nombre annuel de publications entre 2002 et 2021, le rythme de publication diminue en 2022 et 2023 (au 13/12/2023) (Figure 17-2). Cette troisième requête permet de construire l'analyse bibliographique de la place de la qualité du sol en restauration écologique. Les 42 références citées dans la Section 7 s'appuient sur ce corpus complété au besoin par rebond bibliographique.

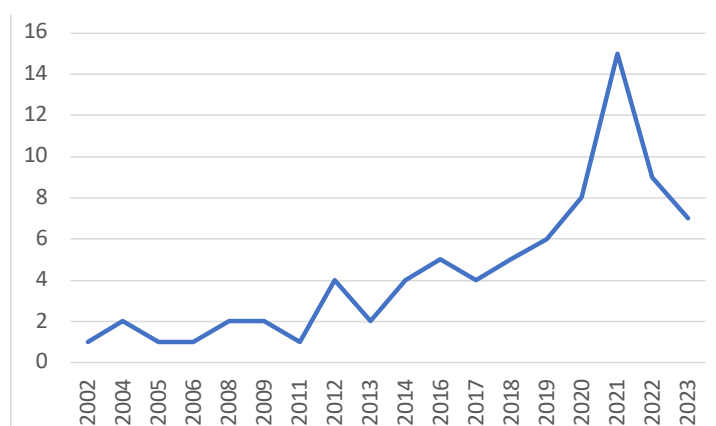


Figure 17-2. Évolution du nombre annuel de publications associant dans les titres les mots-clés relatifs à la restauration et au sol.

4) à l'association dans le titre des mots-clés sol, restauration et multifonctionnalité (TI=(soil AND restoration AND multifunction*)).

Cette requête fournit 10 références permettant d'alimenter la Section 8 de ce chapitre, dont deux sont citées.

5) Une requête spécifique a été construite autour des sols construits. TS=((technosol* or "construct* soil*" or "engineer* soil*" or "manufactur* soil*" or "reconstitut* soil*") and (function* or multifunction*)). Elle renvoie à 279 articles dont 10 articles de revue de la littérature, qui font l'objet de la section 9, où après les compléments apportés par rebond bibliographique, 51 références sont citées.

Parmi les 10 auteurs les plus cités, 8 sont français et issus majoritairement de l'Université de Lorraine mais aussi de l'Institut Agro Rennes-Angers et de l'Université de Montpellier.

Cent cinquante six articles s'intéressent aux technosols, 55 aux sols construits, 59 aux sols issus de l'ingénierie, 7 aux sols fabriqués, 21 aux sols reconstitués. Parmi les 279 articles identifiés, 62 sont liés à une action de verdissement (*greening + revegetation*), 54 à une action de réhabilitation (*rehabilitation + reclamation*), 37 à une action de restauration (*restoration*) et 8 à la régénération (*regeneration*) (Figure 17-3). Le terme régénération est dans les différents articles associés à la végétation et souvent à une action naturelle ou assimilée (Martins *et al.*, 2020 ; Miller *et al.*, 2017).

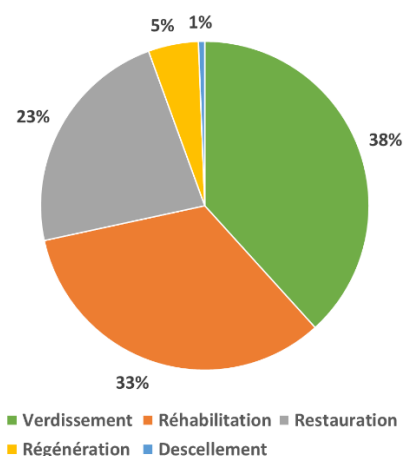


Figure 17-3. Répartition des articles de la requête 5 entre différents objectifs des sols construits

Seule une de ces publications s'intéresse au descellement (*de-sealing*). La question de la remédiation lorsqu'elle est liée à la gestion des risques et des composés préoccupants pour la santé humaine, n'est pas dans le champ de notre étude centrée sur la fonctionnalité écologique des sols. Pour autant, la question de la pollution est centrale dans la construction de sols en fonction de l'usage envisagé, que ce soit vis-à-vis de la croissance de végétaux (cf. Rue *et al.*, 2019), des transferts de polluants et des impacts environnementaux ou sanitaires (cf. Egendorf *et al.*, 2018 ; Séré *et al.*, 2008 ; Taugourdeau *et al.*, 2020).

Les termes « *rehabilitation* » et « *reclamation* » ont été fusionnés, même si les objectifs ne sont pas les mêmes (cf. *supra*) car dans les deux cas l'objectif n'est pas de viser le rétablissement de l'écosystème d'origine (historique préexistant), avec la particularité dans le cas de la « *reclamation* » (ou remise en état ou réaffectation) de viser un écosystème différent pour améliorer la biodiversité ou la fourniture de services écosystémiques. Ces termes sont souvent utilisés dans un sens élargi, les termes pouvant varier au sein d'un même article. La section traitant ici des sols construits ne s'intéresse pas aux sols agricoles.

Pour la rédaction du chapitre, à ces 5 requêtes sont ajoutées des références identifiées à la lecture des articles scientifiques.

2. Dynamiques et trajectoires des sols et des écosystèmes

La succession écologique est un processus naturel d'évolution des écosystèmes et des organismes qui les composent, couramment déclenché par les perturbations et conditionné par divers éléments de contexte comme le type de climat, de sol et d'occupation. Il est commun que différentes communautés puissent s'installer et se succéder dans des conditions environnementales, dont pédologiques, comparables. Pourtant, de l'altération des roches à la formation des horizons, la dynamique d'évolution des sols, bien qu'elle soit en partie dépendante des organismes vivants, est beaucoup plus lente que les successions écologiques. Le sol est donc un élément de contrôle essentiel des écosystèmes, notamment à un stade précoce de leur développement.

De nombreuses propriétés du sol et leur évolution conditionnent ainsi les successions écologiques mais également la distribution spatiale des espèces végétales, microbiennes et animales, et donc le fonctionnement et la dynamique des écosystèmes. Bradshaw (1997) déclarait que sans le processus naturel d'évolution des sols, les écosystèmes resteraient probablement figés dans un état de pauvreté biologique importante. Les théories reliant la productivité de biomasse et la diversité biologique suggèrent que les communautés végétales devraient être moins diversifiées dans les sites de fertilité élevée, en raison d'une forte et rapide exclusion compétitive. En absence de perturbation, la disponibilité des nutriments du sol diminue, particulièrement en phosphore (Vitousek, 2004), et s'accompagne d'une phase de déclin dans la production de biomasse et de diversité végétale (Wardle *et al.*, 2008). Cette relation dépendrait cependant davantage du type de ressources disponibles au cours de la chronoséquence de sol que de la productivité globale de l'écosystème (Laliberté *et al.*, 2012).

Bien que les écosystèmes soient continuellement confrontés à des perturbations naturelles (White et Jentsch, 2004) et que ces perturbations soient un moteur essentiel de leur évolution, les activités humaines sont, depuis la révolution industrielle, une source majeure de perturbations supplémentaires affectant les équilibres préexistants (UN Environment, 2019). L'IPBES reconnaît cinq catégories de facteurs qui influencent la biodiversité et les processus écosystémiques : le prélèvement direct d'organismes, le changement d'affectation des terres et des océans, la pollution, les invasions biologiques et le changement climatique (Díaz *et al.*, 2019). Les perturbations humaines sont responsables de pertes massives d'habitats naturels, de l'extension des zones urbaines et agricoles (Donald, 2004) et de la sixième crise d'extinction mondiale des espèces (Chapin *et al.*, 2000).

Lorsque les écosystèmes atteignent un état de dégradation trop important, ils peuvent alors subir une transition de cet état vers un état stable dit alternatif. Cette conversion souvent brutale et en réponse à des changements faibles et continus d'un ou plusieurs facteurs externes, est observée au-delà d'un seuil de dégradation, appelé seuil écologique (Spake *et al.*, 2022 ; Whisenant, 1999). A partir de ces seuils, qui peuvent être biotiques (ex. : présence d'herbivores, d'espèces invasives, disparition d'espèces ingénieurs ou clés de voûtes) ou abiotiques (ex. : perte de

fertilité ou inversement sur-fertilisation, modification du comportement hydrologique, pollution), les capacités de résilience de l'écosystème ne lui permettent plus de retrouver son état initial ou de favoriser une trajectoire écologique vers cet état initial. La perte de biodiversité et des fonctions écologiques de ce nouveau système écologique, ou de cet état trop dégradé, peut alors justifier la mise en œuvre de pratiques de restauration pour créer une trajectoire conduisant le milieu vers un état de référence.

3. De la conservation des sols à la restauration écologique : naissance d'une discipline scientifique

Le terme de conservation des sols est employé pour la première fois dans la littérature scientifique par Lipman (1926), 13 années avant la publication en allemand d'un premier article portant sur la qualité du sol (Wolff, 1939). La conservation du sol avait alors pour objectif la préservation de sa capacité de production végétale dans toutes les conditions environnementales possibles (Lipman, 1926). Il faut attendre la publication de Hopp et Slater (1948) pour observer le rapprochement des concepts de conservation et de qualité des sols. Entre-temps, les sécheresses récurrentes, les labours profonds et des tempêtes inédites ont induit une perte de plus de 75% des sols arables de quatre États du centre des États-Unis d'Amérique (événement connu sous le nom de *dust bowl*) et imposé à l'administration américaine d'adopter la première loi sur la conservation des sols en 1935 (cf. Chapitre 18). Cette loi renforçait certains dispositifs existants de suivi des sols et visait à développer des pratiques de gestion des terres plus efficaces (Ice, 2004).

Si des pratiques de conservation et restauration des écosystèmes existent depuis plusieurs milliers d'années, c'est dans ce contexte de *dust bowl* qu'une première expérimentation de restauration écologique est scientifiquement documentée. Cette expérience a été réalisée en 1936 par les écologues A. Leopold et J.T. Curtis, le botaniste T. Sperry et le mycologue H.C. Greene, et visait la restauration de prairies d'herbes hautes de l'Arboretum de l'Université du Wisconsin-Madison (Figure 17-4) et par la même occasion celle d'un sol capable d'accompagner l'évolution de cet écosystème (Court, 2012).



Figure 17-4. Photographies illustrant a) les conséquences du Dust Bowl, b) les travaux de restauration des prairies d'herbes hautes et c) la prairie de Curtis (Université du Wisconsin) 80 ans après ces travaux de restauration.

4. Définitions, concepts et objectifs en restauration écologique

Près de 70 ans après les expérimentations de Leopold, Curtis, Sperry et Greene, la société savante dédiée, la SER (*Society for Ecological Restoration*), adopte une définition commune de la restauration écologique : « La restauration écologique est le processus qui assiste le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, 2004). L'objectif de la restauration est par conséquent de redonner à l'écosystème sa structure, sa composition, ses fonctions et sa dynamique d'origine, en aidant à la réparation de l'habitat et à la recolonisation des espèces

animales et végétales locales qui étaient présentes avant la perturbation. La restauration des fonctions écologiques peut alors justifier une manipulation des caractéristiques physiques et chimiques des sols (fertilisation, étrépage de sol, régulation du pH, dépollution...) et la réinstallation d'espèces cibles, voire la suppression d'espèces non-cibles, (édaphiques ou non) pour permettre le franchissement des seuils abiotiques et biotiques contraignant la trajectoire de l'écosystème.

Au-delà de cette définition générale, les objectifs peuvent également varier selon les contextes et impliquer une sémantique qu'il convient ici de préciser selon la nomenclature de la SER (2004) et correspondant aux trajectoires illustrées par la Figure 17-5.

Ainsi, la restauration au sens strict vise à rétablir toutes les caractéristiques de l'écosystème de référence, y compris sa richesse en espèces, sa composition, sa structure et ses fonctions. La réhabilitation se concentre quant à elle sur le rétablissement de certaines fonctions écologiques, de certains services écosystémiques, ou sur le rétablissement partiel des attributs de l'écosystème. Le terme anglais *reclamation* (remise en état ou récupération en français) désigne la stabilisation des sols, la protection de la santé et de la sécurité publiques, ou l'amélioration du paysage dans les contextes de terres industrielles ou minières dégradées. Cette remise en état est également parfois utilisée comme synonyme de réaffectation (Aronson *et al.*, 1993). Enfin, la réaffectation vise un écosystème cible différent de l'écosystème de référence choisi pour la restauration et la réhabilitation. Cette cible est identifiée dans l'objectif d'améliorer la biodiversité ou la fourniture de services écosystémiques (Figure 17-5).

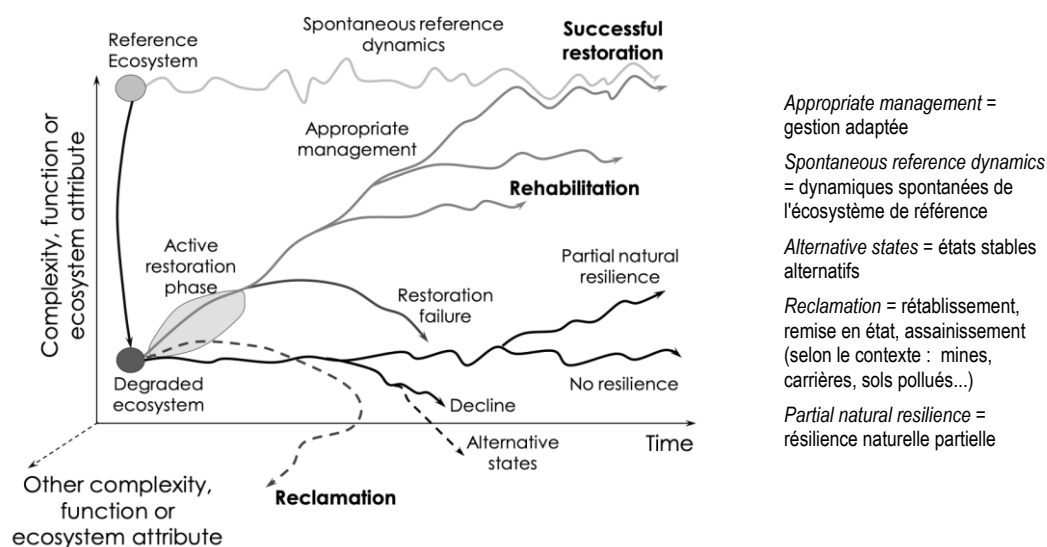


Figure 17-5. Positionnement des différents termes utilisés en restauration écologique en fonction des objectifs et trajectoires attendus (tiré de Jaunatre, 2012, d'après Aronson *et al.*, 1993 ; Buisson, 2011).

5. Les écosystèmes et les sols de référence

La restauration et la réhabilitation s'appuient sur un écosystème de référence historique préexistant (Clewel et Aronson, 2013). Cet écosystème de référence est le modèle qui sert à la planification d'un projet de restauration et qui permet donc de fixer les objectifs à atteindre en termes de composition et de diversité biologiques, de caractéristiques abiotiques, de complexité, de stabilité vis-à-vis des perturbations, de dynamique écosystémique et de fonctions écologiques (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, 2004). Il devrait être similaire d'un point de vue écologique et environnemental au site concerné par la restauration, mais sans l'ampleur de la dégradation subie par celui-ci. En l'absence d'écosystème intact, cette référence peut être identifiée sur des données historiques (données paléo-écologiques par exemple) (McDonald *et al.*, 2016). Une fois identifié, l'écosystème de référence est décrit par un ensemble d'attributs écologiques préexistants ou contemporains de la dégradation (ex. : composition en espèces, structure des communautés, fonctions

écologiques, climat, qualité du sol) et par différents aspects culturels, économiques et sociaux (ex. : usages, pratiques, vestiges archéologiques, services écosystémiques).

Lorsque la dégradation affecte plusieurs écosystèmes sur un territoire, c'est au niveau du paysage que la définition de la référence peut être requise. La référence peut également être constituée de différents états potentiels de la gamme historique des variations d'un écosystème. L'objectif est alors de refléter les combinaisons d'événements stochastiques qui ont conduit au développement de l'écosystème et contrôlent sa trajectoire. Comme nous l'avons décrit dans la Section 2, les écosystèmes changent au fil du temps en raison de facteurs internes (ex. : changements d'abondance d'une population, de teneur en azote) et externes (ex. : perturbations, météorologie, climat). Les écosystèmes de référence doivent donc être identifiés en mettant explicitement l'accent sur la compréhension de la dynamique temporelle et permettre l'évolution, l'adaptation et la résilience par exemple des espèces locales.

L'utilisation d'écosystèmes de référence comme des points de repère de la restauration permet de distinguer la restauration au sens strict des techniques de renaturation et de réparation, qui visent plus modestement à modifier les zones dégradées (Balaguer *et al.*, 2014). L'absence de références dans un projet de restauration induit ainsi un risque de distorsion des objectifs et de focalisation sur les moyens et non les résultats, en particulier lorsque la restauration est utilisée comme une mesure compensatoire (Murcia *et al.*, 2014). Pour faciliter le choix de l'écosystème de référence, les travaux de Durbecq *et al.* (2020) développent une méthode en 4 étapes basées sur la composition en espèces des systèmes non dégradés et en mesurant les facteurs environnementaux qui les structurent. Ces étapes sont : 1) délimiter une zone géographique dans laquelle se trouvent des types d'habitats similaires aux sites à restaurer ; 2) identifier des facteurs environnementaux structurant les communautés d'organismes dans cette zone géographique et les mesurer dans les sites non dégradés et dégradés ; 3) évaluer les différences environnementales entre les sites dégradés et les sites non dégradés, et 4) identifier les sites non dégradés les plus similaires aux sites de restauration en termes de facteurs environnementaux. Dans cette méthode, le sol et ses propriétés physiques, chimiques et biologiques sont considérés comme des variables environnementales, mais sa biodiversité peut être aussi utilisée comme un objectif de la restauration. Au même titre que le climat, la prise en compte des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols de l'écosystème de référence dans la planification et l'évaluation des projets de restauration devrait être systématique, car ces propriétés conditionnent l'assemblage des communautés végétales notamment (Heneghan *et al.*, 2008). Elle requiert *a minima* la caractérisation de l'une ou l'autre de ces conditions physiques, chimiques ou biologiques, en particulier lorsque l'objectif de la restauration est un rétablissement partiel et que des effets de cascades peuvent être espérés, ou, au contraire, une connaissance du sol plus intégrée voire holistique, lorsque des résultats complexes de la restauration sont attendus.

6. Évaluation de l'efficacité de la restauration

L'évaluation de l'efficacité de la restauration écologique est une étape cruciale pour déterminer si les objectifs fixés dans un projet ont été atteints. L'information qui caractérise la réussite d'une restauration et la manière de la mesurer continuent d'être l'objet d'importantes discussions dans la communauté scientifique. Les revues de littérature, qu'elles soient généralistes (Wortley *et al.*, 2013), plus spécifiques à la réhabilitation des mines (Martins *et al.*, 2020), des forêts (Gatica-Saavedra *et al.*, 2017) ou des zones humides côtières (Cadier *et al.*, 2020), ainsi que la discussion de Prach *et al.* (2019), offrent une vision globale sur la question de l'évaluation du succès de la restauration, et permettent d'identifier des catégories de critères, voire des indicateurs, utilisés notamment pour les écosystèmes terrestres. En 2016, la SER a proposé un cadre non spécifique pour évaluer les progrès et le succès de la restauration de différents écosystèmes (McDonald *et al.*, 2016). Ce cadre prend la forme d'une « roue de la restauration » composée de 6 catégories d'attributs écosystémiques (absence de menaces, échanges avec l'extérieur, fonctions de l'écosystème, diversité structurelle, composition spécifique et conditions physiques ; Figure 17-6). Ces 6 catégories peuvent être déclinées en indicateurs dont l'identité est adaptée au contexte écologique, à la problématique et aux objectifs de la restauration. Une échelle constituée de 5 niveaux (de 1 à 5 étoiles) pour

chaque attribut permet de mesurer et d'interpréter la progression de la restauration écologique. Ce système, bien qu'il doive être spécifique à chaque situation et qu'il nécessite une définition précise des données de suivi sur lesquelles il est basé, est suffisamment flexible pour permettre une surveillance quantitative ou qualitative de la restauration. Les étoiles peuvent être facilement quantifiées à l'aide d'approches statistiques, par exemple en utilisant les ratios de réponse (ratio de la valeur moyenne d'une variable sur le site de restauration par rapport à celle du modèle de référence).

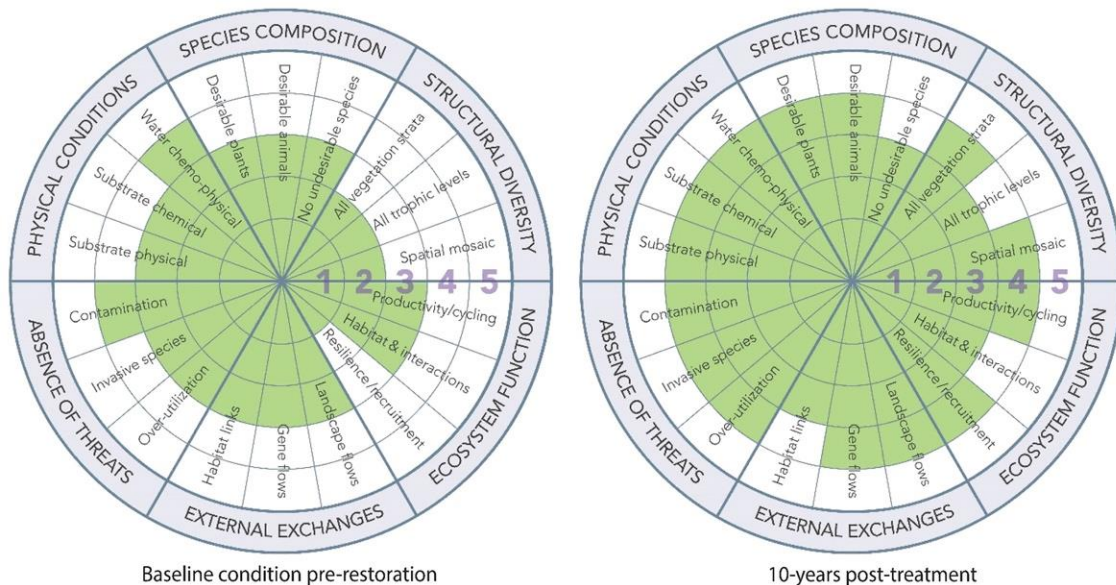


Figure 17-6. Roues de la restauration écologique (Gann et al., 2019).

Dans cet exemple, la roue de gauche représente l'état (de 1 à 5 étoiles) de chaque attribut évalué lors de l'inventaire de base du projet ; celle de droite représente un projet de restauration de 10 ans, dont plus de la moitié des attributs ont atteint 4 étoiles.

Au-delà des variables écologiques, il est également nécessaire de s'appuyer sur des indicateurs économiques, sociologiques et culturels pour une évaluation intégrée de la réussite d'une restauration. Il est ainsi possible de suivre et d'évaluer les incidences d'un projet par :

- Des suivis biologiques : observation des populations d'espèces cibles, notamment la dynamique des populations d'espèces indigènes et la régression des espèces envahissantes.
- Une surveillance de la biodiversité : évaluation de la diversité des espèces, des changements dans la structure des communautés, des assemblages de traits.
- Une évaluation de la végétation : suivi de la composition végétale, de la couverture végétale et de la santé des plantes, en mettant l'accent sur la présence et l'abondance des espèces indigènes.
- Une mesure de la qualité du sol : analyse des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol.
- Une évaluation du rétablissement des processus et fonctions écologiques : par ex. pollinisation, dispersion des graines, stockage du carbone.
- Des mesures socio-économiques : évaluation de l'impact de la restauration sur les communautés humaines locales, y compris les avantages économiques, sociaux et culturels.
- Engagement communautaire : évaluation du niveau d'engagement et de satisfaction de la communauté humaine locale dans le processus de restauration.

L'utilisation d'indicateurs multiples et d'approches intégrées peut offrir une vision plus complète des résultats de la restauration écologique. Il est également important d'ajuster les objectifs en fonction des conditions spécifiques du site et des enseignements acquis au fil du temps.

Le calendrier, la fréquence et de la durée de la collecte des données pour le suivi de l'efficacité de la restauration dépendent des caractéristiques de chacun des indicateurs (notamment de leur temps de réaction aux changements et de leur phénologie), des objectifs de restauration et de suivi, des facteurs qui influencent les variables suivies, et des ressources disponibles pour effectuer le suivi. Le calendrier doit en outre éliminer les sources de variation qui dépendent de la saison, de l'heure de la journée ou d'autres phénomènes liés au temps. La durée nécessaire au rétablissement de l'écosystème est difficile à prédire, mais il convient de rechercher des informations sur le temps nécessaire à cette régénération ou sur la résilience de certaines propriétés, populations ou fonctions, pour définir une durée de suivi permettant d'attester de l'atteinte des objectifs. A titre d'exemple, la très faible capacité de dispersion et de reproduction des espèces végétales steppiques telles que le *Brachypodium retusum* suggère une résilience très lente des pseudo-steppes méditerranéennes et donc la nécessité d'un suivi sur plusieurs dizaines d'années. Finalement, une évaluation régulière des attributs écologiques permet de corriger les opérations de restauration en cas de trajectoire non désirée, et d'adapter les pratiques de gestion qui accompagnent fréquemment ces opérations de restauration.

7. De la place de la qualité du sol en restauration écologique

L'analyse de la bibliographie met en évidence l'utilisation de paramètres des sols en restauration écologique dans trois objectifs distincts : évaluer les trajectoires et le succès de restauration de l'écosystème, évaluer la restauration des fonctions et donc de la qualité du sol, développer des solutions fondées sur la nature pour restaurer les écosystèmes et leur sol.

7.1. Cadre général

Compte tenu des conséquences avérées des changements globaux sur les sols et de leurs enjeux au regard des politiques de transition écologique, la restauration écologique permet de rétablir la biodiversité dans les milieux dégradés, maintenir les fonctions écologiques attendues dans ces écosystèmes (telles que définies dans le Chapitre 6), et garantir la pérennité des services écosystémiques d'approvisionnement notamment en ressources alimentaires, et de régulation du climat et des risques naturels. A titre d'exemple, la perte de matière organique dans un sol dégradé (un facteur clé de plusieurs fonctions écologiques) justifie à elle seule une action de restauration (Baveye *et al.*, 2020 ; Wos *et al.*, 2023 ; Xu *et al.*, 2019).

La requête WoS 2) (cf. Section 1) génère 6 265 références qui prennent en compte le sol et ses propriétés dans des problématiques de restauration écologique. Elle rend compte de l'intérêt de ce compartiment dans les recherches en restauration écologique considérée au sens le plus large du terme et donc englobant la restauration, la réhabilitation, la remédiation, la désartificialisation et la renaturation.

De nombreuses études ont montré la pertinence des indicateurs de la qualité des sols pour le suivi et l'évaluation d'actions de restauration (cf. les revues de Bhaduri *et al.*, 2022 ; Callaham et Stanturf, 2021 ; Gatica-Saavedra *et al.*, 2023 ; Muñoz-Rojas, 2018). Les variables citées dans ces travaux peuvent être physiques, chimiques et biologiques. Elles correspondent en très grande partie aux nombreuses variables listées dans le Chapitre 7. Ces indicateurs sont cependant principalement utilisés pour analyser l'évolution des propriétés du sol au cours de la trajectoire de restauration et évaluer leur rôle potentiel dans le processus de revégétalisation.

Heneghan *et al.* (2008) proposent un modèle conceptuel pour illustrer la place que l'on doit accorder au sol et à ses propriétés dans les projets de restauration écologique (Figure 17-7).

Dans ce modèle, la connaissance, l'évaluation et la manipulation des caractéristiques physiques (P), chimiques (C) et biologiques (B) des sols, dépendent de la sévérité de la dégradation, des objectifs de restauration, et de la capacité de résilience de l'écosystème. Lorsque le sol est trop dégradé (Figure 17-7, en bas à gauche des schémas a, b et c), par exemple à l'issue d'une forte pollution, et que la végétation ne peut plus s'installer, l'objectif de la restauration peut se limiter à la remise en état d'un processus spécifique pour permettre la revégétalisation. Dans

cet exemple, l'élimination des polluants, une modification du pH ou l'aération du sol peuvent être des manipulations suffisantes, et donc ne concerner individuellement, en règle générale, que certaines propriétés chimiques, physiques ou biologiques. Si l'objectif est de retrouver la complexité écosystémique et fonctionnelle de l'écosystème de référence, par exemple de recréer les chaînes trophiques originelles et ainsi leur fonction de régulation des organismes pathogènes, alors il sera nécessaire de considérer de manière intégrée les propriétés physiques, chimiques et biologiques (en haut à droite des schémas a, b et c), ce qui implique d'améliorer notre connaissance des sols concernés.

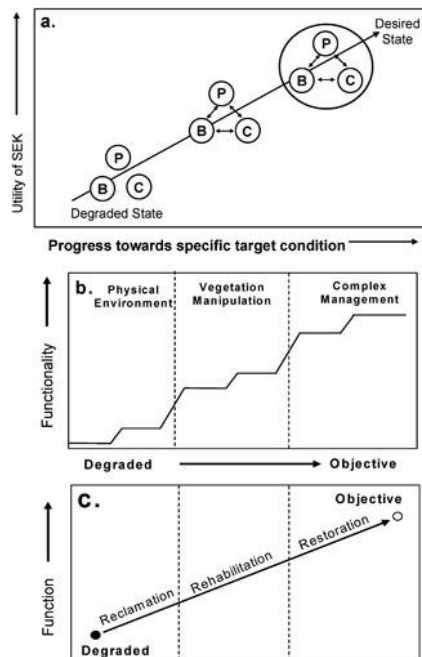


Figure 17-7. Modèle théorique
a) permettant de relier les connaissances écologiques du sol (SEK = Soil Ecological Knowledge) aux modèles théoriques de restauration des écosystèmes (d'après Heneghan et al., 2008). Caractéristiques physiques (P), chimiques (C) et biologiques (B) des sols
b) seuils physiques et biologiques qui doivent être franchis pour que la restauration soit réussie (modifié d'après Whisenant, 1999).
c) de relation entre les objectifs et la nomenclature de restauration des écosystèmes (modifié de Bradshaw, 1987).

7.2. Des propriétés physiques, chimiques et biologiques à la restauration des fonctions du sol

La restauration écologique peut avoir pour objectif la récupération de l'intégrité de l'écosystème. L'écosystème restauré doit alors comporter des espèces, une structure de communautés biologiques, des paysages naturels, une patrimonialité, des usages, et des fonctions écologiques, durablement conformes à l'écosystème de référence ciblé. La nécessaire désartificialisation de certains sols pour répondre au « zéro artificialisation nette » fixé par la Loi Climat et Résilience de 2021, s'inscrit dans cet objectif de rétablissement des fonctions écologiques.

Supposée mettre en évidence un lien fort entre la restauration et la qualité des sols comprise comme sa fonctionnalité, la requête WoS 3) (cf. section 1) génère une majorité d'articles (38 sur 77) associant l'utilisation des paramètres édaphiques à la restauration de sols pollués (ex. : Kim et al., 2023 ; Mench et al., 2006 ; Sun et al., 2011 ; Van Deventer et al., 2008), ou de sols forestiers, prairiaux et agricoles (35 sur 77).

Les variables majoritairement utilisées pour le suivi de la remédiation des **sols pollués** sont principalement des variables microbiologiques (ex. : Gómez-Sagasti et al., 2012 ; Wei et al., 2020) et chimiques (Klik et al., 2021). Dans ce contexte spécifique de remédiation des sols pollués, Volchko et al. (2013 puis 2014a) ont développé une démarche intégrée qui s'appuie sur un ensemble de critères écologiques, socio-culturels et économiques, pour inclure les fonctions écologiques et non écologiques des sols dans l'évaluation de la durabilité de plusieurs pratiques d'élimination ou d'immobilisation des polluants. Cette démarche s'appuie sur une analyse bibliographique des relations entre les indicateurs, les fonctions et les services, mais aussi sur les impacts des technologies de remédiation sur les indicateurs de la qualité des sols. Dans une analyse décisionnelle multicritère composée de 6 étapes, les interactions entre les variables biologiques et physico-chimiques du sol permettent de caractériser et

d'évaluer les processus écologiques. Ces travaux s'appuient sur différentes propositions de jeux de données d'indicateurs de la qualité des sols (Volchko *et al.*, 2014b), qui doivent inclure *a minima* la texture, la quantité d'éléments grossiers, la quantité de matière organique, la capacité de rétention en eau, le pH, l'azote potentiellement minéralisable et le phosphore disponible (Volchko *et al.*, 2014b). Ces processus sous-tendent des fonctions écologiques qui, lorsqu'elles sont utilisées par l'homme, sont alors considérées comme des services écosystémiques. Les sols sont ainsi comparés sur la base d'un indice (*Soil quality index* - SQI) borné entre 0 et 1. Cet indice développé pour des sols agricoles pollués et calculé à partir de propriétés physiques, chimiques et biologiques (adaptables selon les types de sol et leurs usages), rend compte de la capacité du sol à remplir ses fonctions liées à la production primaire.

En **milieu forestier**, la revue de littérature publiée par Gatica-Saavedra *et al.* (2023) révèle que les types d'indicateurs de la qualité des sols les plus fréquemment cités sont les paramètres chimiques (ex. : le carbone du sol, l'azote et le pH). Ces auteurs identifient par ailleurs la stabilité des agrégats, le carbone oxydable, la respiration du sol et l'activité enzymatique, comme des indicateurs moins utilisés dans la littérature mais plus intégratifs et donc potentiellement pertinents pour le suivi de la régénération des écosystèmes forestiers. Dans les travaux qu'ils ont analysés, 46% des études sont réalisées sur des chronoséquences de plus de 15 ans, et la majorité montre à long terme des indicateurs à des niveaux comparables à ceux des sols de l'écosystème de référence.

Ces résultats positifs sont confirmés pour des écosystèmes dégradés des **zones arides**, par une méta-analyse mondiale de Kimmell *et al.* (2023). Les 7 paramètres de qualité des sols analysés sont la stabilité des agrégats, la densité apparente, l'humidité du sol, le carbone organique du sol (*Soil organic carbon* - SOC), l'azote du sol, la colonisation mycorhizienne et la respiration basale. Ils ne couvrent donc que certains aspects de la qualité, mais cette méta-analyse a révélé que la restauration des sols peut être un outil efficace pour améliorer l'état physique et biologique des sols dans les zones arides. Parmi différentes conclusions, les auteurs précisent que cette efficacité dépend de la texture des sols et du niveau d'aridité du milieu (c'est-à-dire restauration de la fertilité plus efficace dans les sols à texture fine des environnements arides, ainsi que dans les sols à texture grossière des environnements mésiques).

La méta-analyse publiée par Parkhurst *et al.* (2022) modère quelque peu les résultats encourageants qui précèdent. Ce travail se focalise sur la restauration de **terres agricoles** abandonnées, et précise que si une amélioration est observée pour certains paramètres (azote total, magnésium, carbone du sol, densité apparente et porosité), ils n'atteignent pas, après 50 ans de restauration, les niveaux des écosystèmes de référence. Dans ce travail de méta-analyse concernant de nombreuses situations, les écosystèmes de référence sont définis comme les écosystèmes indigènes, historiques ou contemporains de la zone étudiée, avant qu'elle ne soit défrichée, fertilisée et cultivée. Dans ces conditions, la persistance d'une plus forte disponibilité des nutriments, malgré les actions de restauration passives ou actives peut expliquer également les abondances élevées de certains taxons de la faune du sol (scarabées). Les auteurs préconisent par ailleurs de suivre les trajectoires de restauration des communautés d'organismes avec une méthode moins généraliste et plus adaptée aux espèces ou aux groupes fonctionnels pertinents. Ils confirment qu'un suivi à long terme de l'efficacité de la restauration est nécessaire. Ils rapportent finalement que les évolutions de la qualité du sol dans les horizons superficiels sont soit au même niveau, soit plus importantes que les évolutions dans les horizons plus profonds, et suggèrent de concentrer le suivi sur les couches superficielles du sol, en particulier si la collecte d'échantillons dans les couches plus profondes n'est pas réalisable.

Dans la requête 3, 4 articles concernent la construction des **technosols**. Ruiz *et al.* (2020) ont évalué la qualité de trois technosols brésiliens construits sur un site minier avec des déchets de calcaire dolomitique. Ils ont comparé deux technosols de 3 ans et 7 ans sous cannes à sucre et un de 20 ans sous prairie, à un sol de référence à usage agricole (culture de cannes à sucre) proche de la mine restaurée (lixisol rhodique). Les analyses des propriétés biologiques (ex. : biomasse microbienne, activités enzymatiques) et physico-chimiques (ex. : stabilité des agrégats, teneurs en matière organique, CEC) leur ont permis d'observer une restauration des fonctions du sol perdues lors de l'exploitation minière. L'utilisation d'une référence agricole questionne sur les objectifs de cette restauration écologique centrée sur le rétablissement de processus relatifs à la productivité agricole. Dans divers contextes urbains, industriels, d'exploitations minières ou d'infrastructures de transport, le descellement est une action

couramment employée pour désimperméabiliser un sol, mais dont les effets sur la biodiversité du sol et les fonctions écologiques sont peu documentés scientifiquement. Tobias *et al.* (2018) proposent une revue de littérature de ce sujet et une analyse de 3 cas d'études. Le descellement permet une revégétalisation rapide et, en l'absence de polluants et si la profondeur est suffisante, la croissance des plantes d'intérêt alimentaire (ex. : légumes, céréales, arbres fruitiers) sur ces sols en l'espace de 15 ans. Cependant, d'après les auteurs, ces sols désimperméabilisés restent des sols anthropogéniques dont la multifonctionnalité est réduite. Les auteurs concluent que la restauration des services écosystémiques après le descellement dépend des conditions édaphiques spécifiques à chaque site. Maienza *et al.* (2021) confirment, pour trois villes d'Italie, que le descellement et une gestion adaptée (plantation d'arbustes, irrigation) permet la restauration rapide de la qualité biologique et de la fertilité des sols urbains.

La restauration écologique peut être également motivée par le recouvrement de services écosystémiques spécifiques, tels que la séquestration du carbone dans la végétation et le sol pour l'atténuation des changements climatiques, par exemple (Galatowitsch, 2009). La production de biomasse racinaire est une solution souvent proposée en restauration écologique, qui permet de produire rapidement des quantités significatives et durables de matières organiques dans les sols restaurés. Cependant, la restauration complète du stock de matière organique pourrait nécessiter plusieurs décennies ou siècles (Baer *et al.*, 2002; Matzek *et al.*, 2016). Au-delà du suivi de l'efficacité de ces actions, le défi majeur de ces projets centrés sur un seul objectif sera néanmoins d'assurer une biodiversité élevée, et la multifonctionnalité de ces milieux (Suding, 2011).

7.3. De l'usage spécifique des organismes du sol comme un outil efficace de restauration écologique

La restauration active des fonctions d'un écosystème à l'aide des organismes du sol, notamment des espèces dites ingénieurs (organismes qui contrôlent la disponibilité des ressources pour d'autres organismes en provoquant des changements d'état physique du matériel biotique ou abiotique), a fait l'objet de nombreux travaux expérimentaux (Byers, 2024 ; Byers *et al.*, 2006 ; Gann *et al.*, 2019). Cette approche vise à rétablir la composition, la structure et la fonctionnalité des communautés d'organismes (bactéries, champignons, macrofaune) impliquées dans certaines propriétés, processus ou fonctions écologiques du sol, voire dans la résilience de l'intégrité écologique du sol et de la végétation.

Les inocula bactériens peuvent par exemple permettre de renforcer l'élimination, la transformation et la décomposition d'éléments inorganiques ou de molécules organiques polluants (Liu *et al.*, 2023). Hamman et Hawkes (2013) ont montré que l'inoculation d'un sol dégradé avec un sol donneur sain contenant une communauté microbienne complexe améliorerait la germination des graines des espèces indigènes après éradication des espèces végétales envahissantes. Ces inocula de communautés microbiennes complexes (fongiques ou bactériennes) peuvent aider efficacement la restauration de certains écosystèmes dégradés (Neuenkamp *et al.*, 2019), ou inversement ne produire aucun résultat probant dans d'autres contextes (par ex. Grove *et al.*, 2019). Les facteurs explicatifs du succès ou de l'échec de ces méthodes d'inoculation sont méconnus et peuvent dépendre du contexte environnemental dans lequel elles sont appliquées. La sensibilité des populations inoculées aux polluants présents dans les sols et la prédation par les nématodes et les protozoaires indigènes des communautés microbiennes sont des explications possibles de l'échec de l'inoculation.

Les protozoaires, les microarthropodes et les nématodes sont souvent utilisés comme indicateurs permettant de suivre la trajectoire et le succès de la restauration écologique (ex. : Nielsen, 2019 ; Yang *et al.*, 2021). La faune du sol peut également être employée pour son action sur la restauration (Morales-Márquez et Meloni, 2022). Les macro-invertébrés du sol notamment, tels que les vers de terre et les fourmis, sont considérés comme des organismes ingénieurs et sont fréquemment utilisés en restauration écologique. Badawi *et al.* (2013) rapportent que les vers de terre créent des pores colonisés par des communautés microbiennes particulièrement actives dans la minéralisation des pesticides. Les résultats des travaux de recherche peuvent cependant être contradictoires. En effet, Forey *et al.* (2018) ont par exemple démontré expérimentalement que l'inoculation de vers de terre

permettait de doubler la croissance des plantes mais ne modifiait pas la diversité végétale, et au contraire affectait la diversité des collemboles.

L'analyse de la littérature montre, au-delà de résultats contradictoires et partiels, mais en accord avec Harris (2009), que l'usage des organismes du sol en restauration écologique nécessite de déterminer si les communautés biologiques doivent être davantage considérées et utilisées comme des « acteurs facilitateurs » de la restauration, ou comme des indicateurs de trajectoires et de succès de la restauration.

8. La restauration écologique dans les politiques actuelles

La nécessité croissante de « réparer les écosystèmes » pour lutter contre les conséquences des changements globaux est désormais inscrite dans les orientations politiques. Les Nations unies ont déclaré les années 2021-2030 « Décennie de la restauration des écosystèmes ». Outre une action de sensibilisation, cette résolution permettrait de restaurer plus de 350 millions d'hectares de terres dégradées dans le monde. Selon l'Agence environnementale des nations unies (UNEA, 2019¹), la restauration de ces terres générerait 9 milliards USD sous la forme de services écosystémiques, et réduirait les quantités de gaz à effet de serre dans l'atmosphère de 13 à 26 gigatonnes.

8.1. Dans l'Union européenne

Le Pacte vert pour l'Europe² encourage la Commission européenne à déterminer des mesures, notamment juridiques, pour aider les États membres à protéger et restaurer la nature, et ainsi permettre le respect des engagements de l'UE au titre de la convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques et de l'accord de Paris. Dans ce contexte, c'est en juin 2024, que le règlement européen relatif à la restauration de la nature a été adopté³. Ce cadre initialement proposé par la Commission européenne en juin 2022, très débattu car considéré comme trop ambitieux, vise notamment la restauration d'au moins 30% des zones d'habitat dégradé d'ici 2030, 60% d'ici 2040 et 90% d'ici 2050. L'objectif général du règlement est ainsi de contribuer à rétablir sur le long terme, de manière continue et durable, la biodiversité et la résilience de la nature en restaurant les écosystèmes.

Dans ce texte, la définition de la restauration (processus actif ou passif visant au rétablissement du bon état d'un écosystème) s'apparente à celle proposée par la SER (processus qui assiste l'auto-réparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit), le « bon état » étant défini comme « l'état dans lequel les caractéristiques essentielles d'un écosystème, à savoir son état physique, chimique, structurel et fonctionnel et sa composition, de même que les caractéristiques de ses paysages terrestres et marins, traduisent le niveau élevé d'intégrité écologique, de stabilité et de résilience nécessaire pour assurer son maintien à long terme ». Si l'intention de permettre ou de viser un rétablissement est donc comparable avec les objectifs scientifiques de la restauration écologique, le règlement européen : 1) fixe des objectifs principalement de moyens (s'agissant par exemple des écosystèmes agricoles) et des objectifs de résultats sur la base d'une liste d'indicateurs écologiques, 2) n'objective pas le « bon état » écologique sur la base de l'identification et de la caractérisation d'un écosystème de référence, mais demande aux Etats de déterminer des « surfaces de référence favorables », 3) se focalise sur la restauration de certains types d'habitats, et 4) priorise jusqu'à 2030 les sites Natura 2000. La nature et le niveau de dégradation des écosystèmes, en d'autres termes l'état à partir duquel la restauration doit être considérée comme nécessaire, ne sont pas considérés dans le texte.

¹ UNEA (2019, March 1). New UN Decade on Ecosystem Restoration offers unparalleled opportunity for job creation, food security and addressing climate change (Press Release). United Nations Environment Agency (UNEA). <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/press-release/new-un-decade-ecosystem-restoration-offers-unparalleled-opportunity>

² Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions - Le pacte vert pour l'Europe, COM/2019/640 final.

³ Règlement (UE) 2024/1991 du Parlement européen et du Conseil du 24 juin 2024 relatif à la restauration de la nature et modifiant le règlement (UE) 2022/869

Les sols sont identifiés dans le texte comme partie intégrante des écosystèmes terrestres, reconnus pour leur biodiversité qu'il est nécessaire de restaurer et de renforcer, et pour leur rôle dans le stockage du carbone et donc la lutte contre le changement climatique. Certains objectifs les concernant sont cependant renvoyés au cadre plus spécifique également en cours de discussion de la proposition de directive *Soil monitoring and resilience*, comme annoncé dans la stratégie de l'UE en matière de sols. Il est intéressant de noter que dans la rédaction des plans nationaux de restaurations prévus aux articles 14 et 15, les États membres sont encouragés à créer des synergies avec leurs politiques en matière de « dégradation neutre des sols », autrement dit le ZAN concernant la France.

Les sols sont cités dans 3 articles du règlement :

- L'article 11 relatif à la restauration des écosystèmes agricoles. Les États membres doivent obtenir une tendance à la hausse, au niveau national, des stocks de carbone organique dans les sols minéraux cultivés, mesurés à une profondeur de 0 à 30 cm (tonnes de carbone organique/ha). Pour les sols organiques utilisés en agriculture qui sont des tourbières drainées, les États membres doivent mettre en place des mesures de restauration concernant 70% de ces superficies d'ici à 2050, dont au moins la moitié devront être remises en eau.
- L'article 12 relatif à la restauration des écosystèmes forestiers. Les États membres doivent obtenir une tendance à la hausse, au niveau national, de la quantité de bois mort au sol. Cet article vise également une augmentation des stocks de carbone organique présent dans la litière et les sols minéraux, mesurés à une profondeur de 0 à 30 cm au sein des écosystèmes forestiers (tonnes de carbone organique/ha).
- L'article 20 fixant les modalités de surveillance des objectifs listés précédemment.

Le projet de règlement européen se focalise sur la fonction stockage du carbone par les sols, en réponse à l'importance accordée à cette fonction dans les mécanismes de résilience et pour la lutte contre le changement climatique dans laquelle l'Europe s'est politiquement engagée. Sans qu'elle soit exclue formellement du contenu des articles relatifs à la restauration des écosystèmes terrestres, côtiers et d'eau douce (article 4) et des écosystèmes urbains (article 5), la qualité des sols n'en est pas non plus un objectif clairement identifié.

8.2. En France

En France, la restauration écologique n'était, jusqu'à récemment, exigée que dans le cadre d'opérations menées dans des espaces naturels protégés (Parcs nationaux, espaces Natura 2000...). Depuis la loi Climat et résilience (2021), la désartificialisation est décrite comme le résultat de la renaturation et consiste en « *des actions ou des opérations de restauration ou d'amélioration de la fonctionnalité d'un sol, ayant pour effet de transformer un sol artificialisé en un sol non artificialisé.* » (Art. L. 101-2-1 c. urb.).

Par cette formulation, le législateur a laissé une grande marge d'appréciation aux acteurs qui auront la charge de cette obligation. En amont de cette loi, l'instruction du Gouvernement du 29 juillet 2019 relative à l'engagement de l'État en faveur d'une gestion économe de l'espace oscillait déjà entre différentes méthodes de désartificialisation, en invitant les préfets à encourager « *les projets ou les démarches visant la réhabilitation, la renaturation ou la désartificialisation de zones anthropisées* ».

Poursuivant sa trajectoire d'écologisation, le droit de l'urbanisme comprend désormais la notion de renaturation qui relevait jusqu'alors essentiellement du domaine du droit de l'environnement, mais sans pour autant lui conférer de base légale (Limasset *et al.*, 2021). En effet, les seuls textes la mentionnant étaient des décrets ou des circulaires⁴. Un contentieux (TA Marseille, 25 janvier 2011, n° 1002424) a d'ailleurs été soulevé à ce sujet : les requérants invoquaient l'illégalité d'un arrêté préfectoral au motif qu'il exigeait la « renaturation » de la réserve naturelle de la

⁴ Circulaire du 5 juillet 2011 relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau.

Décret n°2017-1845 du 29 décembre 2017 relatif à l'expérimentation territoriale d'un droit de dérogation reconnu au préfet ; Note technique du 5 février 2018 relative à l'instruction des dossiers de déclaration au titre de la loi sur l'eau.

Décret n°2002-996 du 9 juillet 2002 portant création de la réserve naturelle de la forêt d'Orient (Aube).

Décret n°2006-928 du 27 juillet 2006 portant création de la nouvelle réserve naturelle nationale de la Petite Camargue alsacienne (Haut-Rhin).

Crau polluée par la fuite d'hydrocarbures d'un pipeline. Le préfet ayant entre-temps retiré son arrêté, le tribunal administratif de Marseille n'avait pu statuer sur cette question.

La notion juridique de renaturation ne semblait être invoquée ou exigée que dans des contextes de restauration des milieux, dont celui des cours d'eau (renaturation des berges) et celui des réserves naturelles. La loi Climat et résilience a ainsi étendu, sans toutefois la définir, le recours à cette notion (dans le cadre des mécanismes visant à adapter les territoires au recul du trait de côte par exemple).

Dans ce contexte, la réduction de l'artificialisation, voire la transformation d'un sol artificialisé en un sol non artificialisé (désartificialisation), devraient s'appuyer sur des actions de restauration écologique, de renaturation ou d'amélioration de ses fonctionnalités qui elles-mêmes s'appuient sur l'intégrité des propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol. L'efficacité de ces actions repose notamment sur une analyse de la place du sol en restauration écologique, de la typologie des objectifs et des termes correspondants (cf. Section 4), et de l'édition de guides méthodologiques pour la mise en œuvre de ces politiques.

La stratégie de localisation des opérations de désartificialisation reste un sujet à explorer du point de vue de la recherche comme du point de vue opérationnel. A cet égard, il pourrait être intéressant de voir converger de telles opérations avec les obligations de compensation des atteintes à la biodiversité, à travers l'identification des « zones préférentielles de renaturation » prévues par les SCoT. Si l'on comprend l'intérêt de cette convergence, notamment pour que la compensation porte en priorité sur des espaces artificialisés (ce qui n'est pas le cas aujourd'hui), il ne faudrait pas pour autant que la désartificialisation ne repose que sur la condition de la mise en œuvre de projets destructeurs des milieux à proximité.

Pour finir, le droit ne précise pas si la désartificialisation sera comptabilisée dans le document d'urbanisme dès lors que les travaux (actions ou opérations) seront achevés, ou bien à partir du moment où l'on observera effectivement la refunctionalisation du sol considéré. La réponse à cette question sera déterminante pour la préservation de la qualité environnementale du territoire concerné, eu égard aux grandes incertitudes qui accompagnent traditionnellement les opérations de restauration (Brunet, 2020).

9. Les sols construits : outils de restauration ou de désartificialisation ?

Les technosols au sens du référentiel mondial des sols (IUSS Working Group WRB, 2022 ; Rossiter, 2007) et les anthroposols au sens du référentiel français de pédologie (Baize et Girard, 2009) partagent le fait qu'ils sont fortement modifiés ou fabriqués par l'homme et ses activités. Ces dénominations intégrant une diversité de natures et d'origines différentes, cette section se focalise uniquement sur les sols qui ont été créés, fabriqués, par l'ingénierie pédologique dans un objectif et un usage particuliers. L'ingénierie pédologique offre ainsi de reconstituer ou construire un sol sur une profondeur plus ou moins importante (de quelques cm à plus d'1 m) en utilisant des ressources organiques et minérales exogènes pouvant avoir des origines naturelles ou technologiques (liées à une origine ou processus technologique). Dans le cadre de la reconstitution de sol, ce sont principalement des matériaux pédologiques déplacés qui sont utilisés dans le processus. D'autres termes sont également utilisés pour décrire ces sols reconstitués comme « *soil transfer* » (Bulot *et al.*, 2017 ; Fowler *et al.*, 2015).

Le qualificatif de « construits » est associé aux « anthroposols » pour préciser leur origine dans le référentiel français ; ils sont le résultat d'une action volontaire de construction d'un « sol » en utilisant des matériaux technologiques (Baize et Girard, 2009). Les technosols sont caractérisés par une présence importante d'artefacts (c'est-à-dire de matériaux d'origine technologique), ou d'une géomembrane imperméable ou d'un matériau technique dur à la surface du sol (Rossiter, 2007). Le terme « technosol construit » n'est pas intégré à la WRB mais est utilisé par analogie au référentiel français (Séré *et al.*, 2010).

Pour simplifier le propos, ces différents sols (anthroposols reconstitués et construits, technosols construits) sont considérés comme des sols fabriqués dans la suite.

Cette section est structurée en 3 parties : la première est dédiée aux opérations de restauration/réhabilitation/remise en état de sites miniers ou de carrière, la deuxième à la fabrication de nouveaux sols et la troisième aux opérations de désimpermeabilisation. Des études de cas sont présentées pour illustrer la diversité et la complémentarité des approches mises en œuvre.

9.1. La restauration/réhabilitation d'espaces dégradés par les activités (mines, carrières)

L'état de dégradation des sites industriels, miniers ou de carrière peut être tel qu'il ne permet pas à la végétation de se développer dans de bonnes conditions. La réhabilitation de ces sites est couramment abordée via un travail de reprofilage et d'apport de terre végétale permettant de revégétaliser l'espace impacté (dos Santos *et al.*, 2023 ; Martins *et al.*, 2020). Dans certains cas, d'autres matériaux fertilisants, s'ils sont disponibles à proximité (par ex. boues de stations d'épuration) sont apportés.

L'objectif de végétalisation est complété dans certains cas par un objectif de recréation d'un écosystème fonctionnel et durable (Martins *et al.*, 2020). La comparaison à une référence naturelle est alors de mise. Dans les cas où l'objectif est de remettre en état ou réhabiliter, la référence peut être liée à un usage particulier (agricole pour Ruiz *et al.*, 2020) ou ne constituer qu'un référent naturel de comparaison pour le recouvrement des fonctions (Colombini *et al.*, 2022). Le travail de revue bibliographique réalisé par Martins *et al.* (2020) permet d'illustrer la façon dont les sols construits sont considérés, suivis et évalués dans le processus de rétablissement de l'écosystème. Parmi les indicateurs fonctionnels de suivi de ce rétablissement, environ 54% sont directement liés aux paramètres physiques, chimiques et biologiques des sols ; ce chiffre augmentant considérablement lorsqu'ils sont considérés comme informations complémentaires. Dans un objectif de développement de la végétation, ce sont principalement les paramètres physico-chimiques et de développement du végétal qui sont retenus. Les paramètres biologiques demeurent ainsi souvent négligés dans l'évaluation, même si des indices de qualité des sols intégrant les composantes physique, chimique et biologique dans une approche fonctionnelle ont été développés pour évaluer l'efficacité du développement de la végétation, voire des communautés de macro-invertébrés (Tableau 17-1). C'est le cas de l'indicateur général de la qualité des sols reconstruits – GISQ – (Dominguez-Haydar *et al.*, 2019), de l'indice intégré de la qualité des sols de mine – IMSQI – (Bandyopadhyay *et al.*, 2020), de l'indice de qualité des technosols – TQI – (Anirwal *et al.*, 2018) et de l'indice global de qualité des sols – IQS – (Ruiz *et al.*, 2020). Ces articles mettent également en évidence l'intérêt de travailler sur des chronoséquences pour suivre l'évolution des sols et de l'écosystème sur le long terme (quelques années à 25 ans). Dans certains cas, l'état du site avant l'opération de construction est renseigné (Anirwal *et al.*, 2018). Les cinq études présentées ci-dessous illustrent les méthodes développées pour suivre la remise en état de sols dégradés.

Tableau 17-1. Indices développés pour suivre des procédés de remise en état de sols dégradés

| Indices | Objectif | Chronoséquence (ans) | Référence | Végétation | Propriétés physiques | Propriétés chimiques | Propriétés biologiques |
|--|----------------------------------|----------------------|-----------|------------------------|--|---------------------------------------|--|
| IQS (Ruiz <i>et al.</i> , 2020) | Remise en état - carrière | Pas vraiment | Culture | Canne à sucre, prairie | Stabilité des agrégats, densité apparente | pH, P, K, carbone organique du sol | Biomasse microbienne, activités enzymatiques |
| TQI (Anirwal <i>et al.</i> , 2018) | Remise en état - mine de charbon | 0, 3, 7, 10, 15 | Forêt | Forêt | Taux de limon | Azote disponible | Activités enzymatiques |
| GISQ (Dominguez-Haydar <i>et al.</i> , 2019) | Remise en état - mine de charbon | 1, 6, 8, 9, 16, 20 | Forêt | Forêt | Texture, densité apparente, morphologie (origine des agrégats) | TP, TN, CEC, ExCa, ExMg, Ex K, pH, MO | Communautés de macro-invertébrés |
| IMSQI (Bandyopadhyay <i>et al.</i> , 2020) | Remise en état - mine de charbon | 5, 10, 25 | Forêt | Forêt | Teneur en terre fine, taux d'argile, taux d'humidité | CEC, TN, exK | Activités enzymatiques, biomasse microbienne |

• Méthodes d'évaluation de la remise en état de sols dégradés

Anirwal et al. (2018) se sont intéressés au suivi, le long d'une chronoséquence (3 à 15 ans), de la remise en état (régénération d'une forêt secondaire) d'un site dégradé par une activité de mine de charbon en Inde. Dans ce cas, le technosol est lié au remblaiement et au nivellement du site. La référence est constituée par un site forestier. Les auteurs montrent que les valeurs des paramètres biochimiques (carbone organique du sol, azote total) et biologiques (biomasse microbienne, activité enzymatique) augmentent le long de la chronoséquence de revégétalisation du site. L'activité enzymatique et la biomasse microbienne sont au final proches de celles de la forêt de référence. L'indice TQI est corrélé aux caractéristiques de la végétation (diversité, hauteur, diamètre du tronc) ce qui permettrait d'établir un lien entre la végétation et la qualité du technosol. Les indicateurs clés du TQI sont l'activité enzymatique, l'azote disponible et le taux de limon.

Carabassa et al. (2020) se sont intéressés à des technosols vieux de 10 ans construits sur d'anciennes carrières calcaires en Espagne. Un amendement organique a été réalisé par apport de boues de stations d'épuration urbaines. Ils se sont intéressés au suivi de la séquestration du carbone et au développement de la biodiversité végétale. Les paramètres étudiés sont les paramètres physico-chimiques du sol et des caractéristiques de la végétation (type de couvert, densités arborée et arbustive, inventaires de la flore et abondance spécifique). La référence est ici une forêt méditerranéenne. L'étude montre que l'usage des boues de stations d'épuration permet une amélioration de la séquestration du carbone et le développement de la végétation.

Domínguez-Haydar et al. (2019) montrent que, pour le suivi (1 à 20 ans) de la remise en état d'un site dégradé par l'activité minière (charbon) en Colombie, les valeurs des indicateurs biologiques et chimiques augmentent rapidement puis stagnent, alors que celles des indicateurs physiques continuent d'augmenter au cours du temps. Le GISQ et ses sous-indicateurs sont corrélés avec le développement du couvert végétal le long de la chronoséquence. Ils utilisent comme référence des sites forestiers qui se sont régénérés naturellement sur plus de 40 ans. La valeur de l'indice augmente au fil du temps et la valeur maximum correspond à celle des sites références. Le pH du sol, sa masse volumique apparente et la proportion de macro-agrégats d'origine physique sont plus élevés dans le site âgé d'un an. Au contraire, le carbone organique du sol, l'azote total et la proportion d'agrégats d'origine biologique sont plus élevés dans les sites les plus anciens. La richesse taxonomique des macro-invertébrés augmente également le long de la chronoséquence.

Bandyopadhyay et al. (2020) ont suivi sur le long terme (5 à 25 ans) la re-végétalisation d'un technosol mis en place dans le cadre d'un reboisement post-mine à partir de déchets de mine de charbon, en Inde. Ils utilisent une référence forestière naturelle. Un indice intégré (IMSQI), basé sur la physico-chimie, l'activité enzymatique et la caractérisation de la biomasse microbienne, a été développé et validé sur la base d'une comparaison statistique avec des caractéristiques de la végétation (diamètre du tronc, hauteur et couverture de la canopée). Les auteurs concluent, en raison d'un indice supérieur à celui du site de référence pour le site le plus ancien, sur l'aptitude du procédé à rétablir la qualité et les fonctions des sols.

Ruiz et al. (2020) ont évalué, au Brésil, la qualité de trois technosols construits dans un objectif de remise en état d'un site présentant des déchets de mine de calcaire dolomitique (deux sols de 3 ans et 7 ans sous cannes à sucre qui ont fait l'objet d'un travail du sol et de fertilisation, et un de 20 ans sous une prairie qui n'a pas fait l'objet d'amendement) et les ont comparés à un sol « naturel » de référence à usage agricole (culture de cannes à sucre) à proximité. Les analyses des propriétés biologiques (par ex. biomasse microbienne, activités enzymatiques) et physico-chimiques (par ex. stabilité des agrégats, teneurs en matière organique, CEC) leur ont permis d'observer une restauration des fonctions du sol perdues lors de l'exploitation minière. L'utilisation d'une référence agricole questionne sur les objectifs de cette restauration écologique centrée sur le rétablissement de processus relatifs à la productivité. Le suivi s'appuie sur l'évaluation de la qualité des sols par un indice global de qualité des sols (IQS). Le score physique de l'IQS n'a montré aucune différence entre les technosols, ni entre les technosols et le sol naturel. L'IQS le plus fort est observé pour le sol de 20 ans.

9.2. La construction de nouveaux sols (urbain, industriel)

9.2.1. L'ingénierie pédologique

De la reconstitution de sols

En milieu urbain, les sols reconstitués résultent de l'utilisation de matériaux pédologiques transportés, remaniés et dans certains cas mélangés à des constituants inertes (par exemple d'origine géologique) ou organiques (composts) avant d'être mis en place pour la plantation de végétaux ornementaux. Ils sont utilisés de longue date par les paysagistes et font l'objet d'un retour d'expérience par les professionnels mais sont globalement peu décrits

dans la littérature scientifique (Grosbellet *et al.*, 2011 ; Marie et Rossignol, 1999). L'objectif visé en particulier est d'atteindre une fertilité physique et chimique pour assurer le développement végétal dans le temps (Baize et Girard, 2009 ; Cannavo *et al.*, 2018). Le volet biologique de la fertilité est ainsi peu abordé (Maréchal *et al.*, 2021). L'étude de Maréchal *et al.* (2021) permet d'établir un bilan qualitatif de différents procédés de reconstitution de sol à court et moyen termes.

Maréchal et al. (2021) se sont intéressés, sur des sites de région parisienne, à deux types de sols reconstitués mis en place depuis plusieurs décennies en bordure de voiries urbaines. La première correspond à un apport, sur un sol préalablement tronqué, de terre végétale sur 30 cm (sols de 30 ans), et l'autre à la reconstitution d'un profil de sol sur 1,5 m de profondeur avec à la base un horizon de 1,2 m de terre végétale décapée, recouvert par un mélange de terre-compost de 30 cm d'épaisseur et de 5 cm de mulch organique en surface (sols de 4 ans et 20 ans). Ces sols ont été plantés d'arbres.

La première technique comporte peu d'étapes et aucune modification des matériaux n'est réalisée, au contraire de la seconde qui comporte plusieurs étapes et notamment le stockage des terres excavées et implique l'introduction de matière organique exogène. Ces modalités situées à proximité les unes des autres couvrent une période de réalisation allant de 4 ans à 30 ans et sont associées à un gradient d'isolement spatial des sols reconstitués (isolement partiel et total). Des sols non remaniés avec une végétation de type prairie sont utilisés comme témoins. Les caractérisations des sols ont porté sur la fertilité physique, chimique et biologique (nématofaune, biomasse microbienne, respiration, bioturbation...) et l'étude des communautés lombriciennes (densité, richesse taxonomique). Pour les sites les plus anciens (20 et 30 ans), la fertilité physique et chimique est plus importante pour les sols reconstitués avec la technique la plus élaborée, en raison de l'apport de compost. Il n'y a pas de distinction de fertilité biologique entre les deux. De la même façon, la fertilité est plus importante dans les sols jeunes en raison d'une plus grande disponibilité des nutriments et ressources trophiques pour les vers de terre dont les activités de bioturbation contribuent à la fertilité du sol. La fertilité biologique dépend également, pour la technique la plus élaborée, de la nature du couvert végétal et du type de mulch qui contrôle la qualité des matières organiques et donc le développement et l'activité de la micro et macrofaune. Le processus d'ingénierie pédologique a négativement influencé la structure des communautés même s'il n'y a pas de différence d'abondance et de richesse spécifique entre sols reconstitués et sols de référence. Dans le cas des sols anciens, les paramètres lombriciens étaient significativement inférieurs dans les sols totalement isolés par rapport à ceux partiellement isolés. Pour les sols jeunes, aucune influence du niveau d'isolement n'est mise en évidence. Ce travail souligne la grande qualité de l'habitat des sols reconstitués.

A la construction de sols

De nombreux articles mettent en avant la nécessaire mise en place d'un cercle vertueux dans la construction de sols adaptés à la végétalisation urbaine (Damas et Coulon, 2016 ; Deeb *et al.*, 2020 ; Fabbri *et al.*, 2021 ; Minixhofer *et al.*, 2022 ; Rodríguez-Espinosa *et al.*, 2021 ; Séré *et al.*, 2008). Ce cercle s'appuie sur la préservation de la ressource sol, sachant que la terre végétale est jusqu'à présent l'élément de base pour la construction de sols en milieu urbain. Le changement de paradigme pour l'ingénierie pédologique face à cet enjeu passe par la fabrication, à la façon d'un sol naturel, d'horizons fonctionnels constitués de sous-produits et/ou déchets des activités humaines, qu'ils soient organiques ou minéraux (composts, boues urbaines ou industrielles, cendres d'incinération, terres dépolluées, matériaux de démolition, matériaux géologiques excavés...). Un des points d'attention est également de travailler avec des matériaux produits localement et si possible recyclés. L'objectif est de créer de nouveaux sols multifonctionnels en intégrant les contraintes d'usage. L'usage attendu pour ce **sol construit** se définit par un niveau de service à atteindre pour chacune des fonctions qui lui sont propres (Damas et Coulon, 2016 ; Deeb *et al.*, 2020) (Figures 17-8 et 17-9).

A titre d'exemple (cf. Damas et Coulon, 2016), l'usage « square et parc » se caractérise ainsi par une exigence de portance, de surface liée à la fréquentation associée, de disponibilité en eau pour la végétation et d'innocuité du sol en surface, c'est-à-dire la non-exposition des usagers à des polluants. Il diffère ainsi de l'usage « arbre d'alignement » qui implique une profondeur et des besoins en eau importants vis-à-vis de l'enracinement des arbres et, dans certains cas, une exigence de portance pour accueillir des espaces de stationnement et/ou de circulation piétonne ou cycliste.

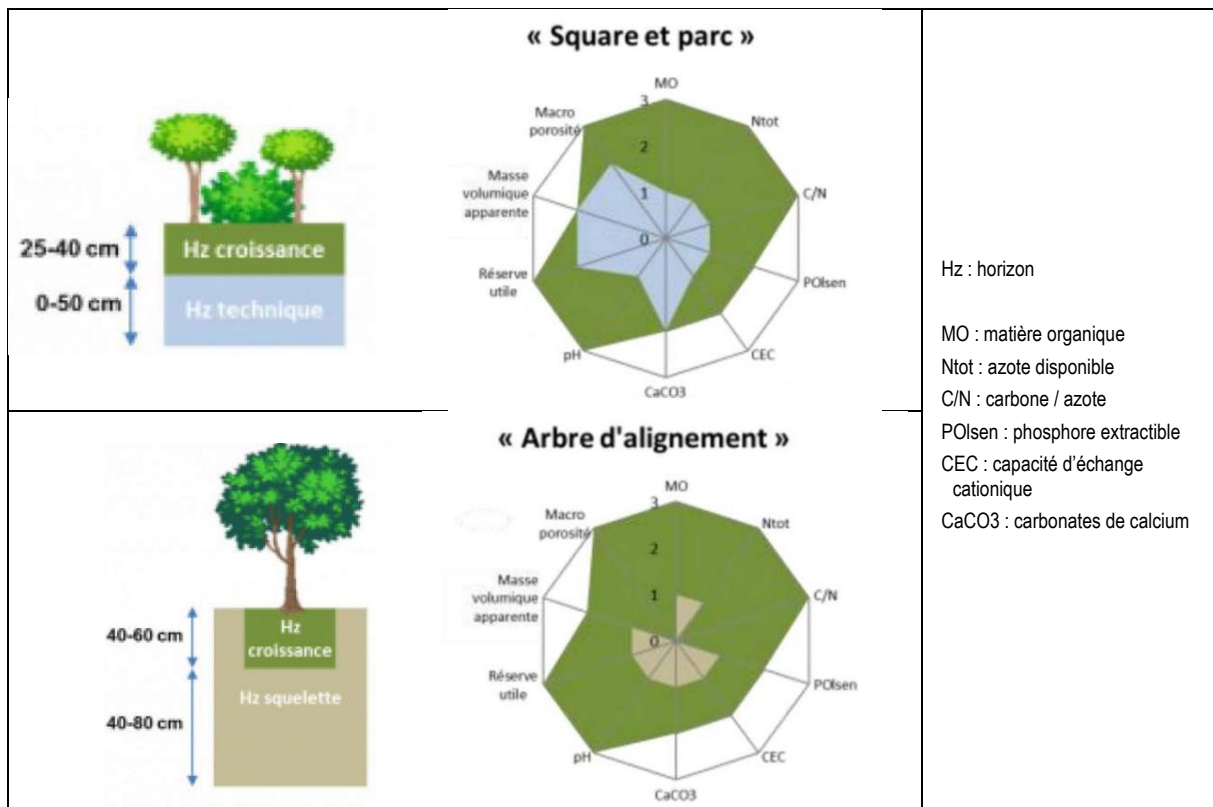
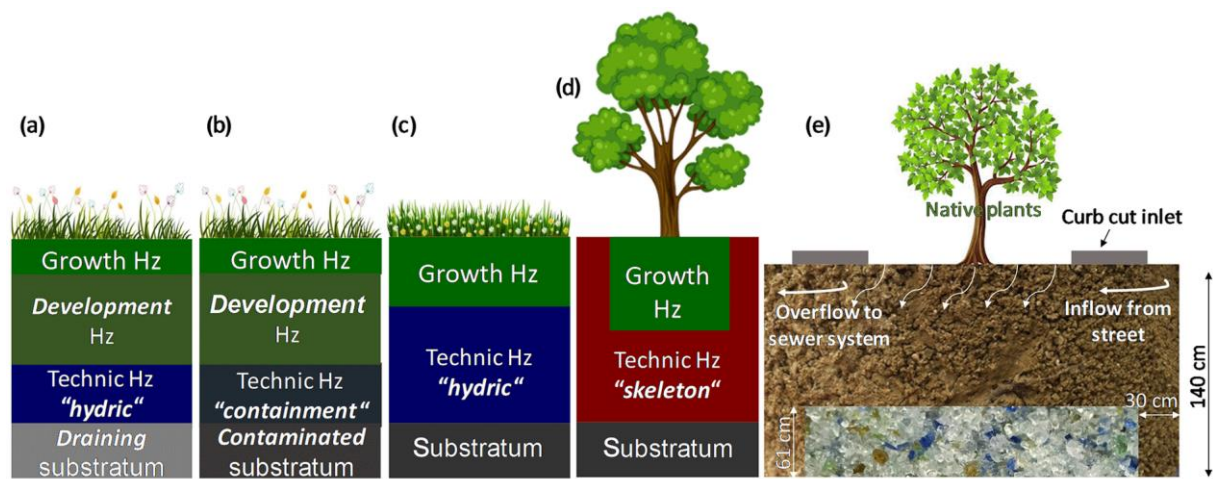


Figure 17-8. Profils de sols et propriétés idéales des horizons en lien avec les usages « square et parc » et « arbre d'alignement » (Damas et Coulon, 2016).



Hz : horizon
Growth Hz : horizon de croissance
Development Hz : horizon de développement
Technic Hz : horizon technique - *hydic* : hydrique - *containment* : confinement - *skeleton* : squelette
Substratum : substrat - *Draining* : drainant - *Contaminated* : contaminé

Native plants : plantes indigènes
Curb cut inlet : bordure de trottoir
Inflow from street : écoulement entrant depuis la rue
Overflow to sewer system : écoulement sortant vers le réseau

Figure 17-9. Exemples d'organisation d'horizons de technosols construits (Deeb et al., 2020) : a-b) prairie extensive (Biotechnosol project) ; c) pelouses de parcs et jardins ; d) arbres d'alignement (c et d : projet Siterre) et e) système de gestion des eaux pluviales (New York City Department of Environmental Protection).

La méthodologie concernant la construction du sol s'appuie sur différentes étapes : définir la structure du sol construit en fonction de l'usage visé, choisir les matériaux (nature, disponibilité), préciser la bonne formulation en cas de mélanges, afin d'anticiper la fertilité (Damas et Coulon, 2016 ; Rokia *et al.*, 2014). Le projet SITERRE (Damas et Coulon, 2016) a ainsi proposé une liste d'indicateurs physiques et chimiques avec des seuils de fertilité physique et chimique des horizons. Deeb *et al.* (2020) précisent par un travail de revue de la littérature les caractéristiques des technosols qui peuvent être considérées, avec des seuils adaptés selon les usages : fertilité chimique, profondeur, concentrations en contaminants, capacité de portance, perméabilité/conductivité hydraulique, capacité de stockage de l'eau, densité apparente et profondeur, entretien minimal, structure stable, et enfin des ratios modérés de contenu minéral et organique (en s'abstenant généralement d'ajouter plus de 30% de matière organique). Des essais mécaniques peuvent également être réalisés. Se pose alors la question de l'évolution du sol dans le temps et de l'évaluation des fonctions réalisées, sachant que le sol évoluera une fois mis en œuvre, sous l'action des processus pédogénétiques.

9.2.2. Evaluation de la fonctionnalité des sols construits

Le travail d'évaluation du sol construit est réalisé selon différentes approches :

- **Au laboratoire à très court terme**

Abbruzzini et al. (2022) ont comparé des technosols réalisés à partir de matériaux de construction (déchets de béton, terres excavées) et de matières organiques (compost, copeaux de bois, biochar) dans l'objectif d'évaluer et caractériser le potentiel de dégradation de la matière organique de ces sols et leur fonctionnement via le suivi d'activités enzymatiques et de la composition de la communauté microbienne. Les essais ont été réalisés au laboratoire dans des bocaux en verre avec 55 g de sol sur une durée de 94 jours en conditions contrôlées (température, humidité). Ce travail montre que la nature du substrat (et ses caractéristiques) influence la dégradation de la matière organique, la composition microbienne et son activité. Le temps très court de l'expérimentation pose cependant la question de l'évolution du technosol sur un terme plus long.

- **A l'échelle du plot expérimental à court terme**

Séré et al. (2010 ; Séré et al., 2008) ont suivi à court terme (3 ans) l'évolution de 3 technosols construits sur la station expérimentale du GISFI (Groupement d'intérêt scientifique sur les Friches industrielles) en Meurthe-et-Moselle, une ancienne cokerie. Le premier est constitué d'un niveau de surface composé de compost de déchets verts (0-15 cm), puis d'un niveau réalisé avec un mélange (50/50) de terre industrielle traitée et de sous-produit papetier (15-75 cm) et enfin d'un niveau de sous-produit papetier pur (75-105 cm), utilisé pour ses fortes capacités de rétention en eau ; cette modalité a été appelée « éponge végétale ». Le deuxième est constitué des deux mêmes horizons supérieurs, mais l'horizon sous-jacent est fait de sous-produit papetier chaulé et compacté pour lui conférer une très faible perméabilité ; cette modalité a été appelée « confinement » car elle entend limiter les transferts hydriques vers la nappe souterraine. Enfin, la troisième modalité « témoin » visait à reproduire une pratique usuelle de réhabilitation avec un niveau de terre industrielle traitée (15-65 cm) surmonté d'un niveau de compost de déchets verts (0-15 cm). Ces sols ont été construits dans des parcelles lysimétriques de 100 m² chacune. La surface non plantée s'est végétalisée spontanément, puis au bout de 1,5 an du ray-grass et de la luzerne ont été semés pour refléter la végétalisation du site. L'objectif de l'expérimentation est d'évaluer le fonctionnement des deux modalités de technosols construits en se focalisant sur la production de biomasse, la filtration et le caractère tampon vis-à-vis des polluants contenus dans les matériaux, par comparaison avec la modalité « témoin ». Le suivi s'est concentré sur les volumes drainés et leur qualité, et sur la production de biomasse végétale en lien avec les premiers stades de fonctionnement. Des prélèvements annuels ont également été réalisés dans des fosses (description morphologique, pH, C organique, N total, texture, taux d'humidité et données sur l'agrégation et la rétention en eau). Le suivi met en avant que dans un premier temps les matériaux parentaux subissent de profondes modifications (compaction, altération de certaines phases minérales...) puis des processus similaires à ceux présents dans les sols naturels se développent rapidement (agrégation biophysique, décarbonatation). La cinétique de réaction est très rapide, traduisant potentiellement le déséquilibre entre les artefacts et les conditions environnementales. Les auteurs concluent qu'un technosol construit exclusivement avec des matériaux parentaux technogènes peut se comporter comme un sol naturel. En termes méthodologiques, les essais ne sont pas réalisés en répliquats et ne sont pas comparés à une référence hormis la modalité « témoin ». Là également, les paramètres biologiques manquent ainsi que la vision sur les moyen et long termes.

Pruvost et al. (2020) ont étudié, en région parisienne, dans des plots de 84 m² sur 1,2 m de profondeur, composés de sols construits avec des matériaux pédologiques profonds excavés, selon 4 modalités (100% de matériaux excavés ; 30% de matériaux excavés + 70% de béton concassé ; 90% de matériaux excavés + 10% de compost de déchets verts ;

20% de matériaux d'excavés + 70% de béton concassé + 10% de compost de déchets verts). Trois répliquats ont été réalisés par modalité. Un contrôle comportait 100% de matériaux excavés, pour comparaison. Un arbre a été planté dans chaque plot avec 6 espèces différentes. Les arbres avaient entre 6 et 8 ans et ont été plantés racines nues. La survie et la mortalité des arbres ont été suivies pendant 3 ans, et le potentiel matriciel du sol pendant les 2 premières années. Le suivi de la végétation (hauteur, circonférence du tronc, et longueur de 5 branches axillaires) s'est accompagné de celui des invertébrés du sol (densité et richesse taxonomique) dans les plots, mais également dans les espaces environnants. Les résultats montrent que les horizons pédologiques profonds excavés constituent un substrat relativement bon pour la survie des arbres, d'autant plus si on lui ajoute du béton concassé et du compost de déchets verts. Ce mélange permet en outre une meilleure croissance de la végétation. Certaines espèces d'arbres ne sont cependant adaptées pour aucune modalité, alors que certaines le sont pour toutes les modalités ; ce qui nécessite donc d'être pris en compte pour le choix des espèces à planter dans ces sols construits. La question du suivi à plus long terme est posée par les auteurs, notamment en regard du devenir du béton (dissolution fragmentation). La nature des technosols construits permet de plus la colonisation par la macrofaune du sol. Ces technosols construits peuvent ainsi constituer une bonne alternative à l'usage de sols naturels.

• A l'échelle de parcelles expérimentales sur une durée pluriannuelle (moyen terme)

Il a été ici choisi de développer tout particulièrement l'expérimentation associée au **projet Biotechnosol** (programme GESSOL), car illustrant bien un travail à l'échelle de la parcelle sur le moyen terme (10 ans) qui s'est appuyé sur une phase antérieure menée à l'échelle du plot expérimental (cf. ci-dessus, Séré et al., 2010). Deux parcelles d'environ 0,5 ha ont ainsi été mises en place sur un autre emplacement de la station expérimentale du GISFI, avec les deux modalités de technosols construits présentées ci-dessus (« éponge végétale » et « confinement »). Elles ont été étudiées sur une période d'environ 10 ans. Mises en place en septembre 2007, elles ont été semées en novembre 2007 pour développer une végétation de type prairie. Le suivi physico-chimique (fertilité physique et chimique) et biologique a permis de renseigner l'évolution de ces 2 technosols construits sur environ 10 ans (2007-2018), ce qui peut correspondre à du moyen terme.

L'évolution pédogénétique des technosols construits est rapide dans les premières années ; elle se traduit par la création de nouveaux horizons, le développement des racines, de la bioturbation et de la structuration. Les paramètres physiques évoluent également rapidement (la texture, avec une diminution sensible de la part de particules fines dans la partie superficielle du profil). D'un point de vue chimique, on observe dans les premières années une décroissance faible des concentrations en carbone organique, azote total et phosphore disponible. Parmi les acquis originaux de cette expérimentation à l'échelle pilote, on peut citer le suivi des stocks de carbone organique. Grâce aux relevés qui ont été effectués, il a été possible de décrire la cinétique d'évolution des concentrations en carbone organique et de la densité apparente (Rees et al., 2019). De manière intéressante, les stocks de carbone organique ont initialement décliné rapidement sur les deux premières années, notamment du fait de la minéralisation d'une partie de la matière organique apportée par le compost de déchets verts, avant de réaugmenter plus progressivement au cours des années suivantes, en particulier par la séquestration de carbone induite par le fort développement de la biomasse végétale.

L'objectif supplémentaire par rapport aux essais en parcelles lysimétriques était d'évaluer la dynamique de colonisation de ces milieux par différents groupes biologiques (organismes microbiens et micro-méso-macrofaune) et leur rôle fonctionnel (biostructures, respirométrie, activités enzymatiques de décomposition de la matière organique, taux de nitrification/dénitrification, et croissance végétale). Un certain nombre de caractérisations physico-chimiques et biologiques ont été réalisées entre 2007 et 2018 (Tableau 17-2) avec un suivi annuel au départ (4 premières années) puis plus espacé. Les résultats présentés par Vincent et al. (2018a ; Vincent et al., 2018b) et Colombini et al. (2022) s'attachent plus à comparer différents types de sols qu'à décrire l'évolution temporelle des propriétés des 2 technosols.

Du point de vue biologique, la diversité de la communauté des macro-invertébrés augmente au cours du suivi, mais reste à un stade de colonisation. Au bout de 4 ans, les vers de terre dominent parmi les organismes du sol. La densité-activité totale des macro-invertébrés épigés a augmenté de manière significative avec le vieillissement du sol. Certains organismes sont sensibles à la nature physico-chimique du technosol et d'autres plutôt au vieillissement.

Les premières conclusions sont que ces sols construits sur lesquels une prairie s'est développée sont favorables à la biodiversité. Globalement, l'étude des communautés montre que les technosols présentent de fortes similitudes avec les sols naturels. Ainsi les abondances des communautés microbiennes ou de microarthropodes apparaissent similaires à celles de milieux naturels, même si la communauté des collemboles se différencie de celle des sols de prairies et se rapproche plus de celle des terres arables. Les mycorhizes sont également relativement abondantes. La colonisation progressive par la macrofaune tend également à montrer une installation de taxons communément rencontrés dans les systèmes prairiaux, avec des abondances élevées.

Tableau 17-2. Articles publiés suite au suivi réalisé sur l'expérimentation du projet Biotechnosol sur la période 2007-2018 et paramètres étudiés

| | Hafeez et al., 2012 | Hedde et al., 2019 | Villenave et al., 2018 | Santorufu et al., 2021 | Vincent et al., 2018a ; Vincent et al., 2018b | Colombini et al., 2022 |
|--|-------------------------------|--------------------|------------------------|------------------------|---|------------------------|
| Durée (ans) | 2 suivi | 4 suivi | 4 suivi | 4 suivi | 8 1 campagne | 11 1 campagne |
| Dernière caractérisation | 04/ 2009 | 04/2011 | 04/2011 | 04/2011 | 04/2015 | 05/2018 |
| Physico-chimie | X | X | | | X | X |
| Macro-invertébrés | | X | | | X | X |
| Micro-arthropodes | | | | X | X | X |
| dont Collemboles | | | | X | X | X |
| dont Acariens | | | | X | | X |
| Nématodes | | | X | | | |
| Communautés microbiennes (bactérie, champignons) | Séquençage ADN | | | | Séquençage ADN | |
| Flore herbacée | | | | | X | |
| Activités | Nitrification-dénitrification | | | | Colonisation mycorhizienne Activités enzymatiques Capacité de minéralisation Macro-décomposeurs Méso-décomposeurs | |

La dynamique de colonisation des technosols semble cependant variable en fonction des groupes. Alors que les nématodes et la macrofaune tendent à se diversifier au cours du temps, les microarthropodes ont tendance à montrer une communauté de plus en plus abondante et de moins en moins diversifiée. On constate ainsi une homogénéisation des communautés de collemboles au cours du temps. Le même phénomène est observé concernant les communautés bactériennes, et pourrait être lié à une dégradation rapide du compost initial en surface. Pour autant, on assiste globalement à une complexification progressive du système et notamment des réseaux trophiques grâce à la teneur élevée en matière organique, notamment dans l'horizon supérieur des technosols. Les propriétés physico-chimiques du sol semblent avoir un impact plus fort sur les profils taxonomiques et fonctionnels des communautés de collemboles que sur ceux de la macrofaune ; ce qui amène Vincent et al. (2018b) à dire que les collemboles sont des bioindicateurs des caractéristiques du sol plus pertinents que la macrofaune. Les propriétés du technosol ont sélectionné la composition taxonomique et fonctionnelle de la communauté de sols peu perturbés. De la même façon, les paramètres fonctionnels covarient avec les paramètres abiotiques, par exemple les propriétés des technosols déterminant l'activité et l'abondance des communautés microbiennes responsables du cycle de l'azote.

Ces systèmes remplissent les mêmes fonctions que les sols naturels, notamment celle du recyclage des matières organiques et de la fourniture de nutriments. Cela se traduit par une bonne fertilité avec un développement de biomasses végétales, aérienne et racinaire, comparable à celui observé en prairies dans la région.

Concernant les polluants dans les sols, les mesures effectuées permettent de conclure à une innocuité des technosols.

Cette dynamique de colonisation des systèmes par les organismes du sol a été interrogée au bout de 11 ans (Colombini et al., 2022). La communauté de la faune du sol des deux technosols est principalement composée d'un grand nombre d'organismes appartenant à quelques groupes taxonomiques et trophiques traduisant un stade précoce de colonisation. L'abondance de vers de terre et par conséquent celle des géophages est fortement réduite par rapport à celle d'autres taxons et ne correspond plus à la situation des systèmes naturels. Ce constat contraste avec celui fait par Hedde et al. (2018) lors de la première étape de colonisation (4 ans) qui mettaient en évidence une abondance forte de vers de terre. L'écart entre le haut niveau d'activité des organismes épigés trouvés sur les technosols et la faible diversité trophique de la litière et des communautés vivant dans le sol, suggère que la communauté de la faune du sol est plutôt déterminée par les propriétés physico-chimiques du sol que par la contrainte de la colonisation. La nature sableuse ou la présence de fortes concentrations de métaux pourraient expliquer la faible abondance des vers anéciques et endogés. Les microarthropodes pourraient alors être les bénéficiaires de cette absence de vers de terre. La diversité faunistique semble ainsi liée aux paramètres abiotiques. Il semblerait donc que le substrat du sol ne permette pas l'établissement des vers de terre sur le long terme. Les propriétés physico-chimiques du technosol pourraient en être responsables et ainsi limiter la colonisation de la faune édaphique telle que les vers de terre anéciques et endogés qui jouent un rôle important dans la formation et la stabilité de la structure du sol et dans le cycle des nutriments, ce qui devrait limiter la fonctionnalité de ces sols. Contrairement à ce qui est décrit par ailleurs dans la littérature, l'ajout de matière organique n'a pas permis d'améliorer la colonisation du sol par les vers de terre, au moins à moyen terme.

Ces résultats acquis sur le moyen terme relativisent ceux acquis à court terme vis-à-vis du développement des communautés d'invertébrés du sol construit et du fonctionnement de ce dernier. Il semble que la nature des matériaux

utilisés dans la construction des technosols constitue un facteur limitant vis-à-vis de ce développement spécifique différent de celui des systèmes naturels.

Colombini et al. (2022) concluent sur le besoin de développer des études autour des traits fonctionnels de la faune du sol qui améliorent la colonisation afin de mieux comprendre la diversité observée dans ces technosols dont l'étude mériterait d'être prolongée à long terme.

9.2.3. Le génie écologique au service de la construction des sols et de la réhabilitation des écosystèmes dégradés

Le génie écologique est entendu ici comme l'ensemble des techniques et processus pour résoudre un problème socio-économique et/ou environnemental à court terme via l'utilisation d'organismes vivants ou d'autres matériaux d'origine biologique (Léocadie et al., 2020).

L'action de construction de sols par le génie pédologique s'intéresse aux composants physiques et chimiques du sol. Pour engager une dynamique de remise en état du sol, elle doit être complétée par des techniques issues du génie écologique (travail du sol, apport de plantes mycorhizées ou non, inoculations de champignons, bactéries ou vers de terre, gestion...). Dans le cas où les sols sont déjà aptes à supporter certains usages, le génie écologique utilisé seul peut suffire.

L'ingénierie écologique peut s'appuyer sur la recolonisation spontanée des espèces en lien avec la restauration de leurs habitats, ou procéder par introduction d'organismes ciblés en raison de leur rôle dans le système, par translocation des organismes ou par transplantation du sol. La deuxième possibilité pourrait être associée à une forme de reconstitution de sols.

Parmi les organismes envisageables, Auclerc et al. (2022) s'orientent vers les invertébrés du sol en raison de leurs rôles dans la formation du sol et le maintien de la structure du sol, dans les cycles du carbone et des nutriments, et dans la régulation des populations d'autres organismes. Ils ont donc un rôle fonctionnel essentiel. Souvent utilisés comme indicateurs du succès d'opérations de restauration, ils devraient également constituer des éléments clés à intégrer dans l'action de restauration écologique elle-même. Différents organismes sont mis en avant en raison de leur rôle emblématique comme les vers de terre, les termites ou les fourmis, mais pour sélectionner le(s) meilleur(s) candidat(s), les approches fonctionnelles liées aux traits des organismes apparaissent prometteuses (Auclerc et al., 2022). Ces auteurs identifient un ensemble de traits associés à quatre fonctions écologiques majeures, basées sur la biodiversité, et centrales pour l'ingénierie écologique : stockage et « turn-over » du carbone et cycle des nutriments ; transformation des éléments et composés potentiellement dangereux ; structuration du sol ; et contrôle biologique. Une dernière sélection est basée sur le rôle de la faune du sol dans la restauration des sols pollués. Pour être efficace, ce travail doit s'appuyer sur les bases de données en cours de développement sur les traits, mais également sur de futures études visant à démontrer les avantages de ces approches basées sur les traits par rapport à celles basées sur les espèces emblématiques.

Même si les pratiques de gestion semblent avoir un impact prépondérant sur les processus de colonisation, la connectivité doit également être prise en compte car elle peut initier et faciliter les premières étapes de ces processus (en particulier pour les collemboles et les vers de terre) (Burrow, 2018).

Taugourdeau et al. (2020) se sont intéressés dans le cadre du projet Bio-TUBE à différentes expérimentations en travaillant sur 6 modalités (environ 100 m²) qui ont fait l'objet d'un suivi (sols témoins avec végétalisation naturelle depuis plus de 10 ans, sol témoin sans intervention (sans apports, sans semis, sans décompactage), sol dont la surface a été décompactée et a reçu des jeunes plants et un semis ainsi qu'un inoculum microbien, sols construits (technosols) à l'aide de matériaux importés, plus ou moins riches en matière organique et ayant reçu trois types de plantations/semis ainsi que l'inoculum microbien). Le site situé en région lyonnaise a été suivi pendant 2 ans et demi, avec des caractérisations à T0, T0+6 mois, T0+18 mois, T0+24mois et T0+30 mois. Le suivi a porté sur le développement de la végétation et des communautés végétales, des caractérisations physico-chimiques du sol (fertilité) et biologiques (respiration, caractérisation des communautés microbiennes, des activités enzymatiques potentielles et des communautés de nématodes). L'analyse des résultats est réalisée au regard de référentiels nationaux lorsqu'ils existent, ou sinon à dire d'experts. Les auteurs proposent d'évaluer plusieurs fonctions des sols : stockage, recyclage et transformation de la matière organique, rétention et fourniture des nutriments, rétention, infiltration et circulation de l'eau, habitat pour la biodiversité du sol. Les auteurs proposent une méthode d'évaluation des fonctions d'un sol au cours d'un processus de remise en état d'un site, basée sur des paramètres physiques, chimiques et biologiques. Les matériaux

les plus riches en matière organique permettent de construire un technosol assurant les fonctions habitat et stockage, recyclage et transformation de la matière organique, et rétention et fourniture de nutriments. Les sols issus uniquement du génie écologique (sol dont la surface a été décompactée et a reçu des jeunes plants et un semis ainsi qu'un inoculum) présentent une fonctionnalité stimulée en comparaison à la modalité sol témoin. Tous les sols ont cependant un niveau de fonctionnalité habitat pour la biodiversité proche. Cette étude montre que la biodiversité végétale, animale et microbienne peut être présente sur une friche sans que les autres fonctions du sol ne s'expriment de façon optimale. La durée de suivi limitée questionne quant au devenir de ces systèmes.

9.3. Les sols construits comme outils de la désimperméabilisation et de la désartificialisation des sols

9.3.1. Désimperméabilisation et verdissement

Les sols imperméabilisés (scellés) sont considérés comme ayant perdu la totalité ou, dans le meilleur des cas, la plupart de leurs fonctions, perte qui est généralement considérée comme irréversible (Siebielec *et al.*, 2010), sauf si ces sols font l'objet d'opérations de renaturation ou de désimperméabilisation. O'Riordan *et al.* (2021) montrent cependant que la présence d'artéfacts (fragments de matériaux utilisés dans la construction des routes) ajoutés aux sols scellés influencent fortement les propriétés des sols et les fonctions exercées (comme le stockage de carbone).

L'objectif principal de la fabrication de sols en milieu urbain est le verdissement (*greening*) qui peut être défini comme une action de végétalisation des zones urbaines dans un objectif d'amélioration des conditions environnementales pour les habitants. Plus largement, cette action peut être associée au terme d'infrastructure verte (IV) qui est défini comme un « réseau constitué de zones naturelles et semi-naturelles et d'autres éléments environnementaux faisant l'objet d'une planification stratégique, conçu et géré aux fins de la production d'une large gamme de services écosystémiques » (Commission Européenne, 2013⁵). Le concept des services écosystémiques et donc des bénéfices tirés par l'Homme et la société sont centraux, mais toujours en partie au moins appuyés sur les questions de fonctionnalités des sols. L'autre concept à la base de ces opérations de verdissement est celui des solutions fondées sur la nature (SFN), qui regroupe selon l'UICN (Cohen-Shacham *et al.*, 2016) « les actions visant à protéger, gérer de manière durable et restaurer des écosystèmes naturels ou modifiés pour relever directement les défis de société de manière efficace et adaptative, tout en assurant le bien-être humain et en produisant des bénéfices pour la biodiversité ». Une partie de ces actions concerne la restauration d'écosystèmes dégradés et/ou la création d'écosystèmes. Le développement de ces solutions accompagne les projets d'aménagement urbain. Les IV du milieu urbain sont de différents types : on peut par exemple citer les espaces verts (parcs et jardins), les formes de jardinage urbain, l'agriculture urbaine, et des ouvrages plus techniques comme les toitures terrasses végétalisées, les murs végétalisés, les techniques de gestion des eaux pluviales par le sol (en place ou reconstitué), les arbres d'alignement. Le végétal occupant une place centrale, les sols doivent donc être aptes à la survie et à la croissance des différentes strates de végétation. Le développement des IV dans l'environnement urbain consiste à prévoir un nombre suffisant d'espaces non scellés par les infrastructures urbaines pour relier les différents types d'habitats (divers types de végétation, étangs et terrains non bâtis et non pollués) en créant des espaces de nature en ville qui doivent s'appuyer sur des sols fonctionnels.

Ces deux concepts d'infrastructure verte (IV) et de solution fondée sur la nature (SFN) peuvent alors s'appuyer sur les solutions proposées par l'ingénierie éco-pédologique et notamment les sols fabriqués (Deeb *et al.*, 2020 ; Fabbri *et al.*, 2021).

Remarque : Les substrats utilisés pour la végétalisation des toitures terrasses végétalisées, qui font l'objet d'un nombre important de références scientifiques sur les fonctions qu'ils exercent et les services qu'ils rendent (Joimel *et al.*, 2022), ne sont pas considérés dans cette partie même si ce sont des technosols construits, car ils sont sans aucune continuité latérale et verticale.

⁵ Communication de la Commission au Parlement Européen, Au Conseil, Au comité Economique et Social Européen et au Comité des Régions (COM/2013/0249 final */ [52013DC0249 - FR](#)). Infrastructure verte – Renforcer le capital naturel de l'Europe

Les auteurs s'accordent sur le fait que les technosols construits constituent des substrats intéressants pour les IV (Rodríguez-Espinosa *et al.*, 2021) et par extension pour les SFN. La réalisation d'espaces verts après une procédure de désimperméabilisation est mise en avant comme une solution adaptée pour réhabiliter les fonctions des sols. Dans ce cas l'ingénierie pédologique de construction de sol a toute sa place. Les opérations de désimperméabilisation impliquent d'enlever le revêtement (béton, enrobé) et ses éventuelles sous-couches (gravier, sable...) pour retrouver les horizons de sol, qui peuvent être pollués, et sont souvent compactés et peu fertiles. L'horizon de « terre végétale », le plus fertile, a généralement été enlevé lors de l'imperméabilisation. Les articles scientifiques s'intéressant à l'évaluation du descellement sont rares alors que ces techniques sont déjà mises en œuvre.

Afin d'assurer le nivellement du sol, il peut être nécessaire de construire un sol. Dans le cas où la couverture anthropique est peu épaisse, le descellement permettrait de restaurer rapidement la qualité et la fertilité des sols sans avoir besoin d'apporter de la terre végétale.

Des travaux en cours (projet DESSERT, Désimperméabilisation des Sols, Services Écosystémiques et Résilience des Territoires - 2020-2024 – cf. Vieillard et al., 2023) s'intéressent également à la refunctionalisation des sols scellés après enlèvement du scellement mais en conservant les couches de grave et sable sous-jacentes. Sur trois sites (Angers, Cannes et Nancy), quatre modalités expérimentales permettent de questionner des intensités d'intervention croissantes après descellement sur des placettes de 35 m² : (i) assises de voirie conservées, (ii) assises décompactées sur une épaisseur de 30 à 40 cm, (iii) même modalité mais assises mélangées avec 30% en volume de compost de déchet vert et (iv) assises (30-40 cm) remplacées par un sol reconstitué avec de la terre arable mélangée avec 30% de compost de déchet vert. Chaque modalité a été semée afin de constituer une strate herbacée adaptée aux trois zones étudiées. Le suivi prévu sur 24 mois porte sur la caractérisation de la physico-chimie du sol, son activité biologique et le développement de la végétation.

Tobias et al. (2018) proposent une revue de littérature sur la désimperméabilisation des sols et une analyse de 3 cas d'études en Suisse (friches industrielles, désimperméabilisation d'une route, construction d'un sol sur une tranchée couverte). Le descellement permet une re-végétalisation rapide et, en absence de polluants et si la profondeur est suffisante, la croissance des plantes d'intérêt alimentaire (légumes, céréales, arbres fruitiers...) sur ces sols en l'espace de 15 ans. Cependant, d'après les auteurs, ces sols désimperméabilisés restent des sols anthropogéniques dont la multifonctionnalité est réduite souvent en raison de la compaction des horizons profonds. Les auteurs concluent que la restauration des services écosystémiques après le descellement dépend des conditions édaphiques spécifiques à chaque site et doit être réfléchi de manière à favoriser la connectivité à l'échelle des paysages.

Maienza et al. (2021) confirment pour trois villes d'Italie que le descellement et une gestion adaptée (plantation d'arbustes, irrigation) permettent la restauration rapide de la qualité biologique et de la fertilité des sols urbains. Les sols ont été descellés mécaniquement à la fin du printemps 2017 et les niveaux situés sous la couverture anthropogénique (asphalte, sable et cailloux) ont été extraits. Sur les sites 1 et 2 à une profondeur d'environ 35 cm sous cette couverture et dans le site 3, le sol désimperméabilisé était constitué d'un remblaiement à partir de matériaux pédologiques. Sur chaque site, deux plots ont été réalisés, un avec le sol descellé (20 cm) + 30 cm de terre végétale, et l'autre avec 50 cm de sol descellé. Ces sols ont fait ensuite l'objet de plantation (2 espèces d'arbustes d'ornementation) et d'irrigation. Les sols ont été échantillonnés chaque année pendant 3 ans et ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques et biologiques (études de certaines communautés). La première année, la biomasse microbienne, la respiration et les activités enzymatiques ont également été caractérisées. Les sols descellés présentent une bonne fertilité en termes de densité apparente, pH et taux de carbone organique. La qualité biologique augmente la première année pour atteindre des valeurs typiques de sols de pâtures temporaires. Sur ces mêmes sites, Ugolini et al. (2020) se sont intéressés au développement de la végétation (croissance et mesures éco-physiologiques) et montrent que les paramètres physico-chimiques de la terre végétale et du technosol sont importants à prendre en compte car ils s'avèrent déterminants dans le développement de la végétation. Il est ainsi important d'adapter à ces paramètres le choix de la végétation et les pratiques associées. Le développement végétal participe également à l'évolution de la qualité physico-chimique du sol. Cette étude montre que le descellement permettrait de restaurer rapidement la qualité et la fertilité des sols sans avoir besoin d'apporter de la terre végétale.

Renella (2020) s'est intéressée à suivre l'évolution de sols désimperméabilisés de différents âges ayant connu une colonisation végétale spontanée (en Italie). Les différentes zones ont fait l'objet d'un descellement (enlèvement de l'asphalte et des graviers) depuis 2 mois, 20 mois et 34 mois. Un site de comparaison (verger) a été étudié en parallèle. Les caractérisations physico-chimiques et biologiques (respiration, biomasse microbienne, activités enzymatiques) ont concerné la couche de surface (0-20 cm). Le recouvrement de la fertilité physique et chimique après descellement d'un sol est relativement rapide. Il s'associe à une augmentation de la biomasse microbienne et de l'activité biochimique du sol qui atteignent des niveaux comparables ou supérieurs à ceux de sols agricoles locaux. Ce recouvrement s'est déroulé sans intervention post-descellement et semble favorisé par la colonisation spontanée par la végétation.

Ces premières études ouvrent la voie à des expérimentations de long terme.

L'objectif de fabrication d'un sol s'éloigne ainsi de l'approche multifonctionnelle de la réhabilitation écologique, et s'avère davantage anthropocentré, en lien avec les services écosystémiques. Les approches techniques monofonctionnelles prévalent ainsi : support du végétal dans la majeure partie des cas, régulation des eaux lorsqu'on s'intéresse à la gestion des eaux pluviales. Avec le développement des SFN et des IV, la biodiversité est de plus en plus considérée, mais le sol fabriqué est encore rarement pensé dans une vision écologique en continuité avec les espaces environnants. Le sol fabriqué est ainsi plus pensé à l'échelle de l'aménagement opérationnel qu'à celle de la planification. Le concept de l'urbanisme régénératif (cf. Encadré 17-1) permet quant à lui d'intégrer la vision écologique dans l'aménagement des villes.

Encadré 17-1. La nature en ville et le concept de l'urbanisme régénératif

Le modèle actuel d'aménagement des villes, l'urbanisme, est questionné au regard des objectifs et des méthodes (Blanco et Clergeau, 2022). L'urbanisme régénératif a ainsi pour objectif de « créer des écosystèmes au sein de la ville, mais aussi de faire de la ville un vaste système social et écologique qui « s'auto-entretient » (Blanco *et al.*, 2021). Blanco et Clergeau (2022) proposent alors de hiérarchiser les actions liées à l'aménagement en trois niveaux de complexité croissante (Figure 17-10) : (i) planter beaucoup de végétation, verdifier la ville en fournissant des services écosystémiques (cadre de vie, santé, rafraîchissement...), ce qui rejoint l'objectif initial des sols construits, (ii) s'intéresser à un objectif de biodiversité, centré dans la vision de ces auteurs sur le végétal, mais qu'on pourrait aussi étendre aux sols et qui pourrait être associé au développement d'une ville « verte et durable » et (iii) développer des écosystèmes se rapprochant de ceux existant dans la nature et qui permettraient un auto-entretien et une régénération de la ville.



Figure 17-10. Schématisation de trois niveaux de maturité de la question « nature en ville » (Blanco et Clergeau, 2022)

9.3.2. Séquence éviter-réduire-compenser

Avec les objectifs fixés par la Commission européenne (stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030) et par la loi Climat et résilience en France, pour encadrer l'artificialisation, la question de la réversibilité de l'artificialisation et de l'imperméabilisation se pose.

La stratégie européenne pour la protection des sols propose d'adapter à la problématique de l'artificialisation, la séquence Eviter-Réduire-Compenser déjà mise en œuvre pour limiter les impacts environnementaux (Figure 17-11). Dans le cadre de l'aménagement du territoire (planification et aménagement opérationnel) lorsque **l'évitement** de l'artificialisation/imperméabilisation des sols n'est pas possible, la question du **réemploi** des surfaces déjà artificialisées/imperméabilisées doit être envisagée. Si aucune solution d'évitement ou réemploi n'est possible, il convient d'artificialiser ou d'imperméabiliser les sols qui sont déjà dans un **état dégradé**. Des mesures **d'atténuation** doivent également être prises. Elles visent à contenir en partie les effets négatifs liés à l'imperméabilisation des sols par des actions telles que la construction de toitures terrasses végétalisées ou

l'utilisation de matériaux perméables pour réduire le ruissellement de l'eau (European Commission *et al.*, 2011). Cette approche d'atténuation devrait s'appuyer sur un diagnostic territorial permettant de localiser des zones à enjeux (enjeux de ruissellement, d'îlots de chaleur, de cadre de vie, de trames vertes...) et de choisir SFN les plus appropriées. Toutefois, le développement de solutions perméables (notamment sur les surfaces de stationnement), s'il permet de rétablir une partie de la fonctionnalité des sols (l'infiltration d'eau), ne doit pas être vu comme préservant ces sols du fait du décapage de la terre végétale qu'il implique.

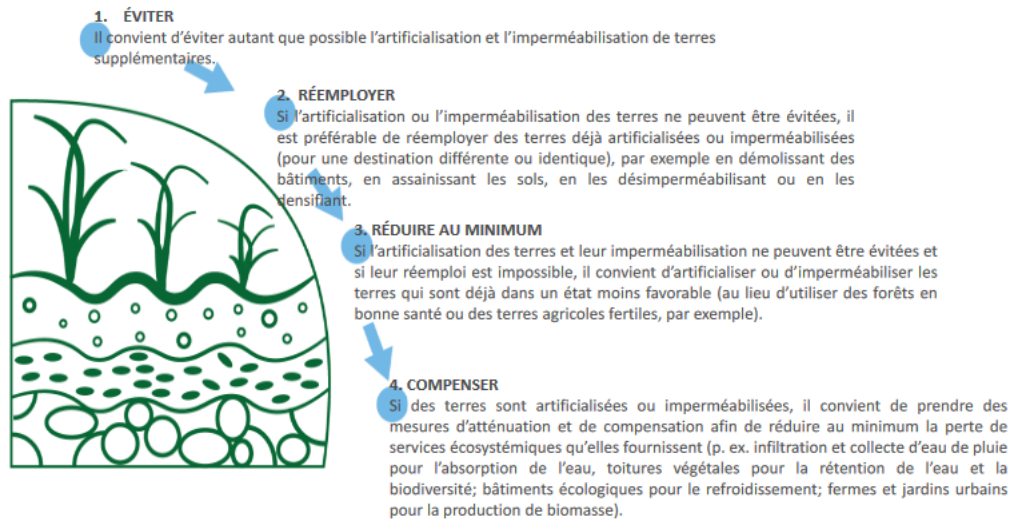


Figure 17-11. Adaptation de la séquence Éviter-Réduire-Compenser à l'artificialisation des sols (Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030)

Enfin la « **compensation** » ne doit être abordée qu'en dernier recours ; elle joue sur des trajectoires complémentaires des différents sols au sein d'une même zone pour préserver ou rétablir la capacité globale des sols de cette zone à assurer (la plupart de) leurs fonctions. Il est en effet considéré que dès qu'un sol est imperméabilisé et a perdu la totalité ou, dans le meilleur des cas, la plupart de ses fonctions, celles-ci sont effectivement perdues à jamais (Siebielec *et al.*, 2010). Les mesures de compensation visent à rétablir ou améliorer d'autres fonctions des sols à l'échelle de la zone (par exemple, création d'un parc urbain, en échange de la construction d'un parc de stationnement sur des terres agricoles). L'objectif des mesures de compensation est donc plutôt de préserver la fonction globale du sol dans une zone donnée que d'empêcher l'imperméabilisation de tous les sols dans cette zone. Parmi les mesures de « compensation », la désimperméabilisation d'une zone donnée pour compenser l'imperméabilisation ailleurs est souvent mise en avant.

Il convient cependant de relativiser l'efficacité de la compensation associée à cette séquence Éviter-Réduire-Compenser. Weissgerber *et al.* (2019) rapportent dans leur étude portant sur des cas français⁶ la difficulté à mettre en œuvre des solutions compensatoires permettant réellement d'obtenir des gains en matière de biodiversité. Un de leurs constats est que sur les 577 ha ayant fait l'objet d'une restauration dans leur étude afin de compenser les zones artificialisées, seuls 3% étaient artificiels avant les travaux de compensation, alors que 81% correspondaient à des habitats semi-naturels.

L'artificialisation de sols naturels entraîne une perte certaine de fonctions liée à une altération plus ou moins complète du profil de sol et au scellement de sa surface. Les gains fonctionnels liés aux opérations de descellement/ou de fabrication de sols sont généralement partiels (seules certaines fonctions sont ciblées : support de végétation, régulation des eaux) et incertains sur le terme et l'intensité des fonctions. Le gain potentiel est d'autant plus important que les sols initiaux sont dégradés.

⁶ majoritairement associés à des espèces protégées, des zones humides et les masses d'eau.

L'approche fonctionnelle portée par la loi Climat et résilience n'est pas suffisante et est réductrice par rapport à la préservation des sols naturels qui sont de par leur origine plus ou moins fonctionnels. Une approche strictement fonctionnelle pourrait en effet aboutir à artificialiser des sols peu fonctionnels mais naturels et à privilégier la fabrication de sols potentiellement plus fonctionnels. La naturalité des sols est donc un facteur primordial à considérer dans le processus d'aménagement, à l'échelle de la planification mais aussi de l'aménagement opérationnel.

Dans l'optique du ZAN dont l'atteinte va nécessiter des opérations de désartificialisation (ou renaturation dans la loi Climat et résilience), il conviendra de conduire de telles opérations principalement sur des sols artificialisés afin d'être certain d'optimiser les gains en fonctions. Il est proposé d'utiliser le terme refunctionalisation des sols comme alternative à désartificialisation, pour clarifier le fait que le sol issu d'une telle opération reste artificiel.

10. Perspective : vers la restauration de la multifonctionnalité

De nombreux travaux ont démontré l'efficacité de la restauration écologique pour rétablir différentes fonctions d'écosystèmes dégradés, telles que la production primaire, le cycle des nutriments et la séquestration du carbone (Lu *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2019). Bien que la plupart des écosystèmes et des sols réalisent des fonctions écologiques multiples, la très grande majorité des travaux scientifiques évalue le succès de la restauration à partir de seulement quelques propriétés. Sont le plus généralement retenues la composition de la communauté végétale (Prach *et al.*, 2019), la composition de la communauté édaphique (abondance et diversité de la faune du sol, des communautés microbiennes) et les caractéristiques physico-chimiques du sol (pH, matière organique, azote, phosphore, potassium, stabilité structurale... ; Kardol *et al.*, 2009 ; Kimmell *et al.*, 2023), et parfois la présence/absence de certaines espèces ou taxons animaux (fourmis, oiseaux... ; Bennett *et al.*, 2022 ; Lange *et al.*, 2023). Des évaluations plus exhaustives seraient pourtant nécessaires pour évaluer la restauration de cette multifonctionnalité (Costantini *et al.*, 2016), c'est-à-dire de la capacité des écosystèmes et des sols à assurer les différentes fonctions de manière simultanée.

La requête WoS 4) (cf. Section 1) révèle que 12 articles seulement ont été publiés sur le sujet de la restauration de la multifonctionnalité des sols, et ceci entre 2021 et 2024. Ces articles décrivent l'évolution de la multifonctionnalité du sol au cours du processus de restauration, et le rôle qu'y joue la biodiversité du sol et de la végétation. Dans ces travaux, les fonctions ciblées sont en majorité indicatrices des cycles des nutriments, de la production primaire, du stockage du carbone (Bieluczyk *et al.*, 2023 ; Guo *et al.*, 2021 ; Li *et al.*, 2022 ; Liu *et al.*, 2021), de la rétention d'eau par le sol (Xiao *et al.*, 2024) et d'habitat pour la biodiversité (Bieluczyk *et al.*, 2023). Elles sont évaluées par l'intermédiaire de mesures d'activités enzymatiques (Guo *et al.*, 2021 ; Wang *et al.*, 2023), de la respiration et la biomasse microbienne des sols (Bizuti *et al.*, 2022 ; Shu *et al.*, 2023), de propriétés chimiques et physiques (ex. : Bieluczyk *et al.*, 2023 ; Bizuti *et al.*, 2022 ; Li *et al.*, 2022 ; Liu *et al.*, 2021 ; Tian *et al.*, 2022), et systématiquement par la description de la structure ou de la diversité des communautés de microorganismes (bactéries, champignons et/ou nématodes). La multifonctionnalité est estimée, éventuellement après un regroupement de différentes variables pour représenter les fonctions étudiées, par le calcul de différents indices (z-score, méthodes des seuils, cf. Chapitre 5), avec ou sans pondération entre les variables ou les fonctions (Bieluczyk *et al.*, 2023 ; Liu *et al.*, 2021), qui sont standardisés pour obtenir une gamme restreinte de valeurs.

Shu *et al.* (2023) démontrent expérimentalement que la revégétalisation peut augmenter la multifonctionnalité de l'écosystème et améliorer la diversité et la stabilité des communautés microbiennes d'une prairie alpine dégradée. Sur la base d'une revue de littérature, Tian *et al.* (2022) ont développé un modèle basé sur les réseaux de fonctions pour identifier celles qui sont majoritairement impliquées dans la restauration de la multifonctionnalité des sols. Dans un contexte de restauration passive des terres cultivées dans toute la Chine, les auteurs ont concentré leur analyse sur les cycles du carbone, de l'azote et du phosphore. Ils ont démontré une restauration efficace du réseau de fonctions impliquées dans les cycles du C, N et P et identifié les rôles clés du carbone, de l'azote total et de la phosphatase dans cette restauration. La restauration de la multifonctionnalité et des fonctions clés des cycles du C et du N augmentent avec le temps et l'humidité des sols, pour cette dernière dans une certaine limite qui doit

être documentée. Le carbone organique est un facteur essentiel pour la restauration de l'azote total, de la biomasse microbienne et des enzymes. Ces auteurs observent finalement une suppression des effets de la restauration sur la majorité des fonctions dans les couches profondes des sols, mais les différents degrés de dépendance de ces fonctions à la profondeur permettent de prédire par modélisation, comme le précisent aussi Parkhurst *et al.* (2022), la restauration de la multifonctionnalité des horizons profonds à partir des observations sur l'horizon de surface.

Les principales conclusions de ces travaux sont ainsi :

- Augmentation de la multifonctionnalité des sols avec les biodiversités bactériennes et végétales.
- Rôle important de la rhizosphère joue un rôle dans le rétablissement de la multifonctionnalité des sols.
- Dépendance de la multifonctionnalité plus élevée à la diversité fonctionnelle de la végétation qu'aux propriétés physico-chimiques du sol.
- Décalage de la restauration de la multifonctionnalité des sols dans le temps par rapport à la dynamique de rétablissement des communautés d'organismes du sol et de la végétation.
- Suivi à long terme des projets de restauration indispensable pour évaluer le succès de la restauration en termes de multifonctionnalité.

Ces travaux sont centrés sur diverses fonctions réalisées principalement par des communautés microbiennes. Les études scientifiques devraient désormais intégrer l'ensemble des fonctions du sol, analyser le rôle de différents taxons dans le rétablissement de la multifonctionnalité, et élargir l'évaluation de cette multifonctionnalité à diverses opérations de restauration dans divers contextes écologiques. Des études à long terme devraient permettre d'évaluer la persistance de ces effets positifs, et les conséquences du décalage temporel entre la restauration des attributs de l'écosystème et la multifonctionnalité sur la stabilité (c'est-à-dire la résilience, la résistance et la constance) des écosystèmes restaurés dans le contexte des changements climatiques.

11. Conclusions

- La perte de résilience et l'intensification des perturbations peut conduire à une dégradation irréversible des écosystèmes et de leurs sols. La perte de biodiversité et de fonctions écologiques peut alors justifier la mise en œuvre de pratiques d'ingénierie écologique assistant l'autoréparation des écosystèmes ou la création d'une trajectoire conduisant le milieu vers un état de référence. La restauration est une action qui vise au rétablissement de la structure et de la composition en espèces des communautés de l'écosystème de référence, des groupes fonctionnels et de l'environnement physique nécessaires à l'évolution de l'écosystème, au fonctionnement et à l'intégration de l'écosystème dans un paysage avec lequel il interagit par l'intermédiaire de flux de matière et d'énergie, à une résilience de l'écosystème face aux stress et à une capacité à persister à long terme dans les conditions environnementales existantes.
- L'évaluation de l'efficacité de la restauration repose sur la définition préalable d'un ou de plusieurs écosystèmes et sols de référence qui fixent les objectifs à atteindre. Un protocole de suivi doit être construit en identifiant les indicateurs, et en définissant les plans d'échantillonnage (positionnement des prélèvements et profondeur) et les éléments de temporalisation des mesures (calendrier, fréquence et durée). Les variables suivies peuvent être des variables écologiques (biologiques, chimiques et physiques) mais aussi sociologiques et économiques.
- Les écosystèmes et leurs sols sont dynamiques, ils évoluent au cours du temps. Cette évolution est conditionnée par des facteurs externes et internes. Les opérations de restauration doivent tenir compte de cette évolution, tant dans leurs objectifs que dans les moyens de suivi de l'efficacité de la restauration.
- Les objectifs de restauration, le degré de dégradation initial et la capacité de résilience de l'écosystème déterminent le niveau de manipulation et d'intégration des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols dans le processus de restauration de l'écosystème. La restauration au sens large des écosystèmes est cependant rarement accomplie.

- L'ingénierie pédologique, par la reconstitution et la construction *de novo* de sol, peut permettre de créer une trajectoire de réhabilitation des sols. L'objectif principal de la construction de technosols est de créer des supports de végétation durables, notamment pour les espaces urbains, qui peuvent rendre dans certains cas d'autres services, et exercer d'autres fonctions telles que l'infiltration de l'eau et la séquestration du carbone. Les technosols construits, notamment à l'aide de sous-produits des activités humaines et de déchets, sont à privilégier dans un souci de préservation de la ressource sol. L'association du choix des matériaux (et des formulations en cas de mélanges) à celui des plantes a un impact positif plus important sur les fonctions du sol que le choix des seuls matériaux. Il est possible d'optimiser la fertilité des sols construits par la sélection de matériaux et formulations (en cas de mélange) en lien avec des usages et les besoins/contraintes associés. En particulier, l'apport en terre végétale peut être vu comme un moyen de favoriser la colonisation du technosol (réserve en graines, en organismes).
- La construction *de novo* de sols, même si elle peut permettre le recouvrement de certaines fonctions (support de végétation par exemple), en particulier lorsqu'elle est réalisée dans des sites industriels, urbanisés ou artificialisés, ne peut pas permettre d'obtenir des résultats comparables aux actions de réhabilitation et *a fortiori* de restauration visant la renaturation et l'intégrité de l'écosystème. Les objectifs principaux de fabrication d'un sol s'éloignent de l'approche multifonctionnelle de la réhabilitation écologique en ciblant des services écosystémiques restreints à quelques fonctions écologiques, principalement le support de végétation et parfois la régulation des eaux. L'enjeu serait désormais d'intégrer l'approche écologique.
- L'innocuité des matériaux utilisés pour la construction des sols doit être vérifiée, vis-à-vis de problématiques environnementales. Les niveaux de contamination doivent être compatibles avec les usages envisagés, sans quoi le sol doit faire l'objet d'une remédiation préalable. La question de la présence de microplastiques dans les matériaux est ouverte. Les matériaux des technosols peuvent être réactifs et évolutifs en lien avec les conditions environnementales. La nature et l'innocuité des matériaux utilisés pour la fabrication des technosols conditionnent leur colonisation par la biodiversité, la mise en place des processus bio-physico-chimiques et donc des fonctions écologiques.
- La présence de corridors écologiques autour des sols construits constitue un élément favorable à leur colonisation si les paramètres abiotiques du sol ne s'y opposent pas. La question du développement de la biodiversité en milieu urbain et de l'effet du degré d'isolement reste à documenter au niveau scientifique pour pouvoir alimenter l'approche opérationnelle de la trame brune. Il serait intéressant de suivre la colonisation et la reproduction de la macrofaune dans les technosols construits en zones urbanisées denses où les barrières à la dispersion sont nombreuses. La question de la connectivité des sols devrait ainsi être prise en compte lors du processus de construction de sols à l'échelle du projet d'aménagement tout en contribuant plus largement à la connectivité à l'échelle des paysages.
- La caractérisation de la qualité des sols est un des critères les plus importants pour évaluer le succès de la remise en état, la réhabilitation ou la restauration de l'écosystème. Ainsi, les indicateurs de la qualité du sol sont également des indicateurs potentiels de la restauration des sols, des écosystèmes et de leur multifonctionnalité. Dans la littérature, les principaux indicateurs utilisés pour le suivi de la restauration de la qualité des sols sont des paramètres physiques (stabilité des agrégats, vitesse d'infiltration, densité apparente, teneur en eau...), chimiques (pH, teneur en matière organique ou C, teneurs en azote et phosphore, CEC) et biologiques (respiration du sol, activités enzymatiques, abondance des microarthropodes, des vers de terre, abondance et diversité microbiennes).
- La littérature met en évidence l'intérêt de travailler sur des chronoséquences pour suivre l'évolution des sols et de l'écosystème sur le long terme (quelques années à plusieurs décennies) même si les processus sont rapides. L'évaluation doit privilégier des suivis longs (>10 ans) ou l'étude de chronoséquences relativement longues (>20 ans) pour évaluer l'évolution des matériaux et des interactions entre communautés biologiques et matériaux. La majorité des suivis sont cependant réalisés sur le court terme (<5 ans), leur exploitation ne peut donc pas être conclusive sur les moyen et long termes. Les modalités de financement de la recherche, avec des financements sur 3-5 ans, sont peu favorables aux suivis sur le long terme. La mobilisation des observatoires, notamment urbains tels que le Service national d'observation dédié aux environnements urbains (SNO Observil), pourrait s'avérer intéressante.

- En raison du manque de retour d'expérience sur le développement des technosols construits sur le temps long, il pourrait être recommandé au niveau opérationnel de réaliser un suivi physique, chimique et biologique (y compris du compartiment végétal) afin d'évaluer l'auto-entretien du système et de mettre en œuvre des mesures correctives en cas de déséquilibres marqués.
- Alors que les connaissances scientifiques autour de la dynamique de refonctionnalisation des sols fabriqués sont limitées, les actions opérationnelles de descellement des sols et de fabrication de sols se multiplient à la demande des maîtres d'ouvrage, collectivités en tête, mais avec quels résultats à venir ? Plusieurs projets de recherche s'intéressent ces dernières années à ces questions de suivi et d'évaluation, et devraient produire de nouvelles connaissances, mais la question de leur transfert vers les acteurs opérationnels reste ouverte.
- Le droit fait coexister différents degrés de restauration des sols dont la plupart ne sont pas attentifs à leur fonctionnalité. La trajectoire est déterminée par l'usage projeté et par la neutralisation des risques. Le concept de désartificialisation est en outre ambivalent vis-à-vis de la fonctionnalité.
- Une politique de préservation des sols devrait associer un critère de naturalité à ceux de multifonctionnalité afin qu'on ne détruise pas des sols naturels qui peuvent être peu (multi)fonctionnels et qu'on n'ait pas largement recours à la fabrication de sols potentiellement plus (multi)fonctionnels.
- Restaurer la fonctionnalité des sols inscrit les sols dans une trajectoire temporelle indéterminée difficile à articuler avec celles de la planification, de la propriété, des usages et des politiques publiques.

Références bibliographiques

- Abbruzzini, T.F.; Reyes-Ortigoza, A.L.; Alcántara-Hernández, R.J.; Mora, L.; Flores, L.; Prado, B., 2022. Chemical, biochemical, and microbiological properties of Technosols produced from urban inorganic and organic wastes. *Journal of Soils and Sediments*, 22 (1): 146-161. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03062-2>
- Anirwal, J.; Kumar, A.; Pietrzykowski, M.; Maiti, S.K., 2018. Reclamation of coal mine spoil and its effect on Technosol quality and carbon sequestration: a case study from India. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (28): 27992-28003. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2789-1>
- Aronson, J.; Floret, C.; Le Floch, E.; Ovalle, C.; Pontanier, R., 1993. Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A View from the South. *Restoration Ecology*, 1 (1): 8-17. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1526-100X.1993.tb00004.x>
- Auclerc, A.; Beaumelle, L.; Barantal, S.; Chauvat, M.; Corte, J.; De Almeida, T.; Dulaurentg, A.M.; Dutoit, T.; Joimel, S.; Sere, G.; Blight, O., 2022. Fostering the use of soil invertebrate traits to restore ecosystem functioning. *Geoderma*, 424: 9. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116019>
- Badawi, N.; Johnsen, A.R.; Brandt, K.K.; Sorensen, J.; Aamand, J., 2013. Hydraulically active biopores stimulate pesticide mineralization in agricultural subsoil. *Soil Biology & Biochemistry*, 57: 533-541. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.028>
- Baer, S.G.; Kitchen, D.J.; Blair, J.M.; Rice, C.W., 2002. Changes in ecosystem structure and function along a chronosequence of restored grasslands. *Ecological Applications*, 12 (6): 1688-1701. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1688:ciesaf\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1688:ciesaf]2.0.co;2)
- Baize, D.; Girard, M.C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*. Éditions Quae (Savoir-faire), 405 p. <https://edepot.wur.nl/481543>
- Balaguer, L.; Escudero, A.; Martín-Duque, J.F.; Mola, I.; Aronson, J., 2014. The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept. *Biological Conservation*, 176: 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.007>
- Bandyopadhyay, S.; Novo, L.A.B.; Pietrzykowski, M.; Maiti, S.K., 2020. Assessment of Forest Ecosystem Development in Coal Mine Degraded Land by Using Integrated Mine Soil Quality Index (IMSQI): The Evidence from India. *Forests*, 11 (12): 24. <https://doi.org/10.3390/f11121310>
- Baveye, P.C.; Schnee, L.S.; Boivin, P.; Laba, M.; Radulovich, R., 2020. Soil Organic Matter Research and Climate Change: Merely Restoring Carbon Versus Restoring Soil Functions. *Frontiers in Environmental Science*, 8: 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904>
- Bennett, A.F.; Holland, G.J.; Haslem, A.; Stewart, A.; Radford, J.Q.; Clarke, R.H., 2022. Restoration promotes recovery of woodland birds in agricultural environments: A comparison of 'revegetation' and 'remnant' landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 59 (5): 1334-1346. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14148>
- Bhaduri, D.; Sibi, D.; Bhowmik, A.; Verma, B.C.; Munda, S.; Dari, B., 2022. A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 13: 25. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.938481>
- Bieluczyk, W.; Merloti, L.F.; Cherubin, M.R.; Mendes, L.W.; Bendassolli, J.A.; Rodrigues, R.R.; de Camargo, P.B.; van der Putten, W.H.; Tsai, S.M., 2023. Forest restoration rehabilitates soil multifunctionality in riparian zones of sugarcane production landscapes. *Science of the Total Environment*, 888: 15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164175>

- Bizuti, D.T.G.; Robin, A.; Soares, T.M.; Moreno, V.S.; Almeida, D.R.A.; Andreote, F.D.; Casagrande, J.C.; Guillemot, J.; Herrmann, L.; Melis, J.; Perim, J.E.L.; Medeiros, S.D.S.; Sorcini, T.B.; Brancalion, P.H.S., 2022. Multifunctional soil recovery during the restoration of Brazil's Atlantic Forest after bauxite mining. *Journal of Applied Ecology*, 59 (9): 2262-2273. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14097>
- Blanco, E.; Clergeau, P., 2022. Projets urbains régénératifs : de l'idée à la méthode. *Métropolitiques*. <https://metropolitiques.eu/Projets-urbains-regeneratifs-de-l-idee-a-la-methode.html>
- Blanco, E.; Raskin, K.; Clergeau, P., 2021. Le projet urbain régénératif : un concept en émergence dans la pratique de l'urbanisme. *Les Cahiers de la recherche architecturale urbaine et paysagère*. <https://doi.org/10.4000/craup.8973>
- Bradshaw, A.D., 1987. Restoration: An Acid Test for Ecology. *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*: 23-30.
- Bradshaw, A.D., 1997. The Importance of Soil Ecology in Restoration Ecology. In: Urbanska, K.M.; Webb, N.R.; Edwards, P.J., eds. *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press.
- Brunet, L., 2020. Un transfert de sol incertain. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 14 (4). <https://doi.org/10.4000/rac.11641>
- Bulot, A.; Potard, K.; Bureau, F.; Bérard, A.; Dutoit, T., 2017. Ecological restoration by soil transfer: impacts on restored soil profiles and topsoil functions. *Restoration Ecology*, 25 (3): 354-366. <https://doi.org/10.1111/rec.12424>
- Burrow, C., 2018. Influence of connectivity & topsoil management practices of a constructed technosol on pedofauna colonization: A field study. *Applied Soil Ecology*, 123: 416-419. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.001>
- Byers, J.E., 2024. Using ecosystem engineers to enhance multiple ecosystem processes. *Functional Ecology*, 38 (1): 22-36. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14130>
- Byers, J.E.; Cuddington, K.; Jones, C.G.; Talley, T.S.; Hastings, A.; Lambrinos, J.G.; Crooks, J.A.; Wilson, W.G., 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in Ecology & Evolution*, 21 (9): 493-500. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.06.002>
- Cadier, C.; Bayraktarov, E.; Piccolo, R.; Adame, M.F., 2020. Indicators of Coastal Wetlands Restoration Success: A Systematic Review. *Frontiers in Marine Science*, 7: 11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.600220>
- Callahan, M.A.; Stanturf, J.A., 2021. Soil ecology and restoration science. *Soils and Landscape Restoration*. Elsevier, 39-62. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813193-0.00002-3>
- Cannavo, P.; Guénon, R.; Galopin, G.; Vidal-Beaudet, L., 2018. Technosols made with various urban wastes showed contrasted performance for tree development during a 3-year experiment. *Environmental Earth Sciences*, 77 (18): 13. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7848-x>
- Carabassa, V.; Domene, X.; Díaz, E.; Alcañiz, J.M., 2020. Mid-term effects on ecosystem services of quarry restoration with Technosols under Mediterranean conditions: 10-year impacts on soil organic carbon and vegetation development. *Restoration Ecology*, 28 (4): 960-970. <https://doi.org/10.1111/rec.13072>
- Chapin, F.S.; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Naylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D.U.; Lavorel, S.; Sala, O.E.; Hobbie, S.E.; Mack, M.C.; Diaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405 (6783): 234-242. <https://doi.org/10.1038/35012241>
- Clewell, A.F.; Aronson, J., 2013. *Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press/Center for Resource Economics. <https://doi.org/10.5822/978-1-59726-323-8>
- Cohen-Shacham, E.; Janzen, C.; Maginnis, S.; Walters, G., 2016. *Nature-based solutions to address global societal challenges* 97 p. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.13.en>
- Colombini, G.; Watteau, F.; Auclerc, A., 2022. Technosol rehabilitation strategies drive soil physico-chemical properties and fauna diversity on a former coking plant area. *Applied Soil Ecology*, 177: 12. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104542>
- Costantini, E.A.C.; Branquinho, C.; Nunes, A.; Schwilch, G.; Stavi, I.; Valdecantos, A.; Zucca, C., 2016. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. *Solid Earth*, 7 (2): 397-414. <https://doi.org/10.5194/se-7-397-2016>
- Court, F.E., 2012. *Pioneers of Ecological Restoration: The People and Legacy of the University of Wisconsin Arboretum*. University of Wisconsin Press.
- Damas, O.; Coulon, A., 2016. *Créer des sols fertiles - Du déchet à la végétalisation urbaine*. Éditions du Moniteur, 336 p. https://boutique.lemoniteur.fr/creer-des-sols-fertiles.html#product-attribute-more_information
- Deeb, M.; Groffman, P.M.; Blouin, M.; Egendorf, S.P.; Vergnes, A.; Vasenev, V.; Cao, D.L.; Walsh, D.; Morin, T.; Séré, G., 2020. Using constructed soils for green infrastructure - challenges and limitations. *Soil*, 6 (2): 413-434. <https://doi.org/10.5194/soil-6-413-2020>
- Diaz, S.; Settele, J.; Brondizio, E.S.; Ngo, H.T.; Agard, J.; Arneeth, A.; Balvanera, P.; Brauman, K.A.; Butchart, S.H.M.; Chan, K.M.A.; Garibaldi, L.A.; Ichii, K.; Liu, J.G.; Subramanian, S.M.; Midgley, G.F.; Miloslavich, P.; Molnár, Z.; Obura, D.; Pfaff, A.; Polasky, S.; Purvis, A.; Razaque, J.; Reyers, B.; Chowdhury, R.R.; Shin, Y.J.; Visseren-Hamakers, I.; Willis, K.J.; Zayas, C.N., 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366 (6471): 1327-+. <https://doi.org/10.1126/science.aax3100>
- Domínguez-Haydar, Y.; Velásquez, E.; Carmona, J.; Lavelle, P.; Chavez, L.F.; Jiménez, J.J., 2019. Evaluation of reclamation success in an open-pit coal mine using integrated soil physical, chemical and biological quality indicators. *Ecological Indicators*, 103: 182-193. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.015>
- Donald, P.F., 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation Biology*, 18 (1): 17-37. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.01803.x>
- dos Santos, C.R.C.; Kato, O.R.; Noronha, N.C.; Souza, L.D.F.; Ferreira, E.V.D.; de Matos, G.S.B.; de Araújo, D.G.; Gama, M.A.P., 2023. Phosphorus adsorption in a degraded soil under forestry recovery after bauxite mining in Paragominas, eastern Amazon, Brazil. *Land Degradation & Development*, 34 (7): 2110-2123. <https://doi.org/10.1002/ldr.4593>
- Durbecq, A.; Jaunatre, R.; Buisson, E.; Cluchier, A.; Bischoff, A., 2020. Identifying reference communities in ecological restoration: the use of environmental conditions driving vegetation composition. *Restoration Ecology*, 28 (6): 1445-1453. <https://doi.org/10.1111/rec.13232>
- Egendorf, S.P.; Cheng, Z.Q.; Deeb, M.; Flores, V.; Paltseva, A.; Walsh, D.; Groffman, P.; Mielke, H.W., 2018. Constructed soils for mitigating lead (Pb) exposure and promoting urban community gardening: The New York City Clean Soil Bank pilot study. *Landscape and Urban Planning*, 175: 184-194. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.012>
- European Commission; Directorate-General for Environment; Jobstmann, H.; Prokop, G.; Schönbauer, A., 2011. *Overview of best practices for limiting soil sealing or mitigating its effects in EU-27 – Final report*: Publications Office. <https://doi.org/10.2779/15146>
- Fabbri, D.; Pizzol, R.; Calza, P.; Malandrino, M.; Gaggero, E.; Padoan, E.; Ajmone-Marsan, F., 2021. Constructed Technosols: A Strategy toward a Circular Economy. *Applied Sciences-Basel*, 11 (8): 18. <https://doi.org/10.3390/app11083432>

- Forey, E.; Chauvat, M.; Coulibaly, S.F.M.; Langlois, E.; Barot, S.; Clause, J., 2018. Inoculation of an ecosystem engineer (Earthworm: *Lumbricus terrestris*) during experimental grassland restoration: Consequences for above and belowground soil compartments. *Applied Soil Ecology*, 125: 148-155. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.021>
- Fowler, W.M.; Fontaine, J.B.; Enright, N.J.; Veber, W.P., 2015. Evaluating restoration potential of transferred topsoil. *Applied Vegetation Science*, 18 (3): 379-390. <https://doi.org/10.1111/avsc.12162>
- Galatowitsch, S.M., 2009. Carbon Offsets as Ecological Restorations. *Restoration Ecology*, 17 (5): 563-570. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00587.x>
- Gann, G.D.; McDonald, T.; Walder, B.; Aronson, J.; Nelson, C.R.; Jonson, J.; Hallett, J.G.; Eisenberg, C.; Guariguata, M.R.; Liu, J.G.; Hua, F.Y.; Echeverria, C.; Gonzales, E.; Shaw, N.; Decler, K.; Dixon, K.W., 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27: S3-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Gatica-Saavedra, P.; Aburto, F.; Rojas, P.; Echeverria, C., 2023. Soil health indicators for monitoring forest ecological restoration: a critical review. *Restoration Ecology*, 31 (5): 13. <https://doi.org/10.1111/rec.13836>
- Gatica-Saavedra, P.; Echeverria, C.; Nelson, C.R., 2017. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restoration Ecology*, 25 (6): 850-857. <https://doi.org/10.1111/rec.12586>
- Gómez-Sagasti, M.T.; Alkorta, I.; Becerril, J.M.; Epelde, L.; Anza, M.; Garbisu, C., 2012. Microbial Monitoring of the Recovery of Soil Quality During Heavy Metal Phytoremediation. *Water Air and Soil Pollution*, 223 (6): 3249-3262. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1106-8>
- Grosbellet, C.; Vidal-Beaudet, L.; Caubel, V.; Charpentier, S., 2011. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter. *Geoderma*, 162 (1-2): 27-38. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.01.003>
- Grove, S.; Saaranan, N.P.; Gilbert, G.S.; Faircloth, B.; Haubensak, K.A.; Parker, I.M., 2019. Ectomycorrhizas and tree seedling establishment are strongly influenced by forest edge proximity but not soil inoculum. *Ecological Applications*, 29 (3): 12. <https://doi.org/10.1002/eap.1867>
- Guo, Y.Q.; Xu, T.Q.; Cheng, J.M.; Wei, G.H.; Lin, Y.B., 2021. Above- and belowground biodiversity drives soil multifunctionality along a long-term grassland restoration chronosequence. *Science of the Total Environment*, 772: 11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145010>
- Hafeez, F.; Martin-Laurent, F.; Béguet, J.; Bru, D.; Cortet, J.; Schwartz, C.; Morel, J.L.; Philippot, L., 2012. Taxonomic and functional characterization of microbial communities in Technosols constructed for remediation of a contaminated industrial wasteland. *Journal of Soils and Sediments*, 12 (9): 1396-1406. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0563-4>
- Hamman, S.T.; Hawkes, C.V., 2013. Biogeochemical and Microbial Legacies of Non-Native Grasses Can Affect Restoration Success. *Restoration Ecology*, 21 (1): 58-66. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00856.x>
- Harris, J., 2009. Soil Microbial Communities and Restoration Ecology: Facilitators or Followers? *Science*, 325 (5940): 573-574. <https://doi.org/10.1126/science.1172975>
- Hedde, M.; Nahmani, J.; Séré, G.; Auclerc, A.; Cortet, J., 2019. Early colonization of constructed Technosols by macro-invertebrates. *Journal of Soils and Sediments*, 19 (8): 3193-3203. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2142-9>
- Heneghan, L.; Miller, S.P.; Baer, S.; Callahan, M.A.; Montgomery, J.; Pavao-Zuckerman, M.; Rhoades, C.C.; Richardson, S., 2008. Integrating Soil Ecological Knowledge into Restoration Management. *Restoration Ecology*, 16 (4): 608-617. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00477.x>
- Hopp, H.; Slater, C., 1948. Influence of Earthworms on Soil Productivity. *Soil Science*, 66: 421-428. <https://doi.org/10.1097/00010694-194812000-00003>
- Ice, G., 2004. History of innovative best management practice development and its role in addressing water quality limited waterbodies. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 130 (6): 684-689. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2004\)130:6\(684\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2004)130:6(684))
- IUSS Working Group WRB, 2022. *World Reference Base for Soil Resources: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. Vienna, Austria: International Union of Soil Sciences (IUSS).
- Jaunatre, R., 2012. *Dynamique et restauration d'une steppe méditerranéenne après changements d'usages (La Crau, Bouches-du-Rhône, France)*. Université d'Avignon. <https://theses.hal.science/tel-00862398>
- Joimel, S.; Grard, B.; Chenu, C.; Cheval, P.; Mondy, S.; Lelièvre, M.; Auclerc, A.; Gonod, L.V., 2022. One green roof type, one Technosol, one ecological community. *Ecological Engineering*, 175: 10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106475>
- Kardol, P.; Bezemer, T.M.; Van Der Putten, W.H., 2009. Soil Organism and Plant Introductions in Restoration of Species-Rich Grassland Communities. *Restoration Ecology*, 17 (2): 258-269. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00351.x>
- Kim, S.; Choi, J.; Jeong, S.W., 2023. Changes in the health of metal-contaminated soil before and after stabilization and solidification. *Environmental Pollution*, 331: 8. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121929>
- Kimmell, L.B.; Fagan, J.M.; Havrilla, C.A., 2023. Soil restoration increases soil health across global drylands: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 60 (9): 1939-1951. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14459>
- Klik, B.; Gusiati, Z.M.; Kulikowska, D., 2021. A holistic approach to remediation of soil contaminated with Cu, Pb and Zn with sewage sludge-derived washing agents and synthetic chelator. *Journal of Cleaner Production*, 311: 12. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127664>
- Laliberté, E.; Turner, B.L.; Costes, T.; Pearse, S.J.; Wyrwoll, K.H.; Zemunik, G.; Lambers, H., 2012. Experimental assessment of nutrient limitation along a 2-million-year dune chronosequence in the south-western Australia biodiversity hotspot. *Journal of Ecology*, 100 (3): 631-642. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.01962.x>
- Lange, M.; Ebeling, A.; Voigt, W.; Weisser, W., 2023. Restoration of insect communities after land use change is shaped by plant diversity: a case study on carabid beetles (*Carabidae*). *Scientific Reports*, 13 (1): 10. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-28628-7>
- Léocadie, A.; Pioch, S.; Pinault, M., 2020. *Guide d'Ingénierie Écologique : La réparation des récifs coralliens et des écosystèmes associés*. Édition IFRECOR, 114 p. <http://ifrecor-doc.fr/items/show/1877>
- Li, J.J.; Yang, L.; Fan, M.C.; Shangguan, Z.P., 2022. Plantation vegetation restoration enhances the relationship between rhizosphere microbial diversity and soil multifunctionality. *Land Degradation & Development*, 33 (17): 3630-3640. <https://doi.org/10.1002/ldr.4414>
- Limasset, E.; Merly, C.; Balon, P.; Desrousseaux, M.; Quadu, F.; Hucq, A.; Born, C.H.; Malherbe, A.; Baptist, F., 2021. *Projet SOILval – Quelle prise en compte de la valeur des sols dans la planification et l'aménagement du territoire en France et en Wallonie ? Pour une meilleure reconnaissance de la qualité des sols en contexte de mise en œuvre des objectifs européens de zéro artificialisation nette -*

- Analyses et recommandations (WP4)* 32 p. <https://www.soilver.eu/wp-content/uploads/2022/05/soilval-3-analyse-et-recommandations-wp4.pdf>
- Lipman, J.G., 1926. Future Trends in Soil Conservation. *Industrial and Engineering Chemistry*, 18 (10): 1034-1040. <https://doi.org/10.1021/ie50202a015>
- Liu, Q.F.; Zhang, Q.; Jarvie, S.; Yan, Y.Z.; Han, P.; Liu, T.; Guo, K.; Ren, L.J.; Yue, K.; Wu, H.M.; Du, J.J.; Niu, J.M.; Svenning, J.C., 2021. Ecosystem restoration through aerial seeding: Interacting plant-soil microbiome effects on soil multifunctionality. *Land Degradation & Development*, 32 (18): 5334-5347. <https://doi.org/10.1002/ldr.4112>
- Liu, X.P.; Mei, S.Y.; Salles, J.F., 2023. Inoculated microbial consortia perform better than single strains in living soil: A meta-analysis. *Applied Soil Ecology*, 190: 11. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105011>
- Lu, F.; Hu, H.F.; Sun, W.J.; Zhu, J.J.; Liu, G.B.; Zhou, W.M.; Zhang, Q.F.; Shi, P.L.; Liu, X.P.; Wu, X.; Zhang, L.; Wei, X.H.; Dai, L.M.; Zhang, K.R.; Sun, Y.R.; Xue, S.; Zhang, W.J.; Xiong, D.P.; Deng, L.; Liu, B.J.; Zhou, L.; Zhang, C.; Zheng, X.; Cao, J.S.; Huang, Y.; He, N.P.; Zhou, G.Y.; Bai, Y.F.; Xie, Z.Q.; Tang, Z.Y.; Wu, B.F.; Fang, J.Y.; Liu, G.H.; Yu, G.R., 2018. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (16): 4039-4044. <https://doi.org/10.1073/pnas.1700294115>
- Maienza, A.; Ungaro, F.; Baronti, S.; Colzi, I.; Giagnoni, L.; Gonnelli, C.; Renella, G.; Ugolini, F.; Calzolari, C., 2021. Biological Restoration of Urban Soils after De-Sealing Interventions. *Agriculture-Basel*, 11 (3): 12. <https://doi.org/10.3390/agriculture11030190>
- Maréchal, J.; Hoeffner, K.; Marié, X.; Cluzeau, D., 2021. Response of earthworm communities to soil engineering and soil isolation in urban landscapes. *Ecological Engineering*, 169: 6. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106307>
- Marie, X.; Rossignol, J.P., 1999. The "reconstituted anthropic soils" for landscaped areas. *International Society for Horticultural Science (ISHS)*, Leuven, Belgium, 361-368. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1999.496.45>
- Martins, W.B.R.; Lima, M.D.R.; Barros, U.D.; Amorim, L.; Oliveira, F.D.; Schwartz, G., 2020. Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. *Ecological Engineering*, 145: 11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105707>
- Matzek, V.; Warren, S.; Fisher, C., 2016. Incomplete recovery of ecosystem processes after two decades of riparian forest restoration. *Restoration Ecology*, 24 (5): 637-645. <https://doi.org/10.1111/rec.12361>
- McDonald, T.; Gann, G.D.; Jonson, J.; Dixon, K.W., 2016. *International Standards for the Practice of Ecological Restoration – Including Principles and Key Concepts*. Washington, D.C.: Society for Ecological Restoration.
- Mench, M.; Vangronsveld, J.; Beckx, C.; Ruttens, A., 2006. Progress in assisted natural remediation of an arsenic contaminated agricultural soil. *Environmental Pollution*, 144 (1): 51-61. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.011>
- Miller, B.P.; Sinclair, E.A.; Menz, M.H.M.; Elliott, C.P.; Bunn, E.; Commander, L.E.; Dalziel, E.; David, E.; Davis, B.; Erickson, T.E.; Golos, P.J.; Krauss, S.L.; Lewandowski, W.; Mayence, C.E.; Merino-Martín, L.; Merritt, D.J.; Nevill, P.G.; Phillips, R.D.; Ritchie, A.L.; Ruoss, S.; Stevens, J.C., 2017. A framework for the practical science necessary to restore sustainable, resilient, and biodiverse ecosystems. *Restoration Ecology*, 25 (4): 605-617. <https://doi.org/10.1111/rec.12475>
- Minixhofer, P.; Scharf, B.; Hafner, S.; Weiss, O.; Henöckl, C.; Greiner, M.; Room, T.; Stangl, R., 2022. Towards the Circular Soil Concept: Optimization of Engineered Soils for Green Infrastructure Application. *Sustainability*, 14 (2): 24. <https://doi.org/10.3390/su14020905>
- Morales-Márquez, J.; Meloni, F., 2022. Soil fauna and its potential use in the ecological restoration of dryland ecosystems. *Restoration Ecology*, 30 (6): 13. <https://doi.org/10.1111/rec.13686>
- Muñoz-Rojas, M., 2018. Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5: 47-52. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.007>
- Murcia, C.; Aronson, J.; Kattan, G.H.; Moreno-Mateos, D.; Dixon, K.; Simberloff, D., 2014. A critique of the 'novel ecosystem' concept. *Trends in Ecology & Evolution*, 29 (10): 548-553. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.006>
- Neuenkamp, L.; Prober, S.M.; Price, J.N.; Zobel, M.; Standish, R.J., 2019. Benefits of mycorrhizal inoculation to ecological restoration depend on plant functional type, restoration context and time. *Fungal Ecology*, 40: 140-149. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.05.004>
- Nielsen, U.N., 2019. *Soil Fauna Assemblages: Global to Local Scales*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108123518>
- O'Riordan, R.; Davies, J.; Stevens, C.; Quinton, J.N., 2021. The effects of sealing on urban soil carbon and nutrients. *Soil*, 7 (2): 661-675. <https://doi.org/10.5194/soil-7-661-2021>
- Parkhurst, T.; Prober, S.M.; Hobbs, R.J.; Standish, R.J., 2022. Global meta-analysis reveals incomplete recovery of soil conditions and invertebrate assemblages after ecological restoration in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 59 (2): 358-372. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13852>
- Prach, K.; Durigan, G.; Fennessy, S.; Overbeck, G.E.; Torezan, J.M.; Murphy, S.D., 2019. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restoration Ecology*, 27 (5): 917-923. <https://doi.org/10.1111/rec.13011>
- Pruvost, C.; Mathieu, J.; Nunan, N.; Gigon, A.; Pando, A.; Lerch, T.Z.; Blouin, M., 2020. Tree growth and macrofauna colonization in Technosols constructed from recycled urban wastes. *Ecological Engineering*, 153: 10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105886>
- Rees, F.; Dagois, R.; Derrien, D.; Fiorelli, J.L.; Watteau, F.; Morel, J.L.; Schwartz, C.; Simonnot, M.O.; Séré, G., 2019. Storage of carbon in constructed technosols: <i>in situ</i> monitoring over a decade. *Geoderma*, 337: 641-648. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.009>
- Renella, G., 2020. Evolution of Physico-Chemical Properties, Microbial Biomass and Microbial Activity of an Urban Soil after De-Sealing. *Agriculture-Basel*, 10 (12): 11. <https://doi.org/10.3390/agriculture10120596>
- Rodríguez-Espinosa, T.; Navarro-Pedreño, J.; Gomez-Lucas, I.; Jordán-Vidal, M.M.; Bech-Borras, J.; Zorpas, A.A., 2021. Urban areas, human health and technosols for the green deal. *Environmental Geochemistry and Health*, 43 (12): 5065-5086. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00953-8>
- Rokia, S.; Séré, G.; Schwartz, C.; Deeb, M.; Fournier, F.; Nehls, T.; Damas, O.; Vidal-Beaudet, L., 2014. Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Management*, 34 (11): 2155-2162. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.016>
- Rossiter, D.G., 2007. Classification of urban and industrial soils in the world reference base for soil resources. *Journal of Soils and Sediments*, 7 (2): 96-100. <https://doi.org/10.1065/jss2007.02.208>
- Rue, M.; Rees, F.; Simonnot, M.O.; Morel, J.L., 2019. Phytoextraction of Ni from a toxic industrial sludge amended with biochar. *Journal of Geochemical Exploration*, 196: 173-181. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.10.007>

- Ruiz, F.; Cherubin, M.R.; Ferreira, T.O., 2020. Soil quality assessment of constructed Technosols: Towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and the recovery of soil functions. *Journal of Environmental Management*, 276: 11. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111344>
- Santorufu, L.; Joimel, S.; Auclerc, A.; Deremiens, J.; Grisard, G.; Hedde, M.; Nahmani, J.; Pernin, C.; Cortet, J., 2021. Early colonization of constructed technosol by microarthropods. *Ecological Engineering*, 162: 8. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106174>
- Séré, G.; Schwartz, C.; Ouvrard, S.; Renat, J.C.; Watteau, F.; Villemin, G.; Morel, J.L., 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *Journal of Soils and Sediments*, 10 (7): 1246-1254. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0206-6>
- Séré, G.; Schwartz, C.; Ouvrard, S.; Sauvage, C.; Renat, J.C.; Morel, J.L., 2008. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils and Sediments*, 8 (2): 130-136. <https://doi.org/10.1065/jss2008.03.277>
- Shu, X.Y.; Liu, W.J.; Hu, Y.F.; Xia, L.L.; Fan, K.K.; Zhang, Y.Y.; Zhang, Y.L.; Zhou, W., 2023. Ecosystem multifunctionality and soil microbial communities in response to ecological restoration in an alpine degraded grassland. *Frontiers in Plant Science*, 14: 12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1173962>
- Siebielec, G.; Lazar, S.; Kaufmann, C.; Jaensch, S., 2010. *Handbook for measures enhancing soil function performance and compensating soil loss during urbanization process*.
- Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tucson, Arizona: Society for Ecological Restoration International. www.ser.org
- Spake, R.; Barajas-Barbosa, M.P.; Blowes, S.A.; Bowler, D.E.; Callaghan, C.T.; Garbowski, M.; Jurburg, S.D.; van Klink, R.; Korell, L.; Ladouceur, E.; Rozzi, R.; Viana, D.S.; Xu, W.B.; Chase, J.M., 2022. Detecting Thresholds of Ecological Change in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 47: 797-821. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112420-015910>
- Suding, K.N., 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. In: Futuyama, D.J.; Shaffer, H.B.; Simberloff, D., eds. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 42. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), 465-487. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>
- Sun, Y.G.; Li, X.Z.; Mander, Ü.; He, Y.L.; Jia, Y.; Ma, Z.G.; Guo, W.Y.; Xin, Z.J., 2011. Effect of reclamation time and land use on soil properties in Changjiang River Estuary, China. *Chinese Geographical Science*, 21 (4): 403-416. <https://doi.org/10.1007/s11769-011-0482-0>
- Taugourdeau, O.; Harris-Hellal, J.; Montfort, D.; Limasset, E.; Chauvin, C., 2020. *Enjeux de la reconversion d'une friche et comment évaluer la réhabilitation écologique d'un sol dégradé. Evaluation des services et des fonctions lors de la restauration écologique d'une friche* Projet Bio-TUBES: Valorhiz, BRGM, ELISOL Environnement, ADEME, Expertises, 39 p. <https://bibliothèque.ademe.fr/sols-pollues/3770-enjeux-de-la-reconversion-d-une-friche-et-comment-evaluer-la-rehabilitation-ecologique-d-un-sol-degrade.html>
- Tian, D.S.; Xiang, Y.Z.; Seabloom, E.; Chen, H.Y.H.; Wang, J.S.; Yu, G.R.; Deng, Y.; Li, Z.L.; Niu, S.L., 2022. Ecosystem restoration and belowground multifunctionality: A network view. *Ecological Applications*, 32 (5): 11. <https://doi.org/10.1002/eap.2575>
- Tobias, S.; Conen, F.; Duss, A.; Wenzel, L.M.; Buser, C.; Alewell, C., 2018. Soil sealing and unsealing: State of the art and examples. *Land Degradation & Development*, 29 (6): 2015-2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.2919>
- Ugolini, F.; Baronti, S.; Lanini, G.M.; Maenza, A.; Ungaro, F.; Calzolari, C., 2020. Assessing the influence of topsoil and technosol characteristics on plant growth for the green regeneration of urban built sites. *Journal of Environmental Management*, 273: 12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111168>
- UN Environment, 2019. *Global Environment Outlook – GEO-6: Summary for Policymakers*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108639217>
- Van Deventer, P.W.; Bloem, A.A.; Hattingh, J.M., 2008. Soil Quality as a Key Success Factor in Sustainable Rehabilitation of Kimberlite Mine Waste. *Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy*, 108 (3): 131-137.
- Vieillard, C.; Ouvrard, S.; Dagois, R.; Séré, G.; Lothodé, M.; Vadepiéd, F.; Gontier, M.; Vidal Beaudet, L.; Schwartz, C., 2023. Desceller les sols pour les rendre multifonctionnels. *16èmes journées d'Étude des Sols*. Dijon, France: 2023-06-26. <https://hal.inrae.fr/hal-04233996>
- Villeneuve, C.; Séré, G.; Schwartz, C.; Watteau, F.; Jimenez, A.; Cortet, J., 2018. Rapid Changes in Soil Nematodes in the First Years after Technosol Construction for the Remediation of an Industrial Wasteland. *Eurasian Soil Science*, 51 (10): 1266-1273. <https://doi.org/10.1134/s1064229318100149>
- Vincent, Q.; Auclerc, A.; Beguiristain, T.; Leyval, C., 2018a. Assessment of derelict soil quality: Abiotic, biotic and functional approaches. *Science of the Total Environment*, 613: 990-1002. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.118>
- Vincent, Q.; Leyval, C.; Beguiristain, T.; Auclerc, A., 2018b. Functional structure and composition of Collembola and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils. *Applied Soil Ecology*, 130: 259-270. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.07.002>
- Vitousek, P., 2004. *Nutrient Cycling and Limitation - Hawai'i as a Model System*. Princeton University Press. <http://www.jstor.org/stable/j.ctv39x77c>
- Volchko, Y.; Norrman, J.; Bergknut, M.; Rosén, L.; Söderqvist, T., 2013. Incorporating the soil function concept into sustainability appraisal of remediation alternatives. *Journal of Environmental Management*, 129: 367-376. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.025>
- Volchko, Y.; Norrman, J.; Rosén, L.; Bergknut, M.; Josefsson, S.; Söderqvist, T.; Norberg, T.; Wiberg, K.; Tysklind, M., 2014a. Using soil function evaluation in multi-criteria decision analysis for sustainability appraisal of remediation alternatives. *Science of the Total Environment*, 485: 785-791. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.087>
- Volchko, Y.; Norrman, J.; Rosén, L.; Norberg, T., 2014b. A minimum data set for evaluating the ecological soil functions in remediation projects. *Journal of Soils and Sediments*, 14 (11): 1850-1860. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0939-8>
- Wang, C.; Yang, Q.N.; Zhang, C.; Zhang, X.L.; Chen, J.; Liu, K.X., 2023. Vegetation restoration of abandoned cropland improves soil ecosystem multifunctionality through alleviating nitrogen-limitation in the China Danxia. *Frontiers in Plant Science*, 14: 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1116179>
- Wardle, D.A.; Bardgett, R.D.; Walker, L.R.; Peltzer, D.A.; Lagerström, A., 2008. The response of plant diversity to ecosystem retrogression: evidence from contrasting long-term chronosequences. *Oikos*, 117 (1): 93-103. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16130.x>
- Wei, H.; Liu, Y.; Chao, Y.Q.; Tsang, D.C.W.; Zhao, N.; Liu, K.Y.; Zhang, W.H.; Qiu, R.L., 2020. Recovery of the biological function of ethylenediaminetetraacetic acid-washed soils: Roles of environmental variations and microbes. *Science of the Total Environment*, 715: 11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137032>

- Weissgerber, M.; Roturier, S.; Julliard, R.; Guillet, F., 2019. Biodiversity offsetting: Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain. *Biological Conservation*, 237: 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.036>
- Whisenant, S.G., 1999. *Repairing Damaged Wildlands*. Cambridge University Press.
- White, P.S.; Jentsch, A., 2004. Disturbance, Succession and Community Assembly in Terrestrial Plant Communities. *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice*. Island Press, 342-366.
- Wolff, W., 1939. Die Bodenkundlichen Grundlagen der Deutschen Reichs-Bodenschätzung (The Science of Soil Basis of German Soil Quality Evaluation). *Naturwissenschaften*, 27: 374-376. <https://doi.org/10.1007/BF01491648>
- Wortley, L.; Hero, J.M.; Howes, M., 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology*, 21 (5): 537-543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>
- Wos, B.; Józefowska, A.; Chodak, M.; Pietrzykowski, M., 2023. Recovering of soil organic matter and associated C and N pools on regenerated forest ecosystems at different tree species influence on post-fire and reclaimed mine sites. *Geoderma Regional*, 33: 12. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00632>
- Xiao, L.M.; Zhang, W.; Zhao, J.; Wang, K.L., 2024. Effect of moss removal on soil multifunctionality during vegetation restoration in subtropical ecosystems. *Applied Soil Ecology*, 194: 11. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105170>
- Xu, S.Q.; Liu, X.; Li, X.J.; Tian, C.J., 2019. Soil organic carbon changes following wetland restoration: A global meta-analysis. *Geoderma*, 353: 89-96. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.06.027>
- Yang, X.; Shao, M.A.; Li, T.C.; Gan, M.; Chen, M.Y., 2021. Community characteristics and distribution patterns of soil fauna after vegetation restoration in the northern Loess Plateau. *Ecological Indicators*, 122: 11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107236>
- Yang, Y.; Tilman, D.; Furey, G.; Lehman, C., 2019. Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nature Communications*, 10: 7. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08636-w>

Chapitre 18.

La gouvernance de la qualité des sols par le droit

Auteurs : **Adrien Baysse-Lainé** (géographie), **Maylis Desrousseaux** (droit), **Carole Hermon** (droit)

Appui : **Julie Itey**

Documentalistes : Sybille de Mareschal, Virginie Lelièvre

Sommaire

| | |
|---|------------|
| 1. Analyse du corpus | 679 |
| 1.1. Doctrine juridique française..... | 679 |
| 1.2. Notions de potentiel agronomique et d'amélioration/dégradation du fonds dans la jurisprudence | 680 |
| 1.3. Littérature européenne..... | 681 |
| 1.4. Gouvernance territoriale..... | 681 |
| 2. Les lacunes du droit | 682 |
| 2.1. Les sols et leurs qualités, un objet peu saisi en droit..... | 683 |
| 2.2. L'appréhension par le droit de certains services écosystémiques | 685 |
| 2.3. Approche comparée, des priorités différenciées et un résultat en deçà des enjeux de préservation | 696 |
| 3. La qualité du sol en droit, un objet à construire | 698 |
| 3.1. L'émergence d'une réflexion sur ce que serait la qualité des sols en droit..... | 698 |
| 3.2. De l'intérêt de la caractérisation juridique de la qualité des sols..... | 699 |
| 3.3. Une gouvernance territoriale de la qualité des sols encore en devenir | 701 |
| 4. Conclusion | 710 |
| Références bibliographiques | 711 |
| Sources juridiques européennes | 717 |
| Sources juridiques françaises | 718 |
| Annexe 18-1. Étude de contentieux : la qualité des sols dans la jurisprudence | 720 |
| I. Méthode et contexte..... | 720 |
| II. Dégradation et amélioration du fonds | 726 |
| III. Potentiel agronomique, biologique et économique | 730 |
| IV. Conclusion | 736 |
| Annexes (tableaux) | 737 |

La qualité est une notion connue du droit. Elle peut notamment renvoyer au statut d'une personne, physique ou morale, à la capacité juridique, ainsi qu'à un standard légitimement attendu d'un bien ou d'une prestation. En droit de l'environnement, la qualité est riche de sens et a suivi au fil du temps une trajectoire d'interprétation partant d'abord de l'idée d'un droit à la qualité de la vie, dans un sens très anthropocentré, pour ensuite considérablement s'enrichir des différents domaines des sciences de l'environnement (Desrousseaux, 2015). Aujourd'hui, elle peut correspondre à un objectif à atteindre ou à ne pas dégrader, déterminé par des bornes établies à partir de connaissances scientifiques et définies réglementairement (Grevêche, 2002). Dans le domaine de l'eau par exemple, l'objectif général de son bon état écologique est mesuré par différents indicateurs de qualité, eux-mêmes définis selon le type de milieu et l'usage visé¹.

Une telle approche n'a pas été développée en ce qui concerne les sols, ni en droit français ni en droit européen ou international² (van Oosten et Cahill, 1986 ; Boer *et al.*, 2017), et cette lacune participe activement au processus de dégradation dans lequel ils sont engagés. Pour autant, les références au sol dans l'ensemble du droit se comptent par centaines sans qu'il soit une seule fois défini (Trébulle, 2010). Cette absence de définition conduit à ce que le sol connaisse diverses réalités juridiques. Le champ du droit (que l'on pourrait considérer comme) le plus développé en la matière (notamment en termes de police administrative) concerne les sites et sols pollués³. Ce domaine a été écarté de l'étude dans la mesure où cet état de l'art, portant sur les indicateurs de qualité des sols, n'a pas vocation à s'appliquer aux opérations de gestion de la pollution.

Pour le reste, ce chapitre n'a pas pour objet d'identifier, de manière exhaustive, l'ensemble des règles de droit susceptibles d'avoir un impact, positif ou négatif, sur la qualité du sol. Une telle ambition serait hors de portée dans ce cadre, du fait de la difficulté d'accès à l'information, que ce soit en raison de sa dispersion ou de son caractère confidentiel. Cette contribution aspire en revanche à repérer les endroits du droit où, en se saisissant d'autres enjeux que ceux de la protection des sols, ainsi de la protection de l'eau, de la biodiversité, de la production alimentaire, etc., le droit rencontre le sol et converge parfois avec ce qui pourrait s'apparenter à un objectif de préservation ou de restauration de la santé du sol.

Après une analyse du corpus mobilisé (section 1), il s'agira d'identifier les lacunes du droit en matière de qualité des sols (section 2). Pour autant, même non explicitement formulée, la qualité ou « non-qualité » des sols n'est pas sans incidence et génère des conséquences juridiques. Cela souligne d'autant plus le besoin d'adopter une définition harmonisée de la notion de qualité des sols afin de la préserver, d'offrir une plus grande sécurité juridique aux usagers des sols, et par prolongement, d'imaginer de nouveaux territoires de gouvernance (section 3).

1. Analyse du corpus

Cette contribution a été rédigée sur la base de 4 corpus distincts : la doctrine juridique française (Section 1.1), la jurisprudence se concentrant sur deux notions (Section 1.2), des articles portant sur l'appréhension juridique des sols à l'échelle européenne ainsi que dans d'autres Etats (Section 1.3), ainsi qu'un corpus traitant exclusivement de la gouvernance territoriale des sols (Section 1.4).

1.1. Doctrine juridique française

L'absence de consensus juridique sur la qualité du sol découle principalement du fait que celui-ci n'est abordé que de manière incomplète, et pas en tant que milieu. De ce fait, la recherche en droit portant sur cet objet se soucie

¹ Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, *JOUE* n°L. 327. 22 décembre 2000, p.1-73.

² A l'échelle internationale, peu de choses ont changé depuis cette publication : A. M. van Oosten, E. J. Cahill, 1986. Towards integrated soil conservation, *Land Use Policy* Vol. 3, Issue 2, pp. 127-140. ; voir toutefois B. W. Boer, H. Ginzky, and I. L. Heuser, 2016, International Soil Protection Law: History, Concepts and Latest Developments, *International yearbook on soil law and policy*, vol. 1, pp. 4972.

³ Le droit ne se préoccupe des sites et sols pollués que dans des contextes où la fin d'une activité fait apparaître une pollution que l'usage futur du site exige de traiter, particulièrement pour permettre un usage du site différent de celui jusqu'alors à l'œuvre.

peu, voire pas, de leur qualité dans le sens où l'entend cette étude (Foyer, 2017). Le droit est presque exclusivement tourné vers les qualités d'usage des sols, c'est-à-dire celles qui visent à reconnaître la capacité d'un sol à supporter une activité et qui se traduisent généralement par une valorisation économique. Cela a généré un important bruit de fond lors de la constitution du corpus, dans la mesure où le recours à l'expression qualité(s) du/des sol(s) ressort tout de même de la littérature et est utilisé dans le droit. Enfin, les chercheurs en droit étant centrés sur le contenu du droit en vigueur (le droit positif), leurs travaux portent sur les conséquences, les raisons et la pertinence de ce contenu. Ils peuvent en revanche souligner ce qui reste dans l'ombre du droit et proposer des pistes d'évolution : ainsi sont traités les sols, mais cela reste un sujet peu exploré.

Pour constituer le corpus de ce chapitre, il est rapidement apparu que mobiliser les bases de données de type Web of Science ne serait pas satisfaisant. Aussi, le choix a été fait de se concentrer sur les bases de données les plus utilisées par la recherche française en droit (Encadré 18-1). Sur une présélection de 157 références, 66 sont finalement citées dans ce chapitre, au regard de leur rapport, direct ou indirect, avec le cadre d'analyse de l'étude (recours aux services rendus par les sols, proposition d'évolution du droit, etc.). La plupart des références n'abordent que partiellement le sujet de la qualité des sols, toutefois elles ont été jugées pertinentes en raison de ce que cet implicite du droit dit sur les besoins d'évolution de la législation. Certaines ont été choisies parce qu'elles portent sur les mécanismes de protection de la qualité d'autres milieux (comme l'eau), tandis que d'autres l'ont été parce qu'elles intègrent (souvent implicitement à nouveau) certains des services écosystémiques rendus par les sols. En revanche, un important bruit de fond a été écarté du corpus : les mots sols et qualité sont en effet d'usage courant en droit (par exemple en droit de l'urbanisme, les « plans d'occupation du sol ») sans que ce soit pour autant le sol au sens de cette étude qui soit concerné.

Encadré 18-1. Etablissement du corpus juridique

Mots-clés dans titre, résumé, texte

« qualité[s] du sol » OR « qualité[s] des sols »
(« qualité[s] du sol » OR « qualité[s] des sols ») ET « indicateurs »

Bases de données interrogées : Lexis 360 ; Caim ; Dalloz ; Doctrinal

Types de documents : Articles, ouvrages, thèses, rapports de recherche

Lieu de production : France

Par ailleurs, une recherche dans le droit positif français ainsi que sur des aspects précis de la jurisprudence a été réalisée à partir des mêmes mots-clés. Ont par exemple été interrogés : le code de l'environnement, le code de l'urbanisme, le code rural et de la pêche maritime, le code civil et le code forestier. Il en ressort que si certains textes législatifs et réglementaires, tout comme les juges, ont recours à la notion de qualité des sols, cette dernière recouvre des réalités très variables voire contradictoires, faute d'une définition établie. Par ailleurs, particulièrement en droit de l'environnement et en droit de l'urbanisme, on observe que la qualité des sols y est mentionnée comme par un effet de liste ou d'entraînement avec d'autres éléments de l'environnement. Par exemple : « (...) la préservation de la qualité de l'air, de l'eau, du sol et du sous-sol, des ressources naturelles, de la biodiversité, des écosystèmes, des espaces verts (...) »⁴.

1.2. Notions de potentiel agronomique et d'amélioration/dégradation du fonds dans la jurisprudence

Une étude du contentieux a été réalisée pour illustrer l'insécurité juridique que peuvent représenter l'absence de définition de la qualité des sols et l'absence d'indicateurs de cette qualité, sur 1) les notions de droit rural d'« amélioration du fonds » ou de « dégradation du fonds »⁵ dans la jurisprudence judiciaire, et 2) l'interprétation de la notion de « potentiel agronomique, biologique ou économique des terres agricoles » sur laquelle repose le

⁴ Art. L. 101-2, 6° C. urb.

⁵ Art. L. 411-29, L. 411-72 et L. 411-69 C. rur.

classement en zone agricole (Zone A) en droit de l'urbanisme⁶ dans la jurisprudence administrative (voir Annexe 18-1. Etude de contentieux). Un corpus initial de 3 846 arrêts, issu d'une interrogation de la plateforme d'intelligence juridique *Doctrine*, a été constitué par combinaison de mots-clés spécifiques pour chacune des deux catégories précédemment mentionnées. *Doctrine* a été utilisée afin de constituer un échantillon aléatoire des questions relatives aux sols dans ces contentieux, mais en aucun cas dans l'optique d'une analyse exhaustive.

Les juridictions judiciaires identifiées sont : les Cours d'appel et la Cour de cassation. L'analyse de cette jurisprudence a été réalisée pour la période 1970-2023 par le biais de requêtes génériques construites à l'aide des mots-clés thématiques. Sur 962 arrêts issus de la requête initiale (« *amélioration du fonds* » OR « *amélioration au fonds* » OR « *dégradation du fonds* »), seuls 37 se sont révélés pertinents pour l'analyse.

Les juridictions administratives concernées sont : les tribunaux administratifs, les Cours administratives d'appel et le Conseil d'Etat. L'analyse cette jurisprudence a été réalisée à partir de deux catégories de requêtes et restreinte à la période 2013-2023, en raison de la trop grande quantité de contentieux. Une première catégorie de requêtes se concentre sur les contestations de classement ou de reclassement d'une zone agricole par un Plan local d'urbanisme (PLU) (2 139 arrêts). Elle a été affinée par l'ajout des segments « *qualité du sol* » OR « *qualité des sols* » OR « *qualité de la terre* » OR « *qualité des terres* » (42 arrêts). Une deuxième catégorie de requêtes, axée sur les motifs de contestation des requérants, a ajouté 154 arrêts au corpus. Au total, 141 arrêts ont été retenus.

Le corpus jurisprudentiel final à partir duquel les analyses ont été réalisées ne comprend que 178 décisions, sélectionnées pour leur pertinence quant aux informations qu'elles apportent sur l'interprétation par le juge de la notion de qualité des sols.

1.3. Littérature européenne

La constitution de ce corpus un peu à part (Encadré 18-2) a donné lieu à un important bruit de fond. La raison principale est que la revue *Land use policy*, identifiée comme la plus pertinente pour donner un aperçu des recherches menées par des juristes de droit national et/ou de droit européen sur la question de la qualité des sols, n'est pas une revue juridique. Ce choix a été fait à défaut de pouvoir conduire une approche comparée exhaustive des différents régimes juridiques en Europe, ce qui sortait largement du cadre de la commande. Souvent, les mots « *law* » ou « *legal framework* » sont employés sans qu'une analyse juridique ne soit développée dans l'article. La lecture des articles montre une grande disparité des approches du sol, mais surtout une certaine homogénéité dans l'absence d'un cadre juridique efficace tourné vers la préservation et la restauration de la qualité des sols. **L'absence de cadre juridique européen explique largement l'ajournement par les Etats membres de la mise en œuvre de cette préservation.**

Encadré 18-2. Constitution du corpus relatif aux approches européennes comparées

Mots-clés

« soil » AND « quality » AND « law » dans titre, résumé, texte.

Catégorie : research article

Bases de données interrogées et résultats : Elsevier, revue *Land use policy*

Résultats de recherche : 1 248 articles

Cités : 22 articles

Ajout à dire d'experts : 4 articles, 4 rapports

1.4. Gouvernance territoriale

Le corpus sur la gouvernance territoriale de la qualité des sols a été constitué en cinq temps :

⁶ Art. R. 151-22 C. urb.

Deux questions centrales ont d'abord été définies : « A quelle échelle est-il pertinent de mettre en œuvre une gouvernance territoriale de la qualité des sols ? » et « Dans quelle mesure des indicateurs de qualité des sols peuvent-ils servir dans ce cadre comme critères de délimitation de tels territoires ? ». Quatre ensembles de mots-clés en découlant ont alors été définis : 1) circonscription/unité territoriale, district, autorité locale, agence locale/territoriale ; 2) indicateurs/critères de délimitation, cartographie/zone pédologique ; 3) gouvernance/gestion/monitoring local/territorial des sols ; et 4) fertilité/qualité/fonctionnalité/santé des sols.

Des requêtes en anglais et en français ont ensuite été lancées dans les bases de données Scopus, WoS, GoogleScholar et BibCNRS (cette dernière incluant les portails de SHS francophones Persée, Cairn et OpenEdition), avec tri par pertinence. La première requête, trop complexe, n'a donné qu'un seul résultat et a été simplifiée autour des notions de gouvernance territoriale et de qualité des sols, puis d'unité territoriale et de qualité des sols. Ressortant dans nombre de textes, la notion de *soil governance* a alors été utilisée couplée aux notions d'échelle, d'espace et de territoire. En miroir de la notion de *watershed*, une requête sur le néologisme *soilshed* a produit peu de résultats probants. Une requête sur les *soil districts* préfigurés par la proposition de directive-cadre européenne a conduit à des textes portant sur les *conservation districts* états-uniens, qui ont fait l'objet d'une requête ciblée, de même que les *natural resources management (NRM) regional bodies* australiens.

A ces 28 premiers textes en ont été ajoutés 6 à dire d'expert, portant sur des aspects complémentaires de la délimitation des territoires de gestion de la qualité de l'eau, de la place des sols dans des projets de refonte de la gouvernance foncière française et de la gouvernance de la circulation des matériaux pédologiques.

Cinq références ont ensuite été identifiées comme pertinentes par le biais de l'outil Inciteful⁷ qui produit des analyses de similarités des bibliographies citées et citantes entre articles.

Enfin, la remontée de bibliographie en amont des textes jusqu'alors rassemblés a permis d'ajouter 2 références.

Le corpus se compose donc de 42 textes, dont 39 articles, 2 chapitres d'ouvrages et 1 rapport, environ aux trois quarts (31) rédigés en anglais, le reste (11) l'étant en français. Si 5 textes développent un propos à l'échelle mondiale, le reste s'appuie sur des éléments localisés dans une zone précise : cette dernière est dans 20 cas l'Europe (dont 12 en France et 5 en Europe nord-occidentale), dans 15 cas d'autres pays des Nord (dont 9 aux Etats-Unis et 5 en Australie) et dans 2 cas des pays des Suds.

Ces textes ont été publiés lors de 5 principales périodes : 1946-1949 (2 textes de premiers retours sur la mise en œuvre des *conservation districts* aux Etats-Unis), 2001-2008 (13 textes, principalement sur la création des *NRM regional bodies* australiens et la poursuite de l'analyse des *conservation districts* états-uniens), 2011-2013 (7 textes, principalement sur des politiques locales de conservation des sols en Europe et le terme *soilshed*), 2015-2018 (9 textes, sur des analyses plus théoriques de la gouvernance territoriale de la qualité des sols, ainsi que sur les échelles pertinentes de gestion des fonctions des sols), et 2020-2023 (11 textes, sur des points plus divers, notamment l'application des cadres théoriques de la période précédente à des cas locaux ou en comparaison internationale, les sols urbains ou le zonage français des petites régions agricoles). Cette chronologie fait état d'une montée en généralité, depuis les études de cas de territoires états-uniens et australiens et de politiques locales européennes vers des approches plus théoriques (revue de littérature (Juerges et Hansjürgens, 2018), cadrages théoriques (Juerges *et al.*, 2018 ; Prager *et al.*, 2011 ; Bartkowski *et al.*, 2021), comparaison internationale (Peake et Robb, 2022)) et considérant, de manière plus prospective et prescriptive, des modalités de traduction opérationnelle des recommandations scientifiques.

2. Les lacunes du droit

Comme évoqué plus haut, le droit ne se saisit guère du sol en tant que tel, pas plus que de la qualité du sol telle que l'entend cette étude, c'est-à-dire au regard de ses fonctions. *A fortiori* ne fournit-il pas des indicateurs de cette

⁷ www.inciteful.xyz

qualité (Section 2.1). En revanche, il se préoccupe, bien qu'implicitement, de certains des services écosystémiques rendus par les sols et réglemente leur usage pour restaurer, préserver ou du moins maintenir ces services (Section 2.2). C'est dans ce sens qu'en définitive, de larges pans du droit traitent du sol.

2.1. Les sols et leurs qualités, un objet peu saisi en droit

Il n'existe pas de législation dédiée à la préservation des sols comme il en existe par ailleurs, par exemple pour l'eau ou l'air dont les régimes sont inscrits dans le livre sur les milieux physiques du code de l'environnement. S'agissant de l'eau et de l'air, des objectifs de qualité sont posés par le droit. Ils sont précisés par des indicateurs de qualités tant sanitaires qu'environnementaux, et des mesures sont prescrites pour les atteindre (Gudefin, 2015 ; Farinetti, 2017 ; Farinetti, 2013b). Rien de tel pour les sols (Desrousseaux, 2016).

Cette carence du droit est relevée par la doctrine de manière récurrente (Billet, 2016a ; Hermon, 2018 ; Grimonprez, 2019 ; Billet, 2016a) et est analysée comme un vecteur de la dégradation des sols, en ce sens qu'il n'existe pas d'ensemble normatif cohérent tendant à la protection des sols et de leur qualité. Le parallèle entre « la maturité du droit applicable à la protection de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (ou de l'air) et le caractère embryonnaire de celui dédié à la protection de la qualité du sol » est mené par plusieurs auteurs (Farinetti, 2013b ; Hermon, 2018 ; Langlais, 2015). On peut néanmoins trouver en droit, « ici et là », des dispositions dont l'objet est la protection des sols, mais elles sont rares et fragmentaires. On peut recenser les plus significatives.

Ainsi, les textes relatifs à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées se réfèrent au sol récepteur et à sa « qualité ». D'une part, « l'épandage des boues ne peut être pratiqué que si celles-ci présentent un intérêt pour les sols ou pour la nutrition des cultures et des plantations »⁸, d'autre part, l'épandage ne doit pas porter atteinte « à la qualité des sols »⁹. A cette fin, « les teneurs maximales en éléments traces et composés organiques traces présents dans les boues » ont été arrêtées¹⁰ ; autrement dit, la qualité des sols est (exclusivement) conçue au regard d'un certain état de non-pollution.

Plus large dans sa conception de ce que recouvre la qualité des sols mais réduit par son champ d'application, le protocole d'application de la Convention alpine dans le domaine de la protection des sols¹¹ (Markus, 2017) vise tous types d'atteintes aux sols, « atteintes d'ordre quantitatif et qualitatif » (érosion, imperméabilisation, pollution, dégradation de la structure des sols), tend à la protection du sol « dans toutes ses composantes » et considère que la « protection des sols alpins (...) et la restauration de leurs fonctions naturelles (...) sont d'intérêt général »¹². Comme le souligne le titre de la Convention, son champ d'application est limité au territoire alpin, ce qui par ailleurs montre qu'à une échelle internationale, une approche régionale sur l'enjeu sol est peut-être plus admissible qu'une approche globale. En outre, ce texte n'est pas réellement contraignant, mais sert essentiellement de base au financement de projets tournés vers le développement du tourisme durable en montagne, l'adaptation au changement climatique ou le transfert de connaissances.

Tout aussi circonscrite géographiquement et limitée dans son attention aux sols, la loi sur les « forêts de protection », adoptée dès 1922¹³, a été instituée pour lutter contre l'érosion des sols « sur les montagnes et sur les pentes » et complétée aux mêmes fins par le code forestier¹⁴. Considérant l'intérêt des massifs forestiers pour maintenir les sols en vue de limiter les dégâts de l'érosion en aval, les textes instituent des restrictions à leur

⁸ Art. 6 al. 2 décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.

⁹ art. 6 du décret n° 97-1133.

¹⁰ art. 15 décret 97-1133, arrêté du 8 janv. 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.

¹¹ Cf. décret n° 2006-125 du 31 janvier 2006 portant publication du protocole d'application de la Convention alpine de 1991 dans le domaine de la protection des sols.

¹² Ainsi, « la renaturalisation des sols endommagés est à encourager » (art. 1.2), « les aspects de protection doivent en règle générale primer les aspects d'utilisation » (art. 2.2), « Les mesures compatibles avec la protection du sol et avec les objectifs d'une utilisation économe et écologique du sol devraient bénéficier d'un soutien particulier » (art 2.3), « les surfaces endommagées par l'érosion du sol et les glissements de terrain devraient être assainis autant que nécessaire » (art. 11.2), etc.

¹³ Loi du 28 avril 1922 relative aux forêts de protection, p. 4606.

¹⁴ art. L. 142-1 et ss C. forestier

occupation et exploitation. L'objectif de ce dispositif a été récemment enrichi par la loi Climat et résilience d'août 2021¹⁵. Un des principes généraux du droit forestier est désormais : « La préservation de la qualité des sols forestiers, notamment au regard des enjeux de biodiversité, ainsi que la fixation, notamment en zone de montagne, des sols par la forêt »¹⁶. Bien qu'on ne puisse encore mesurer les effets de cette proclamation, le droit forestier s'ouvre progressivement aux enjeux environnementaux en affirmant sa volonté de préserver le rôle des sols forestiers en tant qu'habitat de biodiversité, ce qui est notable. Enfin, cette inclination est confirmée par le dépôt en février 2024 à l'Assemblée nationale d'une proposition de loi visant à répondre aux enjeux d'adaptation des forêts au changement climatique, laquelle mentionne expressément la préservation de la qualité et des fonctionnalités des sols forestiers (art. 2)¹⁷.

La directive du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale et sa loi de transposition¹⁸ visent également les sols. Ces textes instituent une obligation de réparation de certains dommages écologiques, parmi lesquels les dommages aux sols et à leurs fonctions¹⁹. Pour autant, ne constitue un dommage au sol et à ses fonctions réparables que la « contamination des sols qui engendre un risque d'incidence négative grave sur la santé humaine du fait de l'introduction directe ou indirecte en surface ou dans le sol de substances, préparations, organismes ou micro-organismes »²⁰. En conséquence de cette définition restreinte, la réparation est conduite au regard de ce seul enjeu sanitaire : « les mesures nécessaires sont prises afin de garantir au minimum la suppression, le contrôle, l'endiguement ou la réduction des contaminants concernés, de manière à ce que les sols contaminés, compte tenu de leur utilisation actuelle ou prévue pour l'avenir..., ne présentent plus de risque grave d'incidence négative sur la santé humaine » (annexe II.2 directive 2004/35).

Faisant figure d'exception, la définition des zones humides prévue aux articles L. 211-1 et R. 211-108 du code de l'environnement, puis précisée par l'arrêté du 24 juin 2008²¹, s'intéresse de façon très précise à la typologie et la morphologie des sols. Ce régime sert à identifier les terrains pouvant être qualifiés comme tels afin d'y appliquer, le cas échéant, le régime des IOTA (installations, ouvrages, travaux et aménagements) de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques. Y sont également décrits les protocoles de relevés pédologiques (annexes 1 et 2 de l'arrêté précité) au fondement de la délimitation des zones humides, laquelle s'affranchit d'ailleurs des limites cadastrales. Une décision du Conseil d'Etat en 2017 portant sur l'interprétation de l'arrêté de 2008 a failli considérablement réduire la définition des zones humides en jugeant que la présence de plantes hygrophiles était nécessaire à l'identification d'une zone humide, quoiqu'il en soit par ailleurs de la nature des sols, lorsque la végétation existe sur le site. Il donnait ici une interprétation nouvelle et restrictive du texte en considérant que les deux critères (végétation + type de sol) étaient cumulatifs et non alternatifs pour qualifier une zone humide (Santoni, 2017), ce qui avait pour conséquence de réduire automatiquement le nombre d'espaces qualifiés comme tels et donc préservés. Le législateur a par la suite modifié l'article L. 211-1-I du code de l'environnement qui donne la définition législative des zones humides en supprimant toute ambiguïté d'interprétation par l'ajout de la conjonction « ou » et en redonnant à ces critères un caractère alternatif : « on entend par zone humide les terrains... habituellement inondés ou gorgés d'eau... ou dont la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles... »²².

Enfin, pour préserver certains sols d'un développement inconsidéré des cultures destinées aux biocarburants et bioliquides, des critères dits de « durabilité » de la production ont été introduits par les directives 2009/28/CE et

¹⁵ Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets.

¹⁶ Art. L. 112-1, 4° C. forestier.

¹⁷ Proposition de loi n°2194 portant modification de la politique forestière pour répondre aux enjeux d'adaptation des forêts au changement climatique.

¹⁸ Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016.

¹⁹ Art. 2.1, 2.2, 2.13. directive 2004/35 du 21 avril 2004 relative à la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux.

²⁰ Art. 2.1 directive 2004/35, ainsi transposé : « Constituent des dommages causés à l'environnement... les détériorations... qui : 1° Créent un risque d'atteinte grave à la santé humaine du fait de la contamination des sols résultant de l'introduction directe ou indirecte, en surface ou dans le sol, de substances, mélanges, organismes ou micro-organismes » (Art. L. 161-1-I C. env.).

²¹ Arrêté du 24 juin 2008 précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides en application des articles L. 214-7-1 et R. 211-108 du Code de l'environnement.

²² L. n° 2019-773 du 24 juillet 2019, art. 23.

2009/30/CE du 23 avril 2009²³, complétées le 9 septembre 2015²⁴, de sorte que certains sols ne puissent être utilisés ou convertis pour produire des matières premières destinées aux biocarburants et bioliquides. Sont visées : les « terres de grande valeur en termes de biodiversité », (les) « terres présentant un important stock de carbone » et (celles) « ayant le caractère de tourbières ». Sur ces deux derniers points, c'est donc bien la capacité de certains sols à stocker du carbone qui justifie ces mesures. Les directives biocarburants rejoignent ici un ensemble de dispositions, plus nombreuses, qui reconnaissent les fonctions du sol en raison des services qu'il rend.

2.2. L'appréhension par le droit de certains services écosystémiques

Le droit est ici plus fourni, la recherche bibliographique fait apparaître que certains services écosystémiques sont protégés ou du moins appréhendés en droit ; l'ensemble de ces services n'a pas été identifié lors de la constitution du corpus, néanmoins on trouve des textes qui tendent à la protection du service de stockage de carbone et donc de régulation du climat (Section 2.2.1), du service de production alimentaire (Section 2.2.2), de conservation du patrimoine et de la biodiversité (Section 2.2.3) ou encore de maintien de la qualité de l'eau essentiellement à des fins de potabilité, mais plus généralement de satisfaction des objectifs de la directive-cadre sur l'eau (Section 2.2.4).

2.2.1. Stockage de carbone et lutte contre le changement climatique

La protection ou la restauration de la capacité des sols à stocker le carbone (Billet, 2017 ; Torre-Shaub *et al.*, 2021) ressort du droit de l'Union européenne consécutif aux engagements internationaux de lutte contre le changement climatique et de réduction des émissions de gaz à effet de serre pour atteindre *in fine*, en 2050, la neutralité carbone²⁵.

À la suite d'une première décision du 21 mai 2013, un règlement de 2018 engageait les États membres à établir des inventaires des émissions et absorptions liées à l'utilisation des terres agricoles et forestières et à leur changement d'affectation (UTCATF - Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie)²⁶. Au surplus, les États devaient veiller à ce que « le secteur UTCATF dans son ensemble ne produise pas d'émissions nettes et contribue à atteindre l'objectif consistant à renforcer les puits à long terme » (cons. 11). Cet objectif a été considérablement renforcé par la récente modification du règlement de 2018. Aux termes du nouveau règlement 2023/839 du 19 avril 2023, l'absorption nette du carbone par les terres et les forêts doit être portée à 310 millions de tonnes eq. CO₂ de 2026 à 2030 à l'échelle de l'UE (cons. 8, art 4.2), cet objectif devant être réparti entre les États membres (cons. 8 et 9, art. 4)²⁷. Pour autant, cet objectif global n'est assorti d'aucune valeur seuil ou valeur cible de teneur en carbone des sols. Des incitations financières à stocker du carbone dans les sols ont été instituées par la Politique agricole commune (cf. Section 2.2.2) et, plus récemment, par des mécanismes de marché. Ces incitations portent sur des pratiques à mettre en œuvre connues pour contribuer au stockage de carbone et non, là encore, sur des valeurs à atteindre.

Ainsi, un label bas carbone (LBC) a été institué par décret et arrêté du 28 novembre 2018²⁸ (Bosse-Platière et Millard, 2022) ouvrant la voie au financement par des personnes qui ne sont pas tenues en droit de limiter leurs émissions de gaz à effet de serre, mais souhaitent les « compenser » (marché dit de la compensation volontaire)

²³ Directives 2009/28/CE et 2009/30/CE du 23 avril 2009 (respectivement, art. 17 et 7 ter) ;

²⁴ Directive 2015/1513 du 9 septembre 2015

²⁵ Communication de la Commission du 11 déc. 2019, COM (2019)640 final, *Le pacte vert pour l'Europe*, Règlement n° 2021/1119 du 30 juin 2021 établissant le cadre requis pour parvenir à la neutralité climatique et modifiant les règlements n° 401/2009 et 2018/1999.

²⁶ Décision n° 529/2013 du 21 mai 2013 relative aux règles comptables concernant les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre résultant des activités liées à l'utilisation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie et aux informations concernant les actions liées à ces activités ; Règlement n° 2018/841 du 30 mai 2018 relatif à l'inclusion des émissions et absorptions de gaz à effet de serre résultant de l'utilisation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie dans le cadre climatique et énergétique pour 2030 (UTCATF).

²⁷ Règlement n° 2023/839, 19 avr. 2023, modifiant le règlement (UE) 2018/841 en ce qui concerne le champ d'application, la simplification des règles de déclaration et de conformité, et la fixation des objectifs des États membres pour 2030, et le règlement (UE) 2018/1999 en ce qui concerne l'amélioration de la surveillance, de la communication d'informations, du suivi des progrès et de la révision.

²⁸ Décret n° 2018-1043 du 28 nov. 2018 créant un label « Bas-Carbone », A. 28 nov. 2018 définissant le référentiel du label « Bas-Carbone ».

en soutenant des projets conduits par des tiers permettant de limiter les émissions ou de stocker le carbone. Dans ce cadre, des méthodologies permettant de comptabiliser les émissions évitées ou le carbone stocké ont été élaborées. Parmi elles figurent des méthodologies visant les activités agricoles et notamment les pratiques permettant d'augmenter la séquestration du carbone dans le sol. Par exemple, la méthodologie du label bas carbone Grande culture, approuvée le 23 août 2021 (Soenen *et al.*, 2021), recense divers « leviers » pour stocker le carbone dans le sol : intégration ou extension des couverts végétaux, des prairies temporaires et artificielles dans les rotations, augmentation des restitutions par les résidus de culture, augmentation des apports de matières amendantes ou fertilisantes d'origine résiduaire. Elle s'appuie sur un indicateur de qualité, la tonne de carbone stockée par hectare, sans pour autant le mesurer réellement. « Il existe un consensus sur le fait qu'il n'est en pratique pas possible de déterminer de manière directe (par des mesures au champ) la variation de stock de carbone organique du sol d'une parcelle à court terme (3 à 5 ans) après l'introduction de pratiques stockantes. Des études ont montré qu'avec un effort d'échantillonnage conséquent de 10 échantillons par parcelle, il faut attendre environ 24 ans après la mise en place de la pratique pour détecter une évolution de stock de carbone... Autrement dit, du fait des incertitudes liées aux échantillonnages et aux analyses de sol, et de la durée courte (5 ans) des Projets [LBC], il est impossible, avec un effort d'échantillonnage acceptable, de mesurer l'effet du projet par des comparaisons de valeurs de stock de C mesurées *in situ* en début et fin de Projet » (p. 113). En conséquence, des modèles de simulations ont été construits et permettent d'obtenir des résultats d'évolution de stock de carbone, en tC/ha sur la durée des Projets.

Cette régulation du marché volontaire et ces méthodologies sont peut-être amenées à évoluer. En effet, une proposition de règlement établissant un cadre de certification de l'Union relatif aux absorptions de carbone a été déposée par la Commission européenne le 30 novembre 2022 (Commission Européenne, 2019) dans l'objectif d'harmoniser les divers « marchés carbone volontaires » mis en œuvre dans l'espace communautaire et de garantir, par une certification, une comptabilisation fiable du carbone. La proposition de texte ouvre également la voie à des financements autres que ceux actuellement développés dans le cadre des marchés volontaires, notamment à des financements publics. On ne sait pour l'heure sur quelles méthodologies reposeront ces certifications et quels seront les indicateurs déployés pour attester de ce que « l'activité produit un bénéfice d'absorption nette de carbone » (art. 4) et qu'elle « conduit à assurer le stockage à long terme du carbone » (art. 6), ces deux conditions étant posées pour que le projet puisse être certifié. Mais on relèvera que l'indicateur carbone devra être complété par un indicateur de qualité autre. Aux termes de l'article 7 de la proposition de règlement : « Une activité d'absorption de carbone a une incidence neutre ou engendre des bénéfices connexes pour tous les objectifs de durabilité suivants : a) l'atténuation du changement climatique au-delà du bénéfice d'absorption nette de carbone mentionné à l'article 4, paragraphe 1 ; b) l'adaptation au changement climatique ; c) l'utilisation durable et la protection des ressources hydriques et marines ; d) la transition vers une économie circulaire ; e) la prévention et la réduction de la pollution ; f) la protection et la restauration de la biodiversité et des écosystème ».

Le droit de la PAC (Section 2.2.2) se préoccupe d'ores et déjà de la question climatique et comporte des mesures destinées à inciter les agriculteurs à adopter des pratiques de nature à stocker le carbone (Desrousseaux, 2018). Le maintien des prairies permanentes sans labour peut être rémunéré au titre des éco-régimes en considération du stock de carbone ainsi maintenu. De même, la conditionnalité des aides comprend trois BCAE (bonnes conditions agricoles et environnementales) en lien avec le changement climatique : le maintien des prairies permanentes pour les agriculteurs bénéficiaires d'aides PAC déclarant des prairies et pâturages permanents, l'interdiction de certaines pratiques destructrices des zones humides et des tourbières (après qu'une cartographie en aura été dressée), l'interdiction de brûler les chaumes.

2.2.2. Production alimentaire

Le droit comprend des dispositions propres à protéger les sols agricoles et leur aptitude à produire. Cette protection est de deux ordres : d'une part le droit tend à limiter la perte de foncier agricole (Stahl, 2013 ; Doebelin, 2020 ; Melot *et al.*, 2018), d'autre part il comporte des dispositions de nature à préserver ou restaurer la qualité agronomique des sols agricoles.

La préservation des espaces affectés à la production agricole

Le principe d'une restriction de l'étalement urbain, de la densification des espaces urbanisés et, corrélativement, d'une préservation des espaces naturels, agricoles et forestiers est posé depuis 2000 et régulièrement rappelé depuis lors²⁹. En conséquence, un document d'urbanisme conduisant à une réduction des zones agricoles peut être jugé illégal³⁰. Dans la majorité des cas, ces mécanismes de préservation foncière vont être bénéfiques au service de production alimentaire des sols, mais il faut souligner que des aménagements (notamment des constructions) bénéfiques à une activité agricole peuvent être préjudiciables aux sols. Également, bien que ce soit possible pour les PLU, la préservation de parcelles agricoles situées dans des zones urbanisées est très limitée et ce, quelle que soit la qualité du sol en question. Enfin, bien qu'on observe une complexification des usages dits agricoles, notamment au regard de la production de denrées non alimentaires liées aux politiques publiques de l'énergie, il n'appartient pas au droit de l'urbanisme de s'intéresser aux pratiques se déroulant dans une zone affectée à l'agriculture (Art. L. 101-3 C. urb.).

A des fins de contrôle et de suivi, depuis la loi Grenelle 2 de 2010, les documents d'urbanisme, SCoT (Schéma de cohérence territoriale) et PLU/PLUi (Plan local d'urbanisme / Plan local d'urbanisme intercommunal), doivent présenter une analyse de la consommation des espaces agricoles au cours des 10 années précédentes (ancien art. L. 141-3, nouvel art. L. 141-15 C. urb. pour les SCoT, art. L. 151-4 C. urb. pour les PLU/PLUi), fixer des objectifs chiffrés de consommation économe des espaces (ancien art. L. 141-6 C. urb., « un objectif de réduction du rythme de l'artificialisation », nouvel art. L. 141-3 pour les SCoT, « des objectifs chiffrés de modération de la consommation de l'espace », art. L. 151-5 pour les PLU/PLUi) et les justifier (ancien art. L. 141-3, nouvel art. L. 141-15 pour les SCoT, art. L. 151-4 C. urb. pour les PLU/PLUi). Concomitamment, la loi de modernisation de l'agriculture du 27 juillet 2010 a créé un Observatoire national de la consommation des espaces agricoles (devenu Observatoire des espaces naturels, agricoles et forestiers, art. L. 112-1 C. rur.). En sus de ces principes, la limitation de la constructibilité en zone agricole des PLU et PLUi, ainsi qu'en dehors des parties urbanisées pour les communes dotées d'une carte communale ou sans document d'urbanisme, vient aussi limiter la perte de sols agricoles³¹. Le code de l'urbanisme prévoit également la possibilité pour les départements de délimiter, en accord avec les communes concernées, des périmètres de protection des espaces naturels et agricoles périurbains (PEAN), au sein desquels ils peuvent conduire une politique foncière afin de préserver les terres de la pression foncière³².

Enfin, pour protéger les zones agricoles sensibles, les collectivités locales ou le préfet peuvent initier la délimitation d'une « zone agricole protégée », annexée au document d'urbanisme, qui n'interdit pas son changement de destination mais le rend plus complexe. Aux termes de l'article L. 112-2 du code rural, « des zones agricoles dont la préservation présente un intérêt général en raison soit de la qualité de leur production, soit de leur situation géographique, soit de leur qualité agronomique peuvent faire l'objet d'un classement en tant que zones agricoles protégées [...] Tout changement d'affectation ou de mode d'occupation du sol qui altère durablement le potentiel agronomique, biologique ou économique d'une zone agricole protégée doit être soumis à l'avis de la chambre d'agriculture et de la commission départementale d'orientation de l'agriculture. En cas d'avis défavorable de l'une d'entre elles, le changement ne peut être autorisé que sur décision motivée du préfet ». L'encadré 18-3 apporte un éclairage sur l'interprétation faite par le juge de ces critères de potentiel, notamment du potentiel agronomique.

²⁹ Loi n° 2000-1208 du 13 déc. 2000 solidarité et renouvellement urbain, loi n° 2003-710 du 1^{er} août 2003 d'orientation et de programmation pour la ville et la rénovation urbaine, loi n° 2005-157 du 23 févr. 2005 relative au développement des territoires ruraux, loi n° 2010-788 du 12 juil. 2010 portant engagement national pour l'environnement », loi n° 2010-874 du 27 juil. 2010 « de modernisation de l'agriculture et de la pêche, codifiées sous art. L. 101-2 C. urb.

³⁰ CAA Lyon, 28 sep. 2010, Commune Royas c./ Galamand, req. n° 08LY02357¹¹_{SEP}, CAA Bordeaux, 1^{er} avr. 2010, Préfet des Pyrénées-Atlantiques et al. c./ Commune de Gurmençon, req. n° 09BX00918, cité par L. Sthal, La qualité des sols agricoles en droit, préc.

³¹ Ne peuvent schématiquement être autorisées dans ces zones que les constructions nécessaires aux équipements collectifs et aux exploitations agricoles, y compris pour les activités de transformation, conditionnement ou commercialisation des produits agricoles dans le prolongement de l'activité de production et les installations de production par les agriculteurs de biogaz, d'électricité et de chaleur par la méthanisation, cf. pour les zones A des PLU/PLUi art. L. 151-11 et R 151-23 C. urb., pour les cartes communales art. L. 161-4 C. urb., pour les communes sans document d'urbanisme, art. L. 111-3 C. urb.

³² Art. L. 113-15 à 28 C. urb.

Encadré 18-3. La protection du potentiel agronomique

En droit de l'urbanisme, les zones à vocation agricole sont identifiées dans les documents d'urbanisme (PLU ou PLUi) par un classement en zone A. Ces zones A sont définies par l'article R. 151-22 du code de l'urbanisme, comme des zones à protéger en raison de leur « potentiel agronomique, biologique ou économique ». Une étude de la jurisprudence relative à ce classement (voir l'Annexe 18-1. Etude de contentieux) a été conduite pour analyser l'interprétation par le juge de ces critères de potentiel et identifier s'il se réfère à la qualité des sols. Il est à noter que ce contrôle exercé par le juge reste ici toutefois limité à un contrôle restreint, et le parti d'aménagement relève de la compétence discrétionnaire des communes.

Des trois critères, celui du potentiel agronomique apparaît dans les contentieux dans 99% des moyens des requérants et par extension, dans le dispositif du juge. Seules deux mentions du potentiel biologique — par les requérants³³ et par le juge³⁴ — ont pu être relevées, toujours en association avec le potentiel agronomique et/ou économique, et sans aucune incidence, semble-t-il, sur le jugement. Le potentiel agronomique ne représente en outre étonnamment pas le critère le plus fréquemment invoqué par le juge pour justifier de la légalité du classement d'une parcelle en zone A.

Les critères de classement d'une parcelle en zone A ont pu être regroupés en trois catégories (voir en Annexe, Tableaux 18-A6 à 18-A10) : les **caractéristiques** de la parcelle (topographie, degré d'artificialisation, superficie, qualité des terres/du sol, valeur agricole), sa **localisation** (par rapport aux zones urbaines et agricoles, desservie ou non par les réseaux) et le **parti d'aménagement** (classement antérieur, compatibilité avec les objectifs du PADD, PLU, SCoT). Les critères les plus fréquemment invoqués par le juge se trouvent dans les deux dernières catégories. De manière générale, les caractéristiques d'une parcelle semblent sans incidence sur la légalité du classement, dès lors que les critères de localisation sont jugés cohérents et que le classement est en conformité avec un parti d'aménagement donné. Ainsi, parmi les principaux critères identifiés dans le dispositif comme n'ayant pas d'incidence sur le classement en zone A, l'absence ou la faible valeur agricole d'une parcelle figure en première position (28%).

On retrouve dans les contentieux une pluralité de qualificatifs, en apparence synonymes de la notion de potentiel agronomique : « intérêt agricole »³⁵, « intérêt agronomique »³⁶, « potentiel agronomique », « qualité agricole »³⁷, « qualité agronomique »³⁸, « qualité des terres »³⁹, « valeur agronomique »⁴⁰ et « valeur agricole »⁴¹. Pourtant, aucune définition ni indicateur accessibles, permettant de mieux saisir ces termes relativement à la notion de qualité des sols, n'ont pu être relevés au sein du corpus analysé.

La notion de « valeur agricole » semble pour le juge avoir un sens bien distinct de celui attribué au potentiel agronomique⁴². En effet, la valeur agricole peut être caractérisée par des terres en lien avec une exploitation mais non effectivement exploitées⁴³. Elle ferait référence à leur capacité à être utilisées à des fins agricoles. On trouve par exemple au sein de la jurisprudence que la valeur agricole des terres peut être reconnue par le PLU au moyen d'outils tels qu'une carte d'aptitude des sols⁴⁴ ou une carte des valeurs agronomiques⁴⁵ ou encore une carte des valeurs agricoles⁴⁶. L'expression « valeur agricole » reste utilisée de manière concomitante avec celle de qualité des sols, mais uniquement dans les décisions liées à la version antérieure à la loi SRU du 13 décembre 2000 modifiant le classement des espaces agricoles en les classant en zone A. Les zones de richesse naturelle (NC) étaient alors à protéger « en raison notamment de la valeur agricole des terres ou de la richesse du sol ou du sous-sol » (ex art. R. 123-18, C.urb.).

Le potentiel agronomique est quant à lui fortement associé à la notion de vocation agricole⁴⁷ : c'est un potentiel usage futur même s'il n'est pas constaté au moment du classement⁴⁸, et qui repose notamment sur l'environnement de la parcelle. Le juge précise que dès lors qu'une parcelle s'intègre dans une vaste zone agricole, celle-ci ne peut être regardée comme

³³ TA Nantes, 30 nov. 2011, n° 0805372.

³⁴ CAA Lyon, 10 nov. 2022, n° 21LY00840.

³⁵ TA Nantes, 30 mai 2023, n° 2008641.

³⁶ TA Bordeaux, 15 janv. 2015, n° 1204270.

³⁷ CAA Lyon, 2 mai 2019, n° 18LY00703.

³⁸ TA Lyon, 5 févr. 2013, n° 1005194 ; TA Toulon, 23 juin 2020, n° 1900649.

³⁹ TA Nîmes, 26 mai 2014, n° 1203476 ; TA Toulouse, 25 mars 2015, n° 1202257 ; CAA Nantes, 29 déc. 2017, n° 17NT00513.

⁴⁰ CAA Bordeaux, 12 mai 2022, n° 20BX01381.

⁴¹ CAA Bordeaux, 15 octobre 2019, n° 18BX02379 ; CAA Lyon, 27 septembre 2022, n° 21LY02260.

⁴² CAA Lyon, 27 mai 2014, n° 13LY01653.

⁴³ TA Clermont-Ferrand, 1er oct. 2013, n° 1300225 ; CAA Lyon, - formation à 3, 6 janv. 2015, n° 13LY03106 ; TA Dijon, 7 juill. 2015, n° 1403620 ; TA Lyon, 6 avr. 2016, n° 1306182 ; TA Lyon, 24 mai 2016, n° 1403822 ; CAA Lyon, 27 sept. 2022, n° 21LY02260 ; CAA Bordeaux, 12 mai 2022, n° 20BX01573.

⁴⁴ CAA Marseille, 30 oct. 2015, n° 13MA04227.

⁴⁵ CAA Nancy, 25 mai 2022, n° 19NC03636.

⁴⁶ TA Toulon, 27 mai 2014, n° 1300290.

⁴⁷ CE, 24 nov. 2021, n° 435178 ; TA Nîmes, 20 sept. 2022, n° 2002672 ; TA Besançon, 1er déc. 2022, n° 2101363.

⁴⁸ TA Orléans, 16 déc. 2014, n° 1302284.

dépourvue de tout potentiel agronomique⁴⁹. La vocation agricole d'un secteur est alors suffisante pour légalement classer un espace en zone A, sans que le juge n'ait à vérifier son exploitation effective⁵⁰. Néanmoins, le classement doit être « justifié par la préservation du potentiel agronomique, biologique ou économique des terres agricoles » concernées⁵¹. Par ailleurs, le classement de terres en AOC ou AOP, justifié par la nature des sols et leur exposition, ainsi que leur valeur agronomique, légitime leur classement en zone A, même lorsqu'il est procédé, en l'occurrence, à l'arrachage de vignes⁵². Il est intéressant de noter que le type de couverture ou d'occupation du sol n'a pas d'impact sur la légalité du classement en zone A et ne prive pas la parcelle de son potentiel agronomique, biologique ou économique, quand bien même les requérants invoqueraient l'absence de vocation agricole de parcelles « en nature de prairie »⁵³ ou de « prairies enherbées »⁵⁴, ou de parcelles fermées de haies et séparées du reste de la zone par un fossé⁵⁵.

En tout état de cause, les notions de potentiel agronomique et de valeur agricole ne sont, dans la jurisprudence actuelle, pas associées à celle de qualité des sols, dans le sens conféré par cette étude, mais correspondent en grande partie à une vision productiviste de l'agriculture parfois même contradictoire avec des pratiques agroécologiques.

Des incitations au maintien de la qualité des sols dans la PAC

A l'échelle européenne, certaines dispositions ont été adoptées aux fins de préserver la qualité des sols agricoles. C'est dans la PAC et sa transposition dans le Plan stratégique national (PSN) que l'on trouve l'essentiel d'entre elles. Mais il faut relever que la qualité des sols poursuivie n'y est ni définie ni caractérisée par des indicateurs, exception faite de la définition des zones défavorisées⁵⁶. En effet, la délimitation des zones défavorisées simples hors montagne (ZDS, qui ouvrent droit à des aides au titre de la PAC, l'ICHN – Indemnité de compensation du handicap naturel) s'appuie très largement sur des critères pédologiques (mauvais drainage, éléments grossiers, sols sableux, argiles lourdes, sols riches en matière organique, sols vertiques, profondeur d'enracinement, affleurement, salinité, sodicité, acidité, forte pente)⁵⁷.

En revanche, on y trouve des incitations à adopter des comportements connus pour contribuer à la qualité des sols agricoles. Plus précisément, dans la PAC 2023-2027, d'une part des aides sont apportées au soutien de pratiques de nature à réduire les dégradations du sol ou à améliorer leur qualité (Eco-régimes et MAEC – Mesures agroenvironnementales et climatiques) et, d'autre part des conditions sont posées au versement des aides, cette éco-conditionnalité contribuant à la préservation de la qualité des sols. Ces trois chapitres, éco-régimes, MAEC et conditionnalité, comportent des dispositions visant directement les sols ; d'autres, sans les viser directement, sont en lien avec les sols.

Au titre des **éco-régimes** institués par le PSN⁵⁸, certaines mesures ont été adoptées pour « (prévenir) la dégradation des sols, (restaurer les) sols, (améliorer) la fertilité des sols et la gestion des nutriments et du biote du sol »⁵⁹ : le maintien des prairies sans labour, la diversification des cultures, la couverture de l'inter-rang en vignes et arboriculture. Au-delà, quand bien même l'éco-régime ne vise pas spécifiquement et expressément la qualité

⁴⁹ CAA Nantes, 20 mars 2015, n° 13NT00584 ; CAA Nantes, 17 janv. 2014, n° 12NT00992 ;

⁵⁰ TA Nice, 1^{er} mars 2023, n° 1900947.

⁵¹ CE, 24 nov. 2021, n° 435178 ; TA Nantes, 4 oct. 2022, n° 1912085 ; TA Pau, 18 nov. 2022, n° 2001046 ; TA Marseille, 19 décembre 2022, n° 1908497 ; TA Nantes, 31 janv. 2023, n° 2008427 ; TA Nice, 1^{er} mars 2023, n° 1900947 ; CAA Bordeaux, 6 juill. 2023, n° 21BX02661.

⁵² TA Nantes, 26 juin 2014, n° 1112250.

⁵³ CAA Lyon, 10 nov. 2022, n° 21LY00840

⁵⁴ CAA Bordeaux, 5 juill. 2022, n° 21BX02468

⁵⁵ TA Nantes, 31 janv. 2023, n° 2008427.

⁵⁶ Néanmoins, la PAC prévoit de mesurer, via des indicateurs, les effets de ses financements sur l'augmentation du carbone des sols, la réduction du risque d'érosion et l'excès d'azote ; https://agriculture.ec.europa.eu/system/files/2020-05/analytical-factsheet-eu-level_en_0.pdf

⁵⁷ Annexe III du Règlement (UE) n° 1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et abrogeant le règlement (CE) n° 1698/2005 du Conseil.

⁵⁸ Précisée par Décret n° 2023-168 du 8 mars 2023, Arrêté du 8 mars 2023 fixant les conditions d'accès au programme volontaire pour le climat, l'environnement et le bien-être animal dit « écorégime » pour le niveau d'exigence dit « CE2+ », Arrêté du 17 mars 2023 fixant les conditions d'accès au programme volontaire pour le climat, l'environnement et le bien-être animal dit « écorégime » pour les voies d'accès « pratiques de gestion agro-écologique des surfaces agricoles » et « éléments favorables à la biodiversité ».

⁵⁹ PSN, p. 359.

des sols, les pratiques rémunérées au bénéfice de l'eau ou de la biodiversité peuvent satisfaire l'enjeu sol⁶⁰. Ainsi, un soutien financier est octroyé à l'agriculture biologique dont le règlement place la préservation de la qualité du sol parmi ses principes et objectifs⁶¹, et dans une moindre mesure à l'agriculture HVE (Haute valeur environnementale) dont l'arrêté du 18 novembre 2022 vise par exemple au titre de l'indicateur biodiversité, la « qualité biologique du sol » et « la réalisation du test bêche de l'OPVT ou d'une analyse microbiologique du sol »⁶².

S'agissant des **MAEC**, une concerne spécifiquement les sols : la « MAEC pour la qualité et la protection du sol ». Son « objectif est d'inciter les exploitants à mettre en œuvre des pratiques agricoles limitant l'érosion, maintenant la matière organique et l'activité biologique et évitant le tassement des sols »⁶³. Son cahier des charges engage l'agriculteur sur un ensemble de pratiques : réaliser un semis direct ou maintenir une couverture permanente des sols sur une part comprise entre 12 et 100% des surfaces engagées, introduire une part de légumineuses dans l'assolement, localiser les infrastructures agroécologiques de façon pertinente, respecter un plafond d'IFT (indicateur de fréquence de traitements). D'autres MAEC, instituées à d'autres fins que la qualité des sols, comprennent des mesures en lien avec le sol. Par exemple, la MAEC pour la qualité et la gestion quantitative de l'eau pour les grandes cultures comprend des mesures en lien avec le sol (maintien des prairies permanentes, couverture des sols).

Enfin, la **conditionnalité** des aides vise plusieurs enjeux dont la protection des sols⁶⁴. A ce titre, sont interdites certaines pratiques pour « minimiser la perte de sol et son épuisement dus à l'érosion » (BCAE 5, absence de travail sur les sols inondés ou gorgés d'eau, interdiction du labour dans le sens de la pente sur les périodes les plus sensibles sur des sols en pente...), ou rendues obligatoires pour « atténuer l'érosion hydrique des sols » (couvertures minimales des sols, BCAE 6) et « inciter les agriculteurs à s'inscrire dans des rotations favorables à la préservation des sols en matière organique (et), au maintien et à l'amélioration de la fertilité des sols (sur le plan physique et chimique » (BCAE 7). D'autres enjeux (changement climatique, eau, biodiversité et paysage) peuvent également concerner la question des sols. Par exemple, au titre du changement climatique, est interdit le brûlage des chaumes et résidus de culture pour limiter les émissions de carbone de l'agriculture et permettre par ailleurs de maintenir le niveau de matière organique du sol⁶⁵.

In fine, aux termes du PSN, « pour suivre l'enjeu de l'amélioration de la qualité des sols, le PSN mesurera annuellement la part de la superficie agricole utile (SAU) faisant l'objet d'engagements bénéficiant d'une aide en faveur de la gestion des sols (...). La cible (...) à atteindre en fin de programmation est fixée à 74,07% de la SAU ». On soulignera donc que ce ne sont pas des indicateurs de qualité des sols qui sont choisis pour mesurer le résultat de la mise en œuvre de la PAC mais des indicateurs de souscriptions des MAEC et des éco-régimes, eux-mêmes ne comportant pas d'indicateurs de qualité des sols mais des mesures connues pour contribuer à la qualité des sols.

La valorisation des caractéristiques des sols dans les indications d'origine

Comme mentionné précédemment, c'est dans la PAC et le PSN que l'on trouve l'essentiel des dispositions touchant à la qualité des sols. En dehors de ce mécanisme, mention doit être faite des cahiers des charges attachés aux appellations d'origine contrôlée (AOC) ou, dans une moindre mesure, aux indications géographiques protégées (IGP).

⁶⁰ Selon le PSN, « Concernant les écorégimes, la totalité des réalisations prévues au titre de l'écorégime contribue à (l'amélioration et à la protection des sols) », p. 91.

⁶¹ Règlement n° 2018-848 du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, annexe II, Stahl L., La qualité des sols agricoles en droit, préc.

⁶² Décret n° 2022-1447 du 18 nov. 22 relatif à la certification environnementale, A. 18 nov. 22 portant modification de l'A du 20 juin 2011 arrêtant les seuils de performance environnementale relatifs à la certification environnementale des exploitations agricoles et les indicateurs les mesurant.

⁶³ PSN, p. 542.

⁶⁴ PSN, p. 306 et ss, Modalités précisées par Décret 2022-1755 du 30 déc. 22 relatif aux aides du plan stratégique national de la politique agricole commune, Arrêté du 14 mars 2023 relatif aux règles de bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE)

⁶⁵ BCAE3, PSN, p. 304.

Comme le relève Lucile Stahl, « les sols peuvent avoir un caractère fondateur pour l'AOC. Le sol est ici considéré pour ses qualités intrinsèques, c'est-à-dire en raison de ses caractéristiques physiques (sableux, calcaire, pauvre, profond ou non, lourd ou léger, bien drainé, sec, filtrant ou non, se réchauffant rapidement, etc.). Il résulte de ce lien fondateur entre l'AOC et le sol que la destruction, l'altération ou l'absence d'une de ses qualités fondatrices peut conduire au non-classement d'une parcelle dans l'aire géographique d'une AOC ou à son déclassement [...]. Par répercussion, il revient aux opérateurs de ne pas détruire les qualités de ce sol fondateur, sous peine d'ôter toute justification à l'AOC elle-même » (Stahl, 2013 ; Desrousseaux, 2016). La volonté de perpétuer un produit associé à un terroir et à son mode de production conduit donc à la prise en considération et à la préservation de certaines caractéristiques de la qualité des sols. Cela se retrouve dans les cahiers des charges de nombreuses AOC, lesquelles peuvent notamment se résumer à l'interdiction d'apport exogène de terres, à la limitation de la longueur des rangs, au maintien de bandes enherbées, etc.⁶⁶. Ceux-ci peuvent comprendre des références précises à la qualité des sols mesurée par des paramètres physiques des sols. Ils sont directement liés à la notion de terroir, dont la définition donnée par Capus intéresse directement cette étude : « Le mot signifie « terre » puis surtout terre de bonne qualité agronomique » (Capus, 2019).

La faible valorisation de la qualité des sols dans l'appréciation de l'amélioration/dégradation du fonds

Contre toute attente, la mention expresse de « qualité des sols » n'apparaît qu'une seule fois dans le code rural et de la pêche maritime, comme critère pour fixer le prix du fermage (*art. L.411-11*). Néanmoins, elle se retrouve dans les contentieux portant sur l'amélioration et la dégradation du fonds, spécifiquement dans les méthodes d'évaluation des indemnités au preneur sortant, pour améliorations culturales. Ce régime d'indemnités prévu aux articles L.411-69 à 78 du code rural découle des droits et obligations du preneur en matière d'exploitation et en particulier de l'article L.411-29.

Les améliorations culturales sont identifiées comme une amélioration de la qualité de la composition du sol (stock organo-minéral, propreté du sol, structure physique et activité biologique) (Leroy, 1992), par des pratiques considérées comme vertueuses au regard de celles habituellement mises en œuvre.

Par exemple, dans le cadre d'un contentieux où le preneur sortant demandait des indemnités, ce dernier voulait que soient reconnues au titre d'une amélioration les opérations d'épandage de fumier, de lisier et de chaux sur les terres, sans que le juge ne retienne finalement ces arguments dans sa décision au motif qu'elles résultaient des conditions normales d'une exploitation⁶⁷. Par ailleurs, le bon ou le mauvais entretien d'un fonds s'évalue au regard des pratiques suivies dans une région donnée. L'amélioration ou la dégradation d'un fonds est appréciée par des experts qui se fondent visiblement sur des référentiels d'exploitation localement établis. Ces derniers sont parfois avancés par les parties mais ne sont pas nécessairement mobilisés par le juge pour rendre sa décision⁶⁸. Dans un arrêt relatif à un contentieux portant sur le défaut d'entretien vis-à-vis de conditions d'assolement, le juge s'est ainsi fondé sur les conclusions de l'expert judiciaire qui avait estimé qu'il était « conforme aux pratiques culturales en vigueur dans la région »⁶⁹.

La qualification de pratiques, bonnes ou mauvaises, s'appuie en revanche sur des rapports d'experts ou des constatations réalisées immédiatement, du moins rapidement, après l'arrêt par l'exploitant de son activité. A cet égard, on se rend bien compte que ce sont davantage les pratiques que leurs bénéfices réels qui vont être jugées, sans considération pour le fait que leurs effets sur les sols peuvent se mesurer à plus ou moins long terme. On comprend ici le souci du juge d'établir un lien de causalité direct, mais du point de vue des sols et au regard de leur fonctionnement, cette logique n'est pas forcément valable. Ainsi le juge n'estimait pas opportun d'ordonner

⁶⁶ Décret n° 2015-1226 du 2 octobre 2015 relatif à l'appellation d'origine protégée « Foin de Crau » ; Décret n° 2010-1164 du 29 septembre 2010 relatif à l'appellation d'origine contrôlée « Figue de Solliès » ; décret n° 2011-1559 du 15 novembre 2011 relatif à l'appellation d'origine contrôlée « Ladoix » ; décret n° 2011-1565 du 16 novembre 2011 relatif à l'appellation d'origine contrôlée « Les Baux-de-Provence » ; décret n° 2011-1571 du 16 novembre 2011 relatif à l'appellation d'origine contrôlée « Tavel ».

⁶⁷ CA Caen, 2e ch. civ., 16 sept. 2021, n° 20/00930.

⁶⁸ CA Rennes, ch. des baux ruraux, 18 nov. 2010, n° 07/04295.

⁶⁹ CA Amiens, ct0612, 27 mai 2008, n° 06/01414.

une expertise en 2012 sur des terres dont le dernier exploitant avait pris congé en 2010, au motif qu'elle ne permettrait plus de déterminer l'état des terres au moment dudit congé⁷⁰.

L'article L411-71 du code rural précise les modalités de calcul de l'indemnité. Il fixe notamment un seuil minimal d'augmentation de 20% du potentiel de production du terrain en cas de travaux de transformation du sol pour que le qualificatif d'amélioration s'applique. En toute logique, cette obligation se retrouve dans la jurisprudence⁷¹. A cet égard, on remarque que ces dispositions législatives sont précisées par un plan d'inventaire résultant de l'arrêté du 31 octobre 1978 et jamais mis à jour. Son contenu traduit une conception assurément productiviste de la notion d'amélioration du fonds qui semble aujourd'hui, du moins en partie, contradictoire avec des pratiques agroécologiques.

Ces contentieux traduisent sans surprise une conception de la qualité des sols exclusivement tournée vers l'augmentation de leur capacité de production, laquelle est parfois qualifiée de « fertilité des sols » par le juge⁷² ou par les requérants⁷³. Il en va de même pour l'augmentation des « réserves du sol en éléments fertilisants » qui est considérée comme une amélioration culturale et donc indemnisable⁷⁴. Il est ici intéressant de souligner qu'il est scientifiquement curieux de rapprocher des termes qui évoquent le potentiel d'un sol, comme la fertilité, de ceux qui se réfèrent à un résultat comme la productivité. Ainsi, les pratiques suivantes sont-elles considérées comme une amélioration du fonds : le « retournement des prairies », « les opérations collectives de drainage »⁷⁵, « l'épandage de chaux, d'engrais phosphatés et d'engrais azoté »⁷⁶ et les produits phytopharmaceutiques⁷⁷. Si ces pratiques ne sont pas conditionnées par l'autorisation du propriétaire des terres, le preneur (agriculteur) est néanmoins tenu de l'informer et c'est bien souvent ce défaut d'information qui s'avère source de contentieux⁷⁸.

Certaines catégories d'amélioration posent particulièrement question quant à leur validité scientifique. Tout d'abord, la possibilité donnée au preneur d'effectuer des travaux de drainage⁷⁹ sur simple « accord du bailleur »⁸⁰, sans qu'une étude de ses effets sur la qualité des sols ne soit exigée, peut surprendre. Il est en effet établi que cette opération peut modifier les propriétés du sol, notamment par l'altération de leur composition minérale⁸¹. Les résultats préliminaires d'un projet européen (IDESoWa) ont montré que les pertes en particules minérales à proximité des drains ont un impact sur les processus biologiques et chimiques, notamment sur la toxicité des pesticides dans le sol, en influençant le devenir des polluants dans les sols, mais également le cycle de la matière organique et des nutriments⁸².

Par ailleurs, constituent des améliorations du fonds « les façons culturales et autres soins fournis en main-d'œuvre, en fumures et arrière-fumures, engrais et amendements incorporés au sol »⁸³, incluant le recours à des produits phytopharmaceutiques.

Bien que représentant un cas isolé au sein du corpus analysé, la catégorisation des produits phytopharmaceutiques comme éléments d'amélioration du fonds interroge, au regard des problèmes relatifs à la contamination des sols par ces mêmes produits (Beaumelle *et al.*, 2023). Les produits phytopharmaceutiques semblent être considérés comme une amélioration culturale dans le sens où leur utilisation peut être associée, entre autres facteurs, à une

⁷⁰ CA Orléans, ch. des urgences, 25 janv. 2012, n° 11/02072.

⁷¹ CA Douai, 26 juin 2014, n° 13/05636 ; CA Amiens, 27 oct. 2015, n° 15/01315 ; CA Caen, 2e ch. civ., 16 sept. 2021, n° 20/00930.

⁷² CA Rouen, 07/00703, 17 sept. 2008, n° 07/00703 ; CA Douai, 26 juin 2014, n° 13/05636 ; CA Montpellier, 15 janv. 2015, n° 11/08578.

⁷³ Cass. 3e civ., 27 oct. 2009, n° 08-21.169

⁷⁴ CA Douai, 26 juin 2014, n° 13/05636.

⁷⁵ CA Toulouse, 20 oct. 2016, n° 16/02487.

⁷⁶ CA Toulouse, 20 oct. 2016, n° 16/02487.

⁷⁷ CA Amiens, ch. éco., 29 juin 2010, n° 09/01623.

⁷⁸ CA Toulouse, 20 oct. 2016, n° 16/02487, CA Amiens, ch. éco., 29 juin 2010, n° 09/01623.

⁷⁹ Article Article L411-73 du Code rural et de la pêche maritime.

⁸⁰ Article L411-69 du Code rural et de la pêche maritime.

⁸¹ Cordis Europa, 2023. IDESoWa_ Increased drainage effects on soil properties and water quality <https://cordis.europa.eu/project/id/867423> (dernier accès le 11 mars 2024)

⁸² Cordis Europa, 2021. IDESoWa_ Agricultural drainage changes soil more profoundly and faster than previously assumed. <https://cordis.europa.eu/article/id/429363-agricultural-drainage-changes-soil-more-profoundly-and-faster-than-previously-assumed> (dernier accès le 11 mars 2024).

⁸³ CA Amiens, ch. éco., 29 juin 2010, n° 09/01623.

augmentation du rendement. Or sur le plan environnemental, leur permanence dans le sol entraîne des conséquences préjudiciables (Al-Ahmadi, 2019). Une étude récente (Froger *et al.*, 2023) a dressé un état des lieux confirmant la persistance à long terme des résidus de pesticides dans les sols en France.

La même question peut être soulevée concernant les apports d'engrais, à raisonner suivant le type d'engrais (par ex. organique ou minéral), les modalités, la quantité et la temporalité des apports. Une fertilisation inappropriée peut en effet entraîner des conséquences telles que : l'accroissement de l'acidification du sol et de la vulnérabilité aux agents pathogènes, la dégradation structurelle du sol comme l'encroûtement, ce qui entraîne une diminution de la capacité d'infiltration et impacte de nombreux services écosystémiques tels que : le stock de carbone organique, la qualité de l'eau, la présence des organismes utiles et ultimement la fertilité des sols (Krasilnikov *et al.*, 2022). Plus spécifiquement, l'interaction entre les engrais inorganiques et les pesticides peut être à l'origine d'effets indésirables sur divers processus biotiques et abiotiques (Baweja *et al.*, 2020 ; Aktar *et al.*, 2009 ; Prashar et Shah, 2016).

La catégorisation en tant qu'élément d'amélioration du fonds des produits phytopharmaceutiques et fertilisants apparaît ainsi non pertinente sur le plan scientifique, y compris au regard de l'interprétation utilitaire (c'est-à-dire au regard de la finalité de la norme) de la notion d'amélioration du fonds qu'en fait le juge.

De manière générale, l'approche jurisprudentielle de l'évaluation de l'amélioration du fonds par le rendement est problématique, dans le sens où elle invisibilise la dégradation des sols par des mesures correctrices, telles que l'apport d'intrants. Ainsi, une non-conformité aux standards locaux de pratique culturale et de rendement est-elle considérée comme une dégradation⁸⁴, à l'encontre de la promotion des pratiques les plus agroécologiques. Le devoir d'exploitation du preneur (ou autrement dit « jouissance active », en opposition à la « jouissance oisive » du sol loué) représente une règle tacite encore largement véhiculée en droit rural et appliquée par le juge. Le retour au « naturel », c'est-à-dire à un état en deçà des capacités productives du sol loué, est interprété comme une dégradation du fonds (Desrousseaux, 2016). La compaction, l'appauvrissement des réserves en éléments fertilisants, les mauvaises herbes et la diminution de l'activité biologique du sol sont considérés comme des dégradations du fonds en ce qu'elles sont à l'origine d'une baisse de productivité des terres⁸⁵ et sont révélatrices du manquement du preneur à son devoir d'exploitation. Tout travail du sol doit donc viser le maintien d'une qualité minimale des terres louées⁸⁶ sur toute la durée du bail (minimum 9 ans). Suivant les cas, le juge ne semble mesurer l'amélioration ou la dégradation d'un fonds que dans un temps resserré après la cessation d'activité par l'exploitant⁸⁷, ou à l'inverse en considérant que des pratiques n'ayant des conséquences qu'à court terme ne sont pas à considérer comme constituant une amélioration du fonds⁸⁸, et être indemnisables.

En conclusion, la qualité des sols, telle qu'elle est définie dans cette étude, ne guide ni le juge ni même les experts agricoles et fonciers dans leur évaluation des améliorations et dégradations d'un fonds. Si le service de production alimentaire est bien central dans ce régime, on ne peut pour autant considérer qu'il s'en trouve préservé dans la mesure où les sols sont parfois l'objet de pratiques non durables. Un tel constat ne peut pour autant être appliqué à l'ensemble du droit rural, comme en atteste par exemple, l'instauration dans le cadre de la PAC d'incitations à l'adoption de pratiques présumées favorables à la qualité des sols.

Agricoles ou non, les sols sont un habitat de biodiversité et rendent à ce titre un service de maintien de cette biodiversité et un service patrimonial et culturel. Ils sont à ce titre, mais de manière encore trop subsidiaire, reconnus par le droit.

⁸⁴ CA Amiens, ct0612, 27 mai 2008, n° 06/01414.

⁸⁵ <https://expertagricolenord.fr/faq/quest-ce-quune-amelioration-culturale/>

⁸⁶ CA Rennes, ch. des baux ruraux, 18 nov. 2010, n° 07/04295.

⁸⁷ CA Orléans, ch. des urgences, 25 janv. 2012, n° 11/02072.

⁸⁸ Cass. 3e civ., 4 juill. 2019, n° 18-15.082.

2.2.3. Valeur patrimoniale, d'une dimension culturelle à une approche fonctionnelle de la biodiversité des sols

Ce service n'est pas identifié en tant que tel par les textes juridiques, mais il se rapproche des réflexions portant sur la patrimonialisation de certains sols en raison de leur rareté, de leur localisation ou de leurs qualités (Desrousseaux, 2022). Selon l'article L. 110-1 du Code de l'environnement, les sols « concourent » à la constitution du patrimoine commun de la nation. Ils en sont donc un élément indissociable et ce lien conduit parfois à leur préservation, par exemple lorsqu'ils constituent l'habitat d'une biodiversité protégée⁸⁹. Cependant, l'inscription des espèces sur les listes précédant les mesures de protection procède d'une sélection qui fait intervenir un certain nombre de critères dont les dimensions scientifiques pourraient être remises en cause. De manière constante, la qualification d'espèce protégée couvre largement les espèces ornithologiques⁹⁰ (Lévy-Bruhl, 1992) et mammalogiques, laissant une place secondaire à la protection des invertébrés (Naim-Gesbert, 1997) et donc des espèces dépendant plus fortement des sols. Cette conception a indéniablement des répercussions sur les types de sols bénéficiant d'une protection au titre d'habitat. En prolongeant cette logique, la question pourrait également se poser pour les microorganismes, compte tenu des connaissances en développement sur la spécificité des microbiotes et de leur rôle écologique majeur (Chaussod, 1996).

La dimension patrimoniale des sols est également établie lorsqu'ils sont constitutifs d'un paysage lui-même reconnu comme faisant partie du patrimoine commun, voire du patrimoine mondial de l'humanité. La notion de qualité des sols revêt en ce cas une dimension culturelle forte, et des sols fortement pollués ainsi que les déchets y étant incorporés peuvent bénéficier de mesures de protection pour ce qu'ils représentent⁹¹. *A contrario*, la forte (mais peu visible) pollution des sols des calanques par des métaux lourds n'a pas fait obstacle au classement de cet espace en parc national⁹², où des espèces protégées se développent directement dans des résidus d'exploitation composés notamment de scories de plomb (Heckenroth *et al.*, 2017).

Enfin, l'art. L. 510-1 du code du patrimoine expose que le patrimoine archéologique est constitué de « *tous les vestiges, biens et autres traces de l'existence de l'humanité, y compris le contexte dans lequel ils s'inscrivent, dont la sauvegarde et l'étude, notamment par des fouilles ou des découvertes, permettent de retracer le développement de l'histoire de l'humanité et de sa relation avec l'environnement naturel* ». Cette définition est susceptible de concerner directement les sols puisque leurs caractéristiques physico-chimiques ainsi que les modifications qu'ils ont pu subir au fil du temps sont des éléments de la mémoire des usages et de la présence de certaines populations à un moment donné. Dans une approche culturelle et anthropocentrée, la notion de qualité des sols peut ici être mobilisée, d'autant plus qu'elle peut jouer un rôle dans la préservation d'artefacts (acidité, hydromorphie...).

Lorsque des parcelles sont susceptibles de receler du patrimoine archéologique, des fouilles sont engagées sous le régime de l'archéologie préventive afin que la construction des ouvrages n'empêche pas la collecte de nouveaux savoirs (Art. L. 521-1 à L. 524-16 c. patr.). Il s'agit néanmoins aux yeux des archéologues d'une destruction de ce patrimoine qui était préservé par son enfouissement. En outre, ces fouilles viennent légitimer d'une certaine façon l'artificialisation de parcelles. Depuis peu, une partie de la profession des archéologues semble vouloir donner une dimension environnementale à son travail, promouvant une archéologie « non extractiviste », arguant que la préservation des sols va de pair avec la préservation du patrimoine archéologique et qu'il vaudrait parfois mieux que les deux restent intouchés⁹³.

⁸⁹ Annexe I de la directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.

⁹⁰ On note que la quasi-totalité des oiseaux bénéficie de cette protection. Cf. V. LEVY-BRUHL, *La protection de la faune sauvage en droit français*, thèse, Lyon 3, 1992, p. 227.

⁹¹ Le terail de Pichonvalles, situé au cœur d'un ancien bassin minier à proximité de la ville de Lens, fait l'objet d'un arrêté de protection de biotope depuis 1992⁹¹. Identifié en tant que ZNIEFF, il est également désigné espace naturel sensible géré par le département du Nord-Pas-de-Calais et a la particularité d'abriter une espèce « rare et inconnue dans la région avant l'édification des terrils : la Patience à écussons (*Rumex scutatus*) », ZNIEFF Terril 75 d'Avion (de Pinchonvalles), Identifiant national : 310007231, ZNIEFF continentale de type 1, Identifiant régional : 00000018, p. 3, créée le 1er janvier 1981 et actualisée le 1er janvier 2010.

⁹² Décret n°2012-507 du 18 avril 2012 créant le Parc national des Calanques.

⁹³ <https://www.terrestres.org/2022/12/03/chers-ami%C2%B7es-archeologues/>.

Depuis une dizaine d'années, le droit de l'urbanisme s'est considérablement développé en ce qui concerne la prise en compte de la biodiversité au sein des espaces urbanisés, à travers notamment les objectifs de préservation de nature en ville. Les SCoT comme les PLU peuvent comporter une vision stratégique et opérationnelle obligeant ou incitant les projets d'aménagement à préserver la biodiversité même dans les espaces artificialisés. En milieu urbain, les espaces de pleine terre ou non imperméabilisés se voient donc davantage pris en compte au regard des services qu'ils rendent, et de plus en plus les collectivités comme les bureaux d'études intègrent une dimension fonctionnelle des sols. C'est ainsi que le concept de « trame brune », sans être ni défini ni imposé juridiquement, fait l'objet de réflexions, et que certaines communes, dont Poitiers, Tours, Paris ou Ris-Orangis, réfléchissent à la restauration et à la préservation des continuités écologiques fondées sur la biodiversité des sols. Ces démarches expérimentales s'accompagnent généralement de questions de recherche (Cluzeau *et al.*, 2023). Elles marquent la reconnaissance des enjeux liés à la préservation de la biodiversité des sols par les mécanismes de planification de l'urbanisme, sans qu'il soit besoin d'identifier leur caractère patrimonial. En revanche, la relative rareté des sols urbains non imperméabilisés est assurément un levier de mise en œuvre de mesures de préservation pour lequel le droit doit encore évoluer.

2.2.4. Régulation quantitative et qualitative de l'eau

Aude Farinetti, établissant le parallèle entre la qualité de l'eau, définie en droit par référence au « bon état » de l'eau, elle-même caractérisée par un ensemble large de critères, et l'absence de définition de la qualité des sols, propose de transposer peu ou prou la construction juridique en vigueur pour l'eau aux sols. Resterait à identifier ces « paramètres physiques, chimiques et biologiques pertinents » au regard « des menaces qui pèsent sur les sols » en adoptant « une approche globale de la qualité », au-delà de la seule référence aux usages ou aux services et par référence « à un état "idéal" qu'est l'état non perturbé, dont il s'agit de s'approcher au plus près » (Farinetti, 2013b ; Farinetti, 2013a). Il demeure que cet « état idéal » ne pourrait être vu comme un objectif à atteindre en soi et devrait être décliné selon les usages du sol, faute de quoi aucune utilisation du sol ne pourrait être faite. Pour une approche complète des liens entre qualité du sol et qualité de l'eau, ce rapport reste à ce jour le travail le plus complet.

En l'état actuel du droit, nombreux sont les mécanismes qui prennent en compte la capacité des sols à réguler les flux hydriques et ainsi à contribuer à la limitation du risque d'inondation. Pour autant, aucun de ces mécanismes ne recourt à l'expression de qualité du sol, et ils relèvent pour l'essentiel du régime du droit de l'eau ou de celui du droit des risques naturels. Le droit rural y contribue également mais de manière plus ponctuelle, notamment dans le cadre du régime du bail rural. La Cour de cassation a par exemple validé la résiliation d'un bail au motif que le preneur avait retourné et labouré des prairies constitutives d'une zone humide et que cela avait eu pour effet d'entraîner une « modification de la composition du sol » réduisant « l'office d'absorption des eaux »⁹⁴. La fonction de rétention d'eau du sol est présumée, comme si tout type de sol disposait de cette aptitude et qu'en fonction des usages, notamment l'urbanisation, cette dernière serait altérée. Ce biais conduit directement à invisibiliser les sols et explique que les recherches bibliographiques n'aient pas donné de résultat. A dire d'experts, on peut néanmoins combler cette lacune en mentionnant des mécanismes de planification, des servitudes et des mécanismes de police conduisant à préserver précisément cette fonctionnalité.

Les Schémas directeurs d'aménagement et de gestion de l'eau (SDAGE), comme les Schémas d'aménagement et de gestion de l'eau (SAGE), qui établissent un rapport de compatibilité avec les SCoT et les PLU, doivent identifier les zones stratégiques pour la gestion de l'eau ainsi que les zones naturelles d'expansion des crues. En outre, les Plans de prévention des risques inondations (PPRI) ainsi que d'autres mécanismes de servitudes d'utilité publique mentionnés à l'article L. 211-12 du code de l'environnement peuvent réglementer voire interdire certains usages qui seraient contraires aux objectifs de lutte contre les inondations.

Le régime d'autorisation et de déclaration des installations, ouvrages, travaux ou aménagements susceptibles d'avoir un impact sur la quantité ou la qualité de l'eau, instaure quant à lui un régime de police administrative visant

⁹⁴ Cass. 3e civ., 19 nov. 2020, n° 19-21.348.

à contrôler les usages en amont de la destruction ou de l'altération des milieux⁹⁵. En soumettant à ce régime des actions de remblaiement, d'affouillement, d'exhaussement, d'imperméabilisation, etc., il contribue directement à préserver la fonctionnalité des sols. Bien que relativement sophistiqué, ce mécanisme reste néanmoins perfectible (Farinetti, 2023).

Le lien juridique entre la régulation des usages du sol et la préservation de la qualité de l'eau est établi par plusieurs régimes, dont celui de la préservation des périmètres de captage d'eau potable relevant du code de la santé publique⁹⁶. Le droit a récemment évolué en ce domaine pour tenter de pallier les difficultés de mise en œuvre rencontrées par les acteurs, ainsi que pour répondre aux effets désormais perceptibles du changement climatique (1 captage sur 5 ne serait pas protégé en France) (Hirtzmann, 2023). Pour améliorer son impact, certains territoires concernés par des pollutions diffuses d'origine agricole et présentant des contraintes « agro-pédo-climatiques » particulières (c'est-à-dire souvent des sols à faible capacité de rétention), peuvent mettre en place, depuis 2006, un zonage accompagné d'un programme d'action destiné à assurer la protection quantitative et qualitative des aires d'alimentation des captages d'eau potable (ZPPAAC)⁹⁷. Enfin, la question des pollutions liées aux activités d'élevage ainsi qu'aux conditions d'épandage des fertilisants, est réglementée. En application de la directive n° 91/676 du 12 décembre 1991, les zones vulnérables, c'est-à-dire les zones qui présentent une teneur en nitrate trop élevée ou des problèmes d'eutrophisation, sont délimitées (art. R. 211-76 et -77 C. env., art. 1, 3 et 4 arrêté du 5 mars 2015 précisant les critères et méthodes d'évaluation de la teneur en nitrate des eaux) et, à l'intérieur de ces zones, des prescriptions viennent encadrer les pratiques agricoles de sorte que les fuites d'azote dans l'eau soient limitées (art. R. 211-80 à R. 211-81-1 C. env.). Mais ces dispositions ne font pas référence à la préservation de la qualité des sols.

Au-delà de la protection des sols par les services, décrite ci-dessus (tel ou tel service donnant lieu à gestion ou préservation), certains auteurs envisagent ce que pourrait apporter une systématisation de cette approche par les services pour caractériser la qualité ou les qualités du sol en droit et fonder la protection du sol. En ce sens, Alexandra Langlais analyse l'intérêt d'opérer le lien entre qualité des sols et services, tout en mettant en garde sur cette perspective. « Le recours à la notion de SE peut s'avérer en soi justifié mais également stratégique pour attirer l'attention sur le besoin de conserver et retrouver des sols de qualité » au regard de la diffusion de plus en plus grande de la notion de service en droit, et du large spectre couvert par les services. Mais il faut prendre garde à ce que la caractérisation de la qualité par les services ne conduise « à occulter en partie la composante environnementale à la source de la production de ces SE » (Langlais, 2015) en privilégiant voire maximisant la production du service.

2.3. Approche comparée, des priorités différenciées et un résultat en deçà des enjeux de préservation

La prise en compte de la qualité des sols n'étant pas harmonisée par le droit de l'Union européenne (Paleari, 2017), chaque Etat membre est libre de développer sa propre législation en ce domaine. Les initiatives récentes (cf. *infra*) pourraient faire évoluer la façon dont les sols sont saisis par le droit, mais pour l'heure, le premier constat émergeant de l'analyse de la littérature est celui d'une disparité des approches (Ronchi *et al.*, 2019) : certains pays, dont la France, concentrent l'essentiel de leurs actions sur la gestion des sites et sols pollués, tandis que la plupart développent actuellement une protection quantitative des surfaces affectées à un usage agricole et/ou forestier, notamment dans une perspective de souveraineté alimentaire (Dufourmantelle *et al.*, 2012 ; Baduel *et al.*, 2023 ; Vejchodská et Pelucha, 2019) (France, Italie, Pays-Bas, Espagne, Belgique, République Tchèque...). Cette dernière dynamique s'inscrit directement dans la politique du *No net land take* identifiée dès 2011 par la Commission européenne (Commission européenne, 2011) Une analyse comparée des politiques de réduction de l'artificialisation des sols (France, Allemagne, Espagne, Italie, Pays-Bas) révèle que la France est pionnière en ce qui concerne l'établissement d'un lien entre l'artificialisation du sol et l'atteinte à ses fonctions écologiques. La

⁹⁵ Art. L. 214-1 et suivants du code de l'environnement.

⁹⁶ Art. L. 1321-1 du code de la santé publique.

⁹⁷ Loi sur l'eau et les milieux aquatiques.

question de la restauration des sols et de la limitation de leur imperméabilisation est un objet toutefois plus largement partagé (Senat, 2023). Par ailleurs, la Hongrie a mis en place un mécanisme de compensation financière à la charge des maîtres d'ouvrage lorsqu'un projet porte sur une terre agricole. Plus la terre est de bonne qualité agronomique, plus la compensation sera élevée (Stankovics *et al.*, 2020).

La volonté des Etats membres de mettre en place des politiques publiques de préservation de la qualité des sols ou de gestion durable des sols s'avère très disparate et les résultats demeurent globalement lacunaires (Louwagie *et al.*, 2011 ; Glæsner *et al.*, 2014). Ce constat est partagé pour d'autres pays européen hors UE, dont l'Ukraine (Stupak, 2016). En outre, l'analyse de la littérature révèle que l'immense majorité des actions identifiées portent sur les pratiques agricoles (Frelüh-Larsen *et al.*, 2016). Une étude plus récente portant sur l'analyse des politiques en lien avec des objectifs de gestion durable des sols montre néanmoins des évolutions : certains Etats bénéficient d'une stratégie globale à l'échelle nationale (Allemagne), tandis que d'autres préfèrent une approche locale (Autriche). La plupart en revanche ont développé des approches sectorielles (Italie, Espagne, Pologne), essentiellement fondées sur les initiatives de l'UE et s'y limitant. De manière surprenante, mais qui correspond finalement aux résultats de recherche du corpus français, une étude a conclu qu'en France « malgré un grand nombre de cadres généraux, [il n'avait été] trouvé que quelques mesures qui ciblent les sols dans le cadre des enjeux liés à l'agriculture » (Turpin *et al.*, 2017). Enfin cette étude confirme la très forte influence de l'UE sur la définition de politiques environnementales. C'est par exemple le cas en Espagne où il ressort clairement d'un article que la mise en place d'une politique de gestion de l'érosion des sols découle en premier chef de textes internationaux (Convention de lutte contre la désertification, 1993) et européens (la PAC ainsi que la directive cadre sur l'eau de 2000) (van Leeuwen *et al.*, 2019). Du point de vue de la dynamique juridique, la mise en place d'une gouvernance des sols qui concernerait l'ensemble du territoire d'un Etat nécessiterait donc, du moins dans un premier temps, une approche *top-down*.

Le domaine de l'aménagement et de l'urbanisme reste sous-exploré concernant la prise en compte des fonctions des sols (Naumann *et al.*, 2019), et ce dans la majorité des pays d'Europe, voire du monde (Teixeira da Silva *et al.*, 2018 ; Viganò *et al.*, 2020). Des villes allemandes, dont Stuttgart et Dresde, semblent en revanche faire figure d'exception (Calzolari *et al.*, 2020), tandis que plusieurs villes en Europe ont fait l'objet de projets de recherche visant à croiser la planification de l'urbanisme avec les fonctions des sols, à l'image du projet Muse (cf. Chapitre 1). D'autres s'intéressent plus précisément à la limitation de l'imperméabilisation des sols, et l'absence d'une réglementation stricte est identifiée, en Allemagne, comme un obstacle (parmi d'autres) à la mise en œuvre d'actions efficaces et coordonnées (Artmann, 2015). Les zones rurales sont assez peu représentées dans le traitement de cette question de recherche. Un article porte toutefois sur la définition d'indicateurs destinés à accompagner les décisions d'aménagement de ce type d'espace en Pologne, parmi lesquels sont proposés celui de la valeur agronomique des terres ainsi que celui de l'exposition des sols à l'érosion (Sowińska-Świerkosz et Soszyński, 2022).

En revanche, la prise en compte des changements d'usage des sols dans les évaluations environnementales des plans et programmes, mais aussi des projets, est croissante, en grande partie grâce aux évolutions du cadre européen (Schatz *et al.*, 2021). A ce sujet, les auteurs appellent de leurs vœux la création de référentiels et d'indicateurs européens pour mieux mesurer et harmoniser la prise en compte des impacts sur les sols et le changement d'usage des terres.

D'une manière générale, pour de nombreux pays européens comme ailleurs dans le monde, la dégradation continue des sols provient à la fois de l'absence de cadre juridique, mais aussi de la faible opposabilité des cadres existants et du caractère non contraignant des objectifs fixés en ce domaine, faute d'indicateurs et de systèmes de contrôle. Enfin, l'accent doit être mis sur le caractère complémentaire de certains cadres juridiques dans le domaine de l'environnement : la protection d'un milieu se répercutant généralement positivement sur la qualité environnementale des milieux avec lequel il est en interaction (Issii *et al.*, 2020).

3. La qualité du sol en droit, un objet à construire

La proposition de directive, déposée par la Commission européenne en 2006, était remarquable en ce qu'elle tendait à la protection des sols et de leurs fonctions, celles-ci étant entendues largement. Le texte n'a pu réunir l'adhésion des Etats membres et il a été abandonné en 2014 (Audrain-Demey, 2012 ; Bertrand, 2018). La recherche en droit étant largement attachée à l'état du droit positif, l'initiative européenne a contribué à l'émergence d'une réflexion sur ce que pourrait être la qualité du sol en droit (Section 3.1). Au-delà de cette réflexion, il apparaît que la non-caractérisation de la qualité du sol par le droit est source d'insécurité juridique quand de nombreux textes renvoient à la question des sols, ou de leur qualité, sans définir ce qui constitue l'objet de protection (Section 3.2).

3.1. L'émergence d'une réflexion sur ce que serait la qualité des sols en droit

Les recherches bibliographiques conduites dans le cadre de cette étude révèlent un consensus des chercheurs en droit portant sur les difficultés croissantes à justifier l'absence d'une reconnaissance juridique de la qualité des sols (Zabalza, 2001 ; Steichen, 2013 ; Billet et Collin, 2011 ; Desrousseaux, 2016 ; Jabre, 2022) (Section 3.1.1). Par ailleurs, cette absence conduit à accorder une large marge de manœuvre au juge et traduit des interprétations souvent en désaccord avec l'approche des sols par leur multifonctionnalité (Section 3.1.2).

3.1.1. La qualité des sols, un objet mature de prospective juridique

Les résultats du projet Norma-sol (Billet, 2016b), dont plusieurs livrables sont cités ici, constituent une étape importante dans la réflexion visant à ce que soit établi un véritable régime de protection de la qualité des sols. Entre la conclusion de ce projet en 2014 et le démarrage de cette étude, le droit n'a que peu évolué en ce sens.

A ce jour, l'essentiel des évolutions repose sur l'impulsion donnée par le droit de l'Union européenne. Cette impulsion peut relever de textes juridiquement contraignants, comme c'est le cas du règlement n° 2024/1991 relatif à la restauration de la nature qui recourt à des indicateurs de qualité des sols (stockage de carbone et restauration des terres agricoles drainées notamment). Elle peut également être initiée par des politiques publiques, comme le *Green deal* et ses déclinaisons⁹⁸ (Montanarella et Panagos, 2021 ; Gadbin, 2022 ; CESE, 2023), ou avant cela la feuille de route de l'Union pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources. Ce texte marque en effet le point de départ des réflexions du ZAN en incitant les Etats à mettre en place une politique de « *Zero net land take* » (Commission européenne, 2011). Dans un premier temps, la création d'un régime de préservation de la qualité des sols aurait pour effet de gommer le caractère cloisonné du droit très marqué en la matière. Dans un second temps, il favoriserait l'intégration d'un référentiel de la qualité des sols dans d'autres branches du droit, permettant une « mise en cohérence environnementale des processus décisionnels » (Hervé-Fournereau, 2009 ; Pieper *et al.*, 2023).

D'ores et déjà, la perception du sol dans des branches du droit n'ayant pas un objet environnemental évolue par petites touches. On en trouve une forte représentation dans le droit de l'urbanisme (Dameron, 2016). L'article L. 101-2 du Code de l'urbanisme, qui en fixe les objectifs généraux, prévoit ainsi qu'incombent aux collectivités territoriales la protection des milieux naturels et des paysages, la préservation de la qualité de l'air, de l'eau, du sol et du sous-sol, des ressources naturelles, de la biodiversité, des écosystèmes, des espaces verts et la création, la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques.

Comme l'ont révélé les résultats de la recherche dans les différents codes en vigueur (cf. Section 1. Analyse du corpus), la notion de qualité des sols est souvent incluse dans une liste d'autres éléments dont la qualité doit

⁹⁸ Rapport CESE, Du sol au foncier, des fonctions aux usages, quelle politique foncière ? 2023, commenté in *EEI*, 2023, n° 3, 53, *JCP A* 2023, n° 5, 104, *JCP éd. N*, 2023, n° 5, 269 une politique foncière pour un usage partagé, économe et plus équilibré du sol : les recommandations du CESE.

individuellement être préservée. C'est encore le cas en droit pénal de l'environnement, lequel est censé réprimer « les dégradations substantielles de la qualité de l'air, du sol ou de l'eau »⁹⁹.

Faute de référentiel, ces règles, pourtant comprises dans le droit positif, restent non appliquées, et la première conséquence qu'aurait la définition d'indicateurs juridiques de qualité des sols serait de permettre leur mise en œuvre. Ce sujet mobilise un autre pan de la doctrine environnementaliste, qui se divise schématiquement en deux méthodes distinctes mais non opposées. La première, très classique en droit administratif, consiste à créer un mécanisme de police administrative spéciale qui découlerait de la reconnaissance que la préservation de la santé des sols est d'ordre public. La seconde part de l'observation que le caractère coercitif de la norme environnementale n'est pas nécessairement un critère de son efficacité et de son adoption par les acteurs concernés. Elle vise donc à développer des approches volontaires (Hervé-Fournereau, 2008) se déclinant par exemple en politique de contractualisation, de certification ou de marché comme on l'observe actuellement dans le domaine du stockage de carbone des terres agricoles (Gadbin, 2023).

3.1.2. Conséquences jurisprudentielles d'une absence de définition de la qualité des sols

L'absence de définition de la qualité des sols en droit représente un risque pour la sécurité juridique et la sécurité des sols. Face à un tel vide juridique, le juge n'a d'autre choix que de générer ses propres critères d'interprétation, lesquels peuvent porter préjudice aux sols. Tout d'abord, les litiges traitant des propriétés des sols ou de leur qualité sont largement minoritaires. Dans le cadre des deux études de cas sur les notions d'« amélioration/dégradation du fonds » et de « potentiel agronomique », ils représentent respectivement 7,8% pour la première étude de cas¹⁰⁰ et 2,2% pour la deuxième¹⁰¹. Ensuite, la manière dont les sols sont abordés au sein de ces contentieux traduit une absence de considération de leur qualité, au sens conféré par cette étude. Par exemple, la qualité des terres n'apparaît pas comme une circonstance suffisante pour justifier le classement en zone A, dès lors que le zonage est en accord avec le parti d'aménagement des auteurs du PLU et/ou des orientations du PADD ou du SCoT ; d'autant plus lorsqu'il est lié à des nécessités d'ordre économique ou à des risques¹⁰². De même, la prédominance des enjeux socio-spatiaux du foncier agricole dans les contentieux sur l'amélioration et la dégradation du fonds est hermétique à l'avancée des connaissances scientifiques. Le corpus jurisprudentiel a ainsi révélé un décalage considérable entre les sciences du sol et le contrôle du juge. Alors que les scientifiques cherchent à identifier les critères qui correspondent à une amélioration de la qualité intrinsèque du sol des parcelles litigieuses, le juge, limité par le droit en vigueur, se concentre sur la plus-value potentielle apportée au fonds par le preneur sortant (prix des engrais, des produits phytopharmaceutiques, des semences), afin de l'indemniser en conséquence. L'absence de définition de la qualité des sols creuse davantage l'écart entre science et droit en entraînant inévitablement l'emploi d'une généricité des termes par le juge, lesquels ne permettent pas une évaluation et une compréhension précise des phénomènes scientifiques. Finalement, les deux études de cas confirment qu'en droit de l'urbanisme comme en droit rural, la qualité des sols n'est tout simplement pas considérée.

3.2. De l'intérêt de la caractérisation juridique de la qualité des sols

Cette étude a démontré que la notion juridique de qualité des sols est autant multiple que diverse (Desrousseaux, 2021). En outre, le droit commence à se préoccuper de l'enjeu de préservation de la fonctionnalité des sols, traduisant une certaine prise de conscience des politiques publiques.

L'apparition des fonctions des sols. La préservation des fonctions écologiques des sols figure depuis 2021 parmi les objectifs généraux de performance énergétique et environnementale s'agissant de la création des aires de stationnement¹⁰³. Également, les autorisations d'exploitation commerciale sont désormais conditionnées à la non-

⁹⁹ Art. L. 173-3 c. env.

¹⁰⁰ Voir en Annexe le Tableau 18-A1.

¹⁰¹ Voir en Annexe le Tableau 18-A2.

¹⁰² CAA Nancy, 19 déc. 2013, n° 12NC00385.

¹⁰³ Art. L. 171-4 du code de la construction et de l'habitation.

artificialisation des sols, à moins notamment que leur installation ne soit compensée par des actions de désartificialisation « afin de restaurer de manière équivalente ou d'améliorer les fonctions écologiques et agronomiques altérées par le projet »¹⁰⁴. Enfin, et d'une façon emblématique, la loi Climat et résilience d'août 2021 a donné une définition de l'artificialisation des sols par référence à l'altération durable « de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage. »¹⁰⁵ (Billet, 2021). Le droit assoit progressivement, mais de façon incomplète, la réalité pédologique des sols. Dans cette dynamique, le décret du 29 décembre 2023 définissant les modalités de prise en compte des installations de production d'énergie photovoltaïque au sol dans le calcul de la consommation d'espace vient préciser les dispositions de la loi Climat et résilience (art. 194). Il y est notamment inscrit qu'une installation devra : 1) être réversible, 2) permettre le maintien du couvert végétal correspondant à la nature du sol et, le cas échéant, des habitats naturels préexistants sur le site d'implantation, sur toute la durée de l'exploitation, ainsi que de la perméabilité du sol au niveau des voies d'accès, 3) permettre le maintien d'une activité agricole ou pastorale significative sur le terrain sur lequel elle est implantée, en tenant compte de l'impact du projet sur les activités qui y sont effectivement exercées ou, en l'absence d'activité agricole ou pastorale effective, qui auraient vocation à s'y développer.

Une jurisprudence clarifiée. Dès lors, intégrer des indicateurs de qualité des sols revêt un enjeu de clarté du droit et de sécurité juridique. Il a en effet été démontré que les juges administratifs comme civils sont amenés à trancher des litiges où la question du sol est centrale sans que le juge ne définisse ce qu'il en est des critères de sa qualité, ou lorsqu'il le fait, l'interprétation qu'il donne de la qualité des sols reste très éloignée de l'état des connaissances scientifiques et varie d'un juge à l'autre en l'absence d'indicateurs donnés par les textes¹⁰⁶ (Aragau et Desrousseaux, 2023). Déjà en 1997, Gilles Martin écrivait à propos du contentieux relatif aux sites et sols pollués : « On mesure ici combien peut être importante, dans ces circonstances, l'existence ou, au contraire, l'absence d'une réglementation spécifique à la qualité des sols, ou d'une réglementation d'urbanisme, qui, en affectant certaines zones à des usages particuliers (agriculture, habitat, zones ND...) influencera nécessairement l'opinion du juge. » (Martin, 1997).

L'estimation de la qualité des sols harmonisée. La même observation est répliquable au régime de l'aménagement foncier agricole forestier et environnemental (AFAFE) en charge des échanges de parcelles¹⁰⁷, dans le cadre duquel une estimation de la valeur des sols est officialisée. Ce pan du droit reste toutefois peu exploré par la doctrine en droit rural puisqu'aucun article traitant de cet aspect des AFAFE n'a été identifié, à l'exception d'une recherche européenne portant sur la mise en place d'une nouvelle grille d'indicateurs, mais qui ne traite des sols que sous l'angle de leur valeur agronomique (Johansen *et al.*, 2018). Il demeure que la qualité, l'exploitabilité des terres, servent à établir leur valeur agronomique, laquelle peut notamment avoir un effet sur le montant des indemnités des propriétaires expropriés. Pour le moment, seule une méthode dite « méthode Guillermain-Demanche » pour l'expropriation du tréfonds existe. Elle concerne les expropriations à partir du point le plus bas « du sol naturel » dans la limite d'une profondeur de 15 mètres¹⁰⁸ (Hostiou, 2021). Pour le reste, il est simplement admis que le caractère pollué d'un sol donne lieu à une moins-value (Chilstein, 2006 ; Chatagner, 2011).

Une information exigée. Le constat de la qualité ou de l'absence de qualité du sol est un élément relevant du droit à l'information, tant en droit privé qu'en droit public. S'agissant du droit privé, la non-conformité de l'état d'un sol à l'usage auquel il était destiné peut conduire à l'annulation d'une vente ou d'un contrat de location (Cornille, 2004). Elle peut également exonérer un constructeur ou un lotisseur de sa responsabilité, s'il s'avère que cette non-conformité est due à un « vice du sol ». Cette expression civiliste¹⁰⁹ étonnante correspond au « risque lié à la nature physico-chimique du sol susceptible d'affecter la solidité, la stabilité, la pérennité et l'habitabilité de l'ouvrage » et

¹⁰⁴ Décret n°2022-1312 du 13 octobre 2022 relatif aux modalités d'octroi de l'autorisation d'exploitation commerciale pour les projets qui engendrent une artificialisation des sols.

¹⁰⁵ Art. L. 101-2-1 c. urb.

¹⁰⁶ Marché à forfait et définition des travaux supplémentaires, Cass. 3e Civ., 6 mai 1998, SEM Gazost c/ Sté Commenges et a., arrêt n° 645 P + B, *Revue de droit immobilier*, 1998 p.371.

¹⁰⁷ Art. L. 121-1 et s. c. rur.

¹⁰⁸ L'expropriation du tréfonds ou l'estimation par volume, concl. de J.-F. Weber, avocat général à la Cour de cassation, *AJDI* 1997. 189. ;

¹⁰⁹ Art. 1792 c. civ.

tient au fait que le sol n'a pas « la qualité qu'on espérait » (Malinvaud, 1997). Certains auteurs s'interrogent sur la justesse de cette expression et des conséquences qui en découlent en matière de responsabilité civile, dans la mesure où le vice ne provient pas du sol, mais du projet de construction (Karila, 1997). Un article argue pour que soient distingués les dommages qui relèveraient du « vice du sol » (de nature à compromettre la solidité de l'ouvrage) à proprement parler, de ceux dépendant du « risque du sol » (Noblot, 2016). A travers ce contentieux, la notion de qualité des sols s'imisce dans le droit civil, faisant émerger un besoin de clarification que la mise en place d'indicateurs pourrait apporter.

In fine se pose la question du coût des études de sol, et concernant la commande publique, l'article 2 de la loi relative à la maîtrise d'ouvrage publique impose de longue date que le maître d'ouvrage réalise ou fasse réaliser à ses frais une étude de l'avant-projet, laquelle comprend souvent une étude préalable du sol, *a minima* sur la parcelle destinée à être construite et éventuellement sur les parcelles voisines (Karila, 1997). Il est intéressant de noter que de telles exigences existent d'ores et déjà et qu'il suffirait dès lors de faire évoluer leur contenu pour que ces études de sol portent également sur des données relatives à leur multifonctionnalité au lieu de se limiter aux aspects géotechniques.

En droit public, le champ d'application du droit à l'information en matière d'environnement concerne à la fois l'état des terres et du sol¹¹⁰. Par ailleurs, l'évaluation environnementale des projets doit permettre « de décrire et d'apprécier de manière appropriée, en fonction de chaque cas particulier, les incidences notables directes et indirectes d'un projet » notamment sur les terres et le sol¹¹¹. Par conséquent la population, même lorsqu'elle n'est ni propriétaire ni locataire d'un bien, doit pouvoir être informée de l'état du sol et des terres, autrement dit de leur qualité. Or ce n'est dans les faits que rarement le cas, sauf lorsque certaines pollutions exceptionnelles (c'est-à-dire non diffuses) ou bien l'identification d'un risque rendent nécessaire son information. En ce sens, la législation sur les secteurs d'informations¹¹² sur les sols illustre ce caractère restrictif, tout comme celle relative à la prévention des risques de mouvement de terrain différentiel consécutif à la sécheresse et à la réhydratation des sols¹¹³. Par ailleurs, le règlement 2018/1999 sur la gouvernance de l'union de l'énergie et de l'action requiert, sous réserve de leur disponibilité, la communication par les Etats membres, de l'estimation des incidences de la production ou de l'utilisation de biocarburants, de bioliquides et de combustibles issus de la biomasse sur la biodiversité, les ressources en eau, la disponibilité et la qualité de l'eau, ainsi que la qualité des sols et de l'air sur le territoire de l'Etat membre.

Enfin, le régime juridique de l'évaluation environnementale des projets comme des plans et programmes (Art. L. 122-1 et s. du Code de l'environnement) est rédigé de telle sorte que les impacts sur la qualité de sols devraient être mesurés et donc bénéficier de l'approche « Eviter-Réduire-Compenser ». Or, en dépit des recommandations de l'autorité environnementale appelant à ce que les études d'impact intègrent à la fois les aspects quantitatifs et qualitatifs des impacts des projets, plans et programmes sur les sols (Autorité_Environnementale, 2021), une évolution des pratiques peine à s'instaurer (Cortet *et al.*, 2023).

3.3. Une gouvernance territoriale de la qualité des sols encore en devenir

Les caractéristiques de la qualité des sols connaissent une variabilité spatiale importante, et ce à plusieurs échelles, depuis les variations intra-parcellaires jusqu'aux grands ensembles pédologiques régionaux au sein du territoire national. Il apparaît donc pertinent que les indicateurs utilisés par des politiques publiques ayant partie liée à la qualité des sols prêtent attention aux discontinuités spatiales pertinentes, par exemple par le biais d'une territorialisation de l'action publique.

¹¹⁰ Art. L. 124-2 c. env.

¹¹¹ Art. L. 122-1 c. env.

¹¹² Art. L. 125-6 et s. c. env.

¹¹³ Art. L. 112-20 et s. code de la construction et de l'habitation.

La proposition de directive-cadre européenne sur le suivi et la résilience des sols (Commission_Européenne, 2023) invite d'ailleurs, à l'image de ce qui a été fait pour le suivi de la qualité de l'eau, à créer un nouveau maillage territorial de *soil districts* pour suivre et gérer la qualité et la santé des sols. Cette initiative s'intègre dans un mouvement plus large de reconnaissance des sols et d'institutionnalisation de leur traitement socio-politique. Toutefois, ce traitement continue à se caractériser par son éclatement en silos qui limite les possibilités de gestion intégrée, voire de gouvernance territoriale. Cette section porte donc sur un objet relativement émergent dans la littérature, puisqu'assez en germe dans le monde social, en se demandant à quelle(s) échelle(s) et suivant quelle(s) modalité(s) il apparaît pertinent de promouvoir la mise en œuvre de tels territoires de gouvernance de la qualité des sols, ainsi que la place que des indicateurs de qualité jouent (ou pourraient jouer) dans l'émergence de cette nouvelle maille.

3.3.1. De la notion théorique de *soil governance* à son application spatialisée

La gouvernance des sols voit sa mise en œuvre freinée par 5 principaux groupes de facteurs, mais la littérature en esquisse déjà des bonnes pratiques.

La gouvernance de la qualité des sols rencontre 5 principaux freins

Les échelles locale et régionale apparaissent les plus pertinentes pour sa mise en œuvre. La gouvernance des sols est définie de manière large, par le seul article à ce jour de revue de littérature à son propos, comme "*the sum of all formal and informal institutions (e.g. legal prescriptions, regulation, market incentives, rules, norms, habits, attitudes) that concern soil-related decision-making processes of state and non-state actors' at all decision-making levels*" (Juerges et Hansjürgens, 2018). Ces institutions visent ainsi « l'échange et l'arbitrage autour de la valeur [symbolique] donnée aux sols [...] et l'évolution des usages associés » (Atelier *et al.*, 2022), ce que d'autres auteurs (Juerges *et al.*, 2018) qualifient d'arbitrage entre les demandes sociales pour les différentes fonctions des sols. De ce fait, ces institutions sont qualifiées de simples instruments par ces derniers, et classées en 5 catégories (juridique, d'aménagement, basée sur le marché, informative et coopérative), tandis que d'autres (Prager *et al.*, 2011) proposent les 3 catégories de mesures obligatoires, volontaires et informatives.

Les sols apparaissent toutefois comme des objets périphériques des politiques publiques environnementales actuelles et cinq groupes de facteurs freinent la gouvernance de leur qualité.

Affectés par d'autres politiques telles que celles portant sur la qualité de l'eau (notamment relativement à la réduction de la pollution), la gestion des nitrates, ou la protection de la biodiversité, les sols n'en constituent que très rarement le sujet exclusif ou majeur (Prager *et al.*, 2011). **Co-produit d'autres actions** et sujet de préoccupations encore silencieuses, la qualité des sols est en effet identifiée comme peu mobilisatrice pour les acteurs concernés (Atelier *et al.*, 2022).

Cette position périphérique, peu institutionnalisée, transparait dans le **manque de pérennité**, aux Etats-Unis, des rares programmes dédiés, du fait des alternances politiques et des conditions économiques fluctuantes (Amundson, 2020). Cette situation est également un facteur de retard dans la mise à l'agenda social et politique de la question.

En parallèle, le **manque de connaissances scientifiques** établies quant aux conditions d'une bonne gouvernance freine l'outillage de l'action publique (Juerges et Hansjürgens, 2018). Ce manque est doublé par les faibles connaissances générales des élus locaux sur les questions environnementales, lesquels considèrent les décisions liées aux sols comme plus techniques que politiques, ce qui conduit à leur périphérisation face à d'autres enjeux.

Sur le plan opérationnel, cette distance des élus peut aussi s'expliquer par le **respect pour la propriété privée individuelle** du foncier, qui inclut celle des matériaux pédologiques situés sur les parcelles concernées (Atelier *et al.*, 2022). Un tel laisser-faire n'est pas de mise pour la gestion de l'air et de l'eau, du fait de leur caractère fluide ; aussi, un des rares cas de réglementation limitant le droit de propriété des sols porte, en Angleterre, sur les coulées

de boue pouvant sortir des parcelles et bloquer la voirie publique, c'est-à-dire sur des sols mis en mouvement et devenant simple terre dépourvue d'horizons (Posthumus *et al.*, 2011).

Plus structurellement, les **périmètres administratifs** ne coïncident pas avec des unités environnementales pertinentes en termes de gestion des ressources, puisqu'ils ont été conçus pour des raisons antérieures à la crise climatique et écologique (Atelier *et al.*, 2022).

Des bonnes pratiques sont mises en évidence par la littérature

L'identification de ces freins n'empêche pas la littérature de pointer des bonnes pratiques, au moins en principe. Au-delà de la nécessité de poser des restrictions d'intérêt général à la propriété privée individuelle (Juerges et Hansjürgens, 2018) ou de conduire un processus démocratique (King *et al.*, 2015), trois principaux aspects d'une gouvernance des sols performante sont pointés. D'abord, cette dernière devrait être à la fois résiliente, effective, efficiente et légitime (Juerges *et al.*, 2018). Notamment, en termes d'effectivité, une difficulté réside dans la mesure des effets des interventions et donc de l'imputation causale de telle amélioration de la qualité des sols à tel instrument de gouvernance ; de ce fait, des systèmes de suivi reposant sur des indicateurs sont considérés comme nécessaires (Juerges et Hansjürgens, 2018). Ce constat rejoint un deuxième ensemble de critères plus opérationnels, initialement formulés à propos de politiques de conservation des sols, à savoir l'existence d'un service connu et reconnu en charge de ladite gouvernance, une cartographie et un suivi des sols harmonisés à l'échelle nationale, une approche participative incluant les acteurs concernés, ainsi qu'un partage des coûts entre eux (Fullen, 2003). Une troisième recommandation porte sur les types d'acteurs à associer à de telles démarches participatives, dont la liste la plus complète au sein du corpus mentionne les « *agricultural associations, farmers' unions, farm extension services if organized by a civil society group, environmental and nature conservation NGOs, monitoring bodies e.g. rural monitoring organizations, land consolidation organizations, irrigation associations, research institutes, the policy evaluation community, policy experts, privatization agencies and land funds* » (Prager *et al.*, 2011). Dans ce contexte, les relations entre la recherche, les pouvoirs publics et la société civile sont notamment comprises au prisme de la fourniture d'indicateurs de la qualité de leurs sols aux agriculteurs (Ortiz García *et al.*, 2022). Ces deux dernières remarques illustrent la restriction de nombre de recherches aux sols agricoles, les acteurs urbains et forestiers n'apparaissant que peu : un enjeu reste donc probablement de dépasser les silos d'action publique respectivement centrés sur un type d'occupation des sols.

Dans une visée comparative de type *benchmarking*, 11 critères d'évaluation des politiques nationales des sols sont proposés, permettant de distinguer les pays du monde en 5 niveaux de plus ou moins bonne gouvernance (Peake et Robb, 2022). Les 5 niveaux détaillés sont : l'absence ou la faiblesse extrême de gouvernance des sols ; une gouvernance virtuelle du fait de la mise en œuvre limitée des décisions (imputée notamment aux régimes fonciers coutumiers) ; une gouvernance limitée ou de simple affichage dont le fonctionnement trop en silos conduit à des incohérences et des opportunités de contournement ; une gouvernance en chemin de l'affichage vers la stratégie ; une gouvernance guidée par une stratégie de long terme (visant la sécurité des sols), effective (grâce à des systèmes de suivi des menaces) et holistique (non réduite à l'agriculture). Les critères utilisés renvoient notamment au contenu du droit, ainsi qu'aux politiques agricoles, d'aménagement du territoire, de protection de la nature et de recherche scientifique.

Les échelles locale et régionale apparaissent les plus pertinentes pour la mise en œuvre de cette gouvernance

En définitive, les travaux sur la gouvernance des sols portent très largement sur de petites échelles, du national au global (comme l'exemple du *Soil Doctors Program* du *Global Soil Partnership* de la FAO ; Ortiz García *et al.*, 2022), ou sur de très grandes échelles, celles des exploitations agricoles et des parcelles, sans grande considération donc pour les échelles intermédiaires, sub-nationales ou régionales (Juerges et Hansjürgens, 2018). Pourtant, des politiques ciblant les seuls agriculteurs peuvent passer à côté des causes plus systémiques de la dégradation des sols, tandis que celles à l'échelle nationale peuvent ne pas être assez attentives à la diversité des configurations locales.

Ainsi, l'échelle locale est présentée comme pertinente du fait à la fois de la distance suffisante entre acteurs et institutions et de la proximité entre acteurs, qui crée de bonnes conditions pour la communication, les rencontres et les négociations (Christin et Dhérissard 2018). La confiance découlant de la proximité améliore l'acceptabilité des actions (Juerges et Hansjürgens, 2018) et permet la mobilisation de connaissances pédologiques pertinentes, ainsi qu'une adaptation au contexte économique et aux préférences des acteurs (Verspecht *et al.*, 2011). Des exemples de telles échelles mentionnées dans le corpus sont une municipalité, une région, un bassin-versant, une ceinture verte/réseaux d'habitats (Juerges *et al.*, 2018), une intercommunalité (Billet, 2006), un département (Grimonprez, 2017) ou un parc naturel régional (Donadieu *et al.*, 2016).

Plusieurs auteurs soulignent toutefois l'importance de considérer la gouvernance des sols dans le cadre d'une intégration des échelles (Amundson, 2020), le plus souvent entre les trois niveaux : de conception de la politique publique, de mise en œuvre et de prise de décision effective sur les usages et utilisations des sols (exploitation agricole par exemple) (Prager *et al.*, 2011). Aux Etats-Unis, c'est ainsi dans un dialogue entre Etat fédéral (en charge du financement, de la stratégie et de l'information), Etats fédérés (en charge de la définition du cadre juridique) et autorités locales (en charge de la mise en place effective d'une gouvernance) que devrait prendre place une gouvernance des sols, le focus sur l'échelle locale étant considéré comme une stratégie de limitation des risques d'absence de mise en œuvre (Fox, 2023). En Australie, une nouvelle organisation de la gestion des ressources naturelles au début du siècle a conduit à définir une coopération entre les niveaux régional (prise de décision par un conseil), sous-régional (activités des groupes d'acteurs) et éventuellement local (pour certains groupes thématiquement spécialisés) (Farrelly, 2005).

De fait, la complexité des défis liés aux sols devrait conduire à ne pas définir *ex ante* d'échelle pertinente pour une gouvernance des sols, mais à l'adapter en fonction des objectifs politiques, des échelles temporelles en jeu, ainsi que des systèmes de valeurs auxquels adhèrent les acteurs concernés (Juerges *et al.*, 2018). Une manière de procéder est de considérer les échelles auxquelles sont arbitrées l'offre et la demande des différentes fonctions des sols (dans l'article cité : production primaire, stockage de carbone, purification et régulation de l'eau, habitat pour la biodiversité, cycle des nutriments), chacune d'entre elles devant être gérée à cette échelle pertinente : « *while some soil functions must be managed at local (e.g., farm or field) scale, others may be offset between regions with a view to solely meeting national or continental demands* » (Schulte *et al.*, 2015). Par exemple, tandis que la fonction de régulation quantitative et qualitative de l'eau est très liée aux conditions d'un espace délimité (une *service providing area*), celle de stockage de carbone est plus diffuse, même si elle peut appeler à opérer des arbitrages spatialisés en termes d'occupation des sols.

3.3.2. Pistes pour la territorialisation de la gouvernance des sols

L'intérêt de développer une gouvernance des sols à une échelle régionale ou locale conduit à des réflexions sur le maillage territorial adéquat à retenir, ainsi que sur ses critères de délimitation. Les critères de délimitation de territoires pertinents restent souvent génériques, au-delà des principes de combinaison de critères administratifs et biophysiques. Au-delà de la gestion de l'eau, le bassin-versant pourrait constituer une unité spatiale facilitant la mise en œuvre rapide d'une gouvernance, même si le recours à des maillages spatiaux préexistants qui intègrent des critères pédologiques est aussi envisageable pour aborder de manière plus efficace la qualité des sols.

Les critères de délimitation de territoires pertinents restent souvent génériques

Si certains auteurs mettent en avant une discordance probablement trop forte entre les processus pédologiques prenant place à différentes échelles spatiales et temporelles et la capacité d'une gouvernance à les prendre en charge (Bartkowski *et al.*, 2021), d'autres proposent des critères pour délimiter des territoires de gouvernance de la qualité des sols, même si ceux-ci restent assez génériques. Une recommandation récurrente est de prendre en compte à la fois la géographie physique et les limites administratives, dans le but d'éviter des effets pervers potentiels qui seraient issus, en miroir, soit de la scission d'une entité écologiquement cohérente entre deux territoires limitant l'efficacité des actions déployées (Heal *et al.*, 2001), soit du partage d'une entité administrative entre trop de territoires de gouvernance des sols conduisant à une sur-sollicitation des élus locaux représentés

dans les instances environnementales (Robins et Dovers, 2007a) et à des conflits de territorialités (Prévil *et al.*, 2004). L'exemple de la création des *conservation districts* états-uniens montre toutefois que, malgré des intentions initiales de prise en compte des limites biophysiques et de la spatialité des phénomènes pédologiques à gérer (notamment selon le modèle du bassin-versant qui a été en bonne partie retenu après débats pour les *NRM regional bodies* australiens ; Robins et Dovers, 2007b), la rationalité administrative des Etats fédérés a plutôt conduit à créer un district par comté, donc par entité préexistante (Walker et Parks, 1946). Le recours aux 76 grands bassins-versants identifiés à l'époque aurait de fait nécessité de créer des districts trans-étatiques (Phelps, 2006).

Deux exemples d'espaces qui pourraient être le support à de tels territoires de gouvernance sont mentionnés par un même article (Donadieu *et al.*, 2016) : d'abord le pédopaysage,¹¹⁴ mais dans une simple mention sans précision, puis la région urbaine¹¹⁵. Cette dernière devrait être « étendu[e] aux surfaces non construites (les infrastructures vertes et aquatiques) nécessaires à la résilience des habitants en cas de crises légères ou graves, passagères ou chroniques » pour constituer une entité cohérente sur le plan environnemental et lisible sur le plan politique ayant pour principe de planification « la protection et de la valorisation des sols non construits, et si possible végétalisés ». Rien n'est toutefois précisé sur le découpage du reste de l'espace, rural.

Une proposition plus détaillée et intégrant des indicateurs de qualité des sols est celle de la délimitation de *sector soil units*, avec pour cas d'application la péninsule ibérique (Fernández-Getino et Duarte, 2015). Même si l'article en reste à des aspects méthodologiques et théoriques, sans proposer de résultats cartographiques opérationnels, il offre des pistes intéressantes. La définition des *sector soil units* s'appuie sur la notion à la fois structurelle et fonctionnelle de *soil connectivity*¹¹⁶. « *Sector Soil Units are proposed as a dimensionless measuring concept to develop integrated and coordinated soil protection policies for relatively small and homogeneous areas [...], regardless of [administrative] borders. [...] The main indices that should be considered are soil properties (OC, base saturation, pH, bulk density, texture and water retention capacity), topography, land use, vegetation cover and climate. This information should be combined with maps of potential soil erosion and contaminated soil, to address connected pathways.* » Ces derniers indicateurs ne sont pas sans rappeler ce que la proposition de directive-cadre européenne sur les sols publiée en juin 2023 évoquait : les *sector soil units* pourraient ainsi servir la réflexion sur la création des *soil districts*.

Au-delà de la gestion de l'eau, le bassin-versant pourrait constituer une unité spatiale adaptée

En deçà d'approches multicritères telles que celle des *sector soil units*, la délimitation (envisagée ou effective) mentionnée plus haut des *conservation districts* états-uniens et des *NRM regional bodies* australiens sur la base des bassins-versants s'explique en partie par le caractère intégré de la gestion des ressources naturelles (en Australie) et par la concomitance de la mise en œuvre des politiques traitant l'érosion des sols et les inondations (Etats-Unis). Cette approche par bassin-versant est aussi un prisme relativement ancien, par exemple dans les anciens *dominions* britanniques dès la première moitié du XX^e siècle (Robins, 2007).

Un article met toutefois en avant que cette structure hydro-géomorphologique « constitue l'espace de référence le plus approprié pour la gestion viable des ressources naturelles, [...] non seulement de la problématique de l'eau, mais aussi d'un ensemble d'autres questions territoriales concomitantes pouvant être associées à l'eau, comme celles des sols, de l'agriculture, de la foresterie, des loisirs et du récréo-tourisme, de l'industrie, de l'urbanisation, de la production énergétique, de l'équipement du territoire et du développement régional » (Prévil *et al.*, 2004). Si l'eau est au cœur de la *gestion* par bassin-versant, les démarches d'*aménagement* (ou de planification intégrée) par bassin-versant sont à même de se centrer sur des problèmes liés aux sols, comme « la défense et la restauration des sols, la prévention de l'érosion [...] ou encore la reforestation » (Prévil *et al.*, 2004).

¹¹⁴ Un pédopaysage, ou unité cartographique de sol (UCS), est une portion du paysage dans laquelle les facteurs de la formation des sols sont homogènes (morphologie, géologie, climat et dans certains cas l'occupation du sol). Son tracé peut ainsi se baser sur des limites topographiques (rupture de pente, courbes de niveau) ou des limites géologiques (<https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bases-donnees/referentiel-regional-pedologique>).

¹¹⁵ Entendue dans un sens fonctionnel et non administratif.

¹¹⁶ Qui renvoie à la manière dont différents éléments d'un paysage sont connectés entre eux et dont l'eau et les matériaux se déplacent entre ces éléments ; les facteurs de la connectivité pédologique sont le carbone organique, l'érosion et l'état de pollution.

Enfin, malgré le caractère au premier abord spatialement évident du bassin-versant, fournissant une « organisation naturelle de l'espace appar[emment] difficilement contestable » (Vieillard-Coffre, 2001), la délimitation de districts hydrographiques en France illustre bien un enchevêtrement socio-environnemental. En effet, premier écart aux lignes de partage des eaux, la commune a longtemps été l'unité spatiale de base pour la définition des limites des agences de bassin (Farinetti A., 2012). Ensuite, des choix politiques ont pu conduire à étendre le territoire d'une agence de l'eau au bassin-versant d'un affluent du fleuve principal d'une agence voisine, ou à partager le bassin-versant d'un fleuve côtier entre deux agences, chacune étant responsables d'une des deux rives (Vieillard-Coffre, 2001). Enfin, le passage d'une gestion des seules eaux de surface aux eaux également souterraines a complexifié les délimitations, dans la mesure où « *il arrive que des nappes souterraines alimentant un bassin versant puissent se trouver pour partie à l'extérieur du bassin-versant topographique* ». (Vieillard-Coffre, 2001)

Le recours à des maillages spatiaux préexistants est aussi envisagé

Le recours au bassin-versant n'est toutefois pas entièrement justifié pour traiter des enjeux de qualité des sols. Les critiques à l'encontre d'un présumé « millefeuille administratif » en France ont conduit des auteurs, dans le cadre d'une expérimentation avec des élus locaux, à ne pas proposer une nouvelle strate pour la gouvernance des sols, mais à encourager la création d'un lieu de coordination stratégique entre acteurs. Son échec les a ensuite conduits à plutôt conférer une compétence dédiée à la qualité des sols à une entité préexistante, sans conclure sur celle qui serait la plus pertinente (Atelier *et al.*, 2022). Dans la même logique, d'autres auteurs insistent sur la nécessité de définir une échelle de gouvernance par fonction des sols et considèrent inutile l'introduction d'un instrument dédié supplémentaire (Schulte *et al.*, 2015). A l'échelle française, un maillage spatial qui pourrait être utilisé pour la définition de districts pédologiques est celui des (petites) régions agricoles. Créé en 1946 à des fins de statistique agricole, il se compose de 411 régions agricoles homogènes en termes de nature des sols, conditions climatiques et vocation dominante des exploitations agricoles, qui sont divisées en 713 petites régions agricoles (PRA) par le croisement avec la maille départementale. La taille moyenne d'une PRA est de 770 km², intermédiaire entre la commune (15 km²) et le département (5 800 km²) et suffisamment grande pour disposer de données agricoles significatives (Baujard et Dedeire, 2023). Une mise à jour de ce maillage a été proposée à l'échelle du bassin-versant de la Seine sous la forme d'*agricultural modelling units*, pour prendre en compte l'évolution des productions agricoles, tout en conservant une homogénéité en termes de qualité des sols (Puech *et al.*, 2020). Enfin, le travail de spatialisation de données pédologiques réalisé lors de la mise à jour des zones défavorisées simples (zonage de la Politique agricole commune – PAC) en 2018 pourrait également servir de support (Schulte *et al.*, 2015).

3.3.3. Quelle stratégie pour la mise en place effective d'une gouvernance territoriale des sols ?

La mise en place effective d'une gouvernance territoriale peut procéder soit par connexion de sous-arènes de gouvernance existantes (même si celles-ci sont très rares : l'érosion fait de longue date l'objet d'un traitement politique, tandis que la question des flux de matériaux pédologiques en lien avec la fabrique urbaine est plus récente), dans une approche *bottom-up* (Juerges et Hansjürgens, 2018), soit par la construction *ex nihilo* d'une gouvernance intégrée, dans une approche plus *top-down*. Dans une optique opérationnelle, les deux stratégies pourraient également être combinées.

Le domaine de politiques publiques lié aux sols le plus documenté dans le corpus est celui de la lutte contre l'érosion par la conservation des sols. L'exemple le plus développé (Verspecht *et al.*, 2011), dans la province de Flandres occidentale en Belgique, porte sur l'intégration *de facto* de quatre instruments de politique publique s'appliquant dans cette province et combinant des outils volontaires et obligatoires. Une réelle intégration en une gouvernance unifiée n'est pas à l'ordre du jour, notamment car la refonte des politiques existantes serait trop complexe et dépendante de trop de niveaux – même si un acteur, la région Flandres, participe déjà à tous les instruments et pourrait jouer un rôle pivot. Au-delà d'instruments de la PAC, territorialisés (MAEC) ou non (BCAE), il s'agit d'un projet Interreg et d'un programme régional flamand. Ce dernier implique que chaque municipalité adopte un plan local contre l'érosion des sols, incluant des travaux d'infrastructure, des incitations des agriculteurs à adopter des mesures techniques et un droit d'expropriation pour conduire des mesures de contrôle de l'érosion. Au Brésil, dans l'Etat du Paraná, des comités municipaux pour la conservation des sols agricoles ont aussi été

créés (Santos Telles *et al.*, 2023). D'autres exemples en Europe septentrionale (*Danish Land Development Service*, *Icelandic Soil Conservation Service*, *Erosionnormeringsprojekt of South Limburg*) (Fullen, 2003) mentionnent moins d'enjeux de gouvernance et se concentrent plus sur le contenu des instruments et la diffusion des pratiques entre agriculteurs. De manière moins formalisée, l'intérêt croissant pour les flux de matériaux pédologiques (comme les terres végétales) commence à faire l'objet de réflexions en vue d'une gestion à l'échelle de régions urbaines et de leurs périphéries proches. Ces circulations s'intègrent à un métabolisme urbain centripète, dépendant de l'urbanisation des franges urbaines pour assurer la végétalisation des centres-villes (Donadieu *et al.*, 2016), même si des filières de recyclage (à partir de déchets verts et de terres excavées) (Atelier *et al.*, 2022), voire des projets d'aménagement traitant *in situ* les sols hérités en place (Baysse-Lainé *et al.*, 2022), commencent à se développer. Toutefois, les collectivités locales les plus avancées en la matière à l'échelle française, à Lyon ou Strasbourg, jouent des rôles d'accompagnement plus que de coordination d'une gouvernance. Une théorisation de cette dépendance entre territoires du point de vue de leur liens pédologiques transparaît dans les mentions du néologisme *soilshed* dans deux articles partageant un même auteur (Beck et Villarreal Walker, 2011). Construit sur le modèle du bassin-versant (*watershed*) à l'instar, par exemple, du *foodshed* (bassin d'approvisionnement alimentaire), ce vocable n'est toutefois pas défini, les auteurs se bornant à imaginer que des *soilshed management agencies* pourraient, un jour, traiter de la question.

Enfin, deux principaux axes ressortent des propositions plus ou moins concrètes formulées par 5 articles pour une gouvernance territoriale des sols.

Le premier axe porte sur les instances de gouvernance. Dans deux publications, ces instances sont imaginées par triptyque. Pour Christin et Dhérissard (2018), il s'agit de l'association : d'une assemblée décisionnaire (en termes de programme d'actions et de financements) composées d'élus locaux et de techniciens expérimentés ; d'une assemblée de co-intelligence donnant des avis, composée d'élus, de représentants de la société civile, d'experts et de scientifiques ; enfin d'une équipe de facilitation permettant le bon fonctionnement d'une telle gouvernance. Pour Grimonprez (2017), avec un niveau de détail plus important et ancrée dans le contexte français, est imaginée une Agence nationale pour le territoire qui aurait pour mission de rationaliser l'occupation de l'espace en rassemblant les missions de nombreux organismes actuels, comme les Société d'aménagement foncier et d'établissement rural (SAFER), Commission départementale d'orientation de l'agriculture (CDOA), établissement public du Schéma de Cohérence Territoriale (EP SCoT), communes ou Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL). Toutes les autorisations d'urbanisme, agricoles, environnementales et autres ayant trait à l'utilisation des sols seraient délivrées par les antennes locales (départementales ou intercommunales) de cette agence, avec une vision globale des impacts sur les sols, en rassemblant tous les droits de préemption foncière actuellement existants et en internalisant les arbitrages devant actuellement être rendus entre organismes sectoriels. Trois assemblées sont ici aussi définies : un conseil d'administration composé d'élus communaux ; un parlement local du territoire (sur le modèle des comités de bassin de la gestion de l'eau) ayant pour mission la rédaction d'un projet de territoire semblable aux actuels SCoT ou chartes de Parcs naturels régionaux (PNR) et intégrant les schémas directeurs des exploitations agricoles, qui serait composé de représentants de la société civile, d'associations, d'entreprises et du secteur agricole ; enfin un comité de représentants qualifiés des intérêts en jeu, consultés sur toutes les demandes d'autorisation.

Le deuxième axe porte sur la fonction sociale de la propriété privée individuelle et sa potentielle dissociation. Dans une logique inspirée de celle des faisceaux de droits fonciers, les propriétaires fonciers conserveraient la jouissance de l'espace pour le logement et l'activité économique dans la limite de certaines lignes directrices à définir, tandis que la communauté des habitants serait garante de la gestion des ressources naturelles et de la pérennisation des fonctions et services des sols. Commun (Donadieu *et al.*, 2016) ou « semi-commun » (Fox, 2023) selon les auteurs, le sol en tant qu'entité de nature serait dans ces configurations appelé à être géré par des acteurs différents que le foncier, alors conçu comme une simple surface, pour minimiser le primat des intérêts économiques.

Enfin, des auteurs (Heal *et al.*, 2001) imaginent la création d'*ecosystem services districts*, qui généreraient de manière intégrée l'environnement à une échelle écologiquement pertinente. Leur objectif serait d'optimiser la fourniture de services en trouvant des compromis entre les différentes utilisations possibles des ressources naturelles. Pour ce

faire, ils seraient dotés de missions de coordination, d'information, ainsi que de pouvoirs de planification (arbitrant entre les services éventuellement antagoniques) et fiscaux.

3.3.4. Exemples internationaux de territoires de gouvernance intégrant la qualité des sols

De manière générale, le corpus se concentre principalement sur des politiques publiques non territorialisées, à l'échelle nationale ou d'Etat fédéré (et non régionale ou locale) : le Cap Vert, Cuba, le Land de Salzburg, la Suisse, l'Uruguay et le Pays de Galles sont ainsi décrits comme des pionniers de la gouvernance des sols, aux côtés de bons élèves comme le Bhoutan, l'Ontario, le Québec, la Colombie britannique, le Costa Rica, la Nouvelle-Zélande, l'Oregon et le Sikkim (Inde) (Peake et Robb, 2022). Deux exemples apparaissent plus intéressants à développer, parce ce qu'ils permettent de comprendre comment des gouvernances de la qualité des sols ont été territorialisées, mais aussi quelles limites ont été rencontrées dans ce processus. Leurs enseignements peuvent servir la mise en place de territoires de gouvernance aux niveaux européen et français.

D'un côté, les *conservation districts* sont une maille territoriale créée aux Etats-Unis dans le contexte de l'érosion hors norme du *Dust Bowl* pour territorialiser l'action publique anti-érosive. Même s'ils ont pu faire figure de modèle à l'international, des limites ont très rapidement été posées à l'action régulatrice de ces districts, dont le fonctionnement institutionnel désormais routinier s'est en partie éloigné des objectifs initiaux. De l'autre côté, en Australie, les *natural resources management regional bodies* intègrent la qualité des sols à une gestion intégrée des milieux.

Les conservations districts états-uniens, des territoires issus de la crise du Dust Bowl, mais limités dans leur action

Aux Etats-Unis, à partir de 1930, la conjonction d'une longue sécheresse et de la tendance historique des colons puis agriculteurs à ne pas considérer l'épuisement des sols, du fait de l'abondance des terres, a conduit au phénomène du *Dust Bowl*, particulièrement aigu dans les grandes plaines du Midwest. De taille trop réduite pour lutter seules contre cette érosion éolienne sans précédent, les exploitations agricoles de l'époque n'ont toutefois été soutenues qu'à partir de 1937 (Hansen et Libecap, 2004), une fois que le *Soil Conservation Service*, créé suite à l'adoption du *Soil Conservation Act* (1935), ait conduit une large enquête pour disposer d'informations fiables (1934) dans l'opérationnalisation de son action (Phelps, 2006). Les campagnes de vulgarisation menées antérieurement ont ainsi été complétées par la mise en place de 79 immenses stations de démonstration, sur des surfaces comprises (dans le cas du Colorado) entre 10 000 et 68 000 ha.

Pour des raisons budgétaires et d'efficacité, l'Etat fédéral a rapidement cherché à territorialiser l'action du *Soil Conservation Service* en faisant créer de nouvelles entités. L'objectif était que les *soil districts* puissent se consacrer entièrement à leur tâche, contrairement à ce à quoi l'octroi de la compétence à des entités préexistantes aurait pu aboutir (Walker et Parks, 1946). Un district est ainsi une « *legal administrative area of a state, having a geographic entity, established under local leadership by vote of the people to integrate and coordinate the agricultural conservation activities for the best practicable utilization of soil, water, and other resources* » (Winslow, 1949). Actuellement, ses missions sont de fournir une assistance technique aux propriétaires fonciers privés, aider les agriculteurs à contrôler l'érosion par des pratiques de conservation des sols, participer à protéger les berges et cours d'eau, mener des programmes de contrôle des inondations et des sécheresses, et mettre en œuvre des plans de gestion des ressources des bassins-versants (Fox, 2023).

Ainsi, une loi standard pour la création de *conservation districts* est proposée en 1937 par l'Etat fédéral aux Etats fédérés, dont 27 l'adoptent dès la première année et les 23 restants dans les neuf années suivantes. De fait, seules les zones couvertes par un district étaient éligibles aux travaux du *Soil Conservation Service*. Une fois la loi adoptée dans un Etat, chaque district était créé à la suite d'un vote des *land occupiers* (principalement les propriétaires et locataires du foncier agricole), votes qui ont connu de faibles taux de participation mais de fort taux d'approbation (Phelps, 2006). C'est dans le Sud que la création des districts a été la plus rapide, avec 52% de la surface agricole couverte en 1942, contre 21% dans le reste des Etats-Unis (Walker et Parks, 1946). En tant que programme fédéral créé par des lois d'Etat et autorisés par vote local (Fox, 2023), les districts inaugurent le début d'un dialogue

nouveau entre agriculteurs, Etats fédérés et Etat fédéral, appelé « fédéralisme coopératif » (Phelps, 2006), qui n'est pas sans poser de question quant aux restrictions de liberté ressenties par les Etats fédérés.

La loi standard proposait aux Etats fédérés de déléguer aux districts tout d'abord des pouvoirs « de projet » (*project powers*), c'est-à-dire « *the ability to conduct research and establish demonstrational projects, to carry out preventive measures on farmsteads, to work in cooperation with other agencies, to purchase and acquire property, to make available expertise and equipment, to construct and maintain structures, to develop comprehensive land use plans, and to administer soil conservation projects* » (Phelps, 2006), ce qui n'a pas posé de problème. Un deuxième axe tout aussi important pour les concepteurs des *districts* était la délégation de pouvoirs régulateurs, ce qui a créé des controverses et n'a finalement pas eu lieu, tant les Etats fédérés se sont révélés attachés à conserver ces prérogatives. Les rares districts à avoir conçu des réglementations, notamment dans le Colorado, ont été considérés comme des laboratoires d'innovations, mais ont vu leur action entravée par des conditions d'adoption très strictes (référendum local avec majorité de 90%, par exemple). Par ailleurs, le contrôle des conseils d'administration des districts par la profession agricole a réduit les ambitions régulatrices, les exploitants étant plus intéressés à sécuriser des subventions qu'à encadrer leurs pratiques, et opposant couramment le bon sens (dont on manquerait) à la régulation (Comito *et al.*, 2013).

Les principales sources d'assistance technique pour les districts sont le *Natural Resources Conservation Service* et, dans les Etats qui en sont pourvus, comme dans le Missouri (Raedeke *et al.*, 2001), la *Soil and Water Districts Commission* (qui peut porter d'autres noms). Toutefois, plutôt que de participer à transformer les pratiques, les commissaires de districts, qui sont principalement des agriculteurs « *often implicitly support intensive agricultural production, reaffirming methods of production that exacerbate soil loss and degrade water conditions [...] by giving priority to increased crop yields without regard for soil and water impacts* » (Comito *et al.*, 2013). Leur rôle est pourtant central dans le maintien ou non du *statu quo*, étant donné leur position pivot dans la traduction et la mise en œuvre des politiques fédérales. Le degré de promotion des pratiques de conservation des sols varie d'un Etat et d'un district à l'autre. Toutefois, une tendance assez générale est de ne pas prioriser de zones où les subventions incitant au changement de pratiques auraient le meilleur impact pour l'environnement, cette tâche impopulaire étant laissée à l'échelon fédéral dans la définition de ses politiques. Par exemple, le subventionnement de terrasses et de canaux est préféré par les administrateurs agriculteurs à d'autres formes de conservation des sols, parce que ces grandes transformations « *increase their social worth within their communities [...] Constructing terraces and waterways allows farmers to feel positive about intensive tilling because it gives them the illusion that they are "conservation minded"* » (Comito *et al.*, 2013).

Déjà en 1949 apparaissent des mentions de voyages d'étude issus de nombreux pays pour comprendre le modèle des *conservation districts*, qui auraient débouché sur l'application d'enseignements dans 49 de ces pays (Winslow, 1949). Plus récemment, les *conservation districts* sont présentés comme un modèle de « *forum [where] interested parties meet and discuss local erosion problems and potential solutions* » (Fullen, 2003). Un récent article en sciences du sol sur la conservation des sols en Roumanie se conclut pour sa part sur la recommandation de créer un *soil conservation district* à l'échelle du bassin-versant, au fonctionnement semblable à ceux observés aux Etats-Unis, mais pourvu de pouvoirs régulateurs (Niacsu *et al.*, 2021).

Les natural resources management regional bodies australiens, un maillage plus récent, mais moins centré sur les sols

En Australie, depuis la fin des années 2000, les Etats et territoires sont divisés en 56 régions de gestion des ressources naturelles, qui varient largement en surface (de 1 840 à 1 850 000 km²) et en population (de 4 000 à 3 500 000 d'habitants) (Robins et Dovers, 2007b). Elles ont notamment la charge de la gestion des sols et de leur qualité, dans la continuité d'un programme fédéral des années 1990 intitulé *Landcare*, qui a rassemblé un tiers des foyers agricoles du pays dans des « groupes de soin à la terre » (Robins, 2007). Dans les années 2000, les actions liées aux sols ont été rassemblées avec celles visant le bush, les côtes et cours d'eau dans un programme intitulé *Natural Heritage Trust Extension* (NHT2). Avec le *National Action Plan for Salinity and Water Quality* (Wallington *et al.*, 2008), ce programme a été la première politique publique fédérale à territorialiser son application, et donc un facteur majeur de formalisation des régions NRM et de leurs structures, par délégation du développement, de

la mise en œuvre et du suivi de la planification stratégique à des conseils composés d'acteurs locaux (Robins, 2007). Parallèlement, les agences gouvernementales ont été restructurées, les départements à enjeu unique (comme un service de conservation des sols) ayant laissé place à des entités à périmètre plus systémique (comme un département de la conservation de l'environnement), dont le personnel a été déployé plus intensément auprès des communautés locales (Robins, 2007), pour avancer dans la voie d'un *integrated catchment management*. (Wallington *et al.*, 2008)

Ainsi, en termes de gouvernance, les *NRM regional bodies* illustrent un double mouvement d'intégration de la société civile aux politiques publiques et de reconfiguration des rapports de pouvoir aux dépens des Etats fédérés et au profit de l'Etat fédéral, s'appuyant sur des initiatives régionalistes initialement *bottom-up*, mais homogénéisées (perte d'indépendance et de flexibilité) et professionnalisées pour devenir courroie de transmission de politiques *top-down* (Robins et Dovers, 2007a ; Robins, 2007). Les conseils de région ont été initialement conçus pour représenter tous les intérêts locaux liés aux ressources environnementales (collectivités locales, représentants des communautés autochtones et côtières) en équilibrant les partisans de l'exploitation et de la conservation de la nature (Wallington *et al.*, 2008). Toutefois, et tout particulièrement dans les Etats de Victoria, Australie du Sud et Tasmanie, ils tendent à être dominés par les agriculteurs, rancieurs et sylviculteurs, ce qui peut constituer une faiblesse dans les régions avec peu de surfaces productives (Robins et Dovers, 2007a). Enfin, la capacité de ces conseils de région à développer des plans et des stratégies d'investissement est également dépendante de facteurs externes tels que la complexité des enjeux locaux, l'isolement géographique, l'accessibilité aux décideurs politiques ou la proximité aux centres de recherche (Robins et Dovers, 2007b).

4. Conclusion

Les références juridiques aux sols et à leur préservation sont nombreuses ; dans ce cadre, le droit s'appuie sur diverses conceptions de la notion de qualité des sols, souvent sans même la nommer. Ainsi ces références expresses ou indirectes à la qualité des sols ne sont pas harmonisées et restent en grande partie sans lien avec l'état des connaissances scientifiques contribuant à la définition de la qualité des sols. En outre, sauf à de rares exceptions, le recours à la qualité du sol n'est pas guidé par un objectif de préservation ou même de gestion durable, mais plutôt par référence à une qualité d'usage. Par conséquent, la qualité des sols présente un caractère anthropocentré prépondérant. Les différentes façons qu'a le droit, dans plusieurs de ses branches, de l'appréhender résulte essentiellement d'une approche utilitariste.

Dans le champ de l'étude, c'est dans le domaine agricole que les références à la qualité des sols sont les plus nombreuses. Elle est à la fois recherchée lorsqu'il s'agit de mesurer la fertilité/productivité d'une terre au titre de l'amélioration du fonds, pour indemniser par exemple un exploitant, ou pour apprécier le potentiel agronomique d'un espace classé en zone agricole. Mais il n'est ici encore que trop rarement question de la qualité des sols par référence à la préservation ou à la restauration des fonctions du sol. Elle est cependant de plus en plus prise en compte lorsqu'il est question d'orienter les pratiques vers une agriculture plus respectueuse des sols, de l'eau, de la biodiversité, et d'en faire un axe de la lutte contre le changement climatique.

S'agissant du concept d'indicateur, outil bien connu du droit pour mesurer les dégradations de l'environnement, la littérature n'identifie pas de mécanismes recourant à cet outil pour en faire découler des conséquences juridiques en matière de qualité des sols, à l'exception du régime des zones humides qui utilise des indicateurs pédologiques pour les identifier, ou bien de la délimitation des zones soumises à contraintes environnementales dans le cadre de la PAC. En revanche, dans le domaine des pratiques agricoles, c'est le recours à certaines pratiques (couverture du sol, non-labour, etc.) qui fait office d'indicateur de préservation de la qualité environnementale de l'exploitation (et non de la qualité du sol spécifiquement).

L'absence de définition du sol et des notions relatives à l'évaluation et aux mesures de préservation de sa qualité, altère la sécurité juridique des décisions prises sur cette base et laisse au juge une grande latitude d'interprétation. L'étude du contentieux réalisée sur les notions de « potentiel agronomique » en droit de l'urbanisme et de « dégradation/amélioration du fonds » en droit rural, n'a pas permis d'apporter de clarification sur la manière dont

le juge se saisit de la qualité des sols. Il se concentre de fait sur l'exploitabilité du sol ainsi que sur sa dimension foncière. Certains arrêts considèrent même des pratiques dégradant la qualité des sols comme constituant une amélioration du fonds. Cependant, il aura manqué à cette analyse l'ensemble des documents d'expertise propres à chaque contentieux pour en tirer de véritables conclusions.

Les travaux sur la gouvernance de la qualité des sols soulignent l'importance d'envisager la territorialisation de l'action publique à une échelle locale ou régionale pour renforcer la protection des sols. C'est de fait ce que propose le projet de directive-cadre sur le suivi et la résilience des sols avec la création de *soil districts*. Les quatre principales recommandations générales pour assurer une bonne gouvernance de la qualité des sols sont : 1) d'intégrer les secteurs agricoles, forestiers, naturels et urbains ; 2) d'intégrer les échelles de politiques publiques et de pratiques des sols, mais aussi celles d'arbitrage entre fonctions des sols ; 3) de mettre en place des instances démocratiques et des services dédiés à cette gouvernance, s'appuyant sur des systèmes de données assurant l'effectivité des actions, et 4) de chercher à limiter les entraves issues de la propriété privée des terres, par exemple par des mécanismes de dissociation de la propriété des sols et du foncier. Se pose ensuite la question des critères permettant de définir un maillage territorial pertinent. La littérature s'accorde à prôner un croisement de critères administratifs et biophysiques. Des maillages préexistants pourraient être réutilisés, comme le bassin-versant (dans une optique d'aménagement et non de simple gestion, trop centrée sur l'eau) ou des zonages agricoles. Parmi les propositions de maillage à inventer, celles des *sector soil units* est la plus aboutie. Au-delà des délimitations spatiales, la mise en place d'une gouvernance pourrait se faire de manière *bottom-up* par la connexion d'arènes sectorielles préexistantes, toutefois encore rares (la lutte contre l'érosion par la conservation des sols est la plus développée). Une autre option serait la construction *ex nihilo* et *top-down* d'instances dédiées. Enfin, ces réflexions peuvent s'appuyer sur deux cas internationaux de territoires de gouvernance intégrant la qualité des sols dans leurs missions (aux côtés le plus souvent de la qualité de l'eau). Aux Etats-Unis et en Australie, les principales limites rencontrées sont dues au poids important des exploitants (agricoles et sylvicoles) dans les instances de décision et à la délégation limitée de compétences de régulation par les Etats.

Les articles de doctrine mobilisés dans cette contribution démontrent clairement que le décalage qui peut être observé entre les autres éléments de l'environnement protégés au titre du code de l'environnement et les sols, n'est pas justifié par des obstacles juridiques insurmontables. Il semble en revanche être dû à des aspects sociétaux qui empêchent l'évolution du droit ou bien minimisent son application. Ainsi, le droit de propriété, souvent invoqué à cet égard, ne serait pas nécessairement lésé par la création par le législateur d'obligations de préservation de la qualité des sols appropriés. Pour l'heure, la littérature européenne souligne que le droit de propriété accorde aux propriétaires une grande latitude d'actions dans la conduite de pratiques dégradant ou préservant les sols, lesquelles découlent fortement de leur profil socio-économique (Stankovics *et al.*, 2020 ; Sklenicka *et al.*, 2020). Enfin, l'absence d'une directive-cadre sur les sols explique en partie que ce constat s'observe également dans la plupart des Etats membres.

Dans la perspective d'une directive relative à la surveillance et à la résilience des sols, le droit de l'Union européenne et par déclinaison le droit français pourraient être amenés à évoluer dans les années à venir et à s'enrichir du concept de « santé des sols », posant les bases d'un cadre d'action (politique et juridique) en faveur de la préservation et de la restauration des sols.

Références bibliographiques

- Aktar, W.; Sengupta, D.; Chowdhury, A., 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, 2 (1): 1-12. <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0001-7>
- Al-Ahmadi, M.S., 2019. Pesticides, Anthropogenic Activities, and the Health of Our Environment Safety. In: Marcelo, L.; Sonia, S., eds. *Pesticides*. Rijeka: IntechOpen, Ch. 4. <https://doi.org/10.5772/intechopen.84161>
- Amundson, R., 2020. The policy challenges to managing global soil resources. *Geoderma*, 379: 114639. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114639>

- Aragau, C.; Desrousseaux, M., 2023. Une approche géolégale de l'agriurbanisme Le cas de l'aire métropolitaine de Paris. *Noréis*, 267 (2). <https://www.cairn.info/revue--2023-2-page-69.htm>.
- Artmann, M., 2015. Managing urban soil sealing in Munich and Leipzig (Germany)—From a wicked problem to clumsy solutions. *Land Use Policy*, 46: 21-37. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.02.004>
- Atelier, G.; Barbier, T.; Delorme, M.; Rives, C., 2022. Du sol foncier au sol vivant *Projets de paysage*. <https://doi.org/10.4000/paysage.31650>
- Audrain-Demey, A., 2012. Directive-cadre sur les sols : une approche innovante pour un texte toujours en jachère. *Revue Droit de l'Environnement*, (205).
- Autorité_Environnementale, 2021. *Rapport annuel de l'Autorité environnementale*, 120. <https://www.cerdd.org/Parcours-thematiques/Changement-climatique/Ressources-climat/Rapport-annuel-2021-de-l-Autorite-environnementale>
- Baduel, V.; Hubert, C.; Lejeune, H., 2023. *Stratégies d'usage des terres en France dans l'objectif d'assurer la souveraineté alimentaire et de préserver la biodiversité*: CGAER, (Rapport n° 22107), 58. <https://agriculture.gouv.fr/strategies-dusage-des-terres-en-france-dans-lobjectif-dassurer-la-souverainete-alimentaire-et-de>
- Bartkowski, B.; Bartke, S.; Hagemann, N.; Hansjürgens, B.; Schröter-Schlaack, C., 2021. Application of the governance disruptions framework to German agricultural soil policy. *SOIL*, 7 (2): 495-509. <https://doi.org/10.5194/soil-7-495-2021>
- Baujard, B.; Dedeire, M., 2023. Les intercommunalités et les politiques alimentaires territoriales : essai de typologies de leur sensibilité territoriale dans le département de l'Hérault (France). *Annales de géographie*, 749-750 (1): 38-63. <https://doi.org/10.3917/ag.749.0038>
- Baweja, P.; Kumar, S.; Kumar, G., 2020. Fertilizers and Pesticides: Their Impact on Soil Health and Environment. In: Giri, B.; Varma, A., eds. *Soil Health*. Cham: Springer International Publishing, 265-285. https://doi.org/10.1007/978-3-030-44364-1_15
- Baxter, J.; Cummings, S.P., 2008. The degradation of the herbicide bromoxynil and its impact on bacterial diversity in a top soil. *Journal of Applied Microbiology*, 104 (6): 1605-1616. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2007.03709.x>
- Baysse-Lainé, A.; Cormier, L.; Gaulier, K., 2022. Gestion des sols et des substrats pour la nature et l'agriculture urbaines à Strasbourg : vers un renouvellement des représentations et des pratiques des circulations de matière ? . *Projets de paysage. Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, (27). <https://doi.org/10.4000/paysage.31236>
- Beaumelle, L.; Tison, L.; Eisenhauer, N.; Hines, J.; Malladi, S.; Pelosi, C.; Thouvenot, L.; Phillips, H., R P, 2023. Pesticide effects on soil fauna communities—A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14437>
- Beck, B.; Villarroel Walker, R., 2011. Global Water Crisis: A Joined-Up View From The City. *S.A.P.I.E.N.S.*, 4 (1). <http://journals.openedition.org/sapiens/1187>
- Bertrand, M., 2018. *La protection des sols dans le cadre de l'Union européenne*. <http://www.theses.fr/2018LYSE3007/document>
- Billet, P., 2006. Quels territoires pertinents pour la protection des sols ? . In: PUAM, ed. *La décentralisation de l'environnement : territoires et gouvernance*. 165.
- Billet, P., 2016a. La prise en compte de la qualité des sols dans le droit français In: Bispo, A.; Guellier, C.; Martin, E.; Sapjanskas, J.; Soubelet, H.; Chenu, C., eds. *Les sols. Intégrer leur multifonctionnalité pour une gestion durable*. Versailles: Éditions Quæ (Savoir faire), 259 p. <https://www.quae.com/produit/1332/9782759223947/les-sols>
- Billet, P., 2016b. *NORMASOL. Recherches sur la protection juridique des fonctions et services du sol. Programme GESSOL (MEDDE/ADEME)*: Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable;
- Ademe. <https://univ-lyon3.hal.science/hal-02126279/>
- Billet, P., 2017. De la source au puits : aspects juridiques de la protection des sols dans le cadre de la lutte contre le changement climatique. *Revue juridique de l'environnement*, spécial (HS17): 215-227. <https://www.cairn.info/revue-juridique-de-l-environnement-2017-HS17-page-215.htm>
- Billet, P., 2021. Que d'artifices ! *Focus, Énergie - Environnement - Infrastructures*, 5. <https://www.lexiskiosque.fr/catalog/energie-environnement-infrastructures/energie-environnement-infrastructures/n5-2021>
- Billet, P.; Collin, B., 2011. Les sols et le droit. *Sols et environnement*. Paris: Dunod 34, 798-816. <https://doi.org/10.3917/dunod.girar.2011.01.0798>
- Boer, B.W.; Ginzky, H.; Heuser, I.L., 2017. International Soil Protection Law: History, Concepts and Latest Developments. In: Ginzky, H.; Heuser, I.L.; Qin, T.; Ruppel, O.C.; Wegerdt, P., eds. *International Yearbook of Soil Law and Policy 2016*. Cham: Springer International Publishing, 49-72. https://doi.org/10.1007/978-3-319-42508-5_7
- Bosse-Platière, H.; Millard, J.-B., 2022. *Le CO2 vert capturé par le droit. Le carbone en agriculture et en sylviculture*. LexisNexis, 186 p. <https://www.lgdj.fr/le-co2-vert-capture-par-le-droit-9782711037452.html>
- Calzolari, C.; Tarocco, P.; Lombardo, N.; Marchi, N.; Ungaro, F., 2020. Assessing soil ecosystem services in urban and peri-urban areas: From urban soils survey to providing support tool for urban planning. *Land Use Policy*, 99: 105037. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105037>
- Capus, J., 2019. *L'évolution de la législation sur les appellations d'origine (réédition d'un ouvrage de 1947)*. Mare et Martin, 120 p. <https://www.mareetmartin.com/livre/levolution-de-la-legislation-sur-les-appellations-dorigine>
- CESE, 2023. *Du sol au foncier, des fonctions aux usages, quelle politique foncière ?* . https://www.lecese.fr/sites/default/files/pdf/Avis/2023/2023_03_politique_fonciere.pdf
- Chatagner, H., 2011. L'intervention du juge de l'expropriation en présence d'un site pollué *Bulletin du droit de l'environnement industriel*, (31).
- Chaussod, R., 1996. La qualité biologique des sols : Évaluation et implications. *Etude et gestion des sols*, 3 (4): 261-278. <https://www.afes.fr/ressources/la-qualite-biologique-des-sols-evaluation-et-implications/>
- Chilstein, D., 2006. Les biens à valeur vénale négative. *RTDCiv. Revue trimestrielle de droit civil*, (04): 663. <https://shs.hal.science/halshs-02247976>
- Christin, D.; Dhérissard, G., 2018. Common Governance of Soil Quality, Complex and Multi-player Dynamics. *Soils as a Key Component of the Critical Zone 2*. 75-92. https://doi.org/10.1002/9781119438137_ch5
- Cluzeau, D.; Maréchal, J.; Marié, X.; Lenack, E., 2023. *BAUM, Projet Tram'biosol, Intégration de la Trame brune et de la biodiversité lombricienne dans les programmes d'aménagement urbain à l'échelle des quartiers*. <https://www.urbanisme-puca.gouv.fr/5-juin-baum-tram-biosol-integration-de-la-trame-a2847.html>

- Comito, J.; Wolseth, J.; Morton, L., 2013. The State's Role in Water Quality: Soil and Water Conservation District Commissioners and the Agricultural Status Quo. *Human Organization*, 72 (1): 44-54. <https://doi.org/10.17730/humo.72.1.e5h845348306411h>
- Commission européenne, 2011. *Feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources*. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0571:FIN:FR:PDF>
- Commission Européenne, 2019. *Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions intitulée «Le pacte vert pour l'Europe»* COM(2019) 640 final du 11.12.2019. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A52019DC0640>
- Commission Européenne, 2023. *Proposition de directive du parlement européen et du conseil relative à la surveillance et à la résilience des sols (directive sur la surveillance des sols)* COM(2023) 416 final du 5.07.2023. https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/16/eurodoc/l16e18097_document-europeen-art88-6.pdf
- Cornille, P., 2004. Le lotisseur doit renseigner l'acquéreur sur la mauvaise qualité du sol composant le lot vendu. *Construction - Urbanisme*, COMM 215 (11).
- Cortet, J.; Paquet, S.; Billet, P.; Bougon, N.; Calvet, C.; Charmet, J.-F.; Chenu, C.; Gascuel-Oudou, C.; Damas, O.; Desrousseaux, M.; Monod, K.; Poinçot, F.; Raous, S.; Rigou, L.; Sarrazin, F.; Schwartz, C., 2023. Mieux intégrer les sols dans la séquence "Éviter-Réduire-Compenser". *Etude et gestion des sols*, 30: 347-363. <https://hal.inrae.fr/hal-04327803>
- Dameron, A., 2016. L'intérêt juridique de l'identification des services écosystémiques pour un aménagement urbain durable. *Droit et Ville*, 81 (1): 129-148. <https://doi.org/10.3917/dv.081.0129>
- Desrousseaux, M., 2015. L'écologisation du concept de qualité de la vie. In: Krolik, C.; Nadaud, S., eds. *L'environnement au secours du développement économique et social*. PULIM ed. Limoges: Presses universitaires de Limoges, 202-213. <https://hal.science/hal-04019970>
- Desrousseaux, M., 2016. *La protection juridique de la qualité des sols*. LGDJ. 502 p. <https://www.lgdj.fr/la-protection-juridique-de-la-qualite-des-sols-9782275052809.html>
- Desrousseaux, M., 2018. La protection des puits de carbone par la PAC. *Revue Énergie - Environnement - Infrastructures*, (N° 5, dossier 8).
- Desrousseaux, M., 2021. Contribution juridique aux différentes notions de la qualité du sol. *Etude et gestion des sols*, 28: 147-151. <https://www.afes.fr/ressources/contribution-juridique-aux-differentes-notions-de-la-qualite-du-sol/>
- Desrousseaux, M., 2022. *Reconnaître juridiquement la valeur environnementale des sols urbains*. PUG (*Le virus de la recherche*). <https://www.pug.fr/produit/1981/9782706152917/reconnaître-juridiquement-la-valeur-environnementale-des-sols-urbains>
- Doebelin, V., 2020. Documents d'urbanisme : l'encadrement du (re)classement des terrains au nom d'une consommation économe des espaces agricoles et naturels. *Revue de droit rural*, (N° 485, étude 25).
- Donadieu, P.; Rémy, E.; Girard, M.-C., 2016. Les sols peuvent-ils devenir des biens communs ? *Natures Sciences Sociétés*, 24 (3): 261-269. <https://doi.org/10.1051/nss/2016025>
- Dufourmantelle, A.; Balny, P.; Hélias, A.; Beth, O., 2012. *Gestion économe des terres agricoles dans les pays limitrophes*: Rapport n°7038-01, 71. <https://www.vie-publique.fr/files/rapport/pdf/134000100.pdf>
- Farinetti, A., 2013a. *L'apport du droit dédié à la protection de la qualité de l'eau pour inspirer une protection juridique de la qualité du sol* rapport Normasol, 185 p.
- Farinetti, A., 2013b. La protection juridique de la qualité du sol au prisme du droit de l'eau. *Environnement et développement durable*, (N°6 étude 17): 143-157.
- Farinetti, A., 2017. La protection de la qualité de l'eau : des valeurs sociales aux valeurs chiffrées. *Les Cahiers de la Justice*, 1 (1): 143-157. <https://doi.org/10.3917/cdlj.1701.0143>
- Farinetti, A., 2023. La nomenclature « eau » : grandeur et décadence d'un outil au service de la protection des milieux aquatiques. *Revue juridique de l'environnement*, 48: 19-25. <https://www.cairn.info/revue-juridique-de-l-environnement-2023-1-page-19.htm>
- Farinetti A., 2012. Limites et délimitation territoriales en droit public. *Revue de la recherche juridique*, (142): 855-876.
- Farrelly, M., 2005. Regionalisation of Environmental Management: a Case Study of the Natural Heritage Trust, South Australia. *Geographical Research*, 43 (4): 393-405. <https://doi.org/10.1111/j.1745-5871.2005.00342.x>
- Fernández-Getino, A.P.; Duarte, A.C., 2015. Soil management guidelines in Spain and Portugal related to EU Soil Protection Strategy based on analysis of soil databases. *CATENA*, 126: 146-154. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.11.003>
- Fox, S., 2023. Soil Governance and Private Property. *Utah Law Review*. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4390981>
- Foyer, J., 2017. Le droit rural confronté à la protection des sols. *Revue de droit rural*, 449 (1).
- Freljh-Larsen, A.; Bowyer, C.; Albrecht, S.; Keenleyside, C.; Kemper, M.; Nanni, S.; Naumann, S.; Mottershead, R.D.; Landgrebe, R.; Andersen, E.; Banfi, P.; Bell, S.; Brémere, I.; Cools, J.; Herbert, S.; Iles, A.; Kampa, E.; Kettunen, M.; Lukacova, Z.; Moreira, G.; Kiresiewa, Z.; Rouillard, J.; Okx, J.; Pantzar, M.; Paquel, K.; Pederson, R.; Peepson, A.; Pelsy, F.; Petrovic, D.; Psaila, E.; Šarapatka, B.; Sobocka, J.; Stan, A.C.; Tarpey, J.; Vidaurre, R., 2016. *Updated Inventory and Assessment of Soil Protection Policy Instruments in EU Member States*: Ecologic Institute, Berlin. Final Report to DG Environment. <https://www.ecologic.eu/13090>
- Froger, C.; Jolivet, C.; Budzinski, H.; Pierdet, M.; Caria, G.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Bispo, A., 2023. Pesticide Residues in French Soils: Occurrence, Risks, and Persistence. *Environmental Science & Technology*, 57 (20): 7818-7827. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591>
- Fullen, M.A., 2003. Soil erosion and conservation in northern Europe. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 27 (3): 331-358. <https://doi.org/10.1191/0309133303pp385ra>
- Gadbin, D., 2022. La Commission propose une stratégie pour les sols. *Revue de droit rural*, 41 (500).
- Gadbin, D., 2023. L'absorption de carbone par les terres agricoles : une politique agricole européenne bis ? . *Revue du droit rural*, (5): 1-2.
- Glæsner, N.; Helming, K.; De Vries, W., 2014. Do Current European Policies Prevent Soil Threats and Support Soil Functions? *Sustainability*, 6 (12): 9538-9563. <https://www.mdpi.com/2071-1050/6/12/9538>
- Grevêche, M.-P., 2002. *La notion de seuil en droit de l'environnement*. 1 vol. (633 p.). <http://www.theses.fr/2002PA010314>
- Grimonprez, B., 2014. L'avenir des structures de l'exploitation agricole. À propos de la loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014. *Droit et Ville*, 78 (2): 181-201. <https://www.cairn.info/revue-droit-et-ville-2014-2-page-181.htm>
- Grimonprez, B., 2017. Nouvelle utopie foncière : pour une autre régulation de la maîtrise du foncier. *Revue de droit rural*, n° 452 (étude 11). <https://hal.science/hal-01550464>

- Grimonprez, B., 2019. Le droit au service de la justice foncière du XXI^e siècle. In: Dominique, P.; Pierre, B.; Benoît, G., eds. *La terre en commun : plaider pour une justice foncière*. Paris: Fondation Jean-Jaurès. <https://hal.science/hal-02916253>
- Gudelin, J., 2015. *Le statut juridique de l'eau à l'épreuve des exigences environnementales*. Johanet. 858 p. https://www.editions-johanet.net/fichiers/numerique/version_num/279_statut-juridique-de-eau-julia-gudelin.pdf
- Hansen, Z.K.; Libecap, G.D., 2004. Small Farms, Externalities, and the Dust Bowl of the 1930s. *Journal of Political Economy*, 112 (3). <https://doi.org/10.1086/383102>
- Heal, G.M.; Daily, G.; Ehrlich, P.; Salzman, J.E.; Boggs, C.; Hellman, J.; Hughes, J.; Kremen, C.; Ricketts, T., 2001. Protecting Natural Capital Through Ecosystem Service Districts. Available at SSRN: . SSRN. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.279114>
- Heckenroth, A.; Rabier, J.; Monsara, P.; Le Mire-Pecheux, L.; Prudent, P.; Sastre Conde, M.; Laffont-Schwob, I., 2017. Mise en place d'une approche intégrée pour la restauration écologique des milieux pollués du Parc national des Calanques. *Naturae*, 9. <http://revue-naturae.fr/2017/9>
- Hermon, C., 2018. La protection du sol en droit. In: Hermon, C., ed. *Services écosystémiques et protection des sols : Analyses juridiques et éclairages agronomiques*. Versailles: Éditions Quæ. <http://books.openedition.org/quae/30685>
- Hervé-Fournereau, N., 2008. *Les Approches volontaires et le droit de l'environnement*. 330.
- Hervé-Fournereau, N., 2009. Le principe d'intégration. *Droit et politiques de l'environnement*. La Documentation Française, 31-40. <https://shs.hal.science/halshs-00428707>
- Hirtzmann, L., 2023. La protection de l'accès à l'eau potable, une question vitale. *Revue de droit rural*, n° 7-8-9.
- Hostiou, R., 2021. Grand Paris Express : expropriation du tréfonds. Quid de l'allocation d'une indemnité « accessoire » pour « dépréciation du surplus » ? *Revue de droit immobilier. Urbanisme - construction*, (05): 269. <https://shs.hal.science/halshs-03220898>
- Issii, T.; Romero, A.; Pereira-Silva, E.; Júnior, M.; Hardt, E., 2020. *The role of legal protection in forest conservation in an urban matrix*. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104366>
- Jabre, L., 2022. Un lexique clair de la protection des sols ne serait pas de trop. *La gazette des communes*. <https://www.lagazettedescommunes.com/818597/un-lexique-clair-de-la-protection-des-sols-ne-serait-pas-de-trop/>
- Johansen, P.H.; Ejrnæs, R.; Kronvang, B.; Olsen, J.V.; Præstholm, S.; Schou, J.S., 2018. Pursuing collective impact: A novel indicator-based approach to assessment of shared measurements when planning for multifunctional land consolidation. *Land Use Policy*, 73: 102-114. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.01.040>
- Juerges, N.; Hagemann, N.; Bartke, S., 2018. A tool to analyse instruments for soil governance: the REEL-framework. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 20 (5): 617-631. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2018.1474731>
- Juerges, N.; Hansjürgens, B., 2018. Soil governance in the transition towards a sustainable bioeconomy – A review. *Journal of Cleaner Production*, 170: 1628-1639. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.143>
- Karila, J.P., 1997. Les risques tenant à la nature du sol. *Revue de droit immobilier*.
- King, C.; Trolard, F.; Girard, J.-C.; Vaujour, E., 2015. Gouvernance territoriale et qualité des sols : tout reste à faire ! *La revue de l'Académie d'agriculture*, 7: 46-50. <https://hal.science/hal-01602058>
- Krasilnikov, P.; Taboada, M.A.; Amanullah, 2022. Fertilizer Use, Soil Health and Agricultural Sustainability. *Agriculture*, 12 (4). <https://doi.org/10.3390/agriculture12040462>
- Langlais, A., 2015. L'appréhension juridique de la qualité des sols agricoles par le prisme des services écosystémiques. *Revue de droit rural*, (435): 28-33. <https://univ-rennes.hal.science/hal-01207318>
- Leroy, M., 1992. La notion d'« amélioration culturale » dans le bail à ferme. *La Semaine Juridique Notariale et Immobilière*, (41).
- Lévy-Bruhl, V., 1992. *La protection de la faune sauvage en droit français*. Droit, Université Lyon 3, 227 p. <https://www.theses.fr/1992LYO33003>
- Louwagie, G.; Gay, S.H.; Sammeth, F.; Ratinger, T., 2011. The potential of European Union policies to address soil degradation in agriculture. *Land Degradation & Development*, 22 (1): 5-17. <https://doi.org/10.1002/ldr.1028>
- Malinvaud, P., 1997. Les risques du sol. *Revue de droit immobilier*.
- Markus, T., 2017. The Alpine Convention's Soil Conservation Protocol: A Model Regime? *International yearbook on soil law and policy 2016*, vol. 1, pp. 149-164.
- Martin, G., 1997. Les risques tenant à la pollution des sols. *Revue de droit immobilier*, (4): 559.
- Melot, R.; Delattre, L.; Napoléone, C., 2018. Construire dans les espaces agricoles et naturels. *Études rurales*, (201). <https://doi.org/10.4000/etudesrurales.12235>
- Montanarella, L.; Panagos, P., 2021. The relevance of sustainable soil management within the European Green Deal. *Land Use Policy*, 100: 104950. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104950>
- Naim-Gesbert, É., 1997. *Les dimensions scientifiques du droit de l'environnement. Contribution à l'étude des rapports de la science et du droit*. Université Lyon 3 Jean Moulin. <https://hal.science/tel-03631180>
- Naumann, S.; Frelih-Larsen, A.; Prokop, G.; Ittner, S.; Reed, M.; Mills, J.; Morari, F.; Verzaandvoort, S.; Albrecht, S.; Bjurés, A.; Siebielec, G.; Miturski, T., 2019. Land Take and Soil Sealing—Drivers, Trends and Policy (Legal) Instruments: Insights from European Cities. In: Ginzky, H.; Dooley, E.; Heuser, I.L.; Kasimbazi, E.; Markus, T.; Qin, T., eds. *International Yearbook of Soil Law and Policy 2018*. Cham: Springer International Publishing, 83-112. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00758-4_4
- Niacsu, L.; Ionita, I.; Samoila, C.; Grigoras, G.; Blebea-Apostu, A.M., 2021. Land Degradation and Soil Conservation Measures in the Moldavian Plateau, Eastern Romania: A Case Study from the Racova Catchment. *Water*, 13 (20): 2877. <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/20/2877>
- Noblot, C., 2016. Les risques du sol de l'article 1792 du code civil. *Revue de droit immobilier. Urbanisme - construction*, (09): 444. <https://shs.hal.science/halshs-02234355>
- Ortiz Garcia, S.; Saynes Santillan, V.; Bunge Vivier, V.; Anglés-Hernández, M.; Pérez, M.E.; Prado, B., 2022. Soil governance and sustainable agriculture in Mexico. *Soil Security*, 7: 100059. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100059>
- Paleari, S., 2017. Is the European Union protecting soil? A critical analysis of Community environmental policy and law. *Land Use Policy*, 64: 163-173. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.007>
- Peake, L.R.; Robb, C., 2022. The global standard bearers of soil governance. *Soil Security*, 6: 100055. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100055>

- Phelps, J.R., 2006. A Vision of the New Deal Unfulfilled? Soil and Water Conservation Districts and Land Use Regulation. *Drake Journal of Agricultural Law*, 11: 353. <https://ssrn.com/abstract=979108>
- Pieper, S.; Frauenstein, J.; Ginsky, H.; Glante, F.; Grimski, D.; Kotschik, P.; Marx, K., 2023. The upcoming European Soil Health Law - chances and challenges for an effective soil protection. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/20230118_eu_soil_health_scioopp_final_clean_final_bf.pdf
- Posthumus, H.; Deeks, L.K.; Fenn, I.; Rickson, R.J., 2011. Soil conservation in two English catchments: Linking soil management with policies. *Land Degradation & Development*, 22 (1): 97-110. <https://doi.org/10.1002/ldr.987>
- Prager, K.; Schuler, J.; Helming, K.; Zander, P.; Ratering, T.; Hagedorn, K., 2011. Soil degradation, farming practices, institutions and policy responses: An analytical framework. *Land Degradation & Development*, 22 (1): 32-46. <https://doi.org/10.1002/ldr.979>
- Prashar, P.; Shah, S., 2016. Impact of Fertilizers and Pesticides on Soil Microflora in Agriculture. In: Lichtfouse, E., ed. *Sustainable Agriculture Reviews: Volume 19*. Cham: Springer International Publishing, 331-361. https://doi.org/10.1007/978-3-319-26777-7_8
- Prévil, C.; St-Onge, B.; Waub, J.-P., 2004. Aide au processus décisionnel pour la gestion par bassin versant au Québec : étude de cas et principaux enjeux. *Cahiers de géographie du Québec*, 48 (134): 209-238. <https://doi.org/10.7202/011682ar>
- Puech, T.; Schott, C.; Mignolet, C., 2020. Characterising the diversity and spatial differentiation of crop managements at a regional scale. *European Journal of Agronomy*, 120: 126112. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126112>
- Raedeke, A.H.; Rikoon, J.S.; Rich, C., 2001. Organizational factors affecting the strength of Missouri's Soil and Water Conservation Districts. *Journal of Soil and Water Conservation*, 56 (1): 68-75. <https://www.jswnonline.org/content/jswc/56/1/68.full.pdf>
- Rasool, S.; Rasool, T.; Gani, K.M., 2022. A review of interactions of pesticides within various interfaces of intrinsic and organic residue amended soil environment. *Chemical Engineering Journal Advances*, 11: 100301. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666821122000618>
- Robins, L., 2007. Major paradigm shifts in NRM in Australia. *International Journal of Global Environmental Issues*, 7 (4): 11. <https://doi.org/10.1504/IJGENVI.2007.016110>
- Robins, L.; Dovers, S., 2007a. Community-based NRM boards of management: are they up to the task? *Australasian Journal of Environmental Management*, 14 (2): 111-122. <https://doi.org/10.1080/14486563.2007.10648708>
- Robins, L.; Dovers, S., 2007b. NRM Regions in Australia: the 'Haves' and the 'Have Nots'. *Geographical Research*, 45 (3): 273-290. <https://doi.org/10.1111/j.1745-5871.2007.00460.x>
- Ronchi, S.; Salata, S.; Arcidiacono, A.; Piroli, E.; Montanarella, L., 2019. Policy instruments for soil protection among the EU member states: A comparative analysis. *Land Use Policy*, 82: 763-780. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.017>
- Santoni, L., 2017. La définition des zones humides asséchée par le Conseil d'État. *Construction - Urbanisme*, (N°4, Avril 2017, comm. 50): CE 22 février 2017, n° 386325.
- Santos Telles, T.; Moraes de Cesare Barbosa, G.; Merten, G.H.; Pellini, T., 2023. Soil governance as a requirement for agricultural land conservation: a historical overview. *Revista Ciência Agronômica*. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20230021>
- Schatz, E.-M.; Bovet, J.; Lieder, S.; Schroeter-Schlaack, C.; Strunz, S.; Marquard, E., 2021. Land take in environmental assessments: Recent advances and persisting challenges in selected EU countries. *Land Use Policy*, 111: 105730. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105730>
- Schulte, R.P.O.; Bampa, F.; Bardy, M.; Coyle, C.; Creamer, R.E.; Reamonn, F.; Ciro, G.; Bahadur Ghaley, B.; Jordan, P.; Laudon, H.; O'Donoghue, C.; O'Uallacháin, D.; O'Sullivan, L.; Rutgers, M.; Six, J.; Toth, G.L.; Vrebos, D., 2015. Making the Most of Our Land: Managing Soil Functions from Local to Continental Scale. *Frontiers in Environmental Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00081>
- Senat, 2023. *Note sur les politiques de réduction de l'artificialisation des sols, Allemagne - Espagne - Italie - Pays Bas*. <https://www.senat.fr/lc/lc325/lc325.pdf>
- Sklenicka, P.; Zouhar, J.; Molnarova, K.J.; Vlasak, J.; Kottova, B.; Petrzela, P.; Gebhart, M.; Walmsley, A., 2020. Trends of soil degradation: Does the socio-economic status of land owners and land users matter? *Land Use Policy*, 95: 103992. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.05.011>
- Soenen, B.; Henaff, M.; Lagrange, H.; Lanckriet, E.; Schneider, A.; Duval, R.; Streibig, J.-L., 2021. *Méthode Label Bas-Carbone Grandes Cultures (version 1.0)*, 133p. <https://label-bas-carbone.ecologie.gouv.fr/la-methode-grandes-cultures>
- Sowińska-Swierkosz, B.; Soszyński, D., 2022. Spatial indicators as a tool to support the decision-making process in relation to different goals of rural planning. *Land Use Policy*, 119: 106180. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106180>
- Stahl, L., 2013. *La qualité des sols agricoles en droit* Rapport Norma-sol, Gessol 127 p.
- Stankovics, P.; Montanarella, L.; Kassai, P.; Tóth, G.; Tóth, Z., 2020. The interrelations of land ownership, soil protection and privileges of capital in the aspect of land take. *Land Use Policy*, 99: 105071. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105071>
- Steichen, P., 2013. Terres, sols et sécurité alimentaire. *Revue juridique de l'environnement*, 38 (4): 595-612. <https://www.cairn.info/revue-juridique-de-l-environnement-2013-4-page-595.htm>
- Stupak, N., 2016. Impact of Agricultural Transition on Soil Protection in Ukraine: The Role of Institutional Change. *Land Use Policy*, 55: 86-97. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.022>
- Teixeira da Silva, R.; Fleskens, L.; van Delden, H.; van der Ploeg, M., 2018. Incorporating soil ecosystem services into urban planning: status, challenges and opportunities. *Landscape Ecology*, 33 (7): 1087-1102. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0652-x>
- Torre-Shaub, M.; Bozo, P.; Desrousseaux, M.; Françaix, M.; Lepeuvedic, N.; Lormeteau, B.; Moliner-Dubost, M., 2021. *Outils juridiques pour la neutralité carbone : leviers, difficultés, perspectives*: Haut conseil pour le climat, 72 p. <https://www.hautconseilclimat.fr/wp-content/uploads/2021/06/Rapport-HCC-Outils-juridiques-de-la-neutralite-CC-81-carbone-23-juin.pdf>
- Trébulle, F.G., 2010. Les principales problématiques juridiques sur le thème de la pollution des sols. In: Nési, F., ed. *La pollution des sols : Soil pollution. Conférence du Forum des juges de l'Union européenne pour l'environnement* Paris: Bruylant, 26 p.
- Turpin, N.; ten Berge, H.; Grignani, C.; Guzmán, G.; Vanderlinden, K.; Steinmann, H.-H.; Siebielec, G.; Spiegel, A.; Perret, E.; Ruyschaert, G.; Laguna, A.; Giráldez, J.V.; Werner, M.; Raschke, I.; Zavattaro, L.; Costamagna, C.; Schlatter, N.; Berthold, H.; Sandén, T.; Baumgarten, A., 2017. An assessment of policies affecting Sustainable Soil Management in Europe and selected member states. *Land Use Policy*, 66: 241-249. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.001>

- van Leeuwen, C.C.E.; Cammeraat, E.L.H.; de Vente, J.; Boix-Fayos, C., 2019. The evolution of soil conservation policies targeting land abandonment and soil erosion in Spain: A review. *Land Use Policy*, 83: 174-186. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.018>
- van Oosten, A.M.; Cahill, E.J., 1986. Towards integrated soil conservation. *Land Use Policy*, 3 (2): 127-140. [https://doi.org/10.1016/0264-8377\(86\)90050-5](https://doi.org/10.1016/0264-8377(86)90050-5)
- Vejchodská, E.; Pelucha, M., 2019. Environmental charges as drivers of soil sealing? The case of the Czech charge for agricultural land loss. *Land Use Policy*, 87: 104071. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104071>
- Verspecht, A.; Vandermeulen, V.; De Bolle, S.; Moeskops, B.; Vermang, J.; Van den Bossche, A.; Van Huylenbroeck, G.; De Neve, S., 2011. Integrated policy approach to mitigate soil erosion in West Flanders. *Land Degradation & Development*, 22 (1): 84-96. <https://doi.org/10.1002/ldr.991>
- Vieillard-Coffre, S., 2001. Gestion de l'eau et bassin versant. De l'évidente simplicité d'un découpage naturel à sa complexe mise en pratique. *Hérodote*, 102 (3): 139-156. <https://doi.org/10.3917/her.102.0139>
- Vigano, P.; Corte, M.B.; Vialle, A., 2020. Le sol de la ville-territoire. *Revue d'anthropologie des connaissances*: 4-14. <https://doi.org/10.4000/rac.14737>
- Walker, H.; Parks, W.R., 1946. Soil Conservation Districts: Local Democracy in a National Program. *The Journal of Politics*, 8 (4): 538-549. <https://doi.org/10.2307/2125533>
- Wallington, T.; Lawrence, G.; Loechel, B., 2008. Reflections on the Legitimacy of Regional Environmental Governance: Lessons from Australia's Experiment in Natural Resource Management. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 10 (1): 1-30. <https://doi.org/10.1080/15239080701652763>
- Winslow, D.C., 1949. Geographical implications of soil conservation districts in the United States. *The Professional Geographer*, 1 (2): 11-14. https://doi.org/10.1111/j.0033-0124.1949.12_11.x
- Zabalza, A., 2001. *La terre et le droit : du droit civil à la philosophie du droit*. 1 vol. (668 p.). <http://www.theses.fr/2001BOR40015>

Sources juridiques européennes

Directives

1. Directive n° 2015/1513 du 9 septembre 2015 modifiant la directive n° 98/70 concernant la qualité de l'essence et des carburants diesel et modifiant la directive n° 2009/28 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables.
2. Directive n° 2009/28 du 23 avril 2009, relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables et modifiant puis abrogeant les directives n° 2001/77 et 2003/30.
3. Directive n° 2009/30 du 23 avril 2009 modifiant la directive n° 98/70 en ce qui concerne les spécifications relatives à l'essence, au carburant diesel et aux gazoles ainsi que l'introduction d'un mécanisme permettant de surveiller et de réduire les émissions de gaz à effet de serre, modifiant la directive n° 1999/32 en ce qui concerne les spécifications relatives aux carburants utilisés par les bateaux de navigation intérieure et abrogeant la directive n° 93/12.
4. Directive n° 2004/35 du 21 avril 2004 relative à la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux.
5. Directive n° 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
6. Directive n° 92/43 du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.

Règlements européens

1. Règlement n° 2024/1991 du 24 juin 2024, relatif à la restauration de la nature et modifiant le règlement n° 2022/869.
2. Règlement n° 2023/839 du 19 avr. 2023, modifiant le règlement n° 2018/841 en ce qui concerne le champ d'application, la simplification des règles de déclaration et de conformité, et la fixation des objectifs des États membres pour 2030, et le règlement n° 2018/1999 en ce qui concerne l'amélioration de la surveillance, de la communication d'informations, du suivi des progrès et de la révision.
3. Règlement n° 2021/1119 du 30 juin 2021, établissant le cadre requis pour parvenir à la neutralité climatique et modifiant les règlements n° 401/2009 et 2018/1999.
4. Règlement n° 2018/841 du 30 mai 2018 relatif à l'inclusion des émissions et absorptions de gaz à effet de serre résultant de l'utilisation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie dans le cadre climatique et énergétique pour 2030 (UTCATF).
5. Règlement n° 2018-848 du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques. Annexe II.
6. Règlement n° 1305/2013 du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et abrogeant le règlement n° 1698/2005. Annexe III.

Sources juridiques françaises

Codes

- Code civil
- Code de la construction et de l'habitat
- Code de l'environnement
- Code forestier
- Code rural et de la pêche maritime
- Code de l'urbanisme

Lois

1. Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets.
2. Loi n°2019-773 du 24 juillet 2019 portant création de l'office français pour la biodiversité.
3. Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 relative à la reconquête de la nature et des paysages.
4. Loi n° 2010-788 du 12 juil. 2010 portant engagement national pour l'environnement.
5. Loi n° 2010-874 du 27 juil. 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche.
6. Loi n° 2005-157 du 23 févr. 2005 relative au développement des territoires ruraux.
7. Loi n° 2003-710 du 1er août 2003 d'orientation et de programmation pour la ville et la rénovation urbaine.
8. Loi n° 2000-1208 du 13 déc. 2000 solidarité et renouvellement urbain.
9. Loi du 28 avril 1922 relative aux forêts de protection.
10. Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.

Décrets

1. Décret n° 2023-168 du 8 mars 2023 relatif à la mise en œuvre du programme volontaire pour le climat, l'environnement et le bien-être animal dit « écorégime », aux aides couplées au revenu dans le domaine végétal et modifiant le code rural et de la pêche maritime.
2. Décret n° 2022-1312 du 13 octobre 2022 relatif aux modalités d'octroi de l'autorisation d'exploitation commerciale pour les projets qui engendrent une artificialisation des sols.
3. Décret n° 2022-1755 du 30 déc. 22 relatif aux aides du plan stratégique national de la politique agricole commune.
4. Décret n° 2022-1447 du 18 nov. 22 relatif à la certification environnementale.
5. Décret n° 2018-1043 du 28 nov. 2018 créant un label « Bas-Carbone ».
6. Décret n° 2006-125 du 31 janvier 2006 portant publication du protocole d'application de la Convention alpine de 1991 dans le domaine de la protection des sols.
7. Décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.
8. Décret n° 2015-1226 du 2 octobre 2015 relatif à l'appellation d'origine protégée « Foin de Crau »
9. Décret n° 2010-1164 du 29 septembre 2010 relatif à l'appellation d'origine contrôlée « Figue de Solliès»

10. Décret n° 2011-1559 du 15 novembre 2011 relatif à l'appellation d'origine contrôlée « Ladoix »
11. Décret n° 2011-1565 du 16 novembre 2011 relatif à l'appellation d'origine contrôlée « Les Baux-de-Provence ».
12. Décret n° 2011-1571 du 16 novembre 2011 relatif à l'appellation d'origine contrôlée « Tavel ».
13. Décret n° 2012-507 du 18 avril 2012 créant le Parc national des Calanques.

Arrêtés

1. Arrêté du 17 mars 2023 fixant les conditions d'accès au programme volontaire pour le climat, l'environnement et le bien-être animal dit « écorégime » pour les voies d'accès « pratiques de gestion agro-écologique des surfaces agricoles » et « éléments favorables à la biodiversité ».
2. Arrêté du 14 mars 2023 relatif aux règles de bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE).
3. Arrêté du 8 mars 2023 fixant les conditions d'accès au programme volontaire pour le climat, l'environnement et le bien-être animal dit « écorégime » pour le niveau d'exigence dit « CE2+ ».
4. Arrêté du 18 nov. 22 portant modification de l'Arrêté du 20 juin 2011 arrêtant les seuils de performance environnementale relatifs à la certification environnementale des exploitations agricoles et les indicateurs les mesurant.
5. Arrêté du 28 nov. 2018 définissant le référentiel du label « Bas-Carbone ».
6. Arrêté du 24 juin 2008 précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides en application des articles L. 214-7-1 et R. 211-108 du code de l'environnement.
7. Arrêté 8 janv. 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.

Annexe 18-1. Étude de contentieux : la qualité des sols dans la jurisprudence

Julie Itey

I. Méthode et contexte

L'absence de définition juridique de la qualité des sols et l'absence d'indicateurs de cette qualité sont source d'insécurité juridique dès lors que l'indétermination de cette notion confère au juge un grand pouvoir d'interprétation. Une notion « indéterminée » est caractérisée par un certain degré d'imprécision et de souplesse d'interprétation. L'expression « qualité des sols » n'est mentionnée qu'une fois dans le code rural et de la pêche maritime (code rural), comme critère à prendre en considération pour fixer le prix du fermage, dans le cadre d'un bail rural (art. L.411-11). Le code de l'urbanisme inclut la « préservation de la qualité [...] du sol » dans la liste des objectifs généraux à respecter en matière d'urbanisme (art. L.101-2 6°). Toutefois, aucune précision n'est apportée sur le sens attribué à cette « qualité », alors même que les juges s'en saisissent dans le cadre de contentieux de l'agriculture et de l'urbanisme. Cette contribution s'interroge sur l'interprétation de la notion de qualité des sols, par le juge judiciaire et administratif. Deux types de contentieux seront respectivement pris pour illustration. D'une part, les notions d'amélioration et de dégradation du fonds (art. L. 411-29 L. 411-72 et L. 411-69 C.rur.), dans le cadre de la jurisprudence judiciaire ; d'autre part, la notion de potentiel agronomique, biologique ou économique des terres (art. R. 151-22 C. urb.), dans le cadre de la jurisprudence administrative.

I.1. Description du corpus jurisprudentiel et bibliographique

Pour illustrer la grande variabilité d'interprétation de la notion de qualité des sols, due notamment à l'absence d'indicateurs de cette dernière, une étude de contentieux a été menée. Elle se concentre sur : 1) l'interprétation des notions de droit rural d'« amélioration du fonds » ou de « dégradation du fonds »¹¹⁷ et 2) l'interprétation de la notion de « potentiel agronomique, biologique ou économique des terres » sur laquelle repose le classement en zone agricole (Zone A) en droit de l'urbanisme¹¹⁸. L'analyse porte sur les critères utilisés par le juge pour caractériser ces notions, leur cohérence et leur pertinence scientifique.

Pour les deux exemples, le travail a été guidé par les questions suivantes :

| <i>Amélioration/dégradation du fonds</i> | <i>Potentiel agronomique biologique ou économique des terres et Classement en Zone A du PLU</i> |
|---|--|
| <i>Une atteinte à la qualité des sols, ou plus largement à la qualité environnementale des terres mises à bail, a-t-elle parfois été évoquée par le bailleur pour s'opposer à des travaux ou réclamer une indemnité ?</i> | <i>Que recouvre la notion de « potentiel agronomique, biologique ou économique des terres agricoles » ? Est-ce précisé dans la jurisprudence administrative ?</i> |
| <i>Quels sont les motifs évoqués dans ces contentieux ?</i> | <i>Le potentiel agronomique, biologique ou économique est-il déterminant de la légalité du classement d'une parcelle en zone A d'un PLU ?</i> |
| <i>L'amélioration de la qualité du sol est-elle évoquée dans les contentieux liés à l'indemnisation de fin du bail ?</i> | <i>Quel est l'argument du requérant contestant le classement d'une zone A en zone à urbaniser (AU) ou le reclassement d'une zone AU en zone A ? Invoque-t-il respectivement l'absence ou au contraire la présence de potentiel agronomique, biologique ou économique, ou d'autres motifs ?</i> |
| <i>Que recouvre alors la notion d'amélioration de la qualité du sol ?</i> | |
| <i>Plus largement, l'amélioration de la qualité environnementale des terres est-elle parfois évoquée ?</i> | |

¹¹⁷ Articles L. 411-29, L. 411-72 et L. 411-69 du code rural et de la pêche maritime.

¹¹⁸ Articles R. 151-22 du code de l'urbanisme.

Un corpus initial de 3 846 arrêts, issu d'une interrogation de la plateforme d'intelligence juridique *Doctrine*, a été constitué par combinaison de mots clés spécifiques pour chacune des deux catégories précédemment mentionnées. *Doctrine* a été utilisée afin de constituer un échantillon représentatif des questions relatives aux sols dans la jurisprudence administrative et judiciaire, mais ne constitue en aucun cas un recueil exhaustif. Premièrement, les juridictions de première instance, comme Le Tribunal Paritaire des Baux Ruraux, n'ont pu être soumises à examen, les contentieux n'étant pas disponibles dans la base de données. Deuxièmement, les arrêts de deuxième et de troisième instances ne sont pas tous répertoriés. Il est à noter que la plateforme *Doctrine* inclut automatiquement la forme plurielle des mots clés recherchés dans les résultats. En revanche, celle-ci n'a pas permis l'utilisation d'opérateurs booléens au moment de la recherche. Les requêtes ont dû être adaptées et fragmentées en conséquence. Le corpus jurisprudentiel final à partir duquel les analyses ont été réalisées comprend 178 arrêts. Il a été constitué selon la méthodologie qui suit.

Jurisprudence judiciaire

Les juridictions examinées pour la jurisprudence judiciaire sont : la Cour d'appel et la Cour de cassation.

L'analyse de la jurisprudence a été réalisée pour la période 1970-2023 par le biais de requêtes génériques construites à l'aide des mots clés thématiques présentés Figure 18-A1 et jugés représentatifs. Cependant, seuls 2 arrêts sont ressortis avant 1990.

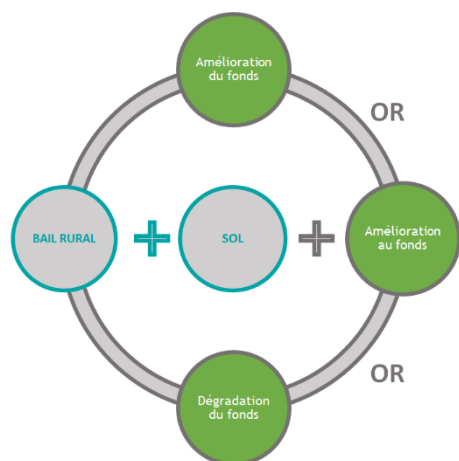


Figure 18-A1. Mots-clés sélectionnés pour construire l'équation de recherche pour la jurisprudence judiciaire, fragmentée en 3 requêtes (*Doctrine.fr*, 2023).

Le nombre d'arrêts issus de la requête « amélioration du fonds » OR « amélioration au fonds » OR « dégradation du fonds » était de 962. Ce nombre a été affiné à 642 en ajoutant le mot clé « bail rural » à la requête initiale. Dans un troisième temps, la requête a été affinée en ajoutant le mot clé « sol », pour un total de 229 arrêts. Enfin, le nombre d'arrêts à analyser a été réduit à 196, en éliminant les arrêts incluant le mot clé « amélioration au fonds » afin de déterminer le nombre réel d'arrêts issus de la requête « bail rural » AND « sol » AND « amélioration du fonds ». Cet affinage a été réalisé sur la base du calcul suivant :

$$\text{Nombre d'arrêts pour amélioration du fonds} = \text{arrêts incluant amélioration du fonds} - (\text{arrêts incluant amélioration du fonds} + \text{arrêts incluant amélioration au fonds})$$

Les arrêts mentionnant le sol dans le cadre d'une amélioration ou d'une dégradation du fonds en lien avec les catégories suivantes¹¹⁹ ont été exclus du corpus : bâtiments d'habitation, bâtiments d'exploitation, travaux et aménagements divers.

En parallèle, une analyse exploratoire de 15% du nombre d'arrêts total (145 arrêts) a été conduite afin de déterminer la pertinence de l'ajout du mot clé « terre » à la requête « bail rural » AND « sol » AND (« amélioration

¹¹⁹ Selon les catégories énoncées dans l'arrêté du 31 octobre 1978 sur l'évaluation de l'indemnité due au preneur sortant, et sur lesquelles repose le plan d'inventaire prévu à l'article 849 (alinéa 2) (R411-15) du Code rural et de la pêche maritime. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000671954>

du fonds » OR « amélioration au fonds » OR « dégradation du fonds »). Il ressort de cette analyse que le mot clé « terre » n'a pas donné de résultat pertinent, puisque les arrêts incluant une utilisation jugée pertinente du mot « terre » incluait également le mot « sol ». Ainsi, seul le mot clé « sol » a été conservé dans l'équation de recherche. Au total, seuls 37 arrêts se sont révélés pertinents pour l'analyse.

La performance des requêtes, en termes de pertinence des résultats, est assez faible. Elle est en moyenne de 23% pour la dégradation du fonds, de 18% pour l'amélioration au fonds et de 17% pour l'amélioration du fonds

Ainsi, la constitution du corpus final de décisions judiciaires faisant appel à la notion de qualité des sols dans le cadre de contentieux sur la dégradation du fonds et l'amélioration du fonds, repose entre 59% et 79% sur une méthodologie non systématique.

Jurisprudence administrative

Les juridictions examinées pour la jurisprudence administrative sont : le Tribunal administratif, la Cour administrative d'appel et le Conseil d'Etat. Cette analyse a été restreinte à la période 2013-2023, en raison de la trop grande quantité de contentieux (2 884 arrêts). Une première catégorie de requêtes se concentre sur les contestations de classement ou de reclassement d'une zone agricole par un Plan local d'urbanisme (PLU) (2 139 arrêts). A partir de ce résultat, une nouvelle recherche a été conduite, affinée par l'ajout des segments « qualité du sol » OR « qualité des sols » OR « qualité de la terre » OR « qualité des terres ». L'équation de recherche a été construite à partir des mots clés présentés Figure 18-A2.

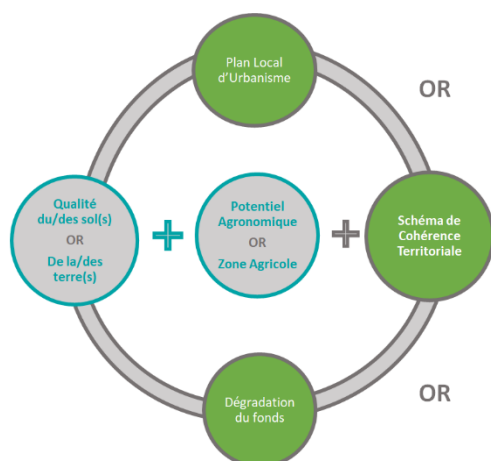


Figure 18-A2. Mots clés sélectionnés pour constituer l'équation de recherche pour la jurisprudence administrative fragmentée en 8 requêtes (Doctrine.fr, 2023).

Les arrêts ne se rapportant pas au classement en zone agricole ou à l'élaboration d'une zone agricole protégée (ZAP)¹²⁰ ont été exclus du corpus. La Figure 18-A3 montre le nombre d'arrêts issus de chaque requête.

A l'issue de la première catégorie de requêtes, seuls 21 arrêts sur 42 se sont révélés pertinents.

En parallèle, une deuxième catégorie de requêtes portant sur la même période (2013-2023) a été construite en complément de la première, davantage axée sur les motifs invoqués par les requérants pour contester le classement ou le reclassement d'espaces en zone agricole, à partir des mots clés suivants : « classement en zone agricole » AND (« valeur agricole » OR « valeur agronomique » OR « aucun potentiel agronomique » OR « dépourvu de tout potentiel agronomique » OR « faible potentiel agronomique » OR « fort potentiel agronomique » OR « forte valeur agronomique » « grande valeur agronomique » OR « qualité agronomique » OR « qualité agricole »). A l'issue de la lecture du corpus, seuls 120 arrêts sur 174 se sont révélés pertinents. La Figure 18-A4 montre le nombre d'arrêts issus de chaque requête.

Au total, 141 arrêts ont été retenus pour la jurisprudence administrative.

¹²⁰ Art. L. 112-2 Code rural et de la pêche maritime.

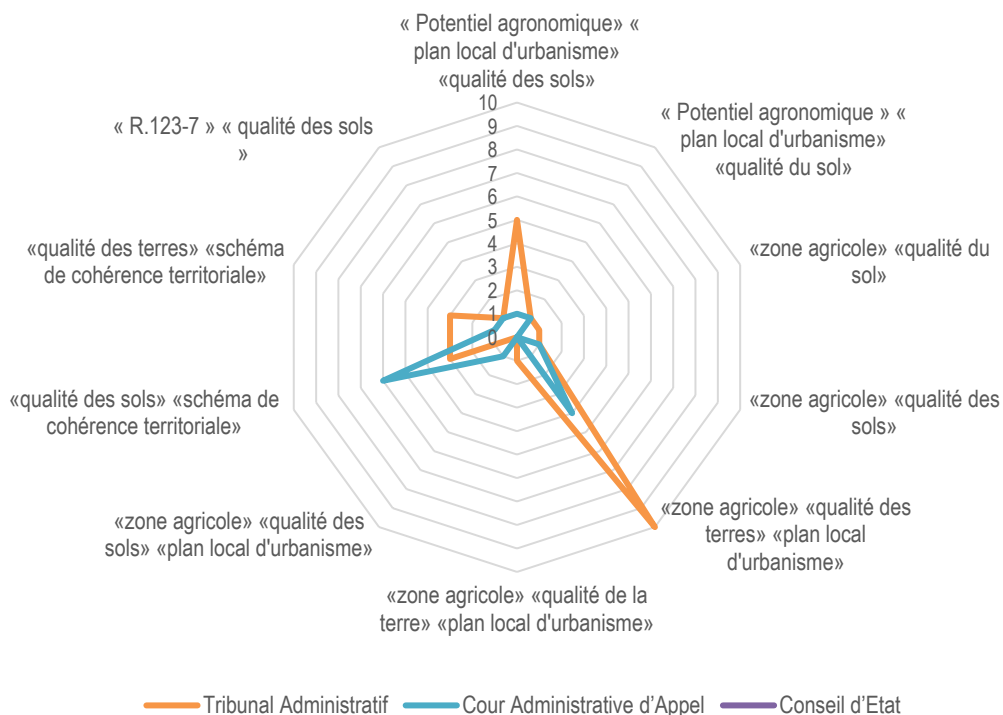


Figure 18-A3. Nombre d'arrêts par requête de catégorie 1 en fonction de la juridiction (Tribunal administratif, Cour administrative d'appel, Conseil d'Etat), entre 1970 et 2023 (Doctrines, 2023).

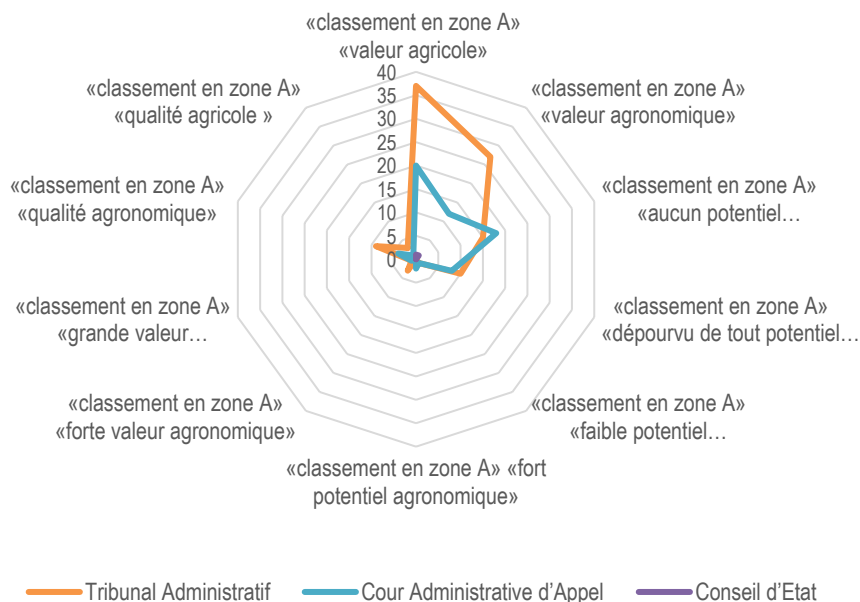


Figure 18-A4. Nombre d'arrêts par requête de catégorie 2 en fonction de la juridiction (Tribunal administratif, Cour administrative d'appel, Conseil d'Etat), entre 1970 et 2023 (Doctrines.fr, 2023).

La première requête a été relativement performante par rapport à celles de la jurisprudence judiciaire, puisqu'en moyenne, 51% des arrêts lus ont été conservés : 62% pour le Tribunal administratif et 40% pour la Cour administrative d'appel. Aucun arrêt du Conseil d'Etat ne portait sur la notion de qualité des sols ou de ses variantes.

La deuxième requête, relative aux motifs de contestation de classement en zone agricole, a été très performante puisque les résultats sont pertinents à hauteur de 98%, en excluant les arrêts déjà cités et la performance de la requête « classement en zone A » « valeur agricole » qui fait artificiellement baisser la moyenne pour un arrêt du Conseil d'Etat non sélectionné, sur un total de deux.

Ainsi, la constitution du corpus final de décisions faisant appel à la notion de qualité des sols dans le cadre de contentieux sur le classement d'espaces en zone agricole, repose à 80% sur une méthodologie systématique.

I.2. Les sols dans la jurisprudence

Le corpus analysé pour la jurisprudence judiciaire est composé de 173 arrêts de la Cour d'appel et de 23 arrêts de la Cour de cassation. Néanmoins, une quantité limitée d'arrêts s'est avérée pertinente pour l'analyse : 30 arrêts de la Cour d'appel et 7 arrêts de la Cour de cassation. Le corpus retenu pour la jurisprudence administrative est constitué de 83 jugements du Tribunal administratif, de 57 arrêts de la Cour administrative d'appel et d'un arrêt du Conseil d'Etat. L'évolution du nombre de décisions de jurisprudence révèle combien l'imprécision des notions d'amélioration, de dégradation du fonds (Figure 18-A5) et de potentiel agronomique des terres (Figure 18-A6) est source de contentieux depuis 1970.

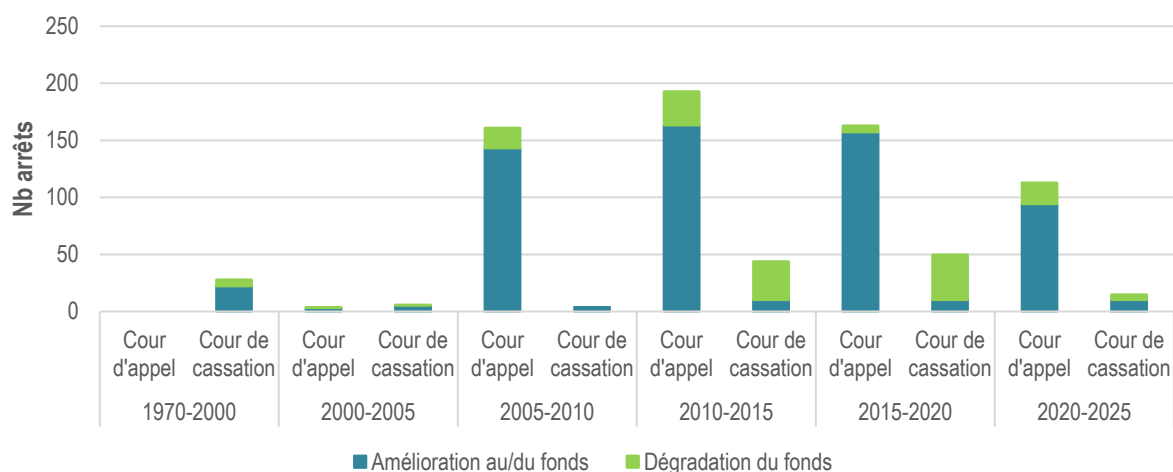


Figure 18-A5. Evolution du contentieux sur l'amélioration et la dégradation du fonds entre 1970 et 2023 (nombre d'arrêts) (Doctrines.fr, 2023).

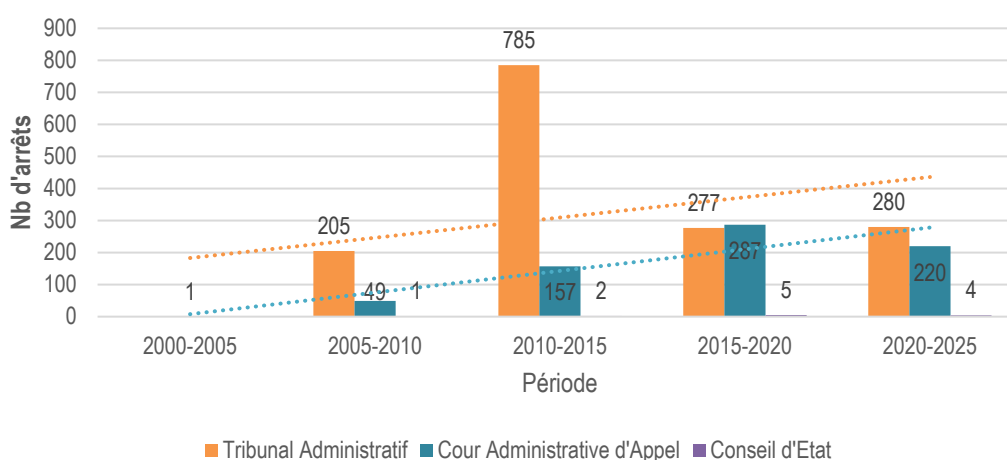


Figure 18-A6. Evolution du contentieux sur le potentiel agronomique dans le cadre d'un classement en zone agricole entre 2000 et 2023 (nombre de décisions) (Doctrines.fr, 2023).

Jurisprudence judiciaire

Le Tableau 18-A1 montre que la proportion de contentieux de droit rural, au sein desquels le sol est mentionné dans les moyens (requérant) et/ou les motifs (juge), est très faible. La proportion d'arrêts jugés pertinents – par rapport au nombre total de contentieux sur les notions d'amélioration et de dégradation du fonds identifiés par la requête générale (« dégradation du fonds » OR « amélioration du fonds ») OR (« amélioration au fonds » AND « bail rural ») – n'est que de 7,4% pour la dégradation du fonds et de 8% pour l'amélioration du/au fonds, sachant que le nombre d'arrêts issus de la Cour d'appel est cinq fois supérieur à celui pour la Cour de cassation, ce qui augmente artificiellement la proportion moyenne d'arrêts pertinents.

Tableau 18-A1. Proportion d'arrêts par juridiction (Cour d'appel, Cour de cassation) par type de requête.

Une première requête générale : « dégradation du fonds » OR « amélioration du fonds » OR « amélioration au fonds » AND « bail rural » (en nombre d'arrêts) et une deuxième requête spécifique représentant le corpus analysé : « dégradation du fonds » OR « amélioration du fonds » OR « amélioration au fonds » AND « bail rural » AND « sol » (en % de la requête générale) (Doctrine, 2023).

| | % d'arrêts sol (requête spécifique/corpus) | Arrêts pertinents (% du nb total par juridiction) | Arrêts pertinents (moyenne en %) | Nombre total de décisions (requête générale) (n=642) |
|---|--|---|----------------------------------|--|
| Dégradation du fonds | 32% | 8,6% | 7,4% | Cour d'appel (n=93) |
| | 31% | 6,3% | | Cour de cassation (n=16) |
| Amélioration du fonds | 20% | 12% | 8% | Cour d'appel (n=133) |
| | 19% | 11% | | Cour de cassation (n=27) |
| Amélioration au fonds | 27% | 1,8% | | Cour d'appel (n=331) |
| | 35% | 7,1% | | Cour de cassation (n=42) |
| Les sols dans la jurisprudence judiciaire | 27% | 7,8% | | |

Dans l'ensemble, il apparaît qu'une atteinte à la qualité des sols n'est pas source de litige car ne représentant pas un argument invoqué par le bailleur pour s'opposer à des travaux ou réclamer des indemnités. La qualité du sol n'apparaît que dans des cas de figure spécifiques, issus de la typologie du plan d'inventaire mentionné à l'article R411-15 du code rural et de la pêche maritime¹²¹, sur lequel l'expertise judiciaire se fonde pour évaluer les indemnités au preneur sortant. Il apparaît que la notion de qualité des sols est mentionnée dans les contentieux portant sur : les améliorations culturales (40%), les bâtiments d'exploitation (19%), les plantations (18%) et les bâtiments d'habitation (17%) (Tableau 18-A3, en annexe).

Jurisprudence administrative

Le Tableau 18-A2 montre que la proportion de contentieux de l'urbanisme au sein desquels le mot sol apparaît est également très faible.

Tableau 18-A2. Proportion des décisions pertinentes pour les sols dans le corpus initial pour la jurisprudence administrative sur le thème du classement en zone agricole (%) (Doctrine, 2023).

| Nombre total de décisions par juridiction (n=2 139) | % de décisions incluant le sol (corpus analysé) | Proportion de décisions pertinentes « sol » (% du nombre total) |
|---|---|---|
| Tribunal administratif | 6,2% | 3,9% |
| Cour administrative d'appel | 3,9% | 2,7% |
| Conseil d'Etat | 0,1% | 0% (1 arrêt) |
| Les sols dans la jurisprudence administrative | 3,4% | 2,2% |

¹²¹ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000671954> . Le plan d'inventaire est issu de l'arrêté du ministre de l'agriculture du 31 octobre 1978, publié le 15 novembre 1978 à l'article 849 alinéa 2 du Code rural et de la pêche maritime.

La proportion de décisions jugées pertinentes, par rapport au nombre total de contentieux sur la notion de potentiel agronomique, biologique et économique n'est que de 3,9% pour les jugements du Tribunal administratif, de 2,7% pour les arrêts de la Cour administrative. Là aussi, la qualité des sols n'est pas source de contentieux en droit de l'urbanisme.

Cette absence de considération du sol, sous un prisme plus environnemental, peut notamment s'expliquer par la primauté des critères liés au parti d'aménagement sur les caractéristiques des terres en cause. Les auteurs du PLU n'ont en effet pas à justifier de la qualité des terres classées en zone agricole¹²² et ne sont pas liés par le classement antérieur des parcelles¹²³.

II. Dégradation et amélioration du fonds

II.1. Dégradation du fonds

Le juge peut faire appel à différentes personnes compétentes dans le domaine de l'environnement telles que les institutions publiques, les experts agricoles et fonciers agréés. Il peut également prendre en considération les rapports d'expertise d'organismes privés présentés par les requérants¹²⁴, pour des analyses plus spécifiques. Le peu d'arrêts identifiés ne nous permet pas de statuer sur la cohérence des critères utilisés par le juge (à partir de leur fréquence d'apparition dans le dispositif) ; en revanche, ceux-ci nous donnent des indications sur ce que ce dernier considère et ne considère pas comme une dégradation des terres ou du sol, et ce que cette notion recouvre, en lien avec la qualité des sols.

Les contentieux traduisent sans surprise une conception de la qualité des sols exclusivement tournée vers l'augmentation de la capacité de production, laquelle est parfois qualifiée de « fertilité des sols », par le juge¹²⁵ ou par les requérants¹²⁶. Il en va de même pour l'augmentation des « réserves du sol en éléments fertilisants » qui est considérée comme une amélioration culturale et donc indemnisable¹²⁷. La dégradation correspond à un manque de conformité par rapport à des standards de pratique culturale et de rendement à l'échelle régionale, allant à l'encontre de ce qui est jugé comme de bonnes modalités d'exploitation¹²⁸. Le juge interprète littéralement l'article L411-29 du Code rural.

A l'inverse, celui-ci réalise une interprétation téléologique l'article L411-72 du Code rural selon lequel :
S'il apparaît une dégradation du bien loué, le bailleur a droit, à l'expiration du bail, à une indemnité égale au montant du préjudice subi.

La notion de dégradation du fonds est interprétée relativement à la finalité de la norme (le maintien du potentiel agronomique du sol) et au contexte dans lequel celle-ci s'inscrit (le code rural).

En revanche, il apparaît que les diligences ponctuelles, telles que la présence constatée de chiendent dans les jachères ou de mauvaises herbes sur les bordures non fauchées de chemins, ne permet pas d'établir un défaut d'entretien des terres, car ces circonstances ne sont pas de nature à compromettre leur exploitation¹²⁹. Le devoir d'exploitation du preneur — ou autrement dit, la « jouissance active » des terres, en opposition à la jouissance oisive » du sol loué — représente une règle tacite encore largement véhiculée en droit rural et appliquée par le juge. Le retour au « naturel », à savoir, un état en deçà des capacités du sol loué¹³⁰, est interprété comme une dégradation du fonds. A titre d'exemple, le rapport d'expertise judiciaire sur lequel la Cour de Cassation s'appuie

¹²² TA Lyon, 16 oct. 2008, n° 0602868.

¹²³ CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 24 mai 2018, n° 16BX03653.

¹²⁴ CA Besançon, 6 mars 2012, n° 11/00624. La Cour administrative de Besançon a pris en considération un rapport réalisé par l'entreprise associative Solagro analysant l'impact de la culture de miscanthus sur les sols.

¹²⁵ CA Rouen, 07/00703, 17 sept. 2008, n° 07/00703 ; CA Douai, 26 juin 2014, n° 13/05636 ; CA Montpellier, 15 janv. 2015, n° 11/08578.

¹²⁶ Cass. 3e civ., 27 oct. 2009, n° 08-21.169

¹²⁷ CA Douai, 26 juin 2014, n° 13/05636 ; Plan d'inventaire issu de l'arrêté du 31 octobre 1978, art.2(8).

¹²⁸ CA Amiens, ct0612, 27 mai 2008, n° 06/01414.

¹²⁹ CA Amiens, ct0612, 27 mai 2008, n° 06/01414.

¹³⁰ Desrousseaux Maylis (2016). LA PROTECTION JURIDIQUE DE LA QUALITÉ DES SOLS. P.37.

mentionne « qu'en l'absence de tout entretien et de toute culture, [...] la nature du sol subit des altérations et nécessite, pour retrouver son potentiel agronomique, des travaux (passages d'engins pour aération du sol et culture d'engrais verts pour relancer la présence d'humus) dans le but de reconstituer sa valeur humique et fertilisante »¹³¹. Tout travail du sol doit donc viser le maintien d'une « qualité minimale » des terres louées sur le long terme¹³².

Certaines pratiques, considérées comme une dégradation du fonds par les requérants, ne le sont pas par le juge. Par exemple, un arrêt mentionne l'épandage de boues de stations d'épuration, dans les cas où cet épandage ne serait pas à l'origine d'une pollution constatée par la police des eaux et les inspecteurs de l'environnement¹³³. A l'inverse, les éléments suivants sont, dans la majorité des contentieux, considérés par le juge comme une amélioration du fonds : « les opérations collectives de drainage, l'épandage de chaux, d'engrais phosphatés et d'engrais azoté » et le « retournement des prairies »¹³⁴. Ainsi, la notion de dégradation du fonds ne fait pas appel à la notion de qualité des sols en dehors de sa compréhension essentiellement agronomique. Il apparaît que le juge s'attache davantage aux pratiques qu'à leurs impacts sur les sols.

II.2. Amélioration du fonds

Méthodes et évaluation de l'amélioration du fonds

Très peu d'informations transparaît à la lecture des contentieux, quant à la démarche méthodologique adoptée par les juges pour évaluer la notion d'amélioration du fonds. Aucun indicateur de potentiel agronomique ni de qualité des sols n'a pu être relevé. En revanche, le corpus jurisprudentiel a permis d'identifier les quatre méthodes d'évaluation les plus fréquemment utilisées par le juge :

- La méthode des bilans et de la productivité raisonnée repose sur le « chiffrage d'une valeur de base de l'exploitation établie par l'étude des assolements d'exploitation, éventuellement des 5 dernières années, puis application de 4 correctifs, correctif fertilité, correctif productivité, correctif évolution, correctif biologique ». Cette méthode supplée à l'absence d'état des lieux d'entrée, ce dernier étant rarement établi¹³⁵ ;
- La méthode des bilans permet d'évaluer la catégorie d'amélioration portant sur les réserves du sol en éléments fertilisants en déterminant le solde de ces éléments à partir du bilan minéral et organique et des rendements de référence¹³⁶. En revanche, cette méthode « ne permet pas de mettre en évidence les améliorations dues à une meilleure structure physique ou à une meilleure propreté du sol ou bien encore à l'amélioration de l'activité biologique du sol »¹³⁷ ;
- La méthode des cinquièmes permet de mesurer l'amortissement des résidus laissés sur place ou les apports d'amendement (fumures et arrière-fumures) au minimum sur trois ans par cinquième¹³⁸ ;
- Un seul arrêt mentionne la méthode des apports prédictifs et précise que celle-ci repose sur des analyses de sol, en complément de la méthode des bilans et des cinquièmes¹³⁹.

Ces quatre méthodes ont été développées par la Confédération des experts fonciers et agricoles, un réseau national agréé par le Conseil national de l'expertise foncière agricole et forestière (CNEFAF)¹⁴⁰. Cette structure ordinaire réglemente cette profession depuis le décret n°2006-1345 du 6 novembre 2006 précisant les modalités d'application de l'art. L. 411-73, 3° du code rural, qui stipule que « l'expert peut utiliser toute méthode lui permettant d'évaluer, avec précision, le montant de l'indemnité due au preneur sortant »¹⁴¹.

¹³¹ Cass. 3e civ., 28 nov. 2019, n° 17-31.246.

¹³² CA Rennes, ch. des baux ruraux, 18 nov. 2010, n° 07/04295.

¹³³ CA Rennes, 2e ch., 23 nov. 2018, n° 17/04744.

¹³⁴ CA Toulouse, 20 oct. 2016, n° 16/02487.

¹³⁵ CA Amiens, ch. baux ruraux, 14 juin 2022, n° 17/05006.

¹³⁶ CA Reims, ch. soc., 29 janv. 2020, n° 19/00969.

¹³⁷ CA Rouen, ch. de la proximité, 7 mars 2019, n° 16/04764.

¹³⁸ CA Amiens, ch. baux ruraux, 11 déc. 2018, n° 14/04138.

¹³⁹ CA Reims, ch. soc., 29 janv. 2020, n° 19/00969.

¹⁴⁰ <https://cnefaf.fr/>

¹⁴¹ Créé par les lois n° 2001-602 du 9 juillet 2001 et n°2005-157 du 23 février 2005

Les méthodes d'évaluation identifiées n'ont pu être soumises à évaluation, en raison du caractère confidentiel des documents élaborés par « Expert Agricole et Foncier ». Néanmoins, quelques arrêts de la Cour d'appel ont permis de clarifier le processus d'évaluation des indemnités. L'article L411-71 du code rural précise les modalités de calcul de l'indemnité. Il fixe notamment un seuil minimal d'augmentation de 20% du potentiel de production du terrain en cas de travaux de transformation du sol pour que ces travaux puissent être qualifiés d'amélioration. En toute logique, on retrouve cette exigence dans la jurisprudence. A cet égard, on remarque que ces dispositions législatives sont précisées par un plan d'inventaire résultant de l'arrêt du 31 octobre 1978 et jamais mis à jour. Son contenu traduit une conception assurément productiviste de la notion d'amélioration du fonds qui semble aujourd'hui, du moins en partie, contradictoire avec des pratiques agroécologiques. En outre, un arrêt de la Cour d'appel de Douai vient confirmer que l'expertise judiciaire se fonde encore sur les catégories listées au sein de ce plan, dans le cadre de l'évaluation des indemnités pour améliorations culturales¹⁴².

Finalement, il n'a été identifié qu'un certain nombre de variations entre les jugements, résultant de la diversité des situations auxquelles les juges font face mais aussi du flou juridique entourant certaines notions qui restent indéfinies et relèvent donc de la seule interprétation du juge. A titre d'exemple, un arrêt de la Cour d'appel se démarque des autres décisions, en ce qu'il inclut les produits phytopharmaceutiques dans la liste des soins apportés au sol et ouvrant droit à une indemnisation au preneur sortant, pour amélioration culturale¹⁴³.

La notion d'amélioration culturale

La notion d'amélioration culturale est une notion clé pour apprécier l'interprétation que fait le juge de celle de la qualité des sols, pourtant, elle ne bénéficie pas d'une définition claire (Grimonprez, 2014) dans le droit positif, et sa signification est en constante évolution dans la jurisprudence. L'expression « amélioration de la qualité des sols » n'est jamais évoquée en dehors des processus et méthodes d'évaluation des indemnités pour améliorations culturales susmentionnés. Ainsi, comprendre ce que recouvre la notion d'amélioration culturale permet d'accéder au sens que le juge confère à l'amélioration de la qualité des sols.

La CNEFAF classe les améliorations culturales en quatre catégories¹⁴⁴ :

- les réserves du sol en éléments fertilisants / le stock organo- minéral ;
- la propreté du sol (diminution des adventices) ;
- la structure physique du sol (décompactage) ;
- l'activité biologique du sol (état de la microfaune et de la microflore).

Les améliorations culturales sont identifiées comme une amélioration de la qualité de la composition du sol. Néanmoins, toute amélioration ne donne pas systématiquement lieu à des indemnités au preneur sortant.

C'est le cas des pratiques communément mises en œuvre au regard de référentiels localement établis. Par exemple, dans le cadre d'un contentieux où le preneur sortant demandait des indemnités, ce dernier voulait que soient reconnues au titre d'une amélioration les opérations d'épandage de fumier, de lisier et de chaux sur les terres, sans que la Cour d'appel ne retienne finalement ces arguments dans sa décision, au motif qu'elles résultaient des conditions normales d'une exploitation¹⁴⁵. Ces référentiels locaux sont parfois avancés par les parties mais ne sont pas nécessairement mobilisés par le juge pour rendre sa décision¹⁴⁶. Dans un arrêt de la Cour d'appel relatif à un contentieux portant sur défaut d'entretien comprenant l'assolement, le juge s'est ainsi fondé sur les conclusions de l'expert qui avait jugé ce dernier « conforme aux pratiques culturales en vigueur dans la région »¹⁴⁷. Tout travail du sol doit aussi viser le maintien d'une qualité minimale des terres louées¹⁴⁸ sur toute la durée du bail (minimum 9 ans). A cet égard, il est intéressant de noter que le juge ne semble vouloir évaluer

¹⁴² CA Douai, 26 juin 2014, n° 13/05636.

¹⁴³ CA Amiens, ch. éco., 29 juin 2010, n° 09/01623.

¹⁴⁴ <https://expertagricolenord.fr/faq/quest-ce-quune-amelioration-culturale/> ;

¹⁴⁵ CA Caen, 2e ch. civ., 16 sept. 2021, n° 20/00930.

¹⁴⁶ CA Rennes, ch. des baux ruraux, 18 nov. 2010, n° 07/04295.

¹⁴⁷ CA Amiens, ct0612, 27 mai 2008, n° 06/01414.

¹⁴⁸ CA Rennes, ch. des baux ruraux, 18 nov. 2010, n° 07/04295.

l'amélioration ou la dégradation d'un fonds que dans un temps limité après la cessation d'activité par l'exploitant¹⁴⁹. Bien que cette logique soit compréhensible sur le plan juridique, elle manque de sens dans le domaine des sciences du sol, les effets tant positifs que négatifs d'une pratique pouvant perdurer dans le temps. Le caractère temporaire ou permanent des pratiques culturales est un critère important de la qualification de l'amélioration ou de la dégradation du fonds.

A l'inverse, l'appauvrissement des réserves du sol en éléments fertilisants, les mauvaises herbes, le compactage des sols et la diminution de l'activité biologique du sol sont considérés comme une dégradation du fonds car ces éléments sont à l'origine d'une baisse de productivité des terres¹⁵⁰. Comme le rappelle la Cour d'appel de Douai, l'évaluation des améliorations culturales vise à statuer sur l'augmentation de la productivité des terres¹⁵¹. Bien qu'aucune indemnisation ne soit prévue par le Code rural pour la notion « d'amélioration de la productivité », la Cour d'appel a considéré que celle-ci pouvait être entendue comme la résultante d'améliorations culturales et ainsi être indemnisée en tant que telle. C'est donc une vision exclusivement agro-centrée que le juge applique à la notion d'amélioration du fonds.

Pertinence scientifique

L'interprétation jurisprudentielle des notions de droit pose parfois question, notamment sur la pertinence scientifique des éléments constituant l'amélioration du fonds. Un arrêt de la Cour d'appel d'Amiens¹⁵², datant du 29 juin 2010, permet d'approfondir la réflexion sur la notion d'insécurité juridique en ce qu'il interroge la place des éléments suivants listés dans le dispositif à titre d'amélioration du fonds, en lien avec la notion de qualité des sols :

- Semences en terre,
- Engrais en terre,
- Produits phytopharmaceutiques en terre,
- Fumier en terre,
- Façons culturales,
- Fonds cultural,
- Résidus organiques et minéraux divers.

La catégorisation des produits phytopharmaceutiques comme éléments d'amélioration du fonds constitue une généralité ne reflétant pas la complexité de leurs interactions avec l'interface du sol (Rasool *et al.*, 2022).

Les améliorations potentiellement apportées par les produits phytopharmaceutiques en terre doivent donc être évaluées en fonction du contexte et de la perspective adoptée. Dans une perspective agronomique, les phytopharmaceutiques peuvent représenter une amélioration culturale, dans le sens où ils peuvent être à l'origine, entre autres facteurs, d'une augmentation du rendement. Dans une perspective environnementale, l'application de pesticides a en revanche un impact négatif sur la qualité des sols (Al-Ahmadi, 2019), notamment sur sa dimension fonctionnelle.

Plusieurs types de pesticides sont à considérer : les herbicides, les insecticides, les fongicides, les rodenticides et les nématicides. L'application de produits issus de chacune de ces cinq catégories modifie les paramètres chimiques et biologiques du sol, pouvant, selon le degré de contamination du sol, impacter le rendement des cultures (Al-Ahmadi, 2019). Par exemple en endommageant la biodiversité microbienne et l'activité enzymatique du sol, les pesticides peuvent empêcher la dégradation de la matière organique (Baxter et Cummings, 2008).

Une étude INRAE publiée en mai 2023 a mis en évidence la persistance à long terme des résidus de pesticides dans les sols. Plus spécifiquement, les herbicides ont été identifiés comme la principale catégorie de résidus de pesticides persistants dans les terres arables, en termes de concentrations cumulées et indépendamment des propriétés du sol (Froger *et al.*, 2023). Le même constat peut s'appliquer aux engrais dont l'impact sur la qualité

¹⁴⁹ CA Orléans, ch. des urgences, 25 janv. 2012, n° 11/02072.

¹⁵⁰ <https://expertagricolenord.fr/faq/quest-ce-quune-amelioration-culturale/>

¹⁵¹ CA Douai, 26 juin 2014, n° 13/05636.

¹⁵² CA Amiens, ch. éco., 29 juin 2010, n° 09/01623.

des sols a fait l'objet de nombreuses études. Une fertilisation inappropriée peut entraîner une réaction en chaîne telle que : l'accroissement de l'acidification du sol et de la vulnérabilité aux agents pathogènes, la dégradation structurelle du sol et la diminution de sa capacité d'infiltration, et impacte de nombreux services écosystémiques tels que : le stock de carbone organique, la filtration de l'eau, la présence des organismes utiles, et ultimement la fertilité des sols (Krasilnikov *et al.*, 2022).

Plus spécifiquement, l'interaction entre les engrais inorganiques et les pesticides peut être à l'origine d'effets indésirables sur divers facteurs biotiques et abiotiques (Baweja *et al.*, 2020 ; Aktar *et al.*, 2009 ; Prashar et Shah, 2016). En ce sens, leur catégorisation en tant qu'élément d'amélioration du fonds n'est alors pas scientifiquement pertinente, au regard même de l'interprétation téléologique de la notion d'amélioration du fonds réalisée par le juge.

Il doit toutefois être noté qu'il n'a été trouvé aucune autre occurrence des produits phytopharmaceutiques dans les éléments considérés comme des améliorations culturales au sein du corpus jurisprudentiel analysé, ce qui nous amène à nous interroger sur l'origine de cette apparition. Cette liste provient-elle des documents méthodologiques présentés par les experts agricoles et fonciers au juge, ou s'agit-il d'une prise d'initiative de ce dernier ? Plusieurs arrêts ont montré que le juge était en mesure d'invalidier les rapports d'expertise manquant de pertinence scientifique. A titre d'exemple, les Cours d'appel de Reims¹⁵³ et de Rouen¹⁵⁴ ont rejeté l'indemnité due au preneur sortant pour améliorations culturales, les analyses de sol n'ayant pas été géolocalisées, respectivement par l'expertise judiciaire et par l'expertise amiable.

Enfin, la possibilité donnée aux preneurs d'effectuer des travaux d'amélioration¹⁵⁵ tels que les travaux de drainage sur simple « accord du bailleur »¹⁵⁶, sans y attacher une obligation d'étude d'impact préalable sur la qualité des sols, suscite des interrogations au regard du projet IDESoWa (2019-2024)¹⁵⁷ financé par l'Union européenne. Ce projet relativement récent s'intéresse à la manière dont le drainage des sols peut en modifier les propriétés, notamment par l'altération de leur composition minérale. Les résultats préliminaires de l'étude ont montré que les pertes en particules minérales à proximité des drains ont un impact sur les processus biologiques et chimiques, notamment sur la toxicité des pesticides dans le sol, en influençant le devenir des polluants dans les sols, mais également le cycle de la matière organique et des nutriments¹⁵⁸. Il apparaît alors légitime de s'interroger sur le bien-fondé du raisonnement juridique et jurisprudentiel, en l'absence d'analyses systémiques et spécifiques préalables des terres arables en cause. L'indéfinition de la « qualité des sols » en droit participe à limiter les sols au rôle de sols-producteurs dans la jurisprudence. Chaque élément porté à la connaissance du juge est uniquement apprécié au regard de son impact sur la couche arable et non sur l'entièreté du profil des sols examinés.

III. Potentiel agronomique, biologique et économique

III.1. Evaluation du potentiel agronomique et critères de classement en zone agricole

La protection du « potentiel agronomique, biologique ou économique » représente une condition de classement d'un secteur en zone agricole (zone A)¹⁵⁹. A l'inverse du potentiel biologique et économique, la notion de « potentiel agronomique » apparaît dans la majorité des moyens des requérants, et par extension, dans le dispositif du juge. Seules 2 mentions du potentiel biologique — par les requérants¹⁶⁰ et par le juge¹⁶¹ — ont pu être relevées, toujours

¹⁵³ CA Reims, ch. soc., 29 janv. 2020, n° 19/00969.

¹⁵⁴ CA Rouen, ch. de la proximité, 7 mars 2019, n° 16/04764.

¹⁵⁵ Article Article L411-73 du Code rural et de la pêche maritime.

¹⁵⁶ Article L411-69 du Code rural et de la pêche maritime.

¹⁵⁷ Cordis Europa, 2023. IDESoWa_Increased drainage effects on soil properties and water quality <https://cordis.europa.eu/project/id/867423> (dernier accès le 11 mars 2024)

¹⁵⁸ Cordis Europa, 2021. IDESoWa_Agricultural drainage changes soil more profoundly and faster than previously assumed. <https://cordis.europa.eu/article/id/429363-agricultural-drainage-changes-soil-more-profoundly-and-faster-than-previously-assumed> (dernier accès le 11 mars 2024).

¹⁵⁹ Art.R.151-22 du Code de l'urbanisme.

¹⁶⁰ TA Nantes, 30 nov. 2011, n° 0805372.

¹⁶¹ CAA Lyon, 5e ch. - formation à 3, 10 nov. 2022, n° 21LY00840.

en association avec le potentiel agronomique et/ou économique, et sans que cela ait aucune incidence sur l'issue du jugement.

Similairement aux contentieux de l'agriculture, peu d'information a pu être extraite du corpus sur la manière dont l'évaluation du potentiel agronomique est réalisée. Les juges se fondent sur une variété d'expertises et de documents au sein des rapports de présentation, néanmoins, aucun indicateur de potentiel agronomique ni de qualité des sols n'a été relevé. Parmi les sources utilisées par les experts, ont été identifiés :

- les études techniques de la DREAL¹⁶²,
- les rapports d'évaluation de la qualité des terres de la Commission départementale de consommation des espaces agricoles¹⁶³,
- les travaux de différents bureaux d'étude pour analyser le potentiel écologique des parcelles¹⁶⁴,
- la carte des valeurs agronomiques (Chambres interdépartementales d'agriculture)¹⁶⁵,
- les informations disponibles sur le site Géoportail¹⁶⁶,
- la carte des valeurs agricoles¹⁶⁷,
- la carte d'aptitude des sols¹⁶⁸.

Les critères de classement d'une parcelle en zone A ont pu être regroupés en trois catégories distinctes :

- la localisation de la parcelle,
- le parti d'aménagement,
- les caractéristiques de la parcelle.

Les principaux critères retenus par le juge pour justifier de la légalité du classement d'une parcelle en zone A sont relatifs à sa localisation et au parti d'aménagement. Le Tableau 18-A5 (en annexe) liste de manière exhaustive les critères identifiés dans les décisions pour chacune des trois catégories.

Pour la catégorie « localisation », les critères revenant le plus fréquemment dans les décisions sont : l'insertion de la parcelle au sein d'un vaste ensemble à dominante rurale, agricole ou naturelle (43%), son positionnement à l'extrémité d'une zone d'urbanisation diffuse (8%) et le fait qu'elle soit entourée de terrains à vocation agricole (7%).

Pour la catégorie « parti d'aménagement », le juge doit s'assurer que le classement en zone A est conforme aux orientations du Projet d'aménagement et de développement durable (PADD) et du Plan local d'urbanisme (PLU) (30%) et, dans certains cas, qu'il est compatible avec celles du Schéma de cohérence territoriale (SCoT) (2%).

Pour la catégorie « caractéristiques », les critères suivants ont le plus d'incidence sur la légalité du classement en zone A : la parcelle est vierge de toute construction (11%) et représente une superficie suffisamment importante (10%) pour ne pas constituer une « dent creuse » au sein de la zone en cause. A titre d'indication, le juge estime comme « conséquentes » ou « vastes » les surfaces allant par exemple de 4 809 m²¹⁶⁹ à 674 hectares¹⁷⁰. Toutefois, la superficie ne semble pas représenter un critère déterminant dans le processus de justification du classement en zone A, puisqu'un arrêt de la Cour administrative d'appel de Nantes a établi que la « petite taille » (755 m²)¹⁷¹ d'une parcelle¹⁷² était sans incidence sur son potentiel agronomique, et donc sur son classement en zone A¹⁷³. De manière générale, les caractéristiques d'une parcelle semblent sans incidence sur la légalité du classement, dès lors que les critères de localisation sont jugés cohérents et que le classement est en conformité

¹⁶² TA Besançon, 26 mars 2013, n° 1200218.

¹⁶³ TA Montpellier, 4 mai 2016, n° 1306005 ; TA Nancy, 31 déc. 2014, n° 1302974.

¹⁶⁴ TA Besançon, 2e ch., 1er déc. 2022, n° 2101363.

¹⁶⁵ CAA Nancy, 1re ch. - formation à 3, 25 mai 2022, n° 19NC03636.

¹⁶⁶ TA Montpellier, 4 mai 2016, n° 1306005.

¹⁶⁷ TA Toulon, 27 mai 2014, n° 1300290.

¹⁶⁸ CAA Marseille, 1re ch. - formation à 3, 30 oct. 2015, n° 13MA04227.

¹⁶⁹ CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 13 déc. 2022, n° 21LY02449.

¹⁷⁰ CAA Marseille, 9e ch., 23 juill. 2021, n° 19MA05500.

¹⁷¹ CAA Nantes, 5e ch., 17 janv. 2020, n° 19NT00752.

¹⁷² CAA Nantes, 5e ch., 17 janv. 2020, n° 19NT00752.

¹⁷³ CAA Nantes, 5e ch., 17 janv. 2020, n° 19NT00752.

avec un parti d'aménagement donné. Il doit être noté que les critères sans incidence sur la légalité du classement et ceux sans incidence sur le potentiel agronomique d'une parcelle semblent intrinsèquement liés.

Les principaux critères¹⁷⁴ identifiés dans le dispositif comme n'ayant aucune incidence sur le classement en zone A sont les suivants :

- l'absence ou la faible valeur agricole de la parcelle (28%),
- la parcelle est desservie par les réseaux ou équipée (15%),
- la parcelle n'est pas ou plus exploitée (14%),
- la parcelle se trouve à proximité d'une zone urbaine (12%),
- la parcelle était antérieurement classée en zone urbaine (7%).

Le juge les considère comme des « circonstances » n'étant pas de nature à ôter le caractère agricole d'une parcelle¹⁷⁵, ni son potentiel agronomique. En effet, le classement en zone A n'est pas subordonné à l'état de l'exploitation agricole, c'est-à-dire que l'absence d'exploitation n'est pas de nature à établir l'absence de potentiel agronomique dès lors que les terrains en cause font « partie d'un ensemble aux caractéristiques similaires »¹⁷⁶.

On constate une cohérence certaine de la jurisprudence quant aux conditions de classement, mais aussi de reclassement, d'une parcelle en zone agricole. En droit de l'urbanisme, on parle injustement de déclassement pour une zone passant d'une zone AU à une zone A. Dans cette étude, le terme « reclassement » a été employé pour désigner le passage d'une zone A à une zone AU. Le Tableau 18-A6 (en annexe) liste de manière exhaustive les critères de reclassement d'une parcelle initialement en zone A, indiquant que le juge suit sensiblement la même logique :

- absence de caractère exploitable,
- absence de valeur agronomique exceptionnelle,
- cohérence avec les objectifs du PADD,
- environnement qui a perdu son caractère essentiellement rural,
- proximité immédiate des zones urbaines.

Les arguments invoqués par les requérants suivent la même logique que celle du juge. Les requérants contestant le classement d'une parcelle en zone A mettent en avant : l'absence ou la faible qualité agronomique des terres (21%), l'absence d'exploitation, la proximité d'une zone urbaine, la desserte de la parcelle (7%), le mitage urbain (3%) et l'incohérence du classement avec les orientations du PADD (2%). Les requérants contestant le reclassement d'une zone A en une zone AU s'appuient *a contrario* sur la bonne qualité des terres (2%), la lutte contre le mitage agricole (1%) et l'absence de desserte (1%) de la parcelle en cause (Tableau 18-A7 en annexe).

Il convient de noter que le classement en zone agricole ou le reclassement d'une zone A, en raison de sa proximité ou de son insertion dans le tissu urbain, est assujéti à la nature et à l'ampleur des constructions. Le juge se doit ainsi d'apprécier la situation, les caractéristiques et la superficie de tout secteur classé en zone agricole au sein duquel une parcelle serait susceptible de s'insérer¹⁷⁷ ; notamment lorsque celle-ci ne se rattacherait pas à un secteur agricole préexistant, et que le classement ne pourrait se justifier que par la préservation de son potentiel agronomique.

Le classement en zone A doit être justifié par la préservation du potentiel agronomique, biologique et économique, pourtant, il n'est pas nécessaire de prouver que celui-ci existe puisque c'est au requérant que revient la charge de prouver que la parcelle en est dépourvue. On constate que le juge raisonne par association, selon le syllogisme suivant : s'il est admis qu'une parcelle s'insère dans un vaste ensemble à dominante rurale, agricole ou naturelle, qu'il est admis que cet ensemble n'est pas dépourvu de potentiel agronomique, alors, il n'est nul besoin de prouver

¹⁷⁴ Se référer au Tableau 18-A8. en annexe pour la liste exhaustive des critères identifiés comme n'ayant aucune incidence sur la légalité du classement en zone A.

¹⁷⁵ TA Orléans, 16 déc. 2014, n° 1302284.

¹⁷⁶ TA Marseille, 4e ch., 6 févr. 2023, n° 1910745.

¹⁷⁷ CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 7 juill. 2022, n° 21BX01276.

le potentiel agronomique de la parcelle en cause, et celle-ci doit être classée en zone agricole. De manière générale, il apparaît que les caractéristiques de la parcelle sont sans incidence sur la légalité du classement dès lors que celle-ci se rattache à un secteur rural voué à l'activité agricole¹⁷⁸. Somme toute, la notion de potentiel agronomique reste centrale dans les contentieux portant sur le classement en zone agricole, même si elle n'apparaît pas comme un critère primaire dans le processus de classement en zone A et que sa signification reste floue.

III.2. Définir le potentiel agronomique

La multitude de critères identifiés dans le corpus jurisprudentiel apporte dans une certaine mesure un éclairage sur ce que recouvre la notion de potentiel agronomique pour le juge. Premièrement, le potentiel agronomique est associé à la notion de vocation agricole¹⁷⁹, dans le sens où cette dernière notion conditionne la première. En effet, dès lors qu'une parcelle s'intègre dans une vaste zone agricole, elle ne peut être regardée comme dépourvue de tout potentiel agronomique¹⁸⁰. La vocation agricole d'un secteur est donc suffisante pour légalement classer un espace en zone A, dans le sens où le juge n'a pas à vérifier le caractère agricole d'une parcelle¹⁸¹. Le Tribunal administratif précise à ce sujet que « le classement d'une parcelle ne se limite pas aux seules caractéristiques de celle-ci mais repose sur la vocation de la zone couverte »¹⁸². Il n'en demeure pas moins que ce classement doit être « justifié par la préservation du potentiel agronomique, biologique ou économique des terres agricoles » concernées¹⁸³. Ainsi, les terres situées en zone AOC ou AOP sont classées en zone A, du fait de leur valeur agronomique inférée¹⁸⁴. Un arrêt du Conseil d'Etat de 2021 apporte des précisions importantes sur le poids de la notion de potentiel agronomique dans le classement en zone agricole¹⁸⁵. Il semblerait que ce ne soit pas tant l'existence ou l'absence de potentiel qui se révèle déterminant dans la légalité du classement mais plutôt le bien-fondé du classement en zone A, en ce que celui-ci permet la préservation supposée de ce potentiel, par rattachement à un secteur à vocation agricole. Il est intéressant de noter que le type de couverture ou d'occupation du sol n'impacte pas le conditionnement du classement en zone A et ne prive pas la parcelle de son potentiel agronomique, biologique ou économique, comme par exemple, l'exploitation de parcelles « en nature de prairie »¹⁸⁶ ou de « prairies enherbées »¹⁸⁷, la présence d'éléments naturels (haie), ou la topographie d'un terrain (fossé)¹⁸⁸. Selon un arrêt du tribunal administratif de 2015, le classement en zone agricole « ne se limite pas aux seuls espaces à qualité agronomique » et « peut recouvrir des secteurs à vocation de pâturage »¹⁸⁹.

Ainsi, la majorité des arrêts ne s'attache pas au caractère agricole d'une parcelle pour justifier de son classement en zone A¹⁹⁰. Pourtant, dans 7% des décisions analysées, le classement (Tableau 18-A6, en annexe) ou le reclassement (Tableau 18-A7) est justifié par la valeur agricole et 1% des décisions par l'état de l'exploitation et les enjeux naturels d'une parcelle. De même, alors que la majeure partie des décisions rejette le classement antérieur des parcelles comme moyen, 1% des décisions s'accorde, à l'inverse, sur l'incidence de cette antériorité sur le classement¹⁹¹ (Tableau 18-A6). Cette jurisprudence minoritaire est révélatrice d'une certaine confusion constatée parmi les requérants qui emploient de manière indifférenciée une pluralité de termes, en faisant notamment appel

¹⁷⁸ TA Melun, 13 nov. 2013, n° 1104895 ; TA Lille, 31 mai 2016, n° 1301388 ; CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 15 nov. 2017, n° 15BX03176.

¹⁷⁹ TA Nîmes, 1re ch., 20 sept. 2022, n° 2002672

¹⁸⁰ CAA Nantes, 5e ch., 17 janv. 2014, n° 12NT00992 ; CAA Nantes, 5e ch., 20 mars 2015, n° 13NT00584.

¹⁸¹ TA Nice, 1er mars 2023, n°1900947 ; CE, 6-5 chr, 24 nov. 2021, n° 435178.

¹⁸² TA Poitiers, 2e ch., 8 juin 2023, n° 2102798.

¹⁸³ TA Marseille, 19 décembre 2022, n°1908497 ; TA Nice, 1er mars 2023, n°1900947.

¹⁸⁴ TA Nantes, 26 juin 2014, n° 1112250.

¹⁸⁵ CE, 6-5 chr, 24 nov. 2021, n° 435178.

¹⁸⁶ CAA Lyon, 5e ch. - formation à 3, 10 nov. 2022, n° 21LY00840

¹⁸⁷ CAA Bordeaux, 5e ch. (formation à 3), 5 juill. 2022, n° 21BX02468

¹⁸⁸ TA Nantes, 1re ch., 31 janv. 2023, n° 2008427.

¹⁸⁹ TA Nice, 23 oct. 2015, n° 1204428.

¹⁹⁰ TA Pau, 3e ch., 18 nov. 2022, n° 2001046 ; TA Poitiers, 2e ch., 8 juin 2023, n° 2102798.

¹⁹¹ CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 24 mai 2018, n° 16BX03653.

aux termes de l'article R.151-22 du code de l'urbanisme : « intérêt agricole »¹⁹², « intérêt agronomique »¹⁹³, « potentiel agronomique », « qualité agricole »¹⁹⁴, « qualité agronomique »¹⁹⁵, « qualité des terres »¹⁹⁶, « valeur agronomique »¹⁹⁷ et « valeur agricole »¹⁹⁸.

La notion de valeur agricole a un sens bien distinct de celui attribué au potentiel agronomique¹⁹⁹, puisque ce potentiel est le seul à même de justifier le classement en zone A²⁰⁰. Pourtant, ce sens reste difficile à appréhender du fait de l'inconstance constatée quant à son rôle dans le classement en zone A. D'un côté, un certain nombre de décisions indiquent que la valeur agricole n'a aucun poids dans le classement en zone A, dès lors que celui-ci permet de maintenir la cohérence ou la continuité des espaces agricoles²⁰¹. De nombreuses décisions précisent ainsi que le classement en zone A n'est pas « subordonné à la préexistence d'une valeur agricole »²⁰². D'un autre côté, on trouve un certain nombre de décisions dont le dispositif se fonde sur la notion de valeur agricole pour justifier un zonage²⁰³. La Figure 18-A7 indique que sur 34 décisions analysées, la valeur agricole n'a aucune incidence sur la légalité du classement en zone A pour 24 d'entre elles, tandis qu'elle en a une pour les 11 restantes.

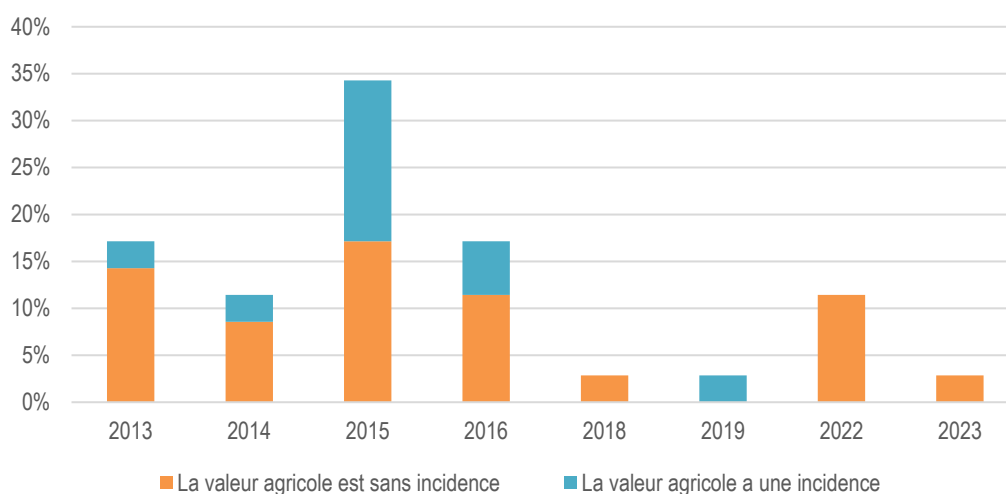


Figure 18-A7. Incohérence de la jurisprudence sur l'incidence de la valeur agricole d'une parcelle sur la légalité du classement en zone agricole entre 2013 et 2023 (% de n=34).

La signification de la notion de potentiel agronomique reste tout autant incertaine dans le sens où sa préservation est à la fois une condition du classement d'un espace en zone agricole et sans incidence sur ce dernier. Bien qu'il soit difficile de tirer des conclusions à partir d'un nombre limité de décisions, l'analyse du corpus jurisprudentiel a permis de relever un certain nombre d'indices nous permettant de formuler des hypothèses quant aux sens respectifs de ces deux notions.

La notion de valeur agricole ferait référence à l'aptitude des terres à être utilisées à des fins agricoles et donc à leur caractère agricole, tandis que la notion de potentiel agronomique ferait référence aux capacités productives

¹⁹² TA Nantes, 1re ch., 30 mai 2023, n° 2008641.

¹⁹³ TA Bordeaux, 15 janv. 2015, n° 1204270.

¹⁹⁴ CAA Lyon, 5e ch. a, 2 mai 2019, n° 18LY00703.

¹⁹⁵ TA Lyon, 5 févr. 2013, n° 1005194 ; TA Toulon, 23 juin 2020, n° 1900649.

¹⁹⁶ TA Nîmes, 26 mai 2014, n° 1203476 ; TA Toulouse, 25 mars 2015, n° 1202257 ; CAA Nantes, 2e ch., 29 déc. 2017, n° 17NT00513.

¹⁹⁷ CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 12 mai 2022, n° 20BX01381.

¹⁹⁸ CAA Bordeaux, 15 octobre 2019, n°18BX02379 ; CAA Lyon, 27 septembre 2022, n°21LY02260.

¹⁹⁹ CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 27 mai 2014, n° 13LY01653.

²⁰⁰ CAA Lyon, 27 septembre 2022, n°21LY02260.

²⁰¹ TA Grenoble, 2e ch., 17 oct. 2022, n° 1906686 ; TA Lyon, 6 avr. 2016, n° 1306182.

²⁰² TA Clermont-Ferrand, 1er oct. 2013, n° 1300225 ; CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 6 janv. 2015, n° 13LY03106 ; TA Dijon, 7 juill. 2015, n° 1403620 ; TA Lyon, 6 avr. 2016, n° 1306182 ; TA Lyon, 24 mai 2016, n° 1403822 ; CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 27 sept. 2022, n° 21LY02260 ; CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 12 mai 2022, n° 20BX01573.

²⁰³ CAA Nantes, 5e ch., 12 nov. 2015, n° 14NT01283 ; CAA Lyon, 23 févr. 2016, n° 14LY02209 ; TA Lyon, 15 mars 2016, n° 1306055.

intrinsèques des terres. On trouve notamment que la valeur agricole des terres est évaluée et répertoriée par les auteurs du PLU²⁰⁴ et que ces derniers peuvent faire usage de la carte d'aptitude des sols pour la déterminer²⁰⁵. La délimitation d'une zone agricole, constituée de terres à préserver en raison de leur potentiel agronomique, peut découler de l'évaluation de la valeur agronomique par la Chambre interdépartementale d'agriculture²⁰⁶.

Il a été relevé que la notion de valeur agricole était intrinsèquement liée à la notion de qualité des sols, ce qui n'est pas le cas pour la notion de potentiel agronomique. Il doit être noté que la notion de qualité des sols apparaît uniquement dans les décisions liées à la version antérieure du décret, portant sur le classement d'espaces en zone de richesse naturelle (NC), qui sont des zones à protéger « en raison notamment de la valeur agricole des terres ou de la richesse du sol ou du sous-sol » (article R. 123-18, C.urb.). En effet, la loi SRU du 13 décembre 2000 a modifié la catégorisation des espaces agricoles qui relèvent désormais de la zone A. La notion de valeur agricole a ainsi disparu du code de l'urbanisme, toutefois, il apparaît que la notion continue d'être employée conjointement avec la notion de potentiel agronomique²⁰⁷, sans pour autant se doter de la même signification à chaque décision. Le juge n'associe pas la qualité des terres à celle de potentiel agronomique, puisque celle-ci ne représente pas une condition de légalité de classement en zone agricole, dès lors qu'il est avéré que les terres en cause se rattachent à un vaste espace rural, agricole ou naturel cohérent. Le juge ne considère effectivement pas que l'absence de terres de qualité soit de nature à entacher le caractère agricole d'une parcelle, ni à remettre en cause son potentiel agronomique²⁰⁸. La confusion régnant autour de la notion de potentiel agronomique est révélatrice d'un besoin de définition des termes employés par le juge, ce flou entraînant une insécurité juridique.

III.3. Pertinence scientifique

La qualité des terres apparaît dans le raisonnement jurisprudentiel comme une circonstance ne suffisant pas à justifier le classement en zone A, dès lors que celui-ci est en accord avec le parti d'aménagement des auteurs du PLU et/ou des orientations du PADD ou du SCoT, d'autant plus dans un cadre de contrainte d'aménagement lié à des nécessités d'ordre économique ou à des risques²⁰⁹.

La notion de qualité écologique n'entre pas non plus dans les usages dans la jurisprudence. Elle n'apparaît qu'une seule fois dans le corpus analysé. La bonne qualité écologique d'une zone fonctionne alors comme un garant du potentiel agronomique ou de la vocation agricole d'une parcelle²¹⁰. Néanmoins, le bien-fondé scientifique relatif à l'absence de prise en compte de la qualité des sols ou de leur qualité agronomique, dans les contentieux portant sur le classement en zone agricole, pose question ; d'autant plus que la jurisprudence n'évolue pas dans ce sens. La juriste Anne-Cécile Belzon relève dans un entretien de 2020 dirigé par Lexbase²¹¹ que le Conseil d'Etat, dans un arrêt du 3 juin 2020²¹², a permis l'émergence de zones d'interfaces entre les secteurs urbanisés et ceux à vocation agricole en autorisant le classement de terrains en zone A, dès lors que leur proximité avec l'urbanisation serait susceptible de nuire au potentiel des terres agricoles attenantes. Le classement en zone A se justifie dès lors qu'il permet d'éviter l'étalement urbain, indépendamment du caractère ou du potentiel agronomique d'une parcelle, mais aussi lorsqu'il permet à une collectivité d'éviter d'engager des dépenses, par exemple « en termes

²⁰⁴ CAA Marseille, 2 juill. 2015, n° 13MA00685.

²⁰⁵ CAA Marseille, 1re ch. - formation à 3, 30 oct. 2015, n° 13MA04227.

²⁰⁶ CAA Nancy, 1re ch. - formation à 3, 25 mai 2022, n°19NC03636.

²⁰⁷ CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 13 oct. 2016, n° 14BX02688 ; CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 6 janv. 2015, n° 13LY03106 ; CAA Marseille, 1re ch. - formation à 3, 30 oct. 2015, n° 13MA0422 ; CAA Marseille, 31 juill. 2014, n° 12MA03191 ; CAA Nantes, 2e ch., 6 mars 2015, n° 13NT02180 ; CAA Nantes, 5e ch., 12 nov. 2015, n° 14NT01283 ; TA Bastia, 29 mai 2013, n° 1100274 ; TA Clermont-Ferrand, 1er oct. 2013, n° 1300225 ; TA Grenoble, 10 juill. 2014, n° 1304646 ; TA Grenoble, 12 nov. 2015, n° 1303050 ; TA Grenoble, 22 mai 2014, n° 1201529 ; TA Lyon, 15 mars 2016, n° 1306055 ; TA Lyon, 24 mai 2016, n° 1403822 ; TA Lyon, 6 avr. 2016, n° 1306182 ; TA Montpellier, 30 juin 2016, n° 1403594 ; TA Nantes, 28 mai 2015, n° 1306941 ; TA Nantes, 9 juill. 2013, n° 1103969 ; TA Rennes, 11 avr. 2014, n° 1202474 ; TA Rennes, 28 juin 2013, n° 1100800 ; TA Toulon, 27 mai 2014, n° 1300290 ; TA Toulouse, 13 mars 2015, n° 1203890 ; TA Toulouse, 26 sept. 2013, n° 1000909.

²⁰⁸ TA Nîmes, 26 mai 2014, n° 1203476.

²⁰⁹ CAA Nancy, 19 déc. 2013, n° 12NC00385.

²¹⁰ TA Besançon, 2e ch., 1er déc. 2022, n° 2101363.

²¹¹ Propos de Anne-Cécile Belzon pour Lexbase Hebdo, 1^{er} juillet 2020. <https://www.lexbase.fr/revues-juridiques/58996216-citedanslarubriqueurbanismebtitrenspiquelfondementpourleclassementdesparcellesenzo>

²¹² CE, 6e et 5e ch. réunies, 3 juin 2020, n° 429515, Lebon T.

de travaux de voiries et de raccordement aux différents réseaux »²¹³. La jurisprudence tend ainsi de plus en plus vers une altération de l'ambition initiale du législateur qui était de réserver les zones A aux activités agricoles, en classant exclusivement des espaces présentant un « potentiel agricole avéré »²¹⁴.

IV. Conclusion

Cette étude explore l'interprétation de la qualité des sols dans le cadre de décisions relevant de la jurisprudence judiciaire et administrative. Deux types de contentieux ont respectivement été pris pour illustration : les notions d'amélioration et de dégradation du fonds, et la notion de potentiel agronomique, biologique ou économique des terres. Les résultats démontrent que la prise en compte de la qualité du sol dans les contentieux liés à l'agriculture et à l'urbanisme reste largement marginale.

L'analyse du corpus jurisprudentiel n'a pas permis d'apporter les clarifications recherchées en termes de sécurité juridique, en ce qu'aucune définition des notions examinées, ni aucun indicateur n'ont pu être identifiés. La proportion de contentieux au sein desquels le sol est mentionné dans les moyens (requérant) et/ou les motifs (juge), est très faible. En effet, force est de constater que l'atteinte à la qualité des sols n'est pas source de litige, car elle ne représente pas un argument invoqué par les requérants pour s'opposer à des travaux ou réclamer des indemnités. La qualité des terres représente dans quelques rares contentieux un motif d'opposition de la part des requérants au classement de parcelles d'une zone A en zone AU, cependant, cet argument est sans effet sur la légalité du classement. Conformément à la finalité de la norme et au contexte, le juge s'attache ainsi davantage aux pratiques qu'à leurs impacts sur les sols et leur qualité. En somme, la notion de « qualité des sols » n'a pas d'existence en soi en jurisprudence, elle n'apparaît que ponctuellement dans le cadre des rapports d'expertise relatifs à l'évaluation des indemnités au preneur sortant et aux critères de classement en zone agricole. Les notions d'amélioration culturelle et de potentiel agronomique jouent alors un rôle clé pour saisir la manière dont le juge appréhende la qualité des sols. La qualité des sols est ainsi largement absente du corpus jurisprudentiel et les contentieux s'y rapportant révèlent une grande hétérogénéité dans l'interprétation des notions étudiées. En définitive, l'existence d'un décalage considérable entre les connaissances scientifiques sur les sols et l'approche adoptée à la fois en droit positif et dans la jurisprudence dans le cadre de contentieux liés à l'usage des terres, empêche le juge de saisir l'ampleur des enjeux liés à la préservation de la qualité des sols.

Finalement, cette étude suscite des interrogations sur la pertinence scientifique de la jurisprudence examinée, relative à la préservation de la qualité des sols dans leur dimension multifonctionnelle. L'accès limité au contenu des documents méthodologiques réalisés par les experts judiciaires participe notamment au maintien d'une certaine incertitude, à la fois scientifique et juridique, et souligne la nécessité d'instaurer une plus grande transparence judiciaire, afin de favoriser les efforts de collaboration nécessaire sur ces questions relevant du débat public.

²¹³ CAA Lyon, 5e ch. a, 2 mai 2019, n° 18LY00703.

²¹⁴ Propos de Loïc Prieur, entretien pour Lexbase Hebdo, 1^{er} juillet 2020. <https://www.lexbase.fr/revues-juridiques/58996216-citedanslarubriqueurbanismebtitrenbspiquelafondementpourleclassementdesparcellesenzo>

Annexes (tableaux)

A. Analyse statistique du corpus de la jurisprudence judiciaire sur le thème de l'amélioration du fonds

Tableau 18-A3. Moyenne des thèmes de contentieux relatifs à la notion d'amélioration du fonds et au fonds (%), basée sur le plan d'inventaire de l'article R411-15 du Code rural et de la pêche maritime (données issues des Tableaux 18-A4 et 18-A5 ci-dessous)

| Motifs contentieux amélioration au fonds + bail rural | Moyenne amélioration au fonds + amélioration du fonds (%) |
|--|---|
| Bâtiments d'habitation | 17% |
| Bâtiments d'exploitation | 19% |
| Ouvrages incorporés au sol | 6% |
| Plantations | 18% |
| Travaux de transformation du sol (augmentation du potentiel de production du terrain) | 5% |
| Améliorations foncières ("retournement de parcelles" "mise en herbe" "mise en œuvre de moyens culturaux" "regroupement de parcelles" "suppression des talus" "suppression des haies" "suppression des arbres") | 7% |
| Améliorations culturelles | 38% |
| Travaux et aménagements divers ("travaux d'aménagement") | 3% |

Tableau 18-A4. Analyse statistique des thèmes de contentieux relatifs à la notion d'amélioration au fonds (%), basée sur le plan d'inventaire de l'article R411-15 du Code rural et de la pêche maritime.

| Thèmes des contentieux pour « amélioration au fonds + bail rural » | Nombre de décisions (n=374) | % |
|--|-----------------------------|-----|
| Bâtiments d'habitation | 74 | 20% |
| Bâtiments d'exploitation | 84 | 22% |
| Ouvrages incorporés au sol | 36 | 10% |
| Plantations | 78 | 21% |
| Travaux de transformation du sol (augmentation du potentiel de production du terrain) | 33 | 9% |
| Améliorations foncières ("retournement de parcelles" "mise en herbe" "mise en œuvre de moyens culturaux" "regroupement de parcelles" "suppression des talus" "suppression des haies" "suppression des arbres") | 32 | 9% |
| Améliorations culturelles | 125 | 33% |
| Travaux et aménagements divers ("travaux d'aménagement") | 12 | 3% |

Tableau 18-A5. Analyse statistique des thèmes de contentieux relatifs à la notion d'amélioration du fonds (%), basée sur le plan d'inventaire de l'article R411-15 du Code rural et de la pêche maritime.

| Thèmes des contentieux « amélioration du fonds + bail rural » | Nombre de décisions (n=206) | Amélioration au fonds + amélioration du fonds | Nb réel de décisions pour l'amélioration du fonds (n=97) | % |
|--|-----------------------------|---|--|-------|
| Bâtiments d'habitation | 23 | 9 | 14 | 14% |
| Bâtiments d'exploitation | 32 | 16 | 16 | 16,5% |
| Ouvrages incorporés au sol | 7 | 5 | 2 | 2,1% |
| Plantations | 30 | 16 | 14 | 14,4% |
| Travaux de transformation du sol (augmentation du potentiel de production du terrain) | 12 | 11 | 1 | 1% |
| Améliorations foncières ("retournement de parcelles" "mise en herbe" "mise en œuvre de moyens culturaux" "regroupement de parcelles" "suppression des talus" "suppression des haies" "suppression des arbres") | 13 | 8 | 5 | 5,2% |
| Améliorations culturelles | 84 | 42 | 42 | 43,3% |
| Travaux et aménagements divers ("travaux d'aménagement") | 5 | 2 | 3 | 3,1% |

B. Critères de (re)classement des espaces en zone agricole (A)

Sur 141 décisions analysées, 24 mentionnent au moins un élément des 3 catégories. Le juge s'appuie principalement sur les critères de localisation (136 décisions) et de parti d'aménagement (84 décisions) pour justifier le classement en zone agricole.

Tableau 18-A6. Proportion des critères invoqués par le juge dans le dispositif justifiant la légalité du classement en zone agricole (n=141). Les critères sont classés en 3 catégories : parti d'aménagement, localisation et caractéristiques de la parcelle.

| Critères de classement en zone A | | |
|----------------------------------|---|------------|
| Catégories | Critères | % de n=141 |
| LOCALISATION | S'ouvre sur/à l'intérieur de/en bordure de/ s'intègre dans un(e) vaste zone/tènement/espace/ensemble agricole/à dominante agricole/naturelle/rurale | 43% |
| | En limite/à l'extrémité d'une zone d'urbanisation diffuse/éloignée du centre/faible densité du bâti | 8% |
| | Limitrophe/insérée dans une zone/entourée de terrains à vocation agricole | 7% |
| | Se trouve dans une aire d'appellation d'origine contrôlée (AOC) | 6% |
| | Jouxté/borde/s'insère dans/entourée de/est limitrophe d'une zone non bâtie | 4% |
| | Ne constitue pas une dent creuse/une enclave/au sein d'une zone urbanisée/en continuité | 3% |
| | Jouxté des parcelles agricoles exploitées | 2% |
| | Implantée dans une zone à caractère essentiellement rural/agricole | 2% |
| | Présente un caractère agricole et naturel | 1% |
| | Se trouve dans un périmètre de valeur agricole | 1% |
| PARTI D'AMENAGEMENT | En accord/conforme/cohérent avec les objectifs/orientations/axes du PADD/PLU/OPA | 30% |
| | Compatibilité avec/conforme aux objectifs du SCoT | 2% |
| | Nécessité d'une zone tampon/contraintes d'aménagement liées à un ou des risques (inondation, incendie, plan d'épandage) | 2% |
| | La compensation des terres agricoles doit être suffisante | 1% |
| | La consommation d'espaces agricoles ne doit pas être excessive | 1% |
| | Le classement doit être justifié par la préservation du potentiel agronomique, biologique ou économique | 1% |
| | Ultérieurement classé en zone A | 1% |
| CARACTERISTIQUES | Parcelle non construite/vierge/libre de toute construction | 11% |
| | Superficie vaste/importante (4 000 m ² ; 6 000 m ² ; 13 500 m ² ; 674 ha) | 10% |
| | Valeur agricole/viticole de la parcelle | 7% |
| | Potentiel agronomique de la parcelle/potentiel agronomique viable/l'absence de potentiel agronomique n'est pas établi | 5% |
| | Séparée de l'urbanisation (par une voie) | 3% |
| | Forte valeur agronomique des terres | 2% |
| | (Très) bonne qualité des terres | 1% |
| | Qualité agricole des parcelles | 1% |
| | Grande qualité paysagère | 1% |
| | Qualité agronomique | 1% |
| | Relief satisfaisant pour l'exploitation | 1% |
| | Qualité agronomique du sol | 1% |
| | Présente des enjeux naturels | 1% |
| La parcelle est en culture | 1% | |

Tableau 18-A7. Liste des critères invoqués par le juge dans le dispositif justifiant la légalité du reclassement d'une zone agricole (n=141). Les critères sont classés en 3 catégories : parti d'aménagement, localisation et caractéristiques de la parcelle.

| Critères de reclassement d'une zone A | | |
|---------------------------------------|---|--------|
| Catégories | Motifs | Nombre |
| CARACTERISTIQUES | Superficie de la parcelle trop faible créant un mitage de l'espace | 2 |
| | Pas de valeur agronomique exceptionnelle justifiant la conservation en zone A | 1 |
| | Sites peu qualitatifs | 1 |
| | La parcelle n'a plus de qualité agronomique ou écologique | 2 |
| | La parcelle n'a pas de caractère exploitable | 1 |
| | Importante artificialisation de la parcelle | 1 |
| | La parcelle est dépourvue de / a une faible valeur agricole | 3 |
| LOCALISATION | Proximité immédiate des zones urbaines/parcelle insérée dans le tissu urbain/ forte densité de construction/en continuité avec une zone urbaine | 5 |
| | Parcelle située à l'extérieur d'une vaste zone agricole/dans un secteur pas à dominante agricole | 2 |
| | Fait partie d'un ensemble réduit de terrains en zone A | 1 |
| | Se situe dans un environnement qui a perdu son caractère essentiellement rural | 1 |
| PARTI D'AMENAGEMENT | Faibles enjeux agricoles et paysagers de la zone | 1 |
| | Cohérence avec le PADD | 3 |
| | La parcelle n'est pas identifiée par le SCoT comme une terre à forte potentialité agronomique ou parmi les terres fertiles à préserver | 2 |

C. Principaux arguments de contestation de classement et de reclassement d'une zone agricole (A)

Sur 141 décisions, seules 9 mentionnent au moins un élément des 3 catégories. Les requérants font majoritairement appel aux critères des catégories « caractéristiques » (128 décisions) et « localisation » (84 décisions).

Tableau 18-A8. Proportion des arguments du requérant contestant le classement en zone agricole d'une part et le reclassement d'une zone agricole d'autre part (n=141). Les critères sont classés en 3 catégories : parti d'aménagement, localisation et caractéristiques de la parcelle.

| Principaux arguments de contestation | | |
|---|---|------------|
| CONTESTATION DE CLASSEMENT EN ZONE A | | |
| Catégories | Arguments | % de n=141 |
| CARACTERISTIQUES | Faible/aucune/pas/dépourvu de tout potentiel/qualité agronomique | 21% |
| | Parcelles en friche/pas/plus exploitées | 7% |
| | Absence de valeur agricole | 3% |
| | Très faible/mauvaise qualité des terres/des sols | 2% |
| | Faible superficie | 2% |
| | Incohérence avec les orientations du PADD | 2% |
| | Faible rentabilité dès l'exploitation | 1% |
| | Mauvaise topographie | 1% |
| | Aucun intérêt agronomique | 1% |
| | Pas d'intérêt paysager | 1% |
| | Absence de potentiel agricole | 1% |
| | Sol presque entièrement artificialisé | 1% |
| | La parcelle n'a pas/plus de caractère agricole | 1% |
| | Pas de vocation agricole | 1% |
| LOCALISATION | Parcelle entourée de constructions/urbanisée/à proximité d'une zone U/jouxté des terrains bâtis | 7% |
| | Parcelle desservie par les réseaux | 7% |
| | Mitage urbain/constitue une dent creuse | 3% |
| PARTI D'AMENAGEMENT | Incohérence avec les orientations du PADD | 2% |
| | Antérieurement classée dans une zone autre que A | 2% |
| CONTESTATION DE DECLASSEMENT D'UNE ZONE A | | |
| CARACTERISTIQUES | Bonne qualité agricole des terres/terres de grande qualité | 2% |
| | Bonne valeur agronomique/supérieure/ des terres | 1% |
| | Impact paysager | 1% |
| | Fort potentiel agronomique | 1% |
| | Terres facilement exploitables | 1% |
| LOCALISATION | Lutter contre le mitage | 1% |
| | Secteur pas desservi | 1% |
| PARTI D'AMENAGEMENT | Contraire aux orientations du PADD | 1% |
| | Contraire aux objectifs de protection et de limitation des espaces agricoles du PLU | 1% |

D. Critères sans incidence sur le classement en zone agricole (A)

Tableau 18-A9. Proportion des motifs et moyens, respectivement invoqués par le juge et les requérants, n'ayant pas d'incidence sur la légalité du classement en zone agricole (n=141). Les critères sont classés en 3 catégories : parti d'aménagement, localisation et caractéristiques de la parcelle.

| Critères sans incidence sur le classement en zone A | | |
|---|--|------------|
| Catégories | Critères | % de n=141 |
| LOCALISATION | Desservie par les réseaux/existence d'équipements | 15% |
| | Se trouve à proximité d'une zone urbaine/rattachée à une enveloppe urbaine/entourée de constructions/à proximité d'habitations | 12% |
| | Forte variabilité du relief/en pente | 4% |
| PARTI D'AMENAGEMENT | Antérieurement classée en zone urbaine | 7% |
| CARACTERISTIQUES | Faible/absence de valeur agricole | 28% |
| | Ne fait pas/plus l'objet d'une exploitation/pas cultivée/état de l'exploitation agricole | 14% |
| | Ne présente pas de potentiel/de valeur agronomique | 12% |
| | Forte variabilité du relief/en pente | 2% |
| | Qualité du sol plus faible | 2% |
| | Qualité du sol assez médiocre/caillouteuse par endroit | 1% |
| | Imperméable | 1% |
| Absence d'intérêt agricole de la parcelle | 1% | |

E. Critères sans incidence sur le potentiel agronomique

Tableau 18-A10. Proportion des motifs et moyens, respectivement invoqués par le juge et les requérants, n'ayant pas d'incidence sur le potentiel agronomique (n=141). Les critères sont classés en 3 catégories : parti d'aménagement, localisation et caractéristiques de la parcelle.

| Critères sans incidence sur le potentiel agronomique | | |
|--|---|------------|
| Catégories | Critères | % de n=141 |
| LOCALISATION | Jouxte des terrains bâtis/des habitations | 15% |
| | Parcelle desservie par les réseaux/équipée | 11% |
| | La parcelle constitue une dent creuse | 7% |
| | Bourg de niveau 3 susceptible d'accueillir des constructions "en extension urbaine" | 2% |
| | Située dans un quartier pavillonnaire/à 800 m du centre et de la gare | 2% |
| | Parcelle bordée par une zone urbaine | 2% |
| PARTI D'AMENAGEMENT | Anciennement classée dans une zone autre que A | 7% |
| | Interdiction de labourage à certaines périodes de l'année | 2% |
| CARACTERISTIQUES | Parcelle plus/pas exploitée/cultivée/aucune activité agricole | 20% |
| | Faible superficie de la parcelle (755 m ²) | 7% |
| | Bâtiments sur la parcelle | 7% |
| | Les cultures ont été arrachées | 4% |
| | Absence de qualité des terres | 2% |
| | Absence de caractère agricole | 2% |
| | Dépourvue de végétation remarquable | 2% |
| | Parcelle/terrain plat(e) | 2% |
| | Parcelle en pente | 2% |
| | Parcelle close de murs et bordée par une voie | 2% |
| Sol imperméable | 1% | |

F. Corpus jurisprudentiel

Tableau 18-A11. Corpus constitué pour la jurisprudence judiciaire, sur la notion d'amélioration du fonds dans le cadre des baux ruraux (Doctrines, 2023).

| Amélioration du fonds | | |
|-----------------------|-------------------|---|
| Nb de décisions | Juridiction | Référence |
| 1 | Cour de cassation | Cass. 3e civ., 31 janv. 1990, n° 88-16.754. |
| 2 | Cour de cassation | Cass. 3e civ., 27 oct. 2009, n° 08-21.169. |
| 3 | Cour de cassation | Cass. 3e civ., 12 avr. 2018, n° 16-23.751. |
| 4 | Cour d'appel | CA Paris, pôle 4 ch. 9, 3 sept. 2015, n° 12/17397. |
| 5 | Cour d'appel | CA Amiens, 27 juin 2013, n° 12/01024. |
| 6 | Cour d'appel | CA Orléans, ch. des urgences, 25 janv. 2012, n° 11/02072. |
| 7 | Cour d'appel | CA Rouen, ct0038, 17 sept. 2008, n° 07/00703. |
| 8 | Cour d'appel | CA Amiens, ct0612, 27 mai 2008, n° 06/01414. |
| 9 | Cour d'appel | CA Reims, ct0193, 1er févr. 2006. |

Tableau 18-A12. Corpus constitué pour la jurisprudence judiciaire, sur la notion d'amélioration au fonds dans le cadre des baux ruraux (Doctrines, 2023).

| Amélioration au fonds | | |
|-----------------------|-------------------|--|
| Nb de décisions | Juridiction | Référence |
| 1 | Cour de cassation | Cass. 3e civ., 4 juill. 2019, n° 18-15.082. |
| 2 | Cour de cassation | Cass. 3e civ., 14 sept. 2017, n° 15-29.215. |
| 3 | Cour de cassation | Cass. 3e civ., 5 nov. 2015, n° 14-23.875, Bull. 2016, n° 839, 3e Civ., n° 414. |
| 4 | Cour d'appel | CA Dijon, 2e ch. civ., 31 mars 2022, n° 20/01078. |
| 5 | Cour d'appel | CA Caen, 2e ch. civ., 16 sept. 2021, n° 20/00930. |
| 6 | Cour d'appel | CA Poitiers, ch. soc., 24 juin 2021, n° 19/02867. |
| 7 | Cour d'appel | CA Reims, ch. soc., 29 janv. 2020, n° 19/00969. |
| 8 | Cour d'appel | CA Amiens, ch. baux ruraux, 14 mai 2019, n° 15/04107. |
| 9 | Cour d'appel | CA Rouen, ch. de la proximité, 7 mars 2019, n° 16/04764. |
| 10 | Cour d'appel | CA Lyon, ch. soc. b, 23 mars 2018, n° 16/08282. |
| 11 | Cour d'appel | CA Amiens, 13 sept. 2016, n° 15/00825. |
| 12 | Cour d'appel | CA Saint-Denis de la Réunion, 15 févr. 2016, n° 15/01558. |
| 13 | Cour d'appel | CA Amiens, 27 oct. 2015, n° 15/01315. |
| 14 | Cour d'appel | CA Montpellier, 15 janv. 2015, n° 11/08578. |
| 15 | Cour d'appel | CA Douai, 26 juin 2014, n° 13/05636. |
| 16 | Cour d'appel | CA Amiens, ch. éco., 13 mars 2012, n° 10/00601. |
| 17 | Cour d'appel | CA Amiens, ch. éco., 29 juin 2010, n° 09/01623. |
| 18 | Cour d'appel | CA Versailles, 4e ch., 15 juin 2009, n° 08/01891. |
| 19 | Cour d'appel | CA Douai, 8 janv. 2009, n° 06/04661. |

Tableau 18-A13. Corpus constitué pour la jurisprudence judiciaire, sur la notion de dégradation du fonds dans le cadre des baux ruraux (Doctrines, 2023).

| Dégradation du fonds | | |
|----------------------|-------------------|--|
| Nb de décisions | Juridiction | Référence |
| 1 | Cour de cassation | Cass. 3e civ., 19 nov. 2020, n° 19-21.348. |
| 2 | Cour d'appel | CA Bourges, 1re ch., 23 mars 2023, n° 22/00010. |
| 3 | Cour d'appel | CA Amiens, ch. baux ruraux, 11 juin 2019, n° 17/01473. |
| 4 | Cour d'appel | CA Orléans, ch. civ., 4 mars 2019, n° 18/01959. |
| 5 | Cour d'appel | CA Rennes, 2e ch., 23 nov. 2018, n° 17/04744. |
| 6 | Cour d'appel | CA Toulouse, 20 oct. 2016, n° 16/02487. |
| 7 | Cour d'appel | CA Reims, ch. soc., 4 avr. 2012, n° 09/00812. |
| 8 | Cour d'appel | CA Besançon, 6 mars 2012, n° 11/00624. |
| 9 | Cour d'appel | CA Rennes, ch. des baux ruraux, 18 nov. 2010, n° 07/04295. |

Tableau 18-A14. Corpus constitué pour la jurisprudence administrative, sur la notion de potentiel agronomique dans le cadre du Plan Local d'Urbanisme, à partir de la requête de catégorie 1 (Doctrines, 2023).

| Potentiel agronomique_Requête 1 | | |
|---------------------------------|-----------------------------|---|
| Nb de décisions | Juridiction | Référence |
| 1 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 14 févr. 2023, n° 21LY02281. |
| 2 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 13 déc. 2022, n° 21LY02449. |
| 3 | Cour administrative d'appel | CAA Versailles, 2e ch., 19 mai 2022, n° 18VE00974. |
| 4 | Cour administrative d'appel | CAA Bordeaux, 4e ch., 17 déc. 2021, n° 18BX01101. |
| 5 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 9e ch., 23 juill. 2021, n° 19MA05500. |
| 6 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 2e ch., 29 déc. 2017, n° 17NT00513. |
| 7 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 27 févr. 2017, n° 15NT02273. |
| 8 | Cour administrative d'appel | CAA Versailles, 4e ch., 13 mars 2012, n° 11VE01838. |
| 9 | Tribunal administratif | TA Strasbourg, 7e ch., 2 févr. 2023, n° 2008414. |
| 10 | Tribunal administratif | TA Pau, 3e ch., 18 nov. 2022, n° 2001046. |
| 11 | Tribunal administratif | TA Toulouse, 18 nov. 2015, n° 1205260. |
| 12 | Tribunal administratif | TA Poitiers, 22 oct. 2015, n° 1300710. |
| 13 | Tribunal administratif | TA Toulouse, 25 mars 2015, n° 1202257. |
| 14 | Tribunal administratif | TA Bordeaux, 15 janv. 2015, n° 1204255. |
| 15 | Tribunal administratif | TA Montpellier, 31 déc. 2014, n° 1300448. |
| 16 | Tribunal administratif | TA Nancy, 31 déc. 2014, n° 1302974. |
| 17 | Tribunal administratif | TA La Réunion, 27 nov. 2014, n° 1300232. |
| 18 | Tribunal administratif | TA Nîmes, 8 nov. 2013, n° 1103518. |
| 19 | Tribunal administratif | TA Caen, 7 mai 2013, n° 1201608. |
| 20 | Tribunal administratif | TA Marseille, 6 mai 2013, n° 1107700. |
| 21 | Tribunal administratif | TA Lyon, 16 oct. 2008, n° 0602868. |

Tableau 18-A15. Corpus constitué pour la jurisprudence administrative, sur la notion de potentiel agronomique dans le cadre du Plan Local d'Urbanisme, à partir de la requête de catégorie 2 (Doctrine, 2023).

| Potentiel agronomique_Requête 2 | | |
|---------------------------------|-----------------------------|--|
| Nombre de décisions | Juridiction | Référence |
| 1 | Conseil d'Etat | CE, 6-5 chr, 24 nov. 2021, n° 435178. |
| 2 | Cour administrative d'appel | CAA Bordeaux, 1re ch., 6 juill. 2023, n° 21BX02661. |
| 3 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 5e ch. - formation à 3, 16 mars 2023, n° 22LY00269. |
| 4 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 5e ch. - formation à 3, 10 nov. 2022, n° 21LY00840. |
| 5 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 16 févr. 2023, n° 23MA00221. |
| 6 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 27 sept. 2022, n° 21LY02260. |
| 7 | Cour administrative d'appel | CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 7 juill. 2022, n° 21BX01276. |
| 8 | Cour administrative d'appel | CAA Nancy, 1ere chr.-formation à 3, 25 mai 2022, n°19NC03636. |
| 9 | Cour administrative d'appel | CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 12 mai 2022, n° 20BX01573. |
| 10 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 2e ch., 25 févr. 2022, n° 20NT02745. |
| 11 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 1er févr. 2022, n° 21NT00401. |
| 12 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 1re ch., 25 nov. 2021, n° 20MA01280. |
| 13 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 5e ch., 17 juin 2021, n° 20LY02278. |
| 14 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 5e ch., 3 déc. 2020, n° 20LY00064. |
| 15 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 1re ch., 17 juill. 2020, n° 19MA01395. |
| 16 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 17 janv. 2020, n° 19NT00752. |
| 17 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 1re ch., 9 janv. 2020, n° 19LY00005. |
| 18 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 26 nov. 2019, n° 18NT02893. |
| 19 | Cour administrative d'appel | CAA Bordeaux, 5e ch., 15 oct. 2019, n° 18BX02379. |
| 20 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 4 juin 2019, n° 18NT01380. |
| 21 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 5e ch. a, 2 mai 2019, n° 18LY00703. |
| 22 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, juge des réf., 22 janv. 2019, n° 18MA05132. |
| 23 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 9e ch. - formation à 3, 21 déc. 2018, n° 18MA03189 - 18MA03190. |
| 24 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 21 déc. 2018, n° 18NT01040. |
| 25 | Cour administrative d'appel | CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 24 mai 2018, n° 16BX03653. |
| 26 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 16 mars 2018, n° 16NT03801. |
| 27 | Cour administrative d'appel | CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 15 nov. 2017, n° 15BX03176. |
| 28 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 9e ch. - formation à 3, 20 juin 2017, n° 16MA01191. |
| 29 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 2e ch., 17 mai 2017, n° 15NT03613. |
| 30 | Cour administrative d'appel | CAA Bordeaux, 5e ch. - formation à 3, 27 avr. 2017, n° 15BX02994. |
| 31 | Cour administrative d'appel | CAA Bordeaux, 1re ch. - formation à 3, 13 oct. 2016, n° 14BX02688. |
| 32 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 15 avr. 2016, n° 15NT00040. |
| 33 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 23 févr. 2016, n° 14LY02209. |
| 34 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 5 févr. 2016, n° 15NT00284. |
| 35 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 12 nov. 2015, n° 14NT01283. |
| 36 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 1re ch. - formation à 3, 30 oct. 2015, n° 13MA04227. |
| 37 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 2 juill. 2015, n° 13MA00685. |
| 38 | Cour administrative d'appel | CAA Versailles, 2e ch., 11 mai 2015, n° 13VE02967. |
| 39 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 17 avr. 2015, n° 13NT01925. |
| 40 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 20 mars 2015, n° 13NT00584. |
| 41 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 2e ch., 6 mars 2015, n° 13NT02180. |
| 42 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 6 janv. 2015, n° 13LY03106. |
| 43 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 12 déc. 2014, n° 12NT03359. |
| 44 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 31 juill. 2014, n° 12MA03191. |
| 45 | Cour administrative d'appel | CAA Lyon, 1re ch. - formation à 3, 27 mai 2014, n° 13LY01653. |
| 46 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 2 mai 2014, n° 13NT02832. |
| 47 | Cour administrative d'appel | CAA Nantes, 5e ch., 17 janv. 2014, n° 12NT00992. |
| 48 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 30 juill. 2013, n° 11MA01053. |
| 49 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 6 juin 2013, n° 11MA00389. |
| 50 | Cour administrative d'appel | CAA Marseille, 14 févr. 2013, n° 11MA00504. |
| 51 | Tribunal administratif | TA Marseille, 4e ch., 20 juin 2023, n° 2009308. |
| 52 | Tribunal administratif | TA Poitiers, 2e ch., 8 juin 2023, n° 2102798. |
| 53 | Tribunal administratif | TA Rouen, 2 ème ch., 11 mai 2023, n° 2102034. |
| 54 | Tribunal administratif | TA Nice, 4e ch., 1er mars 2023, n° 1900947. |
| 55 | Tribunal administratif | TA Nantes, 1re ch., 14 févr. 2023, n° 2001952. |
| 56 | Tribunal administratif | TA Nantes, 1re ch., 31 janv. 2023, n° 2008427. |
| 57 | Tribunal administratif | TA Marseille, 4e ch., 19 déc. 2022, n° 1908497. |

| | | |
|-----|------------------------|--|
| 58 | Tribunal administratif | TA Pau, 3e ch., 19 déc. 2022, n° 2002120. |
| 59 | Tribunal administratif | TA Besançon, 2e ch., 1er déc. 2022, n° 2101363. |
| 60 | Tribunal administratif | TA Pau, 3e ch., 30 nov. 2022, n° 2000850. |
| 61 | Tribunal administratif | TA Grenoble, 2e ch., 17 oct. 2022, n° 1906686. |
| 62 | Tribunal administratif | TA Nantes, 1re ch., 4 oct. 2022, n° 1912085. |
| 63 | Tribunal administratif | TA Grenoble, 5e ch., 12 juill. 2022, n° 2004837. |
| 64 | Tribunal administratif | TA Versailles, 9e ch., 11 juill. 2022, n° 1907262. |
| 65 | Tribunal administratif | TA Toulon, 23 juin 2020, n° 1900649. |
| 66 | Tribunal administratif | TA Montpellier, 30 juin 2016, n° 1403594. |
| 67 | Tribunal administratif | TA Lille, 31 mai 2016, n° 1301388. |
| 68 | Tribunal administratif | TA Lyon, 24 mai 2016, n° 1403822. |
| 69 | Tribunal administratif | TA Montpellier, 4 mai 2016, n° 1306005. |
| 70 | Tribunal administratif | TA Lyon, 6 avr. 2016, n° 1306182. |
| 71 | Tribunal administratif | TA Lyon, 15 mars 2016, n° 1306055. |
| 72 | Tribunal administratif | TA Bordeaux, 3 mars 2016, n° 1402007. |
| 73 | Tribunal administratif | TA Nantes, 1er mars 2016, n° 1401422. |
| 74 | Tribunal administratif | TA Toulon, 14 janv. 2016, n° 1301584. |
| 75 | Tribunal administratif | TA Grenoble, 12 nov. 2015, n° 1303050. |
| 76 | Tribunal administratif | TA Marseille, 5 nov. 2015, n° 1403718. |
| 77 | Tribunal administratif | TA Nice, 23 oct. 2015, n° 1204428. |
| 78 | Tribunal administratif | TA Nantes, 29 sept. 2015, n° 1402111. |
| 79 | Tribunal administratif | TA Rennes, 25 sept. 2015, n° 1300569. |
| 80 | Tribunal administratif | TA Grenoble, 19 août 2015, n° 1305591. |
| 81 | Tribunal administratif | TA Rennes, 10 juill. 2015, n° 1302306. |
| 82 | Tribunal administratif | TA Dijon, 7 juill. 2015, n° 1403620. |
| 83 | Tribunal administratif | TA Bordeaux, 30 juin 2015, n° 1304075. |
| 84 | Tribunal administratif | TA Toulouse, 12 juin 2015, n° 1205524. |
| 85 | Tribunal administratif | TA Bordeaux, 4 juin 2015, n° 1303196. |
| 86 | Tribunal administratif | TA Lille, 2 juin 2015, n° 1206565. |
| 87 | Tribunal administratif | TA Nantes, 28 mai 2015, n° 1306941. |
| 88 | Tribunal administratif | TA Nice, 28 mai 2015, n° 1104581. |
| 89 | Tribunal administratif | TA Bordeaux, 7 mai 2015, n° 1301763. |
| 90 | Tribunal administratif | TA Toulon, 6 mai 2015, n° 1303479. |
| 91 | Tribunal administratif | TA Dijon, 31 mars 2015, n° 1201719. |
| 92 | Tribunal administratif | TA Rennes, 27 mars 2015, n° 1301475. |
| 93 | Tribunal administratif | TA Toulouse, 13 mars 2015, n° 1203890. |
| 94 | Tribunal administratif | TA Rennes, 6 févr. 2015, n° 1301536. |
| 95 | Tribunal administratif | TA Orléans, 16 déc. 2014, n° 1302284. |
| 96 | Tribunal administratif | TA Nantes, 30 sept. 2014, n° 1105757. |
| 97 | Tribunal administratif | TA Grenoble, 10 juill. 2014, n° 1304646. |
| 98 | Tribunal administratif | TA Nantes, 26 juin 2014, n° 1112250. |
| 99 | Tribunal administratif | TA Grenoble, 19 juin 2014, n° 1206400. |
| 100 | Tribunal administratif | TA Lille, 19 juin 2014, n° 1100592. |
| 101 | Tribunal administratif | TA Clermont-Ferrand, 3 juin 2014, n° 1300771. |
| 102 | Tribunal administratif | TA Toulon, 27 mai 2014, n° 1300290. |
| 103 | Tribunal administratif | TA Nîmes, 26 mai 2014, n° 1203476. |
| 104 | Tribunal administratif | TA Grenoble, 22 mai 2014, n° 1201529. |
| 105 | Tribunal administratif | TA Rennes, 11 avr. 2014, n° 1202474. |
| 106 | Tribunal administratif | TA Lyon, 6 févr. 2014, n° 1203810. |
| 107 | Tribunal administratif | TA Limoges, 28 nov. 2013, n° 1300632. |
| 108 | Tribunal administratif | TA Nantes, 21 nov. 2013, n° 1105805. |
| 109 | Tribunal administratif | TA Melun, 13 nov. 2013, n° 1104895. |
| 110 | Tribunal administratif | TA Clermont-Ferrand, 1er oct. 2013, n° 1300225. |
| 111 | Tribunal administratif | TA Toulouse, 26 sept. 2013, n° 1000909. |
| 112 | Tribunal administratif | TA Melun, 18 sept. 2013, n° 1203726. |
| 113 | Tribunal administratif | TA Nantes, 9 juill. 2013, n° 1103969. |
| 114 | Tribunal administratif | TA Rennes, 28 juin 2013, n° 1100800. |
| 115 | Tribunal administratif | TA Montpellier, 20 juin 2013, n° 1200058. |
| 116 | Tribunal administratif | TA Bastia, 29 mai 2013, n° 1100274. |
| 117 | Tribunal administratif | TA Grenoble, 29 mai 2013, n° 1104811. |
| 118 | Tribunal administratif | TA Besançon, 26 mars 2013, n° 1200218. |
| 119 | Tribunal administratif | TA Pau, 5 févr. 2013, n° 1101132. |
| 120 | Tribunal administratif | TA Nantes, 30 nov. 2011, n° 0805372. |

Partie V.

Conclusions générales

Chapitre 19.

Résultats transversaux, enseignements tirés et perspectives

Autrices : **Isabelle Cousin, Maylis Desrousseaux**

Sommaire

| | |
|---|------------|
| 1. Un cadre de politiques publiques propice à l'étude de la qualité des sols | 751 |
| 1.1. Deux politiques publiques de référence | 751 |
| 1.2. Caractériser – Préserver - Restaurer | 751 |
| 2. Caractériser la qualité des sols | 752 |
| 2.1. De la qualité des sols aux fonctions des sols | 752 |
| 2.2. Une fonction : une « action » sur un « élément » | 753 |
| 2.3. Définir des indicateurs pour évaluer la qualité des sols et leurs fonctions | 754 |
| 2.4. Des méthodes et des outils pour une évaluation quantitative des indicateurs de qualité et de fonction des sols | 759 |
| 2.5. Valeurs d'existence des indicateurs de la qualité des sols | 760 |
| 3. Pour préserver les sols : évaluer leur qualité et leur santé | 766 |
| 3.1. Les sols et leur santé : un régime à construire | 766 |
| 3.2. La santé des sols : un objet frontière, expression du niveau de qualité des sols | 768 |
| 3.3. Évaluer la santé des sols : des valeurs seuil et des valeurs cible pour les indicateurs | 770 |
| 4. Restaurer les sols | 775 |
| 5. Des besoins de recherche et des pistes de communication | 776 |
| 5.1. Une limite de l'étude : un tropisme fort vers les sols agricoles | 776 |
| 5.2. Valeur seuil, valeur cible et méthode de diagnostic de la santé : une base théorique ou un objet politique ? | 777 |
| 5.3. Vers l'utilisation d'outils de mesure non destructifs pour qualifier la santé des sols sur le long terme | 778 |
| 5.4. L'instrument <i>soil district</i> | 779 |
| 5.5. Évaluer la qualité, la santé, les fonctions, dans une approche pluridisciplinaire : vers le concept de sécurité des sols ? | 779 |
| 5.6. La nécessité de poursuivre la sensibilisation aux sols | 780 |

1. Un cadre de politiques publiques propice à l'étude de la qualité des sols

1.1. Deux politiques publiques de référence

Le cadrage de notre étude s'est appuyé sur deux textes émanant de deux politiques abordant la qualité des sols de manière intégratrice de l'ensemble de ses dimensions et usages, l'une portant sur la santé des sols en général au niveau de l'Union européenne (UE), l'autre se concentrant sur la lutte contre leur artificialisation en France :

- La **proposition de directive européenne sur les sols**. En 2022, les premiers travaux de la Commission européenne sur le sujet laissaient à penser que cette directive porterait essentiellement sur la **santé des sols**. Il est donc apparu opportun d'étendre au concept de santé des sols la saisine qui portait initialement sur la qualité, d'autant plus que ces deux concepts présentent une certaine porosité. Par la suite, la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* rendue publique en juillet 2023, si elle traite effectivement de santé des sols dans ses premiers articles, propose des indicateurs structurés à partir des menaces qui pèsent sur les sols (érosion, tassement, contamination, salinisation, etc.).

- La **loi Climat et résilience de 2021** (loi n° 2021-1104), comportant notamment un objectif visant à limiter l'artificialisation des sols et à atteindre le « Zéro artificialisation nette » (ZAN) à l'horizon 2050. Sa mise en œuvre sur l'ensemble du territoire et suivant un calendrier précis a suscité des demandes de clarification de la part des élus locaux qui appellent à des méthodes et des outils communs. La loi définit l'artificialisation du sol comme étant « l'altération durable de tout ou partie des **fonctions écologiques** d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage ». Pour la première fois, le droit de l'urbanisme établit juridiquement un lien entre les mécanismes de lutte contre la consommation des espaces naturels, agricoles et forestiers, et les impacts qu'un tel changement d'occupation est susceptible d'avoir sur l'état des sols, leurs fonctions, et donc leur qualité.

Il s'agissait donc, dans l'étude, de **combiner les concepts de qualité des sols, santé des sols, et fonctions des sols**, pour lesquels les attentes sociétales sont fortes alors même que les définitions de ces concepts ne sont pas stabilisées. Il a été vu que qualité et santé s'articulent aisément, la seconde pouvant être un niveau de réalisation de la première. Également, la notion de qualité des sols, qui peut avoir plusieurs acceptions selon les disciplines mobilisées, dont celle de distinguer les « bons » des « mauvais » sols, est classiquement définie par la discipline de Science du sol comme la « *capacité des sols à remplir leurs fonctions* » : qualité et fonctions sont donc intimement liées.

La proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* laisse une marge de manœuvre importante aux Etats membres pour décider des valeurs-seuils associées aux indicateurs pour juger du niveau de dégradation. Au niveau national, le droit ne comporte pas de définition de la santé des sols, mais la loi Climat et résilience, en posant comme définition de l'artificialisation « l'altération de tout ou partie des fonctions écologiques », a rendu synonyme artificialisation et dégradation des sols. Il est à noter que la dégradation des sols agricoles, forestiers ou naturels n'est ainsi pas considérée dans cette approche. Y remédier suppose que l'on identifie un ou des indicateurs pour évaluer la dégradation des fonctions, et que l'on précise une valeur seuil en deçà ou au-delà de laquelle le sol est « altéré ». Cette définition de l'artificialisation comme dégradation des fonctions ne conduit pas encore à une proposition opérationnelle de mise en œuvre au moment où cette étude s'achève, mais elle constitue un pas important vers la reconnaissance des enjeux de préservation des sols.

1.2. Caractériser - Préserver - Restaurer

A partir de ce cadrage juridique, on peut donc proposer une voie d'évaluation commune : identifier des indicateurs permettant d'évaluer la qualité et/ou la santé et/ou les fonctions, et préciser – lorsque cela est possible – des valeurs seuils et/ou cibles qualifiant « **le bon état écologique** » des sols. Il s'agit donc ici, dans les deux cas, de se placer dans une logique de **préservation** de la composante sol de l'écosystème, pour éviter son altération

irréversible. Dans le cas d'une altération avancée, il s'agit donc également de s'inscrire dans une dynamique de **restauration du sol qui nécessiterait sa « refonctionnalisation »**. Mais pour préserver et/ou pour restaurer, il faut disposer d'informations objectives pour qualifier les sols : la **caractérisation** des sols est une étape préalable aux deux autres. Nous articulerons donc la suite de cette conclusion selon les trois thématiques suivantes :

- **caractériser la qualité** des sols et **leurs fonctions**,
- **pour préserver les sols : évaluer leur niveau de qualité et de santé**,
- **restaurer la fonctionnalité** des sols.

2. Caractériser la qualité des sols

2.1. De la qualité des sols aux fonctions des sols

2.1.1. De la qualité

Le langage commun définit deux acceptions courantes de la qualité, dont la première est « un état d'être ». Définir la qualité du sol serait donc préciser « **ce que le sol est** » par ontologie. L'analyse de la littérature montre que ce concept, présent depuis les années 1970 dans la bibliographie scientifique, reflète initialement une vision du sol uniquement sous un angle agricole, puisqu'il s'agit alors d'identifier le potentiel agronomique des sols. Le lien à la fertilité – c'est-à-dire à l'aptitude du sol à assurer de bonnes conditions pour la croissance des plantes – est très fort à cette époque. Pour autant, l'idée s'instaure progressivement que le sol n'assure pas uniquement ce simple rôle de support de la biomasse, et remplit d'autres fonctions. La littérature définit aujourd'hui la qualité du sol comme sa « **capacité à fonctionner** », autrement dit « **à remplir diverses fonctions** ». On peut résumer ainsi la qualité du sol comme « **ce que le sol est** » et « **ce que le sol fait** ».

Par ailleurs, le terme de qualité résonne dans le domaine des politiques publiques environnementales ainsi qu'en droit de l'environnement, dans la mesure où la qualité est identifiée comme un **état à atteindre, à maintenir ou à restaurer**. A partir des années 1970, les politiques publiques dites environnementales étaient essentiellement orientées vers la préservation de la qualité de vie des êtres humains. Il pouvait en résulter des actions potentiellement contradictoires avec le bon état écologique des milieux (par ex. l'assèchement des zones humides). Par la suite, elles concernent de plus en plus la qualité des milieux et font évoluer le droit de l'environnement vers une philosophie davantage écocentrée. La littérature juridique en particulier, comme le droit positif français et européen, font directement référence au concept de qualité s'agissant de l'air et l'eau, mais pas en ce qui concerne les sols. De l'expression de qualité se dégagent ainsi deux systèmes de valeurs : un système attentif aux qualités intrinsèques d'un milieu (air et eau) et inscrit dans le code de l'environnement, et un système tourné vers la dimension utilitaire de cette qualité, prioritairement agricole, mais aussi sylvicole, urbanistique ou minière, répartie dans différents codes selon l'activité concernée.

2.1.2. Des fonctions

La qualité du sol étant sa « capacité à remplir diverses fonctions », il convient dès lors de préciser une acception du terme fonction. Terme polysémique, employé dans de nombreux contextes, y compris dans le langage courant, sa définition déclinée dans le cadre du sol est rarement précisée tant il semble évident que chacun comprend de quoi il s'agit. L'examen de la littérature conduit à retenir ici une double définition : une fonction du sol est « **ce que le sol fait** » ; c'est également un « **assemblage de processus bio-physico-chimiques qui interagissent entre eux, assurant une action intégrée qui permet au sol de fonctionner** ». Cette démarche de définition, indispensable pour expliciter les concepts fondamentaux de notre étude, masque toutefois des spécificités disciplinaires. En écologie, « processus » et « fonction » peuvent être considérés comme synonymes, et l'emploi de « processus » est fréquemment privilégié. Nous avons cependant préféré, dans cette étude, conserver le terme de « fonction », à la fois parce qu'il est très présent dans la littérature en sciences du sol, et en lien avec la loi Climat et résilience, car, comme évoqué plus tôt, c'est bien aux « fonctions des sols » que le texte se réfère. Dans la littérature mobilisée par les sciences humaines et sociales (droit, géographie, sociologie, anthropologie,

économie), il est plutôt fait référence aux services écosystémiques permis par lesdites fonctions. Cela s'explique notamment par le caractère essentiellement anthropocentré de ces disciplines qui accordent une place centrale aux usages des sols et à la perception de la qualité qui en découle.

2.1.3. Fonctions, multifonctionnalité et services

Les sols remplissant toujours, de fait, plusieurs fonctions, on s'intéresse fréquemment à leur multifonctionnalité, que l'on définit ici comme **la complémentarité et le degré de réalisation des fonctions réalisées par le sol considéré, et que l'on évalue de façon objective et sans jugement de valeurs**. Cette proposition de définition précise donc bien que la multifonctionnalité des sols est la résultante de différentes fonctions des sols. L'absence de bénéficiaires humains identifiés dans cette définition de la multifonctionnalité inscrit ainsi l'étude dans une approche basée sur les fonctions et non sur les services, qui, au contraire supposent des bénéficiaires humains clairement identifiés¹. Même si les services écosystémiques puis les avantages et bénéfices qu'en tirent les êtres humains découlent de fait des fonctions des sols, l'approche par fonction n'implique aucune hiérarchie entre elles, l'une ne pouvant être considérée comme meilleure que les autres. Dans cette étude, on s'est ainsi attaché à proposer des indicateurs pour chaque fonction, sans préjuger *a priori* de la façon dont ils pourraient être articulés les uns avec les autres, pour évaluer la multifonctionnalité. La littérature analysée dans l'étude traite cependant également d'indicateurs pondérés, mais on retiendra que la hiérarchisation à opérer entre indicateurs, voire la pondération à mettre en œuvre sur certains indicateurs, sont laissées à l'appréciation de l'utilisateur qui en prend la responsabilité en fonction de ses objectifs propres.

2.2. Une fonction : une « action » sur un « élément »

Pour identifier les différentes fonctions des sols, une analyse lexicale de la littérature scientifique sur cette thématique a été conduite dans l'étude. Il en ressort une très grande diversité de façons de libeller une fonction, souvent exprimée en anglais par un participe présent (« *regulating* », « *supporting* »), parfois délicat à traduire. C'est le cas, par exemple de « *nutrient cycling* », que l'on traduirait assez naturellement par « recyclage des nutriments » ; le préfixe « re » introduit cependant en français une idée méliorative, pourtant absente du concept sous-jacent que l'on apprécierait d'exprimer plutôt par le néologisme « cyclage ». Cette étude montre clairement qu'une harmonisation du vocabulaire est nécessaire. Elle pose également que définir une fonction des sols comme « ce que le sol fait », suppose de définir en premier lieu une **action**, que nous exprimerons ici sous forme d'un **verbe**. Il s'agit ensuite de définir « sur quoi » le sol « fait quelque chose ». On propose ici que l'action puisse être conduite soit sur le **sol lui-même** (par ex. dans la fonction « entretenir la structure du sol ») soit sur un **élément/ compartiment du sol**, qu'il s'agisse d'organismes vivants (animaux ou végétaux) ou d'éléments inertes (eau, contaminants, nutriments). Pour embrasser l'ensemble de la terminologie recensée dans la littérature et rassembler dans un vocable harmonisé la multiplicité des formulations proposées, la démarche initiée dans cette étude a conduit à définir les six fonctions du sol dont les libellés en français et en anglais sont repris dans le Tableau 19-1.

Tableau 19-1. Dénomination des fonctions des sols retenues, en anglais et traduction française (cf. Chapitre 6, Tableau 6-1)

| Fonctions | Functions |
|---|--|
| 1. Supporter la biodiversité (organismes du sol & végétation) | 1. <i>Supporting biodiversity (soil organisms & vegetation)</i> |
| 2. Entretien de la structure du sol | 2. <i>Maintaining soil structure</i> |
| 3. Stocker du carbone | 3. <i>Storing carbon</i> |
| 4. Fournir des nutriments à la biocénose (ou à l'écosystème) | 4. <i>Providing nutrients to the biocenose (or to the ecosystem)</i> |
| 5. Réguler l'eau (quantitativement et qualitativement) | 5. <i>Water regulation and water purification</i> |
| 6. Réguler les contaminants | 6. <i>Regulating contaminants</i> |

¹ Cette approche par « multifonctionnalité de fonctions », que l'on distingue d'une approche par « multifonctionnalité de services », inscrit également notre étude dans la dimension « Nature pour la Nature » de l'approche proposée par l'IPBES de la « Contribution de la Nature aux peuples » (NCP). Elle permet d'ailleurs de positionner le projet d'un utilisateur, si tel est son souhait, dans la dimension « Nature pour la Société » de la NCP, cette dernière étant englobante de la précédente.

Ces six fonctions n'ont pas le même statut, et on pourrait les ordonner en trois catégories :

- « *Entretenir la structure du sol* » et « *supporter la biodiversité* » sont sans ambiguïté des fonctions et non des services, dans la mesure où leur qualification se fonde sur leur réalisation et non sur le bénéfice humain qui peut en être tiré indirectement.

- « *Fournir des nutriments à la biocénose* », « *réguler l'eau quantitativement et qualitativement* » et « *réguler les contaminants* » ont un statut différent – on le verra dans la section 2.3.2, cela a des conséquences sur les indicateurs associés – et leur différenciation avec des services est plus subtile. On a pris soin, pour la fonction de fourniture de nutriments, de préciser « à la biocénose », ce qui la distingue clairement d'un service assez communément défini pour les écosystèmes agricoles (fourniture en éléments minéraux pour la production végétale), et dont le bénéfice humain est la réduction d'apports d'engrais. Cette précision pour la fourniture en nutriments est valable de fait pour les deux autres fonctions. On considère ainsi que ces trois fonctions sont nécessaires au fonctionnement du sol lui-même, en complément d'un bénéfice que pourrait en tirer l'humain.

- « *Stocker du carbone* » pourrait avoir un statut spécifique, intermédiaire entre les deux précédentes catégories, à la fois fonction de support et fonction de fourniture/régulation.

Ces six fonctions interfèrent les unes avec les autres, selon des **interactions** complexes : les deux fonctions « *entretenir la structure du sol* » et « *supporter la biodiversité* » tiennent lieu, de fait, de fonctions de support des autres, en particulier des trois fonctions de fourniture et régulation, lesquelles exercent en retour une rétroaction sur ces fonctions de support. La fonction « *stocker du carbone* » est nettement sous la dépendance des deux fonctions de support.

2.3. Définir des indicateurs pour évaluer la qualité des sols et leurs fonctions

2.3.1. Définir un référentiel d'indication

Caractériser les fonctions ou la qualité des sols suppose de définir un référentiel d'indication, qui repose fondamentalement sur trois étapes principales :

1. Il s'agit en premier lieu de définir les **indicanda**, c'est-à-dire les objets ou processus sur lesquels on souhaite transmettre une ou des informations à l'aide d'un ou plusieurs indicateurs. Dans le cas de notre étude, les *indicanda* peuvent être la qualité du sol, la santé du sol ou les fonctions du sol. La définition de l'*indicandum* (singulier d'*indicanda*), fondamental préalable à l'évaluation, peut être une opération complexe, participative, ou à forte dimension sociale, selon la finalité de l'évaluation.

2. Une fois précisé l'objet ou le processus à évaluer, il s'agit de **définir le ou les indicateurs**, c'est-à-dire les **entités ayant la capacité d'informer l'utilisateur sur l'état ou le fonctionnement de l'indicandum**. Cette étape de sélection s'appuie, d'une part et de façon implicite, sur le niveau des acquis de connaissance scientifique qui permettent de lier l'indicateur à l'*indicandum*, et d'autre part, sur les outils et données à disposition de l'utilisateur. Elle se doit cependant, dans un souci de transparence et pour assurer son utilisation, d'impliquer l'ensemble des parties prenantes. Dans le cas où l'utilisateur aurait à manier plusieurs indicateurs (indicateurs multiples recommandés pour un *indicandum*, ou plusieurs indicateurs nécessaires pour qualifier des *indicanda* différents), il lui revient de les associer pour produire un indicateur composite en portant la responsabilité du choix de la pondération, traduisant l'importance accordée à chaque dimension prise en compte. De même, pour une restitution sous forme de carte, lui incombe la responsabilité du choix de la maille de spatialisation de l'indicateur. La Figure 19-1 expose un exemple des conséquences de ces choix de pondération sur la restitution d'une évaluation de la qualité des sols sur un territoire fictif. Enfin, au vu des données disponibles, l'utilisateur décide également des moyens à investir pour l'acquisition de données nouvelles et du degré de précision pour ces nouvelles données. Au regard de ces responsabilités portées par l'utilisateur, l'expertise scientifique intervient pour assurer la validité des choix faits en ce qui concerne : i) la réalité du lien entre l'indicateur et l'*indicandum* (qu'il s'agisse d'un lien de détermination, de corrélation, ou d'une quantification de la réalisation de la fonction) ; ii) la non-redondance (autant

que possible) des *indicanda* couverts par les indicateurs choisis ; iii) la pertinence des stratégies d'échantillonnage à mettre en œuvre pour l'acquisition de données complémentaires ; iv) la quantification des incertitudes associées aux méthodes de mesure utilisées, et v) l'évaluation des stratégies de spatialisation qui peuvent être mises en œuvre pour une restitution cartographique des résultats.

3. La troisième étape consiste à poser le **cadre de référence** pour l'interprétation des indicateurs, afin d'en faciliter l'appropriation et l'utilisation par les parties prenantes. Pour qualifier la qualité ou les fonctions des sols, il s'agit donc de préciser, pour chaque indicateur, une gamme de **valeurs d'existence**, qui permet de positionner le sol étudié par rapport à l'ensemble auquel on le confronte. Pour évaluer la santé des sols, il s'agit en outre de préciser : soit la position d'une valeur spécifique mesurée sur un sol parmi la gamme des valeurs d'existence de sols comparables ; soit, si elles existent, une ou des **valeurs seuils et/ou cibles** pour cet indicateur (nous reviendrons à la section 3.3.1 sur la définition de ces valeurs d'existence, seuil et cible).

Cette définition d'un référentiel d'indication étant posée, libre à chacun d'en définir un *ad hoc*, en fonction des objectifs de son analyse. Il est cependant utile de disposer d'une proposition nominale, déclinable dans un grand nombre d'applications sur l'ensemble du territoire français et/ou sur de grandes régions. Nous précisons donc, dans les trois sections qui suivent, la liste des principaux indicateurs rencontrés et des valeurs de référence associées, ainsi que les points de vigilance à retenir pour assurer une interprétation et une utilisation pertinentes.

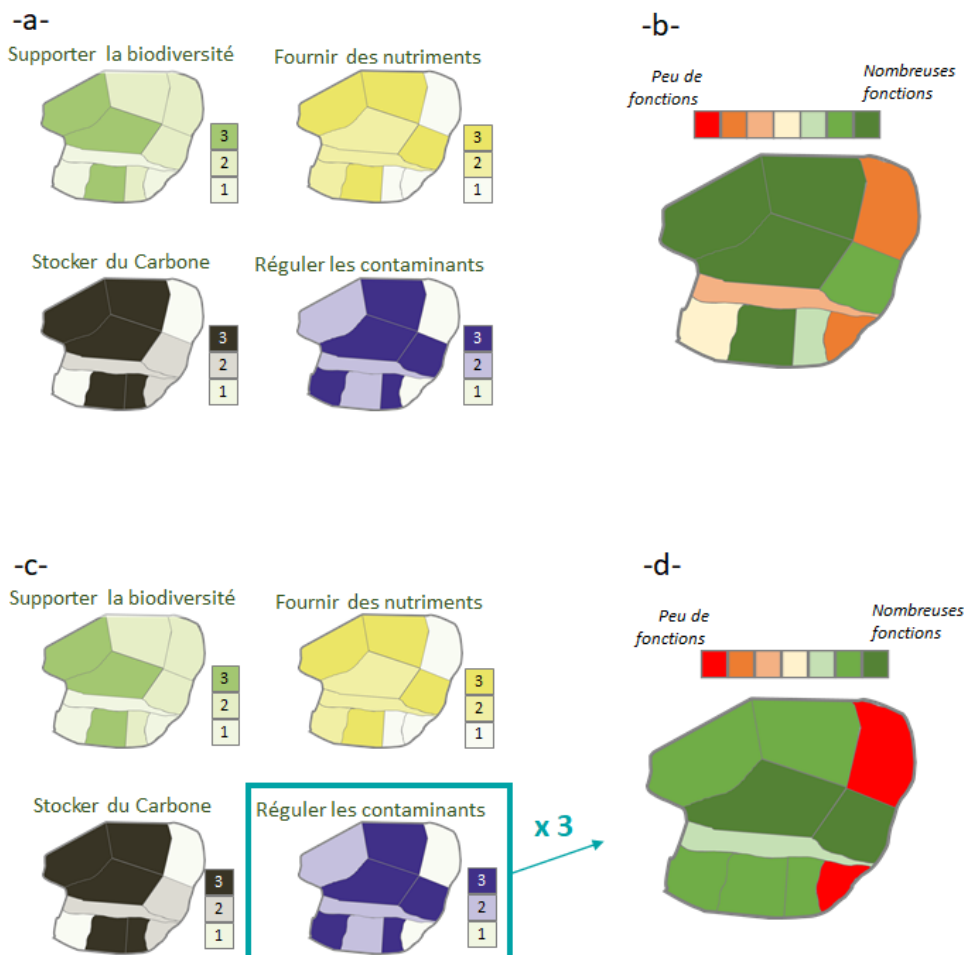


Figure 19-1. Influence du niveau de pondération sur l'évaluation de la multifonctionnalité des sols.

-a- et -c- Cartes du niveau de 4 fonctions des sols sur un territoire fictif.

-b- Carte de la multifonctionnalité du territoire intégrant les 4 fonctions à poids égal, à partir des cartes en -a-.

-d- Carte de la multifonctionnalité du territoire intégrant les 4 fonctions avec une pondération trois fois plus importante pour la fonction de régulation des contaminants que pour les 3 autres fonctions, à partir des cartes en -c-.

2.3.2. Des indicateurs de cadrage et des indicateurs spécifiques pour les fonctions des sols

Dès lors que l'on s'intéresse aux indicateurs de la qualité et des fonctions des sols, l'analyse de la littérature a démontré la très grande diversité des indicateurs proposés. Ceux-ci ont toutefois relativement peu évolué au cours des dernières décennies, et sont peu controversés, à l'exception des indicateurs biologiques qui connaissent un développement important. Les débats scientifiques portent davantage sur les méthodes permettant d'en assurer la mesure et l'interprétation, notamment en ce qui concerne les avantages et limites de leur harmonisation et de leur normalisation.

L'étude sur le corpus bibliographique de la fréquence d'occurrence des indicateurs pour chacune des fonctions identifiées à la section 2.2 ainsi que des indicateurs fréquemment employés pour caractériser la qualité des sols, met en évidence que certains indicateurs sont employés de façon ubiquiste. Il s'agit d'indicateurs que nous avons qualifiés « **de cadrage** », car ils caractérisent la qualité du sol dans sa dimension « **ce que le sol est** ». Autrement dit, ils interviennent en premier lieu dans la définition du **type de sol**. Ces indicateurs peuvent être des variables dites « **pérennes** », dont la valeur – à l'exception de quelques situations bien précises – varie peu selon les pratiques que l'on y applique (par ex. la teneur en éléments grossiers ou, éventuellement la pente) : on les considère stables à l'échelle de quelques générations humaines. Ces indicateurs de cadrage peuvent être également des variables « **dynamiques**² », c'est-à-dire sous l'influence marquée des usages et des pratiques (par ex. le pH ou la teneur en matières organiques) : la temporalité de leur évolution est de l'ordre de la saison/ année (par ex. cas de l'évolution du pH après un chaulage) ou de quelques années (par ex. cas de la teneur en matière organique après un changement d'usage). Pour autant, ils sont nécessaires à la caractérisation du cadre, autrement dit de l'association type de sol/usage.

Au-delà de ces indicateurs caractérisant « ce que le sol est », des indicateurs précisent « **ce que le sol fait** » (ou peut faire), c'est-à-dire qualifient les **fonctions des sols**. Au contraire des précédents, ces indicateurs sont généralement des indicateurs dynamiques. Ils sont **spécifiques des fonctions** et, selon l'intérêt de l'utilisateur, il sera utile ou non d'en faire l'évaluation, dont l'interprétation sera facilitée par le recours aux indicateurs de cadrage (que l'on qualifie parfois de **déterminants**). Comme pour les indicateurs de cadrage, leurs gammes de valeurs d'existence seront spécifiques des types de sols. Ces indicateurs de fonctions peuvent être des indicateurs qui qualifient un **niveau** ou un **stock** (par ex. le stock de carbone sur 1 m, ou la biomasse microbienne). Ces indicateurs peuvent également être des **flux** ou des paramètres permettant de caractériser des flux ou des changements d'état (par ex. la conductivité hydraulique).

2.3.3. Une liste générale d'indicateurs pour qualifier les fonctions et la qualité des sols

Nous l'avons vu à la section 2.3.1, la définition d'un système d'indication est un préalable à toute évaluation. Si l'ensemble des sols remplissent les fonctions que nous avons définies précédemment, tous ne les remplissent pas au même niveau, en fonction de leur type, des usages qu'on leur destine ou des pratiques qu'on y applique. L'utilisateur à la recherche d'informations sur la qualité des sols pourrait être tenté de développer un système spécifique dépendant des usages ou des pratiques. En conséquence, analyser l'évolution de la fonctionnalité des sols au cours du temps, notamment lors d'épisodes de changement, pourrait devenir une gageure. **Nous préconisons donc que les indicateurs de la qualité et des fonctions des sols ne soient pas spécifiques d'un usage ou d'une pratique³, et puissent être déployés sur l'ensemble d'un espace d'étude, y compris sur l'ensemble du territoire national.**

² Indicateurs dynamiques ou manageables ? La littérature, depuis Dominati *et al.* (2010), différencie souvent les caractéristiques des sols en caractéristiques intrinsèques et caractéristiques manageables, les premières étant stables au cours du temps, les secondes évoluant sous l'effet des pratiques humaines. Nous préférons substituer le qualificatif « dynamique » à celui de « manageable », car ces caractéristiques peuvent varier sous l'influence de facteurs non nécessairement humains. De même, des pratiques humaines font varier des caractéristiques intrinsèques, par exemple lorsque des pierres sont ramassées dans les parcelles, ou, de façon plus radicale, lorsqu'une couche de sol est excavée d'un site.

³ Même si, rigoureusement, certains rares indicateurs sont plus spécifiques d'un usage que d'un autre : c'est le cas, par exemple, de la teneur en humus, qui ne fait sens qu'en milieu forestier.

Nous proposons ainsi la **liste d'indicateurs** présentée dans le Tableau 19-2, dans lequel on a précisé la **maille d'évaluation** de chaque indicateur : profil de sol, ou chaque horizon du profil de sol, ou l'horizon de surface. Cette liste peut être considérée comme une liste principale : elle rassemble à la fois des indicateurs décrivant de façon classique la qualité des sols – il s'agit notamment des indicateurs de cadrage, qui définissent en particulier le type de sol – et des indicateurs spécifiques des fonctions des sols. Ces derniers sont cependant fréquemment sous l'influence de certains indicateurs de cadrage, que l'on considérera ici comme des **déterminants** des indicateurs de fonctions⁴.

2.3.4. Pour qualifier la qualité des sols ou la multifonctionnalité : des indicateurs agrégés

Les indicateurs mentionnés précédemment sont des objets individuels, que l'on peut qualifier d'indicateurs monoparamétriques. Ils décrivent chacun soit une ou plusieurs fonctions, soit une dimension de la qualité. Pour qualifier l'ensemble des fonctions des sols, ou pour embrasser toutes les dimensions de la qualité, d'aucuns préconisent des **indices composites**, constitués de l'association de plusieurs indicateurs monodimensionnels. Citons, par exemple, la démarche SMAF (*Soil Management Assessment Framework*) fréquemment employée aux États-Unis : en fonction de l'objectif de l'utilisateur, une ou des fonctions des sols (dans un menu à 5 fonctions) peuvent être sélectionnées et l'outil propose les indicateurs associés *ad hoc*. Des indices composites spécifiques peuvent également être construits à façon par des utilisateurs en fonction de leurs attentes spécifiques. Mais associer des indicateurs monoparamétriques pour construire un indice composite suppose une double opération d'agrégation et de pondération ; **la méthode mathématique employée pour l'agrégation ainsi que le choix de la pondération des indicateurs monoparamétriques ne peuvent relever d'une démarche générique** et, comme nous l'avons déjà précisé à la section 2.3.1, sont placés sous **la responsabilité de l'utilisateur qui se devra d'explicitier ses choix. Une bonne pratique consisterait également à présenter systématiquement les indicateurs monodimensionnels à côté de l'indicateur composite, pour en faciliter l'interprétation.**

2.3.5. Quelques écueils dans la définition des indicateurs de qualité et/ou de fonctions

• Définir des indicateurs des fonctions des sols... vraiment ?

Si le législateur introduit le concept de fonction dans la loi (c'est le cas de la loi Climat et résilience) et si le pédologue, l'utilisateur, emploient couramment le terme « fonction » pour définir les actions du sol, la polysémie de ce terme évoquée plus tôt ainsi que la multiplicité des dénominations pour qualifier une fonction interrogent à la fois sur une vision réellement partagée du concept sous-jacent et également sur les indicateurs identifiés pour le décrire. La littérature n'est pas disert sur les raisons qui légitiment tel ou tel indicateur à décrire effectivement la fonction à laquelle il est associé. Si l'on accepte facilement l'idée que, par exemple, le pH porte une information sur le processus élémentaire d'acidification, ou que la conductivité hydraulique renseigne sur le processus de transfert d'eau, comment décrire simplement une fonction, au sens où elle est définie comme un assemblage de processus élémentaires ? De même que la définition d'une fonction semble tomber sous le sens et ne pas nécessiter d'explicitation avancée, l'association d'un indicateur de fonction à son *indicandum* relève fréquemment de la pratique et est rarement justifiée. Il en résulte une grande difficulté à identifier expressément des indicateurs de chaque fonction des sols, et à spécifier ce qui exprime la fonction elle-même (un indicateur de fonction) de ce qui la détermine (un déterminant de l'indicateur de fonction) (cf. section 2.3.3). Le Tableau 19-2 présente ainsi à la fois les indicateurs de fonctions et les déterminants de ces indicateurs, les uns et les autres étant nécessaires à l'évaluation de la fonction. Les indicateurs issus de la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* ont également été intégrés dans ce tableau.

⁴ par exemple, la fonction « *entretenir la structure du sol* » a pour indicateurs principaux la **masse volumique** et la **stabilité structurale** ; la granulométrie, la teneur en carbone, le rapport Carbone/Argile, l'abondance des lombriciens et la diversité des champignons du sol sont des déterminants de ces deux indicateurs.

Tableau 19-2. Indicateurs sélectionnés pour évaluer les fonctions des sols identifiées dans cette étude, et indicateurs mentionnés dans la proposition de directive sur la surveillance et la résilience des sols (Soil Monitoring and Resilience Law - SMLR).

Menaces mentionnées dans la SMLR*

Fonctions définies dans cette étude

| Perte de biodiversité | Perte de carbone organique | Contamination des sols | Excès de nutriments dans le sol | Acidification des sols | Réduction de la capacité à retenir l'eau | Tassement des horizons profonds | Tassement de l'horizon de surface | Salinisation | Erosion | Indicateurs | | | | Supporter les organismes du sol | Supporter la végétation | Stocker du carbone | Réguler les contaminants | Fournir des nutriments à la biocénose | Réguler quantitativement l'eau | Réguler qualitativement l'eau | Entretien la structure du sol | |
|-----------------------|----------------------------|------------------------|---------------------------------|------------------------|--|---------------------------------|-----------------------------------|--------------|---------|---|------------------------------------|------------------------------|--------------------------|---------------------------------|-------------------------|--------------------|--------------------------|---------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--|
| | | | | | | | | | | Indicateurs | Cadre d'évaluation de l'indicateur | Méthode normalisée de mesure | Niveau d'opérationnalité | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Profondeur | ⇕ | ● | x | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Taux d'érosion | ⇕ | | | x | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Granulométrie -- Texture | | x | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | s | | | | Masse volumique apparente | | x | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneur en éléments grossiers | | | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Stabilité structurale | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Conductivité électrique | | x | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | s | | | | Conductivité hydraulique à saturation | | | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | s | | | | Air capacity | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Réservoir en Eau Utilisable (RU) Maximum | ⇕ | | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Water Holding Capacity (WHC) | ⇕ | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | pH (eau) | | x | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Capacité d'échange cationique (CEC) | | | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneur en N total | | x | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneur en P disponible | | x | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneur en K disponible | | x | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneurs totales en ETMM° | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneurs partielles (extractibles) en ETMM° | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneurs en polluants organiques (HAP°) | | x | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneurs en polluants organiques (PCB°, dioxines/furanes) | | x | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneurs en polluants organiques (pesticides et métabolites) | | x | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Teneur en carbone organique | | x | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Rapport Corg/Arg | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Stock de carbone (sur 30 cm) | | | ● | x | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Stock de carbone (sur 1 m) | ⇕ | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Fractions du carbone | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Fraction de carbone oxydable | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Rapport C/N | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Type et composition (dont C/N) de l'humus forestier | | | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Biomasse moléculaire microbienne | | x | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Biomasse microbienne | | x | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Respiration basale du sol | | x | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Potentiel de minéralisation de N et C | | | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Acides gras phospholipidiques (PLFA) | | | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Diversité des bactéries du sol | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Diversité des champignons du sol | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Ratio champignons/bactéries | | | ● | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | Abondance des enchytréides | | | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Abondance des lombriciens | | x | ● | x | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Diversité/groupes écologiques/fonctionnels des lombriciens | | x | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Abondance des nématodes | | x | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Diversité/groupes fonctionnels des nématodes | | x | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Abondance des microarthropodes | | x | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Diversité/groupes fonctionnels des microarthropodes | | | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Activités enzymatiques | | x | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Abondance des fourmis | | | ● | | | | | | | | | |
| * | | | | | | | | | | Diversité des fourmis | | | ● | | | | | | | | | |

* Version en discussion au 24 mai 2024 – document 2023/0232 (COD) - 10236/24

° ETMM : éléments traces métalliques et métalloïdes
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques ;
PCB : polychlorobiphényles

- indicateur pour une fonction (à droite) ou pour une menace (dans la SMRL, à gauche)
- indicateur optionnel pour une fonction ou une menace
- s existence d'un seuil fixé par la SMRL
- * un ou plusieurs indicateurs sont à choisir sur la colonne pour caractériser la fonction ou l'état de dégradation déterminant pour une fonction ou une menace
- indicateur non retenu (dans l'étude ou la SMRL)

- Niveau d'opérationnalité de l'indicateur :
- indicateur mature
 - indicateur en maturation
 - indicateur en développement

- ⇕ indicateur à évaluer sur l'ensemble du profil de sol
- ⇔ indicateur à évaluer sur un bassin versant et/ou un territoire
- sinon, l'indicateur est à évaluer sur un horizon de sol

• Caractériser le sol ou l'horizon de sol ?

Les indicateurs qui qualifient le sol, ou la qualité du sol, ou la santé du sol, ou les fonctions des sols, sont basiquement évalués à l'échelle d'un **horizon de sol**, c'est-à-dire sur une entité physique qui présente une homogénéité de caractéristiques (texture, structure, teneurs en éléments chimiques, etc.) et qui constitue la maille élémentaire de l'organisation des sols dans le paysage, ou, à la même échelle, sur une **couche de sol** (en général une entité physique d'épaisseur constante⁵). C'est en effet à ce niveau d'organisation du paysage que l'on peut prélever un support physique sur lequel seront conduites des analyses. C'est également à ce niveau que sont renseignés les systèmes d'information (SI) ou les bases de données caractérisant les propriétés des sols, SI ou bases que l'on peut mobiliser pour faire des évaluations de la qualité ou des fonctions. Les propriétés des sols sont donc évaluées au niveau d'un **horizon de sol**, et c'est en combinant les informations sur l'ensemble des horizons d'un **profil de sol** que l'on peut qualifier le sol.

Pour autant, la littérature n'est pas toujours précise à ce sujet, qui évoque parfois « le pH » ou « la teneur en carbone », sans que soit précisé s'il s'agit d'une information concernant l'horizon/la couche de surface, ou bien l'ensemble des horizons/couches du sol. **Cette précision, cependant essentielle, devra être stipulée dans tout système d'indication de la qualité des sols.**

2.4. Des méthodes et des outils pour une évaluation quantitative des indicateurs de qualité et de fonction des sols

2.4.1. Des méthodes normalisées et la nécessité d'un référentiel d'interprétation

Pour déterminer la valeur quantitative d'un indicateur monoparamétrique de qualité ou de fonction, on recourt classiquement à la mesure sur un échantillon de sol, présumé représenter le sol ou, plus fréquemment l'horizon/la couche de sol. Selon l'indicateur d'intérêt, plusieurs méthodes expérimentales (incluant méthodes de prélèvement et méthodes de mesure) peuvent être disponibles pour évaluer quantitativement la valeur d'un indicateur et, si la littérature trouve en général des points d'accord sur les indicateurs à sélectionner pour qualifier une fonction, les auteurs peuvent avoir des avis divergents quant aux méthodes de prélèvement, de mesures et de calcul à mettre en œuvre. Ces méthodes, lorsqu'elles sont multiples, doivent être systématiquement précisées, car elles peuvent conduire à des valeurs différentes de l'indicateur, et, partant, à une interprétation erronée de celui-ci s'il n'est pas associé au référentiel adéquat. Pour des évaluations sur de larges territoires, on recommandera bien sûr une méthode homogène sur l'ensemble du territoire et, idéalement, une **méthode normalisée** (Tableau 19-2). Au-delà de la précision numérique sur la valeur de l'indicateur, c'est son positionnement dans un **référentiel d'interprétation** qui est ici en jeu, en particulier pour des indicateurs évalués fréquemment et largement disponibles dans des bases de données et systèmes d'information (lesquels, en principe, précisent systématiquement la méthode de mesure et les conditions d'analyse pour chaque indicateur recensé).

2.4.2. Démarche de co-construction et relativité des valeurs associées aux indicateurs

Pour des applications spécifiques impliquant des parties prenantes multiples, la littérature met en avant l'intérêt de co-sélectionner dans une liste pré-établie ou de co-construire les indicateurs de qualité/fonctions des sols pour en garantir une compréhension partagée. L'historique « modèle du transfert » des connaissances, où la production de savoirs puis leur transmission dans la société serait le fait exclusif de la science, montre ses limites opérationnelles, en particulier dans le domaine de l'environnement. Au contraire, le « modèle transactionnel », activité hybride, où connaissances scientifiques se conjuguent avec jugement opérationnel ou politique, présente plusieurs avantages, dont celui d'assurer l'utilisation de l'indicateur choisi. La souplesse de son contenu, c'est-à-dire sa possible

⁵ Par exemple, sur le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS), des échantillons sont prélevés sur deux couches : 0-30 cm et 30-50 cm (et même 4 couches actuellement, car y ont été adjointes les couches 50-75 cm et 75-100 cm pour la deuxième campagne du RMQS, débutée en 2016).

reformulation au cours du temps par différentes parties prenantes, plus qu'un défaut, peut ici se révéler une force, car l'indicateur reste un objet de négociation. Un indicateur peut se traduire juridiquement, entre autres, par un renvoi à des pratiques dont l'adoption est préconisée, ou à des standards juridiques (par ex. : la teneur en azote total est « suffisante », « satisfaisante »), plutôt que par l'adoption de valeurs réglementaires qui pourraient se voir frappées d'obsolescence au gré des évolutions de la science. Le caractère « vague » d'un indicateur présente donc l'avantage de contribuer à la stabilité du droit. Pour autant, la révision régulière des textes permet leur adaptation aux connaissances nouvelles. Appliqué à cette étude, le choix de recourir à un indicateur invite à accepter que **le concept de qualité des sols (et de santé des sols telle que présentée à la section 3) renvoie possiblement à la coexistence de plusieurs réalités**, mais dans un cadre déterminé (usage, localisation, etc.). La définition d'un système d'indicateurs de la qualité des sols doit donc répondre à la double ambition d'être à la fois effectif d'un point de vue juridique et accepté d'un point de vue sociologique. Il conviendrait alors de systématiser la mise en place de structures d'animation (par ex. telles que des *living labs*) pour créer des lieux d'échange autour du sol et de ses usages. La littérature souligne en effet le besoin d'une inclusivité forte des acteurs pour réguler les rapports de pouvoir. Ainsi, les démarches de co-construction ayant recours à différents modèles de science participative sont à envisager fortement ; en faisant appel à des démarches de type « *crowdsourcing* », elles permettraient d'augmenter significativement la quantité de données compilées sans obérer la qualité scientifique des résultats obtenus, car les outils statistiques disponibles actuellement permettent de traiter les biais potentiels associés à ces échantillonnages particuliers, et produisent des résultats scientifiquement corrects.

2.4.3. Des indicateurs plus ou moins matures

Le choix ou la définition d'un indicateur par l'utilisateur se devrait de privilégier *a minima* la capacité de cet indicateur à informer sur la fonction d'intérêt. Idéalement, la création d'un système d'indication recommande toutefois la mise en place d'une stratégie en 4 dimensions qualifiant pour les indicateurs leur Crédibilité, leur *Salience* (capacité à informer), leur Légitimité, et leur Faisabilité (approche CSLF). On ne peut en effet ignorer que des considérations multiples entrent en jeu lors du choix d'un indicateur, notamment la disponibilité des échantillons déjà prélevés et/ou des mesures déjà réalisées de cet indicateur, le coût d'acquisition de l'information et, comme évoqué précédemment de façon implicite, une forme de popularité de l'indicateur liée à son emploi de longue date. Ces contraintes définissent de fait le niveau d'opérationnalité d'un indicateur selon deux dimensions : d'une part, **l'opérationnalité technique**, c'est-à-dire le niveau de complexité d'acquisition de l'information (niveau de difficulté d'échantillonnage, de mesure, etc.), et, d'autre part, **l'opérationnalité d'usage**, c'est-à-dire la capacité concrète d'un indicateur à produire une information interprétable par l'utilisateur. L'évaluation de l'opérationnalité des indicateurs proposés dans cette étude a conduit à une classification en trois niveaux : des **indicateurs « matures »** (pour lesquels des méthodes de mesures sont éprouvées, des valeurs sont disponibles dans des systèmes d'information, et des référentiels d'interprétation sont partagés), qui constituent l'essentiel du corpus des indicateurs proposés ; des **indicateurs « en maturation »** (pas encore mesurés facilement sur de nombreux territoires différents, ou bien dont les méthodes de mesures restent délicates à mettre en œuvre), qui s'avèrent cependant mobilisables par des utilisateurs avertis ; des **indicateurs « en développement »** (qui pour certains ne sont pas mesurables directement et peuvent nécessiter l'utilisation de modèles complexes). Ces derniers sont notamment des indicateurs dits « idéaux », qui qualifient de fait exactement la fonction dont ils sont les indicateurs, mais qui ne sont jusqu'à présent que pas ou très rarement évalués. Pour éclairer l'utilisateur dans ses choix, le Tableau 19-2 informe sur ces niveaux de maturation.

2.5. Valeurs d'existence des indicateurs de la qualité des sols

2.5.1. Une gamme de valeurs d'existence pour des indicateurs monoparamétriques

La diversité des types de sols sur le territoire français métropolitain, en lien avec la diversité géologique et le large gradient climatique qui caractérisent la France, et la multiplicité des occupations et des usages, conduit à des

gammes de valeurs souvent étendues des indicateurs de qualité ou de fonctions des sols. Pour autant, évaluer la qualité et/ou les fonctions d'un sol suppose de confronter les valeurs de ces indicateurs à la distribution que l'on rencontre sur le territoire d'étude. Pour permettre des évaluations au niveau national, nous avons ici précisé, pour les indicateurs les plus fréquemment utilisés et lorsque les données disponibles le permettaient, la gamme des valeurs d'existence de l'indicateur sur l'ensemble du territoire. Cette évaluation s'appuie sur le **système d'information national sur les sols**, c'est-à-dire soit sur le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) dont le maillage systématique par carrés de 16 km de côté permet une estimation non biaisée sur l'ensemble des occupations/usages sur le territoire⁶ ; soit sur la base Donesol du programme Inventaire, Gestion et Conservation des Sols, qui capitalise l'ensemble des observations réalisées sur des sols lors d'opérations de cartographie ; soit enfin sur la Base de Données des Analyses de Terres (BDAT) qui rassemble uniquement des analyses de sol sur l'horizon de surface de parcelles agricoles. Plus ponctuellement, les valeurs d'existence peuvent être relevées dans des bases de données spécifiques, ou dans des articles scientifiques.

Le Tableau 19-3 présente les valeurs d'existence des indicateurs considérés dans cette étude comme les plus fréquents. Lorsque cela était possible, et en particulier pour les indicateurs dont l'existence est évaluée dans le cadre du programme RMQS, nous avons précisé la gamme de valeurs d'existence par **usage** du sol. Les indicateurs peuvent également être présentés sous forme d'une évaluation spatialisée, et la Figure 19-2 présente l'exemple de l'évaluation du Réservoir en Eau Utilisable calculé sur le département de la Côte d'Or, selon deux sources de données différentes. Même si les ordres de grandeur de l'indicateur et la structuration spatiale de celui-ci sont de même ordre sur les deux cartes, on notera de locales divergences de l'indicateur entre les deux sources de données, ce qui met en lumière la nécessité de choisir, en fonction de la finalité de l'évaluation de la qualité des sols et en particulier la résolution attendue de l'information, la source de données la plus adaptée.

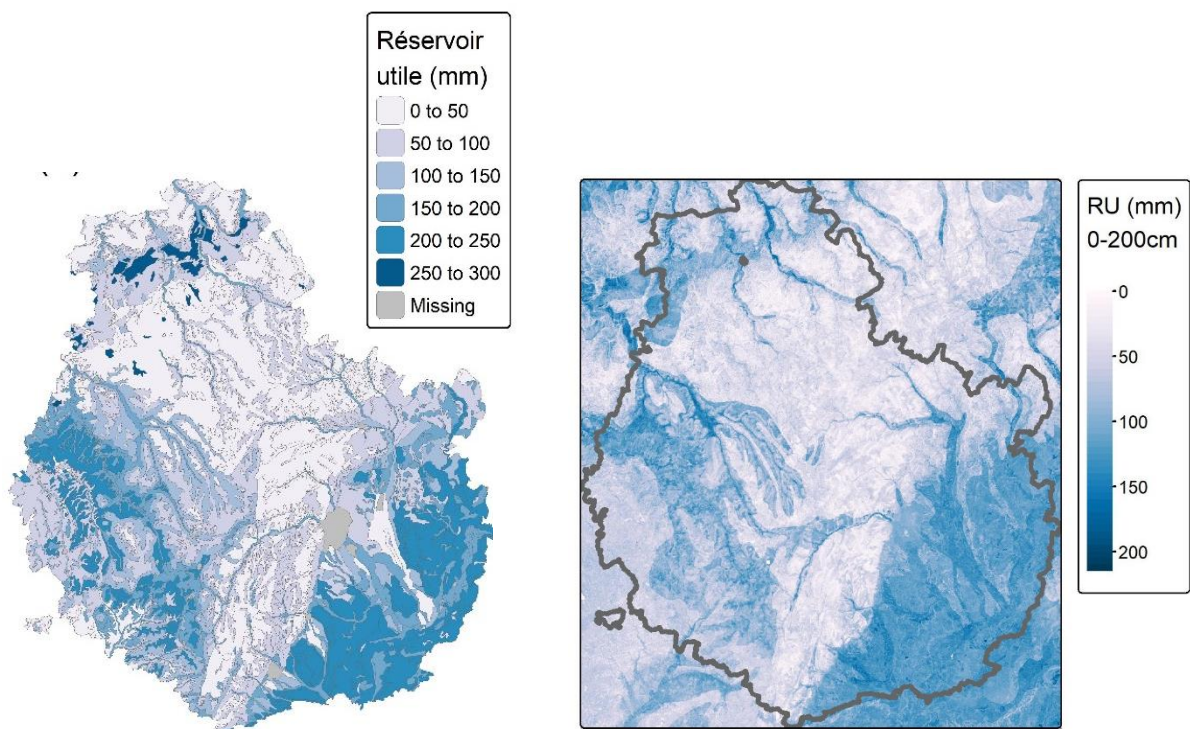


Figure 19-2. Réservoir en Eau Utilisable Maximum évalué sur le Département de la Côte d'Or. A gauche, évaluation à partir des données du RRP au 1/250 000. A droite, évaluation issue du programme GlobalSoilMap.

⁶ à la limite près que l'occupation urbaine, peu fréquemment échantillonnée en regard des autres occupations à cause de la maille d'échantillonnage de 16x16 km dont les nœuds tombent rarement sur une ville, est estimée avec très peu de points.

Tableau 19-3. Valeurs d'existence pour les indicateurs sélectionnés.

| Indicateur | Gamme de valeurs par occupation du sol | | | | | Références |
|---|---|---|---|--|--|---|
| | Successions culturales | Surfaces toujours en herbe | Surfaces boisées | Vergers et cultures pérennes arbustives | Toutes occupations | |
| Profondeur | Très variable - contexte géopédoclimatique dépendant | | | | | |
| Taux d'érosion | non analysé dans cette étude | | | | | |
| Granulométrie - Texture | Très variable - contexte géopédoclimatique dépendant | | | | | |
| Masse volumique apparente (g/cm ³) couche 0-30 cm | n=878 Min : 0,79 Max : 1,96 Med : 1,36 Moy : 1,36 | n=521 Min : 0,44 Max : 1,98 Med : 1,30 Moy : 1,29 | n=672 Min : 0,48 Max : 2,05 Med : 1,24 Moy : 1,24 | n=59 Min : 1,00 Max : 2,04 Med : 1,54 Moy : 1,54 | n=2144 Min : 0,37 Max : 2,05 Med : 1,32 Moy : 1,31 | RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024) |
| Masse volumique apparente (g/cm ³) couche 30-50 cm | n=878 Min : 0,87 Max : 2,16 Med : 1,48 Moy : 1,48 | n=521 Min : 0,20 Max : 2,26 Med : 1,44 Moy : 1,43 | n=672 Min : 0,51 Max : 2,34 Med : 1,38 Moy : 1,39 | n=59 Min : 1,06 Max : 2,10 Med : 1,53 Moy : 1,55 | n=2144 Min : 0,20 Max : 2,34 Med : 1,47 Moy : 1,46 | |
| Teneur en éléments grossiers (%) | Très variable - contexte géopédoclimatique dépendant | | | | | |
| Stabilité structurale (MWD) (mm) | n=102 Min : 0,2 Max : 2,2 Med : 0,6 Moy : 0,7 | n=36 Min : 0,6 Max : 3,2 Med : 1,9 Moy : 1,8 | n=30 Min : 0,5 Max : 3,3 Med : 2,4 Moy : 2,2 | n=6 Min : 0,5 Max : 1,4 Med : 0,4 Moy : 0,5 | | RMQS, 1 ^{re} campagne (174 sites) Rabot et al. (2014) |
| Conductivité électrique (σ) (dS/m) | (pas de données nationales disponibles) | | | | | |
| Conductivité hydraulique à saturation (Ks) (m/s) horizon de surface | | | | | n=86 Min : 4,09.10 ⁻⁷ Max : 1,08.10 ⁻⁴ Med : 3,57.10⁻⁵ Moy.géo : 2,47.10⁻⁵ | Base de données SOLHYDRO (données acquises par INRAE / UR Sols, non publiées) |
| Air Capacity (%) | Non analysé dans cette étude | | | | | |
| Réservoir en Eau Utilisable (RU) Maximum (mm/cm) horizon de surface | n=29 Min : 0,73 Max : 2,20 Med : 1,28 Moy : 1,32 | n=30 Min : 0,47 Max : 2,77 Med : 1,68 Moy : 1,71 | n=29 Min : 0,32 Max : 5,09 Med : 1,27 Moy : 1,48 | n=3 Min : 0,67 Max : 1,87 | | RMQS, 2 ^e campagne Programme RU-RMQS (données 2016-2023) |
| Réservoir en Eau Utilisable (RU) Maximum (mm/cm) horizons profonds | n=31 Min : 0,36 Max : 2,47 Med : 1,05 Moy : 1,13 | n=24 Min : 0,62 Max : 3,03 Med : 1,18 Moy : 1,38 | n=37 Min : 0,22 Max : 2,46 Med : 1,04 Moy : 1,13 | n=2 Min : 0,65 Max : 0,95 | | |
| Water Holding Capacity (WHC) | Non analysé dans cette étude | | | | | |
| pH (eau) couche 0-30 cm | n=878 Min : 4,5 Max : 8,6 Med : 7,1 | n=521 Min : 4,5 Max : 8,6 Med : 5,9 | n=672 Min : 3,7 Max : 8,7 Med : 5,0 | n=59 Min : 4,9 Max : 8,7 Med : 8,1 | n=2144 Min : 3,7 Max : 9,2 Med : 6,2 | RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024) |
| pH (eau) couche 30-50 cm | n=791 Min : 4,7 Max : 9,1 Med : 7,3 | n=420 Min : 4,2 Max : 8,9 Med : 6,2 | n=501 Min : 4,0 Max : 9,0 Med : 5,0 | n=50 Min : 5,0 Max : 8,8 Med : 8,1 | n=1775 Min : 4,0 Max : 9,1 Med : 6,5 | |
| CEC (meq/100g de sol) couche 0-30 cm | n=878 Min : 0,5 Max : 59,6 Med : 11,8 Moy : 14,0 | n=521 Min : 0,8 Max : 63,5 Med : 10,0 Moy : 14,5 | n=672 Min : 0,3 Max : 70,1 Med : 6,7 Moy : 13,6 | n=59 Min : 3,6 Max : 39,3 Med : 13,1 Moy : 14,6 | n=2144 Min : 0,3 Max : 70,1 Med : 10,2 Moy : 14,0 | RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024) |
| CEC (meq/100g de sol) couche 30-50 cm | n=791 Min : 0,8 Max : 62,6 Med : 11,4 Moy : 13,2 | n=420 Min : 1,1 Max : 56,0 Med : 8,3 Moy : 11,7 | n=501 Min : 0,3 Max : 58,3 Med : 5,0 Moy : 9,0 | n=59 Min : 3,4 Max : 34,7 Med : 12,5 Moy : 13,9 | n=1775 Min : 0,3 Max : 62,2 Med : 8,9 Moy : 11,6 | |
| Teneur en N total (mg/kg) | n=877 Min : 0,28 Max : 5,7 Med : 1,46 Moy : 1,65 | n=521 Min : 0,52 Max : 12,3 Med : 2,43 Moy : 2,8 | n=672 Min : 0,03 Max : 11,9 Med : 1,85 Moy : 2,33 | n=59 Min : 0,37 Max : 4,02 Med : 0,9 Moy : 1,11 | n=2144 Min : 0,03 Max : 16 Med : 1,73 Moy : 2,14 | RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024) |
| Teneur en P disponible (P Olsen) (mg/kg) couche 0-30 cm | n=878 Min : 0,005 Max : 0,557 Med : 0,075 Moy : 0,084 | n=521 Min : 0,001 Max : 1,110 Med : 0,031 Moy : 0,047 | n=672 Min : 0,001 Max : 0,210 Med : 0,009 Moy : 0,015 | n=59 Min : 0,003 Max : 0,162 Med : 0,036 Moy : 0,055 | n=2144 Min : 0,001 Max : 1,110 Med : 0,034 Moy : 0,053 | RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024) |
| Teneur en P disponible (P Olsen) (mg/kg) couche 30-50 cm | n=878 Min : 0,001 Max : 0,308 Med : 0,022 Moy : 0,033 | n=521 Min : 0,000 Max : 1,060 Med : 0,011 Moy : 0,022 | n=672 Min : 0,001 Max : 0,259 Med : 0,005 Moy : 0,010 | n=59 Min : 0,003 Max : 0,134 Med : 0,017 Moy : 0,030 | n=2144 Min : 0,000 Max : 1,060 Med : 0,012 Moy : 0,024 | |

| | | | | | | | |
|---|--|--|--|---|---|--|--------------------------------|
| Teneur en K disponible (mg/kg) | n=878 Min : 0,06 Max : 2,15 Med : 0,4 Moy : 0,46 | n=621 Min : 0,04 Max : 9,77 Med : 0,30 Moy : 0,39 | n=672 Min : 0,13 Max : 1,08 Med : 0,19 Moy : 0,24 | n=69 Min : 0,11 Max : 1,87 Med : 0,47 Moy : 0,52 | n=2144 Min : 0,01 Max : 9,77 Med : 0,316 Moy : 0,376 | RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024) | |
| Teneurs totales en ETMM (mg/kg) | Disponibles dans le rapport de l'étude pour As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Ti, Zn | | | | | | |
| Teneurs partielles (extractibles) en ETMM (mg/kg) | Des données ponctuelles sont mesurées dans le cadre du programme QUASAPROVE du RMT AI-Chimie | | | | | | |
| Teneurs en polluants organiques : HAP (µg/kg) | n=889 Min : 6,05 Max : 31193 Med : 90,1 Moy : 287 | n=532 Min : 5,1 Max : 6521 Med : 73,8 Moy : 245 | n=582 Min : 5,2 Max : 2656 Med : 60,6 Moy : 129 | n=66 10,2 Max : 1313 Med : 138 Moy : 278 | n=2154 Min : 5,1 Max : 31193 Med : 76,3 Moy : 229 | RMQS, 1 ^{re} campagne | |
| Teneurs en polluants organiques : PCB (µg/kg) | n=887 Min : 0,02 Max : 2867 Med : 0,68 Moy : 6,5 | n=532 Min : 0,02 Max : 17404 Med : 0,53 Moy : 5,3 | n=578 Min : 0,02 Max : 63,5 Med : 0,81 Moy : 1,40 | n=66 Min : 0,02 Max : 54,3 Med : 0,62 Moy : 2,01 | n=2152 Min : 0,02 Max : 17404 Med : 0,67 Moy : 12,0 | | |
| Teneurs en polluants organiques : dioxines, furanes (ng/kg) | n=887 Min : 1,02 Max : 148 Med : 7,06 Moy : 17,6 | n=532 Min : 1,03 Max : 297 Med : 7,06 Moy : 16,1 | n=579 Min : 1,52 Max : 277 Med : 5,96 Moy : 12,0 | n=66 Min : 1,25 Max : 143 Med : 4,38 Moy : 12,0 | n=2153 Min : 1,02 Max : 297 Med : 6,37 Moy : 15,4 | | |
| Teneurs en polluants organiques : pesticides (fongicides) (µg/kg) | n=29 Min : 0,04 Max : 263,7 Med : 24,7 Moy : 44,1 | n=5 Min : 0,08 Max : 5,4 Med : 0,4 Moy : 1,56 | n=5 Min : 0,07 Max : 0,94 Med : 0,21 Moy : 0,34 | n=4 Min : 0,04 Max : 229,8 Med : 1,04 Moy : 58,0 | n=47 Min : 0,04 Max : 264 Med : 7,49 Moy : 33,9 | RMQS, 2 ^e campagne Projet Phytosol (47 sites) | |
| Teneurs en polluants organiques : pesticides (herbicides) (µg/kg) | n=29 Min : 8,06 Max : 1167,3 Med : 61,1 Moy : 128,9 | n=5 Min : 4,42 Max : 75,2 Med : 33,1 Moy : 36,5 | n=5 Min : 0,05 Max : 606,6 Med : 0,95 Moy : 202,5 | n=4 Min : 13,2 Max : 283,5 Med : 24,8 Moy : 107,2 | n=47 Min : 0,05 Max : 1167 Med : 45,7 Moy : 116 | | |
| Teneurs en polluants organiques : pesticides (insecticides) (µg/kg) | n=29 Min : 0,21 Max : 136,7 Med : 1,41 Moy : 10,1 | n=5 Min : - Max : - Med : - Moy : - | n=5 Min : 0,26 Max : 0,26 Med : 0,26 Moy : 0,26 | n=4 Min : 0,82 Max : 4,73 Med : 1,09 Moy : 2,21 | n=47 Min : 0,21 Max : 413 Med : 23,3 Moy : 1,38 | | |
| Teneur en carbone organique (g/kg) couche 0-30 cm | n=878 Min : 2,6 Max : 58,2 Med : 14,6 Moy : 16,7 | n=521 Min : 6,8 Max : 145 Med : 25,2 Moy : 29,4 | n=672 Min : 0,6 Max : 170 Med : 28,2 Moy : 34,9 | n=59 Min : 3,4 Max : 39,3 Med : 9,2 Moy : 11,6 | n=2144 Min : 0,6 Max : 243 Med : 20,4 Moy : 25,6 | RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024) | |
| Teneur en carbone organique (g/kg) couche 30-50 cm | n=792 Min : 0,8 Max : 52 Med : 6,5 Moy : 8,1 | n=420 Min : 1,8 Max : 142 Med : 8,7 Moy : 11,8 | n=501 Min : 0,6 Max : 128 Med : 8,5 Moy : 13,1 | n=50 Min : 2,0 Max : 17 Med : 5,7 Moy : 6,9 | n=1775 Min : 0,6 Max : 235 Med : 7,4 Moy : 10,6 | | |
| Rapport Corg/Arg | n=877 Min : 0,012 Max : 0,54 Med : 0,03 Moy : 0,08 | n=521 Min : 0,03 Max : 0,72 Med : 0,11 Moy : 0,13 | n=672 Min : 0,01 Max : 9 Med : 0,14 Moy : 0,23 | n=59 Min : 0,01 Max : 0,16 Med : 0,04 Moy : 0,05 | n=2144 Min : 0,01 Max : 9 Med : 0,09 Moy : 0,14 | RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024) | |
| Stock de carbone (kg C /m ²) couche 0-30 cm | n=884 Min : 1,0 Max : 13,7 Med : 4,8 Moy : 5,2 | n=601 Min : 1,8 Max : 30,9 Med : 7,8 Moy : 8,5 | n=586 Min : 0,7 Max : 23,0 Med : 7,3 Moy : 8,1 | n=verg:22; vigne:42 Min : ver : 1,6 vig : 0,5 Max : ver : 9,8 vig : 6,3 Med : ver : 4,5 vig : 3,2 Moy : ver : 4,7 vig : 3,4 | Moy : 6,85 (moyenne pondérée en fonction des effectifs dans chaque catégorie, MM) | RMQS, 1 ^{re} campagne | |
| Stock de carbone (kg C /m ²) couche 0-50 cm | Données en cours de consolidation | | | | | n=2144 Min : 0,5 Max : 40,7 Med : 7,6 Moy : 8,6 | RMQS, 1 ^{re} campagne |
| Fractions du carbone : physique grossière, POC (g C /kg sol) | n=405 Min : 0,72 Max : 13,85 Med : 1,96 Moy : 2,37 | n=246 Min : 1,13 Max : 55,85 Med : 4,36 Moy : 6,04 | n=243 Min : 1,13 Max : 36,97 Med : 6,69 Moy : 9,09 | n=26 Min : 0,86 Max : 10,12 Med : 1,84 Moy : 2,68 | n=960 Min : 0,37 Max : 55,85 Med : 3,35 Moy : 5,38 | Delahaie et al. (2024) | |
| Fractions du carbone : physique fine, MAOC (g C /kg sol) | n=405 Min : 3,25 Max : 46,27 Med : 12,56 Moy : 14,20 | n=246 Min : 6,81 Max : 69,83 Med : 20,94 Moy : 23,89 | n=243 Min : 3,16 Max : 82,08 Med : 18,21 Moy : 21,76 | n=26 Min : 4,02 Max : 35,97 Med : 7,11 Moy : 10,23 | n=960 Min : 0,22 Max : 82,08 Med : 15,84 Moy : 18,87 | | |
| Fractions du carbone : thermique active, C _a (g C /kg sol) | n=785 Min : 1,70 Max : 32,53 Med : 7,23 Moy : 8,52 | n=479 Min : 2,75 Max : 84,86 Med : 15,31 Moy : 18,74 | n=520 Min : 0,31 Max : 83,14 Med : 16,95 Moy : 21,39 | n=42 Min : 0,70 Max : 18,93 Med : 3,16 Moy : 4,40 | n=1879 Min : 0,31 Max : 84,86 Med : 11,56 Moy : 15,04 | Delahaie et al., 2024 | |
| Fractions du carbone : thermique stable, C _s (g C /kg sol) | n=785 Min : 2,71 Max : 24,35 Med : 7,53 Moy : 8,52 | n=479 Min : 3,25 Max : 44,81 Med : 9,65 Moy : 11,45 | n=520 Min : 1,17 Max : 38,13 Med : 9,52 Moy : 11,95 | n=42 Min : 2,71 Max : 12,50 Med : 6,59 Moy : 7,07 | n=1879 Min : 1,17 Max : 44,89 Med : 8,43 Moy : 10,25 | | |
| Fraction de carbone oxydable | (pas de données nationales disponibles) | | | | | | |

| Indicateur | Gamme de valeurs par occupation du sol | | | | | Références |
|--|---|---|---|---|---|--|
| | Successions culturales | Surfaces toujours en herbe | Surfaces boisées | Vergers et cultures pérennes arbustives | Toutes occupations | |
| Rapport C/N couche 0-10 cm | | | n=102 Min : 12,8 Max : 40,3 Moy : 20,1 | | | Données RENECOFOR et Achat <i>et al.</i> (2018) |
| Rapport C/N couche 0-30 cm | n=877 Min : 5,1 Max : 22,6 Med : 9,9 Moy : 10,1 | n=521 Min : 8,1 Max : 17,4 Med : 10,3 Moy : 10,5 | n=672 Min : 7,5 Max : 52,7 Med : 15,1 Moy : 16,5 | n=59 Min : 5,2 Max : 19,0 Med : 10,2 Moy : 10,6 | n=2144 Min : 5,1 Max : 52,7 Med : 10,8 Moy : 12,3 | RMQS, 1 ^{re} campagne Saby <i>et al.</i> (2019, 2024) |
| Rapport C/N couche 30-50 cm | n=791 Min : 3,0 Max : 26,5 Med : 9,1 Moy : 8,9 | n=420 Min : 4,9 Max : 30,2 Med : 9,2 Moy : 9,6 | n=501 Min : 4,0 Max : 57,0 Med : 13,2 Moy : 14,8 | n=60 Min : 3,5 Max : 19,0 Med : 9,4 Moy : 9,8 | n=1775 Min : 3,0 Max : 57,0 Med : 9,5 Moy : 10,9 | |
| Type de l'humus forestier | | | n=102 Mull : 50% Moder/Amphi : 40% Mor : 10% | | | Données RENECOFOR et Zanella <i>et al.</i> (2011) |
| Biomasse moléculaire microbienne ADN (µg /g sol) | n=878 Min : 0,4 Max : 306,2 Moy : 38,5 | n=521 Min : 2,3 Max : 455 Moy : 84,7 | n=672 Min : 0,2 Max : 629,6 Moy : 76,8 | n=59 Min : 0,2 Max : 249,2 Moy : 24,4 | n=2144 Min : 1,1 Max : 412,5 Moy : 75,3 | RMQS, 1 ^{re} campagne |
| Biomasse microbienne (mg C /kg sol) | n=885 Min : 0,2 Max : 306,2 Moy : 38,5 | n=536 Min : 2,3 Max : 455 Moy : 84,7 | n=584 Min : 0,2 Max : 629,6 Moy : 76,4 | n=42 Min : 0,2 Max : 249,2 Moy : 23,6 | n=2146 Min : 0,2 Max : 629,6 Moy : 61,7 | RMQS, 1 ^{re} campagne Atlas Français des Bactéries du Sol Horrigue <i>et al.</i> , 2016 |
| Respiration basale du sol (Oxitrop) | n=83 Min : 0 Max : 1,312 Moy : 0,486 | n=24 Min : 0,667 Max : 1,493 Moy : 1,023 | n=20 Min : 0,183 Max : 1,251 Moy : 0,612 | | n=187 Min : 0 Max : 1,633 Moy : 0,638 | Programme Bioindicateurs – Phase 2 |
| Potentiel de minéralisation de N et C | En cours d'acquisition sur le programme RMQS-biodiversité | | | | | |
| PLFA totaux (nmol /g sol sec) | n=84 Min : 35,9 Max : 534,6 Moy : 146,9 | n=24 Min : 160,6 Max : 1846,6 Moy : 527,4 | n=20 Min : 68,6 Max : 813,23 Moy : 268,66 | | n=188 Min : 23,8 Max : 1846,6 Moy : 247,2 | Programme Bioindicateurs - Phase 2 |
| Densité des bactéries du sol (millions d'ADNr 16S /g sol) | n=842 Min : 163 Max : 499978 Moy : 92627 | n=463 Min : 473 Max : 50193 Moy : 14148 | n=490 Min : 136 Max : 50564 Moy : 10152 | n=47 Min : 200 Max : 22737 Moy : 6185 | n=1842 Min : 136 Max : 50600 Moy : 10648 | RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2023 |
| Diversité des bactéries du sol (nombre d'Unités Taxonomiques Opérationnelles) | n=743 Min : 1192 Max : 3075 Moy : 2181 | n=470 Min : 1141 Max : 2901 Moy : 2109 | n=501 Min : 870 Max : 2962 Moy : 1902 | n=27 Min : 1748 Max : 2579 Moy : 2212 | n=1842 Min : 870 Max : 3075 Moy : 2083 | RMQS, 1 ^{re} campagne Karimi <i>et al.</i> , 2018 Atlas Français des Bactéries du Sol Terrat <i>et al.</i> , 2020 |
| Densité des champignons du sol (millions d'ADNr 18S /g sol) | n=847 Min : 3 Max : 1485 Moy : 252 | n=489 Min : 3,9 Max : 1484 Moy : 353,6 | n=503 Min : 3,1 Max : 527,3 Moy : 387,3 | n=48 Min : 4,1 Max : 1199,9 Moy : 180,4 | n=1887 Min : 3,1 Max : 1527,3 Moy : 312,5 | RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2024 Djemiel <i>et al.</i> , 2023 |
| Diversité des champignons du sol (nombre d'Unités Taxonomiques Opérationnelles) | n=8488 Min : 703 Max : 2363 Moy : 1497 | n=510 Min : 501 Max : 2316 Moy : 1464 | n=542 Min : 452 Max : 2577 Moy : 1392 | n=57 Min : 813 Max : 2112 Moy : 1370 | n=2060 Min : 452 Max : 2577 Moy : 1454 | RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2024 |
| Ratio champignons/bactéries | n=849 Min : 0,24 Max : 11,59 Moy : 3,05 | n=509 Min : 0,25 Max : 11,75 Moy : 2,52 | n=521 Min : 0,36 Max : 12,15 Moy : 4,45 | n=50 Min : 1,08 Max : 10,75 Moy : 3,07 | n=1929 Min : 0,24 Max : 12,15 Moy : 3,29 | RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2023 |
| Abondance des enchytréides | (pas de données nationales disponibles) | | | | | |
| Abondance des lombriciens (nombre individus /m ²) | n=262 Min : 0 Max : 917 Moy : 223 | n=117 Min : 32 Max : 1333 Moy : 421 | n=20 Min : 90 Max : 219 Moy : 92 | n=126 Min : 0 Max : 1092 Moy : 163 | | Forêts : programme Bioindicateurs |
| Diversité des lombriciens (nombre de taxa) | n=229 Min : 0 Max : 11 Moy : 5 | n=90 Min : 5 Max : 13 Moy : 9 | n=20 Min : 0 Max : 9 Moy : 3 | n=120 Min : 0 Max : 10 Moy : 3 | | Autres occupations : données de l'OPVT |
| Abondance des nématodes totaux (nombre individus /g sol sec) | n=336 Min : 0,05 Max : 113 Moy : 16,6 | n=121 Min : 0 Max : 149 Moy : 18,1 | n=483 Min : 0,24 Max : 132 Moy : 14,0 | n=111 Min : 0,06 Max : 256 Moy : 11,4 | n=617 Min : 0 Max : 256 Moy : 15,8 | Base de données ELIPTO (base de données d'ELISOL environnement) |
| Diversité des nématodes totaux (Indice de Shannon) | n=336 Min : 0,19 Max : 2,69 Moy : 1,91 | n=121 Min : 0 Max : 2,78 Moy : 1,81 | n=483 Min : 0,48 Max : 2,84 Moy : 1,86 | n=111 Min : 0,21 Max : 2,63 Moy : 1,98 | n=617 Min : 0 Max : 2,84 Moy : 1,90 | |
| Abondance des microarthropodes (collemboles) (nombre individus /m ²) | n=304 Min : 0 Max : 10.10 ³ Moy : 4.10 ³ | n=46 Min : 0 Max : 34.10 ³ Moy : 12.10 ³ | n=25 Min : 0 Max : 27.10 ³ Moy : 10.10 ³ | n=136 Min : 0 Max : 15.10 ³ Moy : 6.10 ³ | | Méta-analyse Joimel <i>et al.</i> , 2017 |

| | | | | | | |
|--|--|--|---|--------------------------------------|--|------------------------------------|
| Diversité des microarthropodes (collemboles) (nombre d'espèces) | | | n=25 Min : 0 Moy : 8,6 | n=136 Min : 0 Moy : 3,2 | | |
| Abondance des microarthropodes (acariens) (nombre d'individus /m ²) | n=47 Min : 707 Max : 16154 Moy : 4756 | n=42 Min : 825 Max : 21460 Moy : 7835 | n=8 Min : 5188 Max : 39500 Moy : 12823 | | n=98 Min : 707 Max : 39500 Moy : 6755 | RMQS - Biodiv 1 - Bretagne |
| Diversité des microarthropodes (acariens) | (pas de données nationales disponibles) | | | | | |
| Activités enzymatiques | En cours d'acquisition sur certains sites du RMQS (200 points) | | | | | |
| Activités enzymatiques - Galactosidase (mU/g sol sec ⁸) | n=84 Min : 0 Max : 18,23 Moy : 4,57 | n=24 Min : 1,86 Max : 7,88 Moy : 3,57 | n=20 Min : 2,41 Max : 15,00 Moy : 6,19 | | n=188 Min : 0 Max : 39,25 Moy : 5,56 | Programme Bioindicateurs – Phase 2 |
| Activités enzymatiques – B Glucosidase (nmol/min/g sol sec) | n=84 Min : 1,17 Max : 23,88 Moy : 7,63 | n=24 Min : 2,84 Max : 19,00 Moy : 9,73 | n=20 Min : 0 Max : 10,52 Moy : 3,57 | | n=188 Min : 0 Max : 25,64 Moy : 7,79 | |
| Activités enzymatiques - Arylsulfatase (mU/g sol sec) | n=84 Min : 0,65 Max : 10,89 Moy : 3,50 | n=24 Min : 2,58 Max : 32,09 Moy : 8,6 | n=20 Min : 0,51 Max : 56,80 Moy : 26,81 | | n=188 Min : 0,15 Max : 56,8 Moy : 8,86 | |
| Activités enzymatiques - Phosphatase acide (nmol/min/g sol sec) | n=84 Min : 0 Max : 56,08 Moy : 10,74 | n=24 Min : 0 Max : 44,19 Moy : 19,09 | n=20 Min : 0 Max : 104,34 Moy : 20,44 | | n=188 Min : 0 Max : 104,34 Moy : 14,74 | |
| Activités enzymatiques - Phosphatase alcaline (nmol/min/g sol sec) | n=84 Min : 2,35 Max : 29,06 Moy : 13,23 | n=24 Min : 2,18 Max : 24,41 Moy : 8,53 | n=20 Min : 0,23 Max : 38,48 Moy : 16,87 | | n=188 Min : 0 Max : 41,49 Moy : 13,43 | |
| Abondance des fourmis | Non analysé dans cette étude | | | | | |
| Diversité des fourmis | Non analysé dans cette étude | | | | | |

2.5.2. Quelles valeurs d'existence pour des indices composites ?

Nous l'avons vu à la section 2.3.5, l'agrégation et la pondération nécessaires à l'élaboration d'un indice composite sont placées sous la responsabilité de son utilisateur. Dès lors, aucune distribution ne peut être proposée sur l'ensemble du territoire pour un indicateur composite ; un référentiel d'interprétation des indices monoparamétriques et des indices composites doit être construit à façon, soit pour chaque contexte pédo-climatique, soit pour chaque type d'usage ou de pratique, en tout état de cause pour chaque territoire sur lequel l'information a vocation à être utilisée pour la mise en œuvre d'une politique publique.

3. Pour préserver les sols : évaluer leur qualité et leur santé

Dans l'esprit de la loi Climat et résilience et de la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience*, il ne fait aucun doute que **la mise en place d'un système de caractérisation et de surveillance de la qualité des sols ne peut servir, *in fine*, un objectif autre que celui de préserver la santé des sols dont l'importance a été rappelée dans le chapitre introductif de cette étude.** Les actions de préservation renvoient à une pluralité de mécanismes, partant de la mise en place de modes de gestion durable des sols jusqu'à la définition de mesures de protection de certains sols au regard de leur particularité ou de leur rareté sur un territoire donné.

A des fins de planification territoriale, la question qui s'est posée initialement a été de savoir dans quelle mesure les indicateurs de qualité des sols pourraient servir d'élément d'arbitrage lors de l'affectation des usages par le droit de l'urbanisme. Toutefois, se limiter à ce seul aspect aurait conduit à écarter tout un pan utile de la recherche à ce sujet, notamment dans le domaine des sciences humaines et sociales où il est davantage question d'établir un lien entre l'idée que se fait un usager ou un propriétaire de la fonctionnalité du sol et la façon dont il l'exploite, le possède ou l'occupe. Construire une logique de préservation revient donc nécessairement à étudier les usages et la façon dont le droit les encadre. Le lien entre la santé des sols et les mécanismes de préservation susceptibles d'avoir un impact bénéfique sur le sol se dessine en pointillés (section 3.1), tandis qu'il s'observe avec plus ou moins de netteté dans d'autres domaines des sciences humaines et sociales et des sciences biotechniques (3.2). La préservation nécessitera *in fine* qu'une réflexion soit ouverte sur la détermination de valeurs cible et seuil associées aux différents indicateurs (3.3) à une échelle adaptée pour leur mise en œuvre.

3.1. Les sols et leur santé : un régime à construire

3.1.1. De la préservation d'une surface à la prise en compte de la biodiversité et des fonctions des sols

Préserver la santé des sols n'est pas un objectif du droit, cependant il serait faux de considérer que le droit dans son ensemble nourrit une indifférence vis-à-vis de cet objet. En effet, la société tire des avantages directs à ce que les sols d'un territoire soient fonctionnels, et le droit de l'urbanisme reconnaît désormais l'enjeu de limiter l'altération des fonctions du sol.

Nombreux sont les exemples où ce que l'on peut reconnaître comme étant les services écosystémiques rendus par les sols, est régulé, préservé, au bénéfice d'un objet extérieur mais néanmoins directement lié à la bonne santé du sol. Il en est ainsi de la préservation des points de captage d'eau potable, des régimes de certaines aides de la PAC pour amorcer un changement de pratiques agricoles ou pour participer à la lutte contre le changement climatique, de la préservation du sol habitat d'une biodiversité protégée, etc.

Par ailleurs, il arrive que certaines caractéristiques du sol soient prises en compte pour délimiter des territoires ou des zones au sein desquels s'appliquent des règles spécifiques. C'est par exemple le cas de la plupart des aires d'appellations d'origine contrôlée ou protégée. Ça l'est aussi, mais de façon plus marginale, lors de la délimitation des zones agricoles par un document d'urbanisme, dans la mesure où le potentiel agronomique, économique et

biologique des sols est un critère réglementaire d'affectation d'un espace à ce type de zonage, mais qu'il est interprété avec une certaine largesse vis-à-vis de la qualité du sol. Enfin, des caractéristiques physiques du sol découlent un régime de responsabilité civile si sa stabilité n'est pas celle qui était attendue et fragilise les constructions. Il en découle également l'institution de servitudes ou le versement d'indemnités lié à la **prévention des risques naturels (érosion, mouvement de terrain, retrait-gonflement des argiles, etc.)**.

Plus récemment et par touches, un sens nouveau semble pourtant émerger en droit s'agissant de la qualité des sols. Peut-être est-ce dû à l'écho de la doctrine en droit, aux dynamiques européennes mais aussi sociétales, ou à la prise de conscience de la part des décideurs que la gestion des crises environnementales à venir et leurs conséquences sociales doivent aussi passer par les sols. Quoi qu'il en soit, le droit forestier ne parle plus uniquement des sols en termes de lutte contre l'érosion, mais aussi en termes de **biodiversité**, et le droit de l'urbanisme, en particulier l'urbanisme commercial, se fait vigilant vis-à-vis des fonctions des sols, tout comme le régime de l'artificialisation et celui de l'installation de panneaux photovoltaïques qui en découle. Enfin, des institutions telles que l'autorité environnementale appellent ouvertement à ce que **les études d'impact intègrent à la fois la dimension qualitative et quantitative des sols** visés par les projets, plans et programmes.

3.1.2. Des indicateurs de la qualité/santé des sols mobilisés par le droit

Puisqu'il n'existe pas d'indicateurs de qualité des sols juridiquement établis et dont cette étude aurait pu analyser les modalités de mise en œuvre et mesurer l'applicabilité, une littérature portant sur d'autres indicateurs présents dans le droit a été mobilisée. Par souci de sélectionner ceux qui pourraient être liés avec plus ou moins de force à la question de la santé des sols, cette étude ne contient pas une recherche exhaustive sur la notion d'indicateurs en droit. Le recours aux indicateurs est assez classique en droit de l'environnement comme en droit rural, et on le retrouve par exemple dans le régime des épandages de boues d'épuration, associé à des valeurs « seuil », « cible » ou « limite » dans l'objectif de préserver la qualité d'un milieu. C'est encore le cas en droit de la santé publique pour mesurer la potabilité de l'eau. La « biodiversité » peut aussi être un indicateur, comme pour l'identification d'un habitat ou d'une zone humide ; ce type de milieu se distingue par ailleurs pour l'attention qui est portée aux caractéristiques des sols servant à sa qualification.

Les indicateurs peuvent donc servir, soit à la qualification d'un espace ou d'un milieu, dont découle l'application d'un régime spécifique, soit à attester de l'adoption de certaines pratiques considérées comme « environnementales » ou « durables » (par ex. la réduction du recours aux pesticides), soit à mesurer l'état d'un milieu ou d'une ressource, vis-à-vis d'un usage (par ex. la potabilité de l'eau) ou d'un objectif à atteindre (par ex. la circulation des espèces sur un cours d'eau).

Enfin, les indicateurs sont utilisés pour mesurer l'adhésion des parties prenantes à une politique publique au regard d'objectifs quantitatifs : il en est ainsi du droit forestier qui s'intéresse à la diversité des espèces plantées, au volume de bois récolté annuellement, au nombre de contrats Natura 2000 signés, etc.

L'indicateur en droit revêt donc plusieurs formes et est contrôlé par différentes autorités, publiques (État et collectivités) comme privées. Si demain la santé des sols était consacrée comme un objectif juridiquement contraignant et qu'un système d'indication était créé pour contrôler sa réalisation, il appartiendrait au législateur de décider de la mise en place d'un régime de police administrative spéciale ou de mécanismes incitatifs sous formes de contrats ou de certifications, les deux n'étant pas exclusifs l'un de l'autre, mais renvoyant à des logiques d'adhésion différentes.

Quoi qu'il en soit, les raisons et les modalités d'un tel système devront pouvoir être comprises par les usagers qu'il concerne et renvoyer tant à une réalité de terrain qu'à une logique économique, sans quoi sa mise en œuvre ou son effectivité en seront entravées.

3.2. La santé des sols : un objet frontière, expression du niveau de qualité des sols

3.2.1. Une diversité de visions chez les acteurs, à intégrer dans la gouvernance

La santé des sols en tant que telle est un objet émergent dans la littérature sociologique et anthropologique. Pour autant, il existe une littérature fournie, traitant de la façon dont différents usagers, dans la majorité des travaux issus du monde agricole, perçoivent et évaluent les sols qu'ils travaillent. De ces caractéristiques, souvent cognitives ou du moins d'ordre qualitatif (couleur, présence de plantes indicatrices, etc.), se dégage une conception de la santé des sols dont les contours varient considérablement selon les territoires.

Cette étude souligne en effet que **dans le cadre d'un processus de production d'indicateurs de qualité des sols, des différences s'observent quant à la compréhension de ce qui doit être mesuré pour qualifier la santé du sol**, selon les types d'acteurs. Les modalités du recours à l'indicateur diffèrent considérablement si elles s'inscrivent par exemple dans une finalité de connaissance scientifique ou d'exploitation du sol. Dans le registre agricole, il est apparu que le type de production (par ex. : élevage, grande culture, maraîchage, viticulture, horticulture), le type d'agriculture pratiqué (par ex. : agriculture conventionnelle, agriculture de conservation des sols, agriculture biologique), tout comme le contexte normatif, ont une influence sur la perception du sol par l'agriculteur et la place qui lui est accordée dans la conduite de l'exploitation. Or, en dépit d'une sémantique variable et de la pluralité observée dans la littérature autour des notions de santé et de qualité du sol, des exemples illustrent la capacité des acteurs à s'entendre, ou du moins à créer un espace de dialogue à une échelle locale.

La santé des sols appelle dans tous les cas à être intégrée dans les mécanismes de gouvernance. Tandis que les arbitrages rendus en matière d'urbanisme ignorent la plupart du temps ce paramètre au-delà des démarches volontaires de certaines collectivités intégrées à des projets de recherche collaboratifs (Muse, Uqualisol-ZU, etc.), la littérature détaillant certains mécanismes spécifiques existants souligne une forme de déclinaison territoriale de la répartition des usages des sols au regard de certaines de leurs caractéristiques. Celles-ci concernent essentiellement leur valeur agronomique au regard d'un certain type de production (verger, vigne, céréale, prairie, etc.). Mais même lorsque le droit se veut attentif à la qualité des sols, comme dans le cadre des opérations d'aménagement foncier, sa prise en compte s'avère peu décisive dans les arbitrages finaux, par comparaison aux enjeux socio-spatiaux du foncier. Cette étude en conclut donc à une **invisibilité de la qualité des sols** au bénéfice des enjeux précités.

3.2.2. Qualité, santé : quelle valeur dans le champ économique ?

De cette observation découle la question de la traduction de la qualité des sols en valeur économique. Ici, c'est davantage le foncier que la qualité du sol qui a un impact déterminant sur la valeur, même si certains indicateurs pourraient être utilisés pour contribuer aux choix des usages du sol réalisés par des opérateurs tant publics que privés. Ils sont pour le moment essentiellement déployés dans le cadre de projets de recherche et s'inspirent des méthodes de valorisation des services écosystémiques rendus par les sols, ou bien de la prise en compte de la contribution de la nature aux populations (IPBES). Bien que les indicateurs soient identifiés comme un levier, il n'existe pas, pour les évaluer, de méthode économique qui soit satisfaisante pour rendre compte, de façon intégrée, de la santé des sols. Il ressort en revanche de la littérature scientifique, dans le cadre de l'évaluation des services écosystémiques, qu'une approche transdisciplinaire qui croise les méthodes utilisées en science du sol avec l'intégration de tous les types de capitaux (humains, construits, naturels et sociaux) et leurs interactions à différentes échelles reste possible. Une faible importance de la santé des sols pour l'économie est mise en évidence dans certains travaux économétriques. L'intégration d'une valeur accordée à la santé des sols dans le calcul se heurte en effet aux difficultés classiquement rencontrées pour la prise en compte d'enjeux non monétaires, notamment la non-comparabilité entre coûts et bénéfices de natures très diverses, et un décalage important dans les temporalités et le degré de réversibilité des conséquences sur la qualité des sols des activités humaines.

La littérature économique s'intéresse par ailleurs aux bénéficiaires des pratiques, notamment agricoles, préservant la qualité des sols. Il peut s'agir des acteurs privés, c'est-à-dire les exploitants directement, mais aussi de la société (à une échelle essentiellement locale), sachant que les acteurs de la dégradation des sols ne sont souvent pas ceux qui en subissent le plus fortement les conséquences, comme par exemple les coulées de boues sur la voirie ou dans les habitations en aval d'une exploitation agricole dont les pratiques érodent fortement les sols, ou le rachat par un agriculteur d'une parcelle dont la santé du sol a été dégradée par les pratiques de son prédécesseur. De façon convergente avec le volet juridique de cette étude, la question de l'information relative à la santé des sols est assurément un aspect à améliorer, tant pour les usagers directs du sol que pour ceux qui, sur un territoire donné, voient leur cadre de vie modifié. C'est dans ce sens que plusieurs initiatives ont été prises pour introduire dans le cadre juridique une démarche de diagnostic de la qualité des sols (proposition de loi de la sénatrice N. Bonnefoi, du député R. Ramos, projet de loi agricole⁷).

3.2.3. La santé, un niveau de la qualité ?

Dans les disciplines de la science du sol (tout comme dans les domaines des sciences sociales comme cela a été évoqué précédemment), le débat sur les différences réelles ou supposées entre le concept de qualité des sols et celui de santé des sols reste d'actualité. Il s'enracine dans la très forte proximité des définitions historiques de ces deux concepts, publiées à la fin des années 1990 et au début des années 2000, avec une plus grande prise en compte de la dimension biologique du fonctionnement des sols explicitée dans le concept de santé des sols. Par ailleurs, la qualité entend une seconde acception au côté de celle exposée à la section 2.1.1 : la qualité (d'une chose, d'une propriété), représente sa manière d'être qui lui donne une valeur plus ou moins grande. C'est ce que le langage courant entend dans l'expression « *être de bonne qualité* ». Au regard de la première définition de la qualité du sol « *ce que le sol est, ce que le sol fait* », on entend donc ici plutôt « *ce qui fait que le sol est bon, ce que le sol fait bien* ». *De facto*, cette définition s'approche d'une définition classique de la santé, qui exprimerait « un bon état » ou « une bonne fonction ». Si la qualité d'un sol au sens « *ce que le sol est, ce que le sol fait* » embrasse tous les possibles états et fonctions dudit sol, sa qualité au sens de « *ce qui fait qu'il est bon, ce qu'il fait bien* » suppose que l'on identifie un **niveau de réalisation** de ces états et fonctions parmi ce champ des possibles. Pour préciser les concepts et éviter toute ambiguïté, cette étude propose donc, en phase avec des éléments récents de la littérature et de projets de recherche en cours sur les sols agricoles, d'**appliquer l'acception « ce que le sol est, ce que le sol fait » à la qualité du sol, et de réserver l'acception « ce qui fait que le sol est bon, ce que le sol fait bien » à la santé du sol**. En conséquence, **la qualité d'un (type de) sol représente l'ensemble des états que tous les sols de ce type peuvent prendre** (on peut, par exemple, définir les caractéristiques d'état et de fonctionnement des « Luvisols »⁸ et, lorsque l'on analyse les caractéristiques d'un sol inconnu, le rattacher à cette famille). Définir la qualité des Luvisols consiste à identifier la distribution de l'ensemble des valeurs que peuvent prendre les indicateurs qui les caractérisent (et que l'on rappelle dans le Tableau 19-3, où les indicateurs de qualité des sols sont renseignés par type d'usage) : c'est donc un ensemble **potentiel** que l'on décrit ici. En complément, **la santé d'un sol représente le niveau qu'un « individu-sol » donné prend parmi la population des sols du même type** : la santé du sol représente donc son **état actuel, réel**, au moment où on le caractérise.

De façon plus générale, et notamment lorsque l'on s'intéresse à l'évaluation de la santé des sols en lien avec des usages et/ou des pratiques, on peut caractériser la qualité non pas par type de sol, mais par type d'usage, ou type de pratiques. On analyse ainsi la distribution des indicateurs retenus par usage ou par pratique. On évalue ensuite la santé d'un « individu-sol » donné, en le positionnant dans ce référentiel de qualité.

⁷ Proposition de loi déposée le 12 octobre 2023 par le député Richard Ramos, visant à instaurer un diagnostic de la santé des sols des terrains agricoles, naturels et forestiers.

Proposition de loi déposée le 25 octobre 2023 par la sénatrice Nicole Bonnefoi, visant à préserver des sols vivants.

Projet de loi d'orientation présenté le 3 avril 2024 par le ministre chargé de l'Agriculture, pour la souveraineté en matière agricole et le renouvellement des générations en agriculture, notamment son article 9 concernant la réalisation d'un diagnostic pour « faciliter la transmission des exploitations et d'accélérer leur transition agroécologique ».

⁸ Sur les principales caractéristiques des Luvisols, voir : https://www.isric.org/sites/default/files/major_soils_of_the_world/set9/lv/luvisol.pdf.

3.2.4. Evaluer la santé des sols par un système d'indication ?

Le principe du recours à un **système d'indication** comme outil d'aide à la décision se trouve questionné : *a priori* **symbole d'un modèle d'interface des connaissances scientifiques vers les décideurs**, il n'en est pas pour autant dénué de subjectivité, ni dans sa construction, ni dans sa mise en œuvre. Un des traits importants de cette étude en ce domaine est de souligner, d'une part, qu'un **système d'indication crée un espace transactionnel entre différentes parties prenantes** dont les scientifiques ne représentent qu'une partie et, d'autre part, que ce système suivra une **trajectoire de co-construction puis d'usage**. On voit l'importance de pouvoir déployer des indicateurs qui aient un rôle d'objets frontières, c'est-à-dire capables d'avoir du sens dans différents mondes sociaux, de remplir les critères de chacun d'entre eux, et de relier les acteurs qui les constituent. Un **indicateur vague** qui laisse place à des reformulations à mesure que les impératifs politiques ou organisationnels évoluent, permet un certain degré de négociation et de prise en compte de considérations qui n'avaient pas été formalisées au départ, et autorise une diversité d'interprétations et d'appropriations.

Pour autant, afin de guider les actions de préservation de la santé des sols, les indicateurs doivent être associés à des valeurs seuil et cible, formulées en tenant compte des usages du sol et des spécificités locales. Il y a ainsi une tension entre le besoin de précision et d'opposabilité dans le domaine juridique, et le besoin de souplesse et d'appropriation du côté des acteurs.

3.3. Évaluer la santé des sols : des valeurs seuil et des valeurs cible pour les indicateurs

La thématique des valeurs seuils et des valeurs cibles pour l'évaluation de la santé des sols est complémentaire de celle du choix des indicateurs de qualité des sols : on attend de la mesure de la qualité, la définition d'un espace des possibles au sein duquel certaines valeurs spécifiques constitueront des limites permettant d'évaluer la santé d'un sol. Il s'agit de décider de la **valeur, descriptive ou prescriptive, qui sera donnée aux différentes composantes du système d'indication** et d'y associer des données quantitatives à atteindre ou à ne pas dépasser.

3.3.1. Définir des valeurs seuil... ou pas ?

Le **seuil** borne un état et/ou un fonctionnement critique qui limite ou menace le fonctionnement durable du sol. S'il est atteint ou dépassé, des actions, guidées ou non par des politiques, doivent être mises en œuvre pour atténuer des impacts négatifs sur l'environnement ou la santé humaine et animale. Des valeurs seuils pour la liste des indicateurs génériques de qualité et de fonction des sols sont données dans le Tableau 19-4. Il s'agit de seuils issus de la littérature consultée pour cette étude, ou de la proposition de directive européenne. On constate d'emblée qu'une ou des valeurs seuils ne sont pas associées à tous les indicateurs : c'est le cas notamment de certains indicateurs de cadrage ; il n'y aurait en effet pas de sens à définir un seuil pour la teneur en argile ou la teneur en éléments grossiers, puisque ces caractéristiques pérennes du sol (cf. section 2.3.2) sont liées à la nature du sol, sous la dépendance essentielle du climat et du substrat géologique, et non modifiables par les activités humaines. Un seuil, quand il existe, est en général défini pour chaque indicateur et chaque combinaison de type de sol/usage/occupation, et éventuellement pratiques⁹. On notera à cet égard qu'il est à la fois souvent difficile de retrouver la ou les situations biotechniques qui ont conduit à le poser comme un seuil effectif ou raisonnable. Il est également souvent difficile d'évaluer le niveau réel de dégradation associé au franchissement de ce seuil. D'où provient, par exemple, que la limite de la conductivité électrique du sol, inscrite dans la proposition de directive européenne, soit fixée à 4 dS/m ? Et, cette limite franchie, le sol et/ou son fonctionnement est-il altéré de façon modérée, forte, irrémédiable ? Certains indicateurs, cependant, comme par exemple la stabilité structurale ou le rapport Carbone/Argile, sont qualifiés par plusieurs seuils, dont le franchissement traduit un niveau de dégradation croissant.

⁹ et éventuellement en précisant la méthode de mesure et/ou de préparation des échantillons, lorsque celles-ci ont une incidence sur la métrique de l'indicateur.

On notera également que des valeurs seuils établies scientifiquement et acceptées par tous les utilisateurs n'existent pas pour chaque indicateur, et chaque combinaison type de sol/usage/pratiques. Pour autant, dans une logique de gestion durable du patrimoine « sol », les utilisateurs peuvent chercher à mettre en œuvre des pratiques qui ne dégraderaient pas, voire qui « amélioreraient » la qualité/santé de leurs sols. D'ailleurs, notamment dans le domaine agricole, les propositions commerciales sont nombreuses qui proposent des évaluations de la santé des sols de parcelles à des agriculteurs. En l'absence de seuils définis, la qualification de « bon » ou « mauvais » sol repose alors souvent sur la confrontation des valeurs d'indicateurs d'un sol donné (ou d'une parcelle donnée) avec la distribution (ou les quantiles) d'un ensemble de résultats obtenus sur des parcelles de même type (soit, donc, une évaluation de la qualité). Serait ainsi considéré comme « en bonne santé », un sol dont les valeurs d'indicateurs seraient proches de la médiane des valeurs déjà observées ailleurs, sans que, pour autant, soit démontré que « les valeurs déjà observées ailleurs » expriment objectivement le signe d'une bonne santé (Figure 19-3).

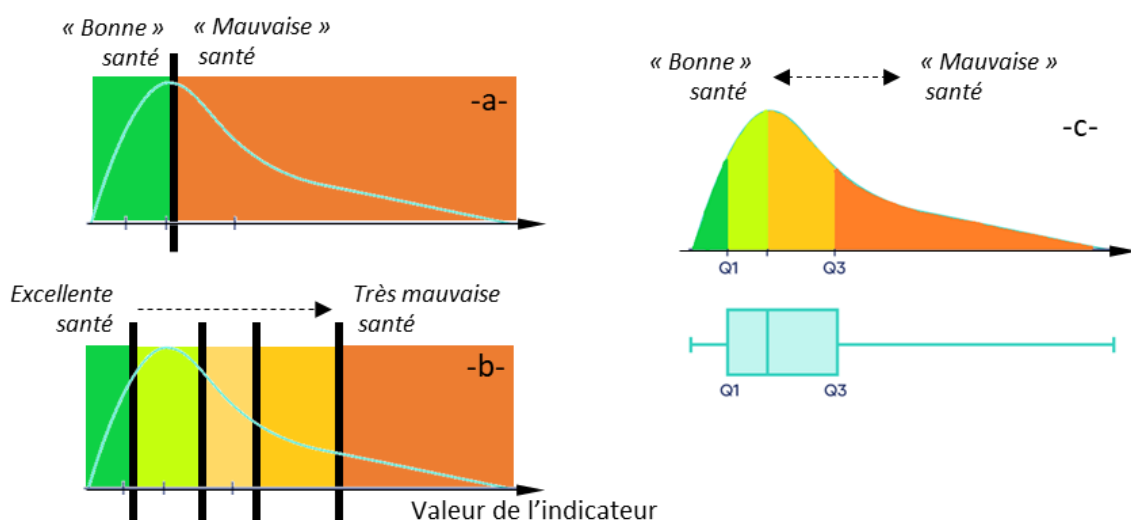


Figure 19-3. Trois évaluations du niveau de santé à partir de la distribution de valeur d'un indicateur :
 -a- Évaluation avec une seule valeur de seuil. -b- Évaluation avec niveaux de seuil.
 -c- Évaluation sans seuil, à partir de la distribution des valeurs observées.

NB : On notera que, dans les représentations graphiques présentées ici, on qualifie une « bonne/excellente » santé lorsque la valeur de l'indicateur est faible, et une « mauvaise/très mauvaise » santé lorsque l'indicateur est élevé, par exemple lorsqu'il s'agit d'un contaminant. Selon la nature de l'indicateur, la qualification de bonne santé peut également concerner une valeur élevée de l'indicateur tandis que la mauvaise santé sera déterminée par une valeur faible de l'indicateur.

3.3.2. Définir des valeurs cibles

Les valeurs **cibles**, qui décrivent une expression quantitative qu'il serait « bien » d'obtenir pour un indicateur, sont finalement peu traitées dans cette étude. La santé, ou plutôt le niveau de santé, est en effet exprimée par une valeur qu'il ne faut pas atteindre (valeur seuil) au-delà ou en deçà de laquelle le sol est considéré en mauvaise santé. Rien n'exprime, en revanche, une valeur qu'il faudrait atteindre (valeur cible) pour que le sol soit considéré « en bonne santé » ou « en bon état écologique ». La littérature scientifique explorée pour caractériser les fonctions des sols, et celle analysée pour qualifier la qualité et la santé des sols, ne proposent pas de telles valeurs, en raison probablement d'un lien trop marqué à l'occupation et à l'usage, ce qui laisse d'ailleurs une relative latitude à l'utilisateur pour faire le choix qui correspond à ses objectifs. C'est dans des guides techniques, publiés par des instituts techniques agricoles ou forestiers par exemple, qu'il faut rechercher des prescriptions de valeurs cibles (par ex. des recommandations en termes de pH à atteindre par chaulage sur des sols devenant trop acides).

Tableau 19-4. Valeurs-seuils pour les indicateurs sélectionnés.

Les lignes en **vert** recensent les valeurs seuils identifiées dans cette étude. Les lignes en **bleu** réfèrent aux valeurs proposées dans la directive *Soil Monitoring and Resilience*

| Indicateur | Usage du seuil | Nombre de classes | Classes et seuils associés | | | | | Référence |
|--|---|-------------------|--|--|--|--|--------------------------|--------------------------|
| Profondeur | (sans objet) | - | dépendant du contexte pédoclimatique | | | | | |
| Taux d'érosion (t/ha) | Risque d'érosion | 2 | à fixer par chaque état-membre (valeur usuelle : Taux d'érosion < 2 t) | | | | | SMRL, 2024 |
| Granulométrie - Texture | (sans objet) | - | dépendant du contexte pédoclimatique | | | | | |
| Masse volumique apparente (MV) (horizon de surface) (g/cm ³) | Risque de tassement superficiel | à fixer | à fixer par chaque état membre | | | | | SMRL, 2024 |
| Masse volumique apparente (MV) (horizon profond) (g/cm ³) | Risque de tassement profond | 4 | MV < 1,2 très aéré | 1,2 < MV < 1,6 normal | 1,6 < MV < 1,9 dense | MV > 1,9 imperméable | | EEA, 2023 |
| | Risque de tassement profond | 5 | sable, sable limoneux, limon moyen sableux MV < 1,8 | limon argilo-sableux, limon moyen MV < 1,75 | limon, limon moyen argileux MV < 1,65 | argile sableuse, argile limoneuse (35-45% argile) MV < 1,58 | argile MV < 1,47 | SMRL, 2024 |
| Teneur en éléments grossiers (EG) (%) | Risque de limitation de la croissance végétale | - | pas de seuil : risque dépendant de l'usage du sol et/ou du type de végétal | | | | | |
| Stabilité structurale (MWD) (mm) | Risque de structure non stable | 5 | MWD < 0,4 : très instable | 0,4 < MWD < 0,8 : instable | 0,8 < MWD < 1,3 : modérément instable | 1,3 < MWD < 2 : stable | MWD > 2 : très stable | Le Bissonnais, 1996 |
| Conductivité électrique (σ) (dS/m) | Risque de limitation de la croissance végétale | 2 | s < 4 dS/m | | | | | Richards (ed.), 1954 |
| | Qualification du niveau de salinisation | 2 | s < 4 dS/m | | | | | SMRL, 2023 |
| Conductivité hydraulique à saturation (Ks) (m/s) | Risque de ruissellement et d'érosion | 3 | Ks > 10 ⁻⁵ m/s risque faible | Ks < 10 ⁻⁵ m/s risque fort | | | | |
| | Réduction de la capacité du sol à retenir l'eau | à fixer | à fixer par chaque état membre | | | | | SMRL, 2024 |
| | Risque de tassement profond | 2 | Ks > 1,16.10 ⁻⁵ m/s | | | | | SMRL, 2024 |
| Air Capacity (Air) (%) | Risque de tassement profond | 2 | Air ≥ 5% | | | | | SMRL, 2024 |
| | Réduction de la capacité du sol à retenir l'eau | ? | à fixer par chaque état membre | | | | | SMRL, 2024 |
| Réservoir en Eau Utilisable (RU) Maximum (mm/cm) | Risque de limitation de la croissance végétale | - | pas de seuil : risque dépendant de l'usage du sol et/ou du type de végétal | | | | | |
| Water Holding Capacity (WHC) (tonne) | Réduction de la capacité du sol à retenir l'eau | ? | à fixer par chaque état membre | | | | | SMRL, 2023 |
| pH (eau) | Risque d'acidification des sols | ? | à fixer par chaque état membre | | | | | SMRL, 2024 |
| CEC (meq/100 g de sol) | Risque d'acidification des sols | ? | à fixer par chaque état membre | | | | | SMRL, 2024 |
| | Risque de croissance non optimale des végétaux | - | pas de seuil spécifique, mais "un niveau suffisant de chaque cation basique doit être recherché" | | | | | Kopittke & Menzies, 2007 |
| Teneur en N total (mg/kg) | Risque de croissance non optimale des végétaux | - | pas de seuil : risque dépendant des besoins du végétal et du climat | | | | | EEA, 2023 |
| Teneur en P disponible [P] (mg/kg) | Risque de lixiviation et eutrophisation | 2 | [P] > 40 mg/kg | | | | | Li et al., 2011 |
| | Risque de croissance non optimale des végétaux | 2 | [P] < 20 mg/kg | | | | | Bai et al., 2013 |
| | Risque d'excès de nutriments dans le sol | à fixer | à fixer par chaque état membre | | | | | SMRL, 2024 |
| Teneur en K disponible | Risque de croissance non optimale des végétaux | - | pas de seuil : risque dépendant des besoins du végétal et du contexte pédoclimatique | | | | | COMIFER, 2015 |

| | | | | | | | |
|---|---|---------|--|---|---------------------------------------|---|--------------------------------|
| Teneurs totales en ETMM (mg/kg) | Risque de contamination | à fixer | à fixer par chaque état membre | | | | SMRL, 2024 |
| Teneurs partielles en ETMM (mg/kg) | Risque de contamination | - | Seuils dépendant du contexte pédoclimatique | | | | Villaneau et al., 2008 ; ADEME |
| Teneurs (Tx) en polluants organiques (HAP) (mg/kg) | Risque de contamination | 4 | Tx < 200 µg/kg : sol non contaminé | 200 < Tx < 600 µg/kg : sol faiblement contaminé | 600 < Tx < 1000 µg/kg : sol contaminé | Tx > 1000 µg/kg : sol fortement contaminé | Maliszewska-Kordybach, 1996 |
| Teneurs en polluants organiques (PCB) (mg/kg) | Risque de contamination (pour les milieux aquatiques) | 2 | Seuil pour les sédiments de cours d'eau : Total PCB : < 0,68 mg/kg Seuils pour les 7 PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) considérés comme toxiques (perturbateurs endocriniens avérés) | | | | INERIS, 2011 |
| Teneurs en polluants organiques (dioxines, furanes) (mg/kg) | Risque de contamination | - | pas de seuil pour les dioxines/furanes dans les sols français | | | | |
| Teneurs en polluants organiques (pesticides et métabolites) (mg/kg) | Risque de contamination | - | Pas de seuils réglementaires dans les sols mais certaines limites proposées suivant les usages (ex: chlordécone) | | | | |
| Teneur en carbone organique couche 0-30 cm | Risque de perte de carbone organique dans le sol | 2 | voir Rapport C/Arg ou seuil à fixer par chaque état-membre | | | | SMRL, 2023 |
| Rapport Corg/Arg | Risque de perte de carbone organique dans le sol | 2 | à fixer par chaque état-membre (valeur usuelle : Cor/Arg > 1/13) | | | | SMRL, 2023 |
| Stock de carbone (0-30 cm) | Risque de perte de Carbone organique dans le sol | - | pas de seuil : risque dépendant de l'usage et du contexte pédoclimatique | | | | |
| Stock de carbone (0-100 cm) | | | | | | | |
| Fractions du carbone (physiques ou thermiques) | | | | | | | |
| Fraction de carbone oxydable | | | | | | | |
| Rapport C/N | Risque d'excès de nutriments dans le sol | ? | à fixer par chaque état-membre | | | | SMRL, 2024 |
| Présence d'humus | (sans objet) | - | dépendant de l'usage et du contexte pédoclimatique | | | | |
| Biomasse moléculaire (microbienne) | Perte de biodiversité | ? | En dehors de seuils issus des modèles prédictifs du compartiment microbien (biomasse moléculaire, diversité microbienne et bactérienne), il n'existe pas de seuils actuellement disponibles à l'échelle nationale, mais des seuils sont en cours de finalisation (notamment à l'échelle parcellaire) pour certains indicateurs (microbien, nématodes, lombriciens) dans des programmes de recherche (par ex. : Landworm, ProDij) ou des laboratoires d'analyse | | | | SMRL, 2024 |
| Biomasse microbienne | | | | | | | |
| PLFA totaux | | | | | | | |
| Diversité des bactéries du sol | | | | | | | |
| Diversité des champignons du sol | | | | | | | |
| Abondance des nématodes | | | | | | | |
| Diversité des nématodes | | | | | | | |
| Abondance des lombriciens | | | | | | | |
| Diversité des lombriciens | | | | | | | |
| Abondance des microarthropodes | | | | | | | |
| Diversité des microarthropodes | | | | | | | |
| Abondance des fourmis | | | | | | | |
| Diversité des fourmis | | | | | | | |
| Respiration basale du sol | | | | | | | |
| Activités enzymatiques | | | | | | | |
| Ratio champignons/bactéries | Perte de biodiversité | ? | Pas de seuil actuellement | | | | |
| Abondance des enchytréides | Perte de biodiversité | ? | Pas de seuil actuellement | | | | |
| Potentiel de minéralisation de N et C | Perte de biodiversité | ? | Pas de seuil actuellement | | | | |

3.3.3. Des « fonctions altérées » ou un sol « en mauvaise santé sous l'effet de menaces » : des convergences possibles entre la loi Climat et résilience et la proposition de directive européenne

Nous l'avons rappelé en section 1, la loi Climat et résilience repose sur l'évaluation du niveau d'altération des fonctions, qui pourrait être qualifié par une valeur seuil en deçà ou au-delà de laquelle le sol serait considéré altéré. La proposition de directive européenne évalue quant à elle la santé des sols par les **menaces** qui pèsent sur les sols, et propose pour chacune un indicateur de la menace et la valeur seuil en-deçà ou au-delà de laquelle le sol est dégradé, et donc considéré comme en mauvaise santé. Cependant, partant du postulat que les menaces peuvent être considérées comme des processus naturels exacerbés par des pratiques humaines, et considérant (nous l'avons vu précédemment) que les fonctions peuvent être définies comme des agrégats de processus, on peut alors examiner de façon conjointe la loi Climat et résilience et la proposition de directive européenne. On propose ainsi que l'état de « fonction altérée » de la première et le niveau « de mauvaise santé » de la seconde soient analysés sous le même angle, celui de la santé des sols. On peut ainsi suggérer que des **indicateurs identiques** soient sélectionnés dans certains cas (Tableau 19-2). De même, on peut envisager des **valeurs seuils communes** pour les indicateurs de fonctions de la loi Climat et résilience, et pour les indicateurs équivalents de menaces de la proposition de directive pour lesquelles le choix d'une valeur seuil est laissé à l'appréciation des États membres.

3.3.4. Du bon usage de valeurs seuil et cible

L'analyse de la littérature invite à prendre du recul sur les conséquences économiques et sociales de la détermination d'un système d'indication associé à des valeurs. Les connaissances scientifiques et les outils de mesure à disposition n'entrent pas en contradiction avec un tel objectif, mais le sujet des valeurs semble être trop dépendant du contexte, des usages et de la temporalité pour pouvoir être établi *in abstracto*. De surcroît, on peut observer une grande variabilité en termes de fonctionnalité au sein d'une même catégorie d'usage : tous les sols agricoles ne se valent pas, ni même les sols de jardin, etc.

Au-delà de sa pertinence scientifique et des valeurs établies par un système d'indication, cette étude assoit **le rôle des indicateurs en tant qu'outil de reconnaissance de la dimension collective qui réside dans l'enjeu de préserver la santé des sols**. Il crée en effet un espace de dialogue aspirant à responsabiliser, dans un premier temps par la connaissance, l'ensemble des usagers d'un sol. C'est pourquoi il est si important que le système d'indication ne se limite pas, dans sa mise en œuvre, à des politiques publiques sectorielles, mais qu'il serve au contraire d'outil intégrateur de problématiques d'alimentation, d'urbanisation, de limitation des effets du changement climatique, etc.

3.3.5. Au-delà des valeurs seuils et des valeurs cibles : les valeurs extrêmes et le concept de rareté fonctionnelle

Le niveau de santé du sol est caractérisé, nous l'avons vu, par un seuil sur la distribution des indicateurs, seuil qui sépare une population « en bonne santé » d'une population « en mauvaise santé ». Au sein de la population « en bonne santé », les extrêmes de la distribution revêtent des valeurs éventuellement hors normes, et qualifient possiblement des sols aux propriétés remarquables. Cette étude fait la proposition originale d'étendre la recherche de propriétés extrêmes à des fonctions, et introduit le concept de **rareté fonctionnelle des sols** : les sols, s'ils assurent *a priori* l'ensemble des fonctions décrites à la section 2.2, ne les développent assurément pas tous avec la même intensité. Des bouquets rares de fonctions, assurés par des sols aux propriétés très spécifiques, méritent d'être identifiés afin que lesdits sols puissent faire l'objet, au titre d'éléments remarquables du patrimoine naturel, d'un régime de protection particulier.

Cette appropriation des enjeux se poursuit vers l'identification des besoins en matière de restauration de la fonctionnalité des sols dans la mesure où elle permettra d'établir, à une échelle d'abord locale, la quantité de sols dégradés ou n'offrant pas un niveau de fonctionnalité satisfaisant.

4. Restaurer les sols

La restauration des écosystèmes est depuis plus de 10 ans un objectif de politique publique internationale qui s'est répandu à la faveur du développement des mécanismes de compensation écologique : ainsi l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité tout comme celui d'absence de dégradation nette des terres (*zero net land degradation*) appellent certes à une réduction des processus de dégradation, mais aussi au développement des mesures de restauration. L'adoption définitive du règlement sur la protection de la nature fixe désormais un cadre juridique contraignant comportant des objectifs de restauration des milieux ainsi qu'un cadre d'action pour y parvenir.

Les objectifs de restauration peuvent être fixés soit en référence à un usage de la terre (naturel, agricole, forestier), soit pour refunctionaliser un écosystème dégradé. L'ambition portée à la qualité du sol est donc variable et questionne notamment les mesures de désartificialisation prévues par la loi Climat et résilience. Face à un tel engouement, cette étude revient sur les spécificités du sol en matière de restauration écologique et s'interroge sur l'applicabilité de cette dernière à l'objectif de restauration de la santé des sols. Selon l'ambition des actions ou opérations visant à réparer un écosystème dégradé, différents qualificatifs s'appliquent : la réhabilitation ou la remise en état des sols est pensée essentiellement vis-à-vis de la présence de polluants et des risques qu'ils peuvent présenter pour la santé humaine ou l'environnement ; la renaturation vise le retour à un état antérieur avec un certain degré de naturalité (comme la renaturation des berges) ; la restauration écologique vise quant à elle le retour d'un écosystème à sa trajectoire avant dégradation. Plus récente, la désartificialisation porte exclusivement sur les sols et constitue le résultat d'actions ou d'opérations « de restauration ou d'amélioration de la fonctionnalité d'un sol, ayant pour effet de transformer un sol artificialisé en un sol non artificialisé » (Art. L. 101-2-1 du Code de l'urbanisme). Elle est la seule à être définie par le droit.

La première spécificité des sols dans le domaine de la restauration écologique est qu'ils ont une **dynamique d'évolution beaucoup plus lente** que celle des successions écologiques. Certains paramètres biologiques du sol, comme la présence de certaines communautés végétales par exemple, sont une condition nécessaire au rétablissement des fonctions et sont à ce titre un élément central de suivi d'une opération de restauration. Ils ne constituent pour autant pas une condition suffisante, et le retour effectif des fonctions peut survenir sur un pas de temps supérieur à celui de l'observation de ces communautés végétales. Cette trajectoire temporelle, bien présente dans le cadre conceptuel de la *Society for ecological restoration*, ne doit donc pas être sous-estimée par les maîtres d'ouvrage ni par les documents de planification qui intégreront les sols désartificialisés mais pas nécessairement restaurés. Le pas de temps du droit et des politiques publiques risquerait alors d'être en inadéquation avec les exigences de la mesure d'un retour effectif ou d'une amélioration des fonctions du sol. Dans l'hypothèse où des indicateurs de qualité du sol viendraient évaluer la restauration de la santé de ce dernier, l'observation de certains d'entre eux pourrait être exigée pour indiquer effectivement une trajectoire de restauration. Cela apporterait alors la garantie que la désartificialisation soit « effective ».

La santé des sols requiert bel et bien une approche par fonctions du sol. Néanmoins, les pratiques de restauration montrent que la recherche de services écosystémiques peut être un déterminant important pour leur développement. Il en est ainsi de la recherche de séquestration du carbone dans le sol au sein des politiques de lutte contre le changement climatique. **Selon l'objectif visé par la mesure de restauration, le sol peut suivre des trajectoires d'usage ou d'occupation variables** : il en est ainsi d'anciennes forêts d'exploitation faisant l'objet d'une renaturation et retrouvant leur caractère de zone humide, ou d'espaces urbanisés retrouvant un usage agricole ou d'espace vert récréatif. Selon les cas, la restauration visera les attributs d'un écosystème de référence (lorsque celui-ci existe), la réhabilitation partielle de certaines fonctions voire la création d'un milieu compatible avec de nouveaux usages imposant un certain niveau de fonctionnalité et de service. Au sens de la loi, la désartificialisation des sols s'apparente ainsi davantage à l'objectif de réhabilitation fonctionnelle qu'à celui de restauration visant l'intégrité de l'écosystème et de son sol. La clarification juridique de ces différentes terminologies nous semble ici nécessaire pour éviter des contentieux à venir, notamment dans le cadre du ZAN. Un des freins à la restauration écologique des sols artificialisés pourrait être celui de la difficile identification de l'écosystème de référence ainsi que le constat de l'irréversibilité de la destruction de certaines fonctions.

Le sol peut être considéré comme un espace dont la manipulation est nécessaire à la restauration des écosystèmes mais aussi comme un objectif de la restauration visant en particulier la récupération de ses fonctions. Ainsi la restauration de ses propriétés physiques, chimiques et biologiques est déterminante sur l'assemblage et/ou la diversification des communautés végétales, fauniques et microbiennes, ou lorsque des effets de cascade sont espérés dans le cadre d'une restauration de tout ou partie de la qualité des sols. Certains états (de dégradation) des sols ou certaines pertes de fonctions spécifiques sont jugés déterminants pour mettre en œuvre une action de restauration (par ex. la teneur en matière organique). Les indicateurs de qualité et/ou de fonctions des sols signent alors un niveau de réalisation de la restauration. Certains indicateurs, liés aux organismes du sol considérés comme des acteurs facilitateurs de la restauration, sont ainsi à la fois indicateurs de trajectoire et indicateurs de succès.

Le recours aux indicateurs de qualité des sols tels que nous les avons définis dans cette étude est scientifiquement considéré comme pertinent pour le suivi et l'évaluation d'actions de restauration. Ils ne peuvent toutefois à eux seuls juger de la restauration de la santé du sol, laquelle devra nécessairement être enrichie, dans son protocole de suivi, **d'indicateurs économiques, sociologiques et culturels**. Ces derniers seront déterminants dans la pérennisation d'une telle opération, laquelle pourra notamment être garantie par le recours à des mécanismes de contractualisation ou de maîtrise foncière attentifs à la santé du sol.

5. Des besoins de recherche et des pistes de communication

Le corpus considérable sur lequel repose cette étude montre que le sujet des indicateurs de qualité des sols est un objet scientifique pour de nombreuses disciplines. Il s'avère toutefois qu'une importante proportion de la littérature identifiée traite de la question des sols agricoles, créant ainsi un tropisme thématique et une limite à la généralité de cette étude (section 5.1). En outre, comme détaillé ci-dessus, l'analyse de la littérature a mis en lumière des besoins de recherche, qui sont d'ordre conceptuel et d'ordre opérationnel. Ainsi, la question des valeurs seuil et cible associées à la qualité des sols pourrait être approfondie dans ses bases théoriques, de même que les stratégies de réponse à une alerte sur le degré de mauvaise santé (section 5.2). Des travaux restent à approfondir sur l'utilisation de la télédétection et de la proxidtection pour assurer un suivi dans le temps de la santé des sols (section 5.3). D'un point de vue opérationnel, les questions très actuelles posées à l'ensemble des États membres de l'Union européenne sur la gouvernance territoriale de la santé des sols ouvre une réflexion sur la notion de *soil district* (section 5.4), qui pourrait s'exprimer de façon intégrée par le concept de sécurité des sols (section 5.5). Enfin, cette étude renforce un constat consensuellement partagé au sein des disciplines qu'elle a mobilisées, sur la nécessité de poursuivre et d'accentuer un travail de sensibilisation aux sols dans la société (section 5.6).

5.1. Une limite de l'étude : un tropisme fort vers les sols agricoles

Les travaux menés dans cette étude se sont appuyés essentiellement sur une littérature scientifique traitant des sols de façon générale, à la fois dans les disciplines biotechniques spécifiques des sols (écologie des sols, biologie des sols, biogéochimie des sols, etc.), mais également dans certaines disciplines des sciences humaines et sociales (droit, géographie, sociologie, anthropologie). Nous avons également compulsé des guides techniques et recommandations. Quels que soient les types de sources ou les disciplines concernées, les sols agricoles sont de loin les plus fréquemment traités car, lieux importants de l'enjeu du foncier et de la production de nourriture, la question de leur fertilité est un sujet d'intérêt depuis des millénaires. En conséquence, bien souvent, des seuils à ne pas atteindre pour des indicateurs ou des cibles à viser ont été calibrés plutôt pour un usage agricole. Au regard de cette longue histoire, la considération pour la fertilité des sols forestiers ou leur possible dégradation par des activités humaines semble plus récente¹⁰, de même que l'intérêt pour la protection ou la préservation des fonctions

¹⁰ mais nous n'avons pas mené de recherche historique spécifique pour étayer cette proposition.

des sols urbains au-delà des critères de pollution sur lesquels se sont jusqu'à présent focalisées les préoccupations. Mais l'attention, depuis quelques décennies, portée à la multifonctionnalité des sols, leur qualité, puis à leur santé, de même que la question de la renaturation des sols visée par l'objectif de Zéro artificialisation nette, devraient logiquement conduire à un regain de travaux englobant tous les usages des sols.

5.2. Valeur seuil, valeur cible et méthode de diagnostic de la santé : une base théorique ou un objet politique ?

Nous nous sommes efforcés, dans cette étude, de recenser des seuils à ne pas dépasser pour que le sol « ne soit pas en mauvaise santé », et des cibles à atteindre pour que le sol « soit en bonne santé ». A l'instar de ce que l'on observe dans d'autres champs traitant du concept de santé, en particulier de la santé humaine, on identifie parfois des valeurs seuils, mais rarement des valeurs cibles. En effet, il est plus classique d'identifier une limite qui entraîne de fait une dégradation, qu'une limite qui permet d'affirmer que tout va bien, tant la « bonne santé » est le résultat d'un ensemble de caractéristiques de sol et de situations d'usage et de climats multiples. Malgré ce constat, il nous semble manquer, dans la littérature courante sur les sols, une réflexion conceptuelle sur ce que signifient les idées de seuil et de cible. A l'instar de l'analyse menée ici sur le concept d'indicateur, une étude de même nature sur seuil et cible apporterait des connaissances plus objectives sur les concepts et aiderait à la fois le politique à justifier ses choix et le scientifique à explorer et préciser les raisons qui le conduisent à proposer une valeur spécifique. En effet, si l'on trouve dans certains articles des valeurs seuil ou cible spécifiques, leur fondement scientifique (impact sur le fonctionnement du sol à long terme ? impact sur la santé humaine ? impact sur l'environnement ?) est rarement explicité. Il en découle que des propositions anciennes perdurent (par ex. le seuil de conductivité électrique d'un sol permettant la croissance des végétaux date de 1954), finalement acceptées par tous, mais possiblement erronées, et ceci d'autant plus que le changement climatique et de nouvelles pratiques agricoles et forestières modifient significativement la dynamique du système sol-plante.

Une proposition classiquement employée par des structures de conseil, mais très discutable, consiste – en l'absence de seuil pré-établi mais dans l'optique de proposer des actions de correction du niveau de dégradation à mettre en œuvre – à analyser la distribution des gammes de valeurs d'un indicateur et à s'intéresser à la position d'une mesure réalisée sur un sol spécifique dans cette distribution. On propose ainsi parfois d'exclure certaines valeurs anormales pour fixer le niveau de santé, au motif sous-jacent que cette non-normalité serait suspecte et se devrait d'être corrigée. On peut accepter cette idée pour certains indicateurs : un pH très faible, par exemple, doit alerter et déclencher une proposition d'action : chauler pour remonter le pH et maintenir une capacité du sol à accueillir un végétal, identifier une espèce végétale résistante à l'acidité. Mais il serait contre-productif de généraliser cette démarche de fixation de seuil par l'analyse des valeurs anormales, dont on sous-entend implicitement qu'elles sont le fait d'une mauvaise gestion de la part de l'homme. Une telle démarche prive en effet l'utilisateur de la possibilité d'identifier des sols rares et/ou des sols aux propriétés fonctionnelles qu'il conviendrait de préserver dans une optique de préservation patrimoniale. Elle n'assiste pas non plus de façon efficace le législateur et/ou le pouvoir réglementaire en charge de proposer des valeurs à atteindre et/ou à conserver pour un indicateur, alors que la responsabilité morale de la préservation des sols, de l'environnement, de l'humain, lui incombe. Comme nous l'avons exposé pour le choix des indicateurs, c'est dans la co-réflexion harmonisée entre acteurs que devraient être fixés des seuils et des cibles, compromis entre une valeur quantitative scientifiquement idéale et un objet politique responsable.

De même, dès lors que l'on s'intéresse à la multifonctionnalité des sols et/ou aux différentes dimensions de la qualité et de la santé, la façon de caractériser l'état de « mauvaise santé » doit faire l'objet d'une réflexion partagée. La Commission européenne, dans la proposition de directive, a fait initialement le choix d'une stratégie « *one out, all out* », signifiant un état de mauvaise santé dès lors qu'un seuil est franchi pour un seul indicateur. En conséquence, plus le nombre d'indicateurs mesurés est grand, plus il est probable de dépasser un seuil et donc de caractériser un état de mauvaise santé. Il pourrait en résulter une démarche de limitation de l'acquisition de données sur les sols, aux antipodes de ce qu'il nous semble juste de préconiser, car c'est dans la connaissance la plus complète des sols et des écosystèmes que des choix raisonnables d'utilisation, de gestion, de protection,

peuvent être motivés. Une réflexion à la fois théorique (sur les seuils dans un contexte de multifonctionnalité) et collective (sur les enjeux du choix d'une stratégie de sélection de seuils) devrait idéalement être déployée.

5.3. Vers l'utilisation d'outils de mesure non destructifs pour qualifier la santé des sols sur le long terme

Préserver durablement la santé des sols ou entamer un processus de restauration du fonctionnement des sols suppose d'engager dans le temps un suivi des indicateurs de santé et/ou de fonctions. Cette proposition soulève des interrogations de plusieurs natures, la première étant celle de la résolution temporelle du suivi. Les différents processus mis en jeu pour que le sol assure l'ensemble de ses fonctions prennent place en effet dans des temporalités variées, de l'instant à l'année, selon les contraintes que le sol subit. La teneur en eau et la température du sol, par exemple, varient à la fois au cours de la journée, mais également, bien sûr au cours des saisons ; la masse volumique de l'horizon de surface peut être brutalement modifiée lors d'opérations culturales ; l'activité biologique est optimale dans certaines conditions de température et de disponibilité de nourriture. Dès lors, à quelle fréquence temporelle doit-on mesurer la santé des sols ? Cette question appelle une double réflexion, théorique et opérationnelle, sur la mesure de processus emboîtés : la connaissance de la dynamique de fonctionnement du système devrait conditionner la fréquence du suivi. Mais comment, d'une part, déterminer *a priori* cette ou ces fréquence(s) et d'ailleurs, ces fréquences optimales de mesure existent-elles réellement ? Sont-elles compatibles avec des impératifs socio-économiques ? Une proposition raisonnable serait qu'une première mesure sur un lieu inconnu embrasse l'ensemble des indicateurs, que ces derniers concernent des caractéristiques pérennes ou des caractéristiques dynamiques, les opérations suivantes de surveillance pouvant alors se restreindre à la mesure des caractéristiques dynamiques. Mais cette suggestion ne dit rien de la fréquence à laquelle il faut les conduire. Une analyse de la littérature permettrait de confirmer l'idée, issue du domaine de l'hydrogéologie, selon laquelle maille de résolution spatiale et fréquence temporelle ne sont pas indépendantes, et que l'on se doit de conduire des suivis (*monitoring*) à fréquence d'autant plus élevée que la zone d'investigation est petite. Cette réflexion entre particulièrement en résonance avec les discussions menées actuellement au niveau européen et dans les États-membres à propos des réseaux de surveillance des sols, sur la maille des réseaux et sur la fréquence de rapportage des indicateurs de niveaux de dégradation des sols.

La seconde grande interrogation relative au suivi dans le temps d'indicateurs de santé et/ou de fonctions, concerne le support physique (l'échantillon) sur lequel est réalisée la mesure. Une fois prélevé, en particulier s'il s'agit d'un prélèvement sur une fosse pédologique pour atteindre des horizons de sol profonds, comment prétendre revenir « au même endroit », le fonctionnement du système ayant été perturbé par le premier prélèvement ? Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, mis en œuvre en France pour suivre la qualité et la santé des sols, contourne cet écueil en imposant que, pour les propriétés de sols devant être mesurées sur une fosse de prélèvement, celle d'une campagne *n* soit localisée à quelques mètres d'une campagne *n-1*, le dispositif ayant été dimensionné pour 4 campagnes, soit une durée comprise entre 40 et 60 ans. Une fréquence plus rapprochée ne souffrirait pas la multiplication des fosses. Pourquoi, dès lors, ne pas mobiliser des outils de mesure non destructifs, ne nécessitant pas le prélèvement d'échantillons ? La télédétection et la proxidétection offrent cette possibilité mais les mesures qu'elles proposent ne sont pas directement celles d'une caractéristique pérenne ou dynamique d'un sol ou d'un horizon de sol. Le signal mesuré est en effet dépendant d'un grand nombre de propriétés de sol, et même, pour la télédétection, de la végétation qui se développe à sa surface. Des travaux nombreux depuis plusieurs décennies ont eu pour objectif de déconvoluer l'information contenue dans le signal pour en extraire une information spécifique sur une propriété de sol, par exemple la teneur en argile, la teneur en carbone ou la teneur en eau. Les nombreux paramètres des sols auxquels les signaux de télédétection et de proxidétection sont sensibles font d'ailleurs de ces derniers des co-variables de choix dans des approches de cartographie numérique des sols. Mesurés au même endroit à plusieurs dates, les signaux enregistrés devraient ne varier que sous l'effet de propriétés dont la valeur a été modifiée, soit des caractéristiques dynamiques. Une piste à explorer consisterait alors à tenter d'interpréter le signal non pas en le déconvoluant pour obtenir des propriétés élémentaires, mais en l'analysant tel quel, comme mesure directe de la santé des sols (sans perdre de vue, toutefois, que des mesures directes, au sol, se devront d'être réalisées régulièrement, pour conforter les résultats issus de la proxi- télédétection et/ou pour les recalibrer).

5.4. L'instrument *soil district*

La définition d'un territoire pertinent pour protéger les sols est restée jusqu'à ce jour un sujet de réflexion doctrinale pour les juristes français. Elle s'ouvre aujourd'hui à une échelle européenne, réactivant des réflexions anciennes autour des différents périmètres existants et qui pourraient être les destinataires idéaux d'obligations éventuelles à venir quant à la mesure si ce n'est à la préservation de la santé des sols. Les travaux sur la gouvernance de la qualité des sols soulignent l'importance d'envisager la territorialisation de l'action publique à une échelle locale ou régionale pour renforcer la protection des sols. Des circonscriptions administratives classiques comme celles des collectivités, à celles plus spécifiques comme les petites régions agricoles, la question se posera de savoir si elles offrent un cadre d'action cohérent du point de vue des données caractérisant les sols. En outre, ce cadre sera-t-il cohérent pour les acteurs qui vivent sur ce territoire ? Peut-être les cadres existants seront-ils impropres à la mise en place d'une politique publique satisfaisante.

Dans ce cas, les exemples étrangers, en Europe comme ailleurs, viendront nourrir une réflexion commune, harmonisée par le cadre conceptuel de la proposition de directive. Ces réflexions peuvent s'appuyer sur des cas internationaux de territoires de gouvernance intégrant la qualité des sols dans leurs missions (aux côtés le plus souvent de la qualité de l'eau). Aux États-Unis et en Australie, les principales limites rencontrées sont dues au poids important des exploitants (agricoles et sylvicoles) dans les instances de décision et à la délégation limitée de compétences de régulation par les États.

Au surplus de cet important travail de délimitation, les objectifs à mettre en place au sein des territoires appellent aussi à davantage de recherche notamment sur la capacité d'intégration d'un objectif de santé des sols par les documents de planification existants. A cet égard, ceux découlant de la mise en œuvre du ZAN sont-ils suffisants ou bien limités ? Par ailleurs, ne s'agit-il pas là d'une opportunité pour améliorer, d'une part, le droit à l'information en matière de sols, et d'autre part, la participation des citoyens à la gouvernance des sols ? Car le droit à l'information en ce domaine reste limité pour l'essentiel au registre des sols pollués ainsi qu'à la planification de l'urbanisme. Pourtant, ce droit ressort de principes constitutionnellement protégés par la Charte de l'environnement, mais qui ont été jusqu'ici en grande partie mis de côté. Une réflexion riche pourrait conduire à des pistes de mise en place d'instances démocratiques et de services dédiés à cette gouvernance, s'appuyant sur des systèmes de données assurant l'effectivité des actions.

Enfin, ces nouveaux droits et cette éventuelle régulation des usages des sols susceptibles d'en découler, entraîneraient-ils une atteinte injustifiée à l'exercice du droit de propriété privée ? La thématique aujourd'hui cantonnée au domaine de l'aménagement (du logement spécifiquement) visant à dissocier la propriété des sols et du foncier, pourrait être étendue à d'autres usages. Face à la montée en puissance de la reconnaissance de la multitude d'intérêts que la société a à préserver les sols, il serait intéressant de voir comment évoluent, voire s'estompent, les obstacles juridiques jusqu'alors identifiés comme freinant toute tentative d'évolution du droit, et qui s'avèrent en réalité davantage politiques.

5.5. Evaluer la qualité, la santé, les fonctions, dans une approche pluridisciplinaire : vers le concept de sécurité des sols ?

Par son approche pluridisciplinaire, l'étude présentée ici s'est appuyée sur des corpus de littérature et d'étude pré-existantes variés, traitant aussi bien d'approches économiques, que juridiques, biotechniques, ou sociales. Il a parfois été délicat de lier les propositions de ces différentes disciplines dans le domaine de la qualité/santé des sols. C'est pourtant bien par cette approche multi-facettes que les connaissances sur les sols et leur fonctions, l'appropriation des concepts par les acteurs, l'opérationnalisation de l'évaluation par des parties prenantes multiples peuvent progresser. Dans ce même sens, le concept de **sécurité des sols** fait l'objet dans la littérature scientifique d'une proposition de définition sur la base de 5 axes : les axes « **capacité** » et « **condition** » décrivent ce que le sol est et ce que le sol fait, en lien avec la description de ses caractéristiques pérennes et dynamiques ; l'axe « **capital** » décrit la valeur du sol, en particulier dans sa dimension économique, et constitue un cadre pour quantifier – y compris monétairement – les conséquences d'une possible dégradation ; l'axe « **codification** »

constitue le pilier politique et juridique visant la préservation des sols ; enfin, l'axe « **connectivité** », lieu de croisement des savoirs scientifiques et des pratiques culturelles et/ou opérationnelles, décrit « l'attachement » au(x) sol(x), y compris dans ses dimensions esthétiques, affectives et spirituelles. Même si la mise en œuvre opérationnelle de ce concept de sécurité reste encore aujourd'hui à développer, il constitue un cadre original et intégrateur pour fédérer les énergies autour de l'ambition de préservation des sols.

5.6. La nécessité de poursuivre la sensibilisation aux sols

L'origine même de cette étude découle de l'identification d'un besoin de positionner les acteurs publics et privés sur les réponses à apporter aux différentes formes de dégradation des sols aujourd'hui constatées en France et imparfaitement prises en compte. Elle résulte par ailleurs d'une demande croissante de la société qui établit désormais un lien direct entre les dommages qu'elle peut subir, comme par exemple lors de phénomènes d'inondation, et la perte de services écosystémiques rendus par les sols. Elle observe enfin que la santé des sols est aussi liée à la qualité de vie, en participant par exemple à l'efficacité des îlots de fraîcheur en ville ou en contribuant à la diversité des paysages. Il s'agit bien évidemment d'une approche par les services, et non par les fonctions comme l'a délibérément choisi cette étude. Mais c'est d'abord par ce point d'entrée que la sensibilisation est la plus retentissante, ou la plus concrète.

De ce fait, les expériences de recherche participative identifiées dans le cadre de cette étude, montrent d'une manière générale une assez bonne adhésion par les citoyens ainsi qu'une bonne compréhension des enjeux. Elles montrent par ailleurs un faible niveau de sensibilisation de la population en général, d'autant plus lorsqu'il s'agit de citoyens.

La catégorie des élus n'est pas exclue de ce constat. En l'absence d'un cadre juridique imposant la prise en compte de la santé des sols, peu se posent la question de la mesure de la qualité des sols de leur territoire, faute d'avoir identifié qu'elle pouvait être un levier intéressant pour établir de nouveaux arbitrages dans la répartition des usages. Le ZAN a en revanche considérablement participé à insuffler une nouvelle dynamique, mais il est regrettable que finalement, cette définition de l'artificialisation par référence aux fonctions des sols ne soit pour l'heure pas opérationnelle. L'approche qualitative que le ZAN était censé apporter, comme le soulignait l'Autorité environnementale, est encore à construire, et cette construction passe par la formulation de messages clairs et portés de façon cohérente à tous les niveaux de décision.

Designer graphique : © S. DESBOURDES - INRAE
Illustration de couverture : photo © INRAE - Bertrand NICOLAS - 2021

Février 2025



Centre-siège Paris Antony
Direction de l'expertise scientifique
collective, de la prospective et des études
147 rue de l'Université - 75338 Paris cedex 07
Tél. +33 (0)1 42 75 94 90

Rejoignez-nous sur :



inrae.fr



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

INRAE

**Institut national de recherche pour
l'agriculture, l'alimentation et l'environnement**

