



**HAL**  
open science

# Stratification du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) : identification des facteurs influençant les stocks de carbone organique du sol

Maupetit Jean-Lou

## ► To cite this version:

Maupetit Jean-Lou. Stratification du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) : identification des facteurs influençant les stocks de carbone organique du sol. Science des sols. 2024. hal-04717232v1

**HAL Id: hal-04717232**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04717232v1>**

Submitted on 1 Oct 2024 (v1), last revised 4 Oct 2024 (v2)

**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.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE

**ECOLE NATIONALE SUPÉRIEURE des SCIENCES AGRONOMIQUES  
de BORDEAUX AQUITAINE  
1, cours du Général de Gaulle - CS 40201 – 33175 GRADIGNAN cedex**

M E M O I R E de fin d'études

pour l'obtention du titre

d'Ingénieur de Bordeaux Sciences Agro

**STRATIFICATION DU RÉSEAU DE MESURE DE LA QUALITÉ  
DES SOLS (RMQS) : IDENTIFICATION DES FACTEURS  
INFLUENÇANT LES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DU  
SOL**

*Maupetit, Jean-Lou*

**Spécialisation** : Gestion des REssources et de l'ENvironnement (GREEN)

**Étude réalisée à** : Unité Info&Sols, INRAE Orléans.

2163 AVENUE DE LA POMME DE PIN - CS 40001 - ARDON 45075  
ORLÉANS CEDEX 2

**- 2 0 2 4 -**



MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE

**ECOLE NATIONALE SUPÉRIEURE des SCIENCES AGRONOMIQUES  
de BORDEAUX AQUITAINE  
1, cours du Général de Gaulle - CS 40201 - 33175 GRADIGNAN cedex**

M E M O I R E de fin d'études

pour l'obtention du titre

d'Ingénieur de Bordeaux Sciences Agro

**STRATIFICATION DU RÉSEAU DE MESURE DE LA QUALITÉ  
DES SOLS (RMQS) : IDENTIFICATION DES FACTEURS  
INFLUENÇANT LES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DU  
SOL**

*Maupetit, Jean-Lou*

**Tuteur de stage** : José-Luis Munera-Echeverri

**Spécialisation** : Gestion des REssources et de l'ENvironnement (GREEN)

**Étude réalisée à** : Unité Info&Sols, INRAE Orléans.

2163 AVENUE DE LA POMME DE PIN - CS 40001 - ARDON 45075  
ORLÉANS CEDEX 2

**- 2 0 2 4 -**



Je tiens à remercier les personnes qui m'ont accompagné dans la réalisation de ce mémoire.

En premier lieu, je souhaite exprimer ma gratitude envers mon tuteur de stage, J-L Munera-Echeverri pour son encadrement sans failles et ses précieux conseils qui m'ont permis d'appréhender toute la rigueur nécessaire à un travail de recherche.

Un grand merci à l'équipe pédagogique de Bordeaux Sciences Agro pour leurs riches enseignements ; en particulier mon référent P. Chery qui a su me diriger et éclaircir mon horizon lorsque je m'égarais.

Je n'oublie pas l'équipe de chercheurs de l'unité Info&Sol de l'INRAE d'Orléans pour les nombreux apports méthodologiques prodigués, notamment R. Pouysegur patient pédagogue de la matière forestière.

|  |           |
|--|-----------|
| <b>1. MISE EN CONTEXTE</b>   | <b>1</b>  |
| 1.1. Le constat d'une situation climatique préoccupante  | 1         |
| 1.2. Cadres et objectifs politiques en matière de climat, le rôle majeur des sols                                      | 1         |
| 1.3. Etat de l'art: Identification du problème et des concepts clefs   | 3         |
| 1.4. Le RMQS: Présentation du dispositif expérimental de suivi des stocks de COS en France                             | 5         |
| 1.5. Objectifs d'une étude à caractère exploratoire  | 7         |
| <b>2. MATERIEL ET METHODE</b>  | <b>8</b>  |
| 2.1. Détermination des stocks et taux d'évolution de COS à partir du RMQS  | 8         |
| 2.2. Les bases de données utilisées pour la stratification du RMQS   | 10        |
| 2.2.1. RMQS : Description des conditions pédoclimatiques   | 10        |
| 2.2.2. RPG : Description des occupations et pratiques de gestion des terres arables                                    | 11        |
| 2.2.3. BIOSOIL : Description des pratiques de gestion forestière   | 15        |
| 2.3. Identification des facteurs influençant les stocks de COS : Les tests statistiques.                               | 19        |
| 2.3.1. Les tests mis en place sur variable de stratification qualitative.  | 19        |
| 2.3.2. Les tests mis en place sur variable de stratification quantitative.   | 20        |
| 2.3.3. AFC: Vérification des effets confondants.   | 21        |
| 2.4. Modélisation géostatistique des taux d'évolution des stocks de COS.   | 21        |
| <b>3. RÉSULTATS</b>  | <b>22</b> |
| 3.1. Influence des grandes unités pédo-climatiques sur les stocks de COS.  | 23        |
| 3.1.1. Mise en évidence des conditions pédoclimatiques favorables, ou défavorables à la constitution de stocks de COS. | 23        |
| 3.1.2. Confirmation des résultats : La description des unités typologiques de sol.                                     | 25        |
| 3.2. Influence de l'occupation des sols sur les stocks de COS.   | 26        |
| 3.3. RPG: Influence des pratiques de gestion agricole sur les stocks de COS.   | 28        |
| 3.3.1. RPG: Détermination de l'occupation agricole principale  | 28        |
| 3.3.2. RPG: Durée de rotation et rotation type.  | 30        |
| 3.3.3. RPG: Taux de prairies temporaires dans la rotation.   | 31        |
| 3.3.4. RPG: Taux d'utilisation d'interculture dans la rotation.  | 32        |
| 3.3.5. RPG bio: Mode de conduite.  | 32        |
| 3.4. BIOSOIL: Influence des pratiques de gestion forestière sur les stocks de COS.                                     | 33        |
| 3.4.1. Biosoil: La diversité forestière.   | 33        |
| 3.4.2. Biosoil: L'âge forestier.   | 36        |
| 3.4.3. Biosoil: La forme et l'apport de nécromasse.  | 37        |
| 3.4.4. Biosoil: L'intensité de gestion forestière.   | 38        |
| 3.5. Modélisation géostatistique des taux d'évolution de COS.  | 40        |
| <b>4. DISCUSSION</b>   | <b>41</b> |
| 4.1. Les facteurs favorables et délétères à la constitution de réserves de COS.  | 41        |
| 4.1.1. Les conditions pédoclimatiques  | 41        |
| 4.1.2. Les occupations   | 42        |
| 4.1.3. Les pratiques de gestion des terres arables   | 44        |

|   |           |
|---|-----------|
| 4.1.4. Les pratiques de gestion forestières                                     | 46        |
| 4.2. Limites principales du document et préconisations.                         | 48        |
| 4.2.1. Incertitudes associées à la mesure des taux d'évolution entre campagnes. | 48        |
| 4.2.2. Amélioration de la stratification du RMQS.                               | 49        |
| 4.2.3. Forêts et absence de prise en compte de l'horizon organique.             | 49        |
| 4.2.4. Solution de substitution au Krigeage.                                    | 49        |
| <b>CONCLUSION:</b>  | <b>50</b> |
| <b>ANNEXES:</b>   | <b>51</b> |
| <b>BIBLIOGRAPHIE:</b>   | <b>75</b> |

## Liste des tables et figures

|           |   |      |
|-----------|---|------|
| Figure 1  | Cycle du carbone, cas particulier d'un écosystème forestier                               | p 3  |
| Figure 2  | Stratégies d'échantillonnages RMQS  | p 6  |
| Figure 3  | Surface d'échantillonnage type d'un site RMQS   | p 8  |
| Figure 4  | Échantillonnage volumétrique de la fosse pédologique                                      | p 9  |
| Figure 5  | Exemple de calcul d'une distance de Gower entre 2 sites RMQS                              | p 11 |
| Figure 6  | Occupation des sols RMQS  | p 12 |
| Figure 7  | Traitement SIG des RPG 2007-2022  | p 13 |
| Figure 8  | Représentation d'une placette BIOSOIL et de ses sous-placettes                            | p 16 |
| Figure 9  | Représentation simplifiée du calcul de la surface terrière à partir des mesures de DBH    | p 17 |
| Figure 10 | Méthode de détermination du genre prédominant cultivé                                     | p 17 |
| Figure 11 | Méthode de calcul du RDI  | p 18 |
| Figure 12 | Distribution des stocks et taux d'évolution de COS  | p 22 |
| Figure 13 | Description pédoclimatique des 30 premiers cm de sol                                      | p 23 |
| Figure 14 | Influence des conditions pédoclimatiques sur les stocks de COS                            | p 24 |
| Figure 15 | Répartition des occupations stables entre campagnes RMQS, sur le territoire métropolitain | p 26 |
| Figure 16 | Influence de l'occupation du sol sur les stocks de COS                                    | p 27 |
| Figure 17 | Stratification des sites RMQS par occupation agricole principale à partir du RPG          | p 28 |
| Figure 18 | Influence des cultures principales sur les stocks de COS                                  | p 29 |
| Figure 19 | Distribution des rotations culturales les plus représentées en métropole                  | p 30 |
| Figure 20 | Influence des rotations type sur les stocks de COS  | p 31 |
| Figure 21 | Influence du mode de conduite sur les stocks de COS                                       | p 33 |
| Figure 22 | Distribution des espèces forestières sur le territoire métropolitain                      | p 34 |
| Figure 23 | Influence du genre forestier cultivé sur les stocks de COS                                | p 35 |

|           |   |      |
|-----------|---|------|
| Figure 24 | Influence de l'essence forestière sur les stocks de COS   | p 36 |
| Figure 25 | Distribution de l'âge forestier sur le territoire métropolitain   | p 37 |
| Figure 26 | Répartition des forêts gérées/non gérées en France  | p 39 |
| Figure 27 | Semi-variogramme issu du Krigage des taux d'évolution dans les 30 premiers cm de sol traduisant un pur effet pépite | p 40 |
| Figure 28 | AFC entre unités pédo-climatiques et occupations agricoles  | p 44 |
| Figure 29 | Relation entre concentrations en COS mesurées par le RMQS et pour les analyses agronomiques.                        | p 48 |
| Table 1   | Conditions de mesure associées à chacune des 6 tables de variable BIOSOIL   | p 16 |
| Table 2   | Bilan sur les tests statistiques mis en place sur variable de stratification qualitative                            | p 20 |

## Liste des annexes

|              |   |      |
|--------------|---|------|
| Figure i     | Objectifs de stockage additionnel par pays membre tels que fixés par la seconde phase, au titre des LULUCF        | p 51 |
| Figure ii    | Supervision de l'échantillonnage RMQS par équipes régionales  | p 51 |
| Figure iii   | Disposition du RMQS selon un maillage de 16 km par 16 km  | p 52 |
| Figure iv    | Méthode de déduction des stocks des 2 premières couches composites si présence d'une semelle de labour.           | p 52 |
| Figure v     | Exemple de variogramme issus de la mise en place d'une GLS sur les stocks de COS, traduisant un pur effet pépite. | p 54 |
| Figure vi    | Détermination du nombre de clusters pédoclimatiques   | p 55 |
| Figure vii   | Caractérisation des clusters pédoclimatiques par ACP  | p 56 |
| Figure viii  | Distribution des unités pédoclimatiques de la seconde couche composite de sol (30-50 cm)                          | p 56 |
| Figure ix    | Influence des unités pédoclimatiques sur les stocks de COS entre 30 et 50 cm de profondeur                        | p 57 |
| Figure x     | Distribution des unités typologiques de sol   | p 58 |
| Figure xi    | Influence des unités typologiques de sol sur les stocks de COS entre 0 et 30 cm de profondeur                     | p 59 |
| Figure xii   | Influence des unités typologiques de sol sur les stocks de COS entre 30 et 50 cm de profondeur                    | p 60 |
| Figure xiii  | Influence de l'occupation du sol sur les stocks de COS entre 30 et 50 cm de profondeur                            | p 61 |
| Figure xiv   | Détermination du nombre de clusters agricoles   | p 62 |
| Figure xv    | Caractérisation des clusters agricoles par ACP  | p 63 |
| Figure xvi   | Influence des occupations agricoles principales sur les stocks de COS entre 30 et 50 cm de profondeur             | p 64 |
| Figure xvii  | Durée moyenne des rotations culturales  | p 65 |
| Figure xviii | Influence des rotations types sur les stocks de COS entre 30 et 50 cm de profondeur                               | p 66 |
| Figure xix   | Influence du taux de prairies temporaires sur les stocks de COS dans les 30 premiers cm de sol                    | p 67 |

|              |  |         |
|--------------|--|---------|
| Figure xx    | Influence du genre forestier sur les stocks de COS entre 30 et 50 cm de profondeur | p 68    |
| Figure xxi   | Influence du genre forestier sur les taux d'évolution de COS                       | p 69    |
| Figure xxii  | Influence de l'âge forestier sur les taux d'évolution de COS                       | p 70    |
| Figure xxiii | Influence de la surface terrière sur les stocks de COS entre 30 et 50 cm de prof   | p 71    |
| Figure xxiv  | Influence du RDI sur les stocks de COS entre 30 et 50 cm de prof                   | p 71    |
| Figure xxv   | Paramètres du Krigeage sur taux d'évolution  | p 72    |
| Figure xxvi  | Résultat cartographique du Krigeage sur taux d'évolution                           | p 73    |
| Figure xxvii | AFC entre unité pédoclimatique et espèce forestière cultivée                       | p 74    |
| Table i      | Correspondance code culture et culture du RPG                                      | p 53-54 |
| Table ii     | Fréquence d'apparition des durées de rotation                                      | p 65    |
| Table iii    | Fréquence d'apparition des 9 rotations culturales les plus représentées            | p 65    |

## Liste des abréviations

|            |   |
|------------|---|
| AA         | Analyses Agronomiques   |
| AB         | Agriculture Biologique  |
| ACP        | Analyse en Composante Principale  |
| AFC        | Analyse Factorielle des Correspondances   |
| CAH        | Classification Ascendante Hiérarchique  |
| CI         | Culture/Couvert intermédiaire   |
| CO         | Carbone Organique   |
| COS        | Carbone Organique du Sol  |
| COD        | Carbone Organique Dissout   |
| COP        | Carbone Organique Particulaire  |
| GES        | Gaz à Effet de Serre  |
| GIEC       | Groupement d'expert Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat                                     |
| ICP FOREST | International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests |
| MO         | Matière Organique   |
| PP         | Prairies Permanentes  |
| PPN        | Productivité Primaire Nette   |
| PT         | Prairies Temporaires  |
| RDI        | Reineke (Stand) Density Index   |
| RMQS       | Réseau de Mesure de la Qualité des Sols   |
| RPG        | Registre Parcellaire Graphique  |

# STRATIFICATION DU RÉSEAU DE MESURE DE LA QUALITÉ DES SOLS (RMQS) : IDENTIFICATION DES FACTEURS INFLUENÇANT LES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DU SOL

Maupetit, Jean-Lou

*Résumé (Français)*

Par la séquestration du carbone atmosphérique, les lois cadre en matière de climat identifient les sols comme vecteurs d'atténuation du dérèglement climatique. Mais à l'échelle de la France, les facteurs concourant au piégeage du carbone dans les sols sont encore incertains. De 2000 à 2009, le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) tient compte des stocks de carbone organique (COS), entre 0 et 30 cm et entre 30 et 50 cm de profondeur, pour 2170 sites répartis régulièrement sur le territoire métropolitain, et doit conduire à une meilleure identification desdits facteurs. Une seconde campagne de mesure en cours (2016-2027) permet de suivre l'évolution des stocks d'environ 400 points. À partir de données internes et externes (RPG, ICP Forests), le RMQS est stratifié selon les conditions pédoclimatiques, l'occupation du sol et les pratiques de gestion rencontrées sur site. A l'orée des différentes strates, les mesures de COS sont soumises à analyse statistique. Les réserves sont majeures en montagne, en milieux argileux, en forêts, en prairie, mais souvent instables. Elles diminuent en subsurface des montagnes (-0.60 t C/ha/an), des sols argileux (-0.30) et des prairies (-0.26), mais augmentent en profondeur en montagnes (+0.34) et en forêts (+0.25). Les terres arables, insaturées, constituent une opportunité traduite par les cultures de blé tendre (+0.10). Mais les faibles effectifs de la seconde campagne rendent complexe et temporaire l'identification des mécanismes induisant ces dynamiques d'évolution. La précision de la stratification est en outre à améliorer. (250 mots)

Mots-clefs : RMQS, Carbone Organique du Sol (COS), évolution des stocks de COS, stratification, occupation du sol, pratiques de gestion, conditions pédoclimatiques, séquestration

*Voir 4<sup>e</sup> de couverture pour la version anglaise*



## 1. MISE EN CONTEXTE

### 1.1. Le constat d'une situation climatique préoccupante

En 2018, le GIEC (Masson-Delmotte et al. 2019) produit un rapport spécial visant à informer sur la situation climatique mondiale. Selon ce rapport, les températures moyennes devraient augmenter de 1,5 °C par rapport aux moyennes préindustrielles (1850) entre 2030 et 2050. Cette augmentation constatée est imputée aux émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) d'origine anthropique, qui représentent 2400 Gt éq CO<sub>2</sub> entre 1850 et 2019, soit 655 Gt de carbone. L'élévation actuelle moyenne de 1,1°C (+ 1.6°C au-dessus des continents) s'accompagne d'une augmentation en intensité et en fréquence des événements climatiques extrêmes, parmi lesquels les orages, les inondations, les incendies, les vagues de chaleur ou encore les submersions marines ... Le niveau moyen des océans (+0.9 °C) s'est élevé de 20 cm depuis 1900. Cette élévation s'intensifie, et devrait atteindre l'échelle du mètre vers 2100 (Lee et al. 2023). Depuis 1980 en Europe (Conseil européen 2024) - continent pourtant relativement épargné - les coûts associés aux phénomènes climatiques extrêmes s'élèvent à 140 000 décès (30 000 en France) et 500 000 milliards d'euros. Annuellement les inondations et incendies coûtent environ 10 milliards d'euros. Sur d'autres continents plus fortement touchés, la souveraineté alimentaire est d'ores et déjà menacée. D'après la Banque mondiale (Clement et al. 2021), les flux migratoires internes et externes s'intensifieront jusqu'à concerner 250 millions de personnes en 2050. Ces migrations concentrent les populations vers des destinations où les infrastructures d'accueil sont encore à construire.

D'un simple point de vue anthropocentrique donc, les émissions de GES représentent des coûts actuels et futurs justifiant la mobilisation internationale. Bien que les objectifs fixés par les politiques environnementales internationales puissent être jugés insuffisants (+3°C en 2100, Lee et al. 2023), ils reconnaissent néanmoins la nécessité d'agir dans le but de limiter le réchauffement à 2 °C à l'horizon 2100.

### 1.2. Cadres et objectifs politiques en matière de climat, le rôle majeur des sols

Si la prise en compte de la problématique environnementale commence dès 1972 lors de la conférence de Stockholm, c'est bien en 1992 que voit le jour la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC), à Rio. Cette convention dresse une limite intangible d'émission à ne pas dépasser, sans quoi la souveraineté alimentaire se trouverait menacée (Courteau 2018). En 1997, le protocole de Kyoto (United nations 1998) complète la CCNUCC en définissant de manière plus contraignante cette limite. Il s'agissait alors de réduire de 5% les émissions de GES pour l'horizon 2010 par rapport à 1990. Par conséquent, CCNUCC et protocole de Kyoto voient l'émergence d'une "comptabilité GES". Les différents pays signataires sont alors tenus de réaliser l'inventaire annuel de leurs émissions. Y sont pris en compte aussi bien les activités sources de GES que les puits de carbone, qui sont soustraits du bilan. Un des objectifs du protocole de Kyoto est alors d'intensifier le piégeage du carbone au sein des puits. Un puits majeur regroupe l'occupation, le changement d'occupation et les

pratiques de gestion des sols sous le nom de LULUCF (CCNUCC 1997). De manière plus concrète, les LULUCF concernent l'ensemble des pratiques de gestion des forêts, terres arables et prairies qui ont une influence sur les stocks de carbone atmosphérique. Ce secteur englobe aussi bien le carbone stocké dans la biomasse aérienne, que dans les sols (European environment agency 2024). Les LULUCF font l'objet d'une comptabilité particulière, dont la méthode est décrite au sein d'un guide pratique du GIEC (IPCC 2003).

2015 voit l'émergence des accords de Paris, lors de la COP 21. Y est fixé un nouvel objectif d'atténuation du réchauffement planétaire. Il s'agit de limiter l'élévation des températures à 1.5 °C, en atteignant le "Zéro Émission Nette" (ZEN) en 2050. La COP 21 confirme alors l'intérêt porté par les politiques internationales pour les LULUCF comme moyen de compensation des émissions de GES. En effet, le projet "4 pour 1000" voit le jour avec un constat simple. Le premier mètre de sol constitue une réserve de 2400 Gt C (Pellerin et al. 2020). A titre de comparaison, cela représente environ 3 fois le carbone contenu dans la biomasse ou dans l'atmosphère. Sachant que les émissions mondiales de GES représentent environ 9 Gt C/an (Minasny et al. 2017), il suffirait d'augmenter le pool de carbone du sol de 0.4%/an pour compenser l'intégralité des émissions anthropiques.

Selon les lois cadres climatiques internationales, les sols (LULUCF) sont donc des acteurs identifiés comme majeurs dans une optique de compensation des émissions de GES d'origine anthropique.

A l'échelle européenne, en 2021 l'European Climate Law (*Regulation (EU) 2021/1119*) raffermit les ambitions internationales. Il s'agit d'atteindre en 2030, - 55 % d'émissions par rapport à 1990 (+ ZEN en 2050). Les LULUCF y jouent à nouveau un rôle primordial qu'il est question d'intensifier. Ils font à cette occasion l'objet d'un texte de loi propre (*Regulation (EU) 2018/841*), amendé en 2023. Deux phases y sont à l'œuvre.

Une première phase de 2021 à 2025, à l'issue de laquelle chaque pays membre s'engage à ce que les LULUCF constituent un secteur "neutre" d'émission (ni puits, ni source).

Une seconde phase de 2026 à 2030, qui doit permettre d'atteindre un objectif de -310 Mt CO<sub>2</sub> eq/an (- 85 Mt C/an). En 2022, les LULUCF absorbaient en Europe l'équivalent de 268 Mt CO<sub>2</sub> eq/an (73 Mt C/an)(European environment agency 2024). A titre de comparaison, un pays comme la France émet annuellement environ 400 Mt CO<sub>2</sub> eq/an (Pellerin et al. 2020). La seconde phase permettrait donc d'augmenter le puits LULUCF de 42 Mt CO<sub>2</sub> eq/an d'ici à 2030.

Cet effort est partagé par l'ensemble des pays membres, selon les surfaces forestières, prairiales et agricoles disponibles. C'est pourquoi, la France doit contribuer de manière majoritaire à cet effort, à hauteur de 7 Mt CO<sub>2</sub> eq/an supplémentaires (17 % de l'effort) en 2030. En 2022 (*France. 2023 National Inventory Report*) les LULUCF y couvraient environ 5 % des émissions totales de GES, soit environ 20 Mt CO<sub>2</sub> eq/an. Augmenter ce puits de 7 unités représente ni plus ni moins que + 35 % de stockage annuel, un réel défi.

Ainsi, les politiques climatiques identifient les sols comme des vecteurs de compensation des émissions de GES d'origine anthropique. Elles fixent à ce titre des objectifs de piégeage plus ou moins ambitieux, dont il convient d'éprouver, ou du moins de discuter la faisabilité.

### 1.3. Etat de l'art: Identification du problème et des concepts clefs

Avant toute chose, il semble important de définir le cadre de recherche dans lequel le présent document se déploie. Il sera uniquement question de stocks de Carbone Organique des Sols (COS) en France métropolitaine, bien que les LULUCF concernent aussi bien le carbone stocké dans la biomasse aérienne vivante que dans la matière organique morte, à la surface (ex : Litière) et dans les sols (COS). Mais qu'est-ce-que le COS ?

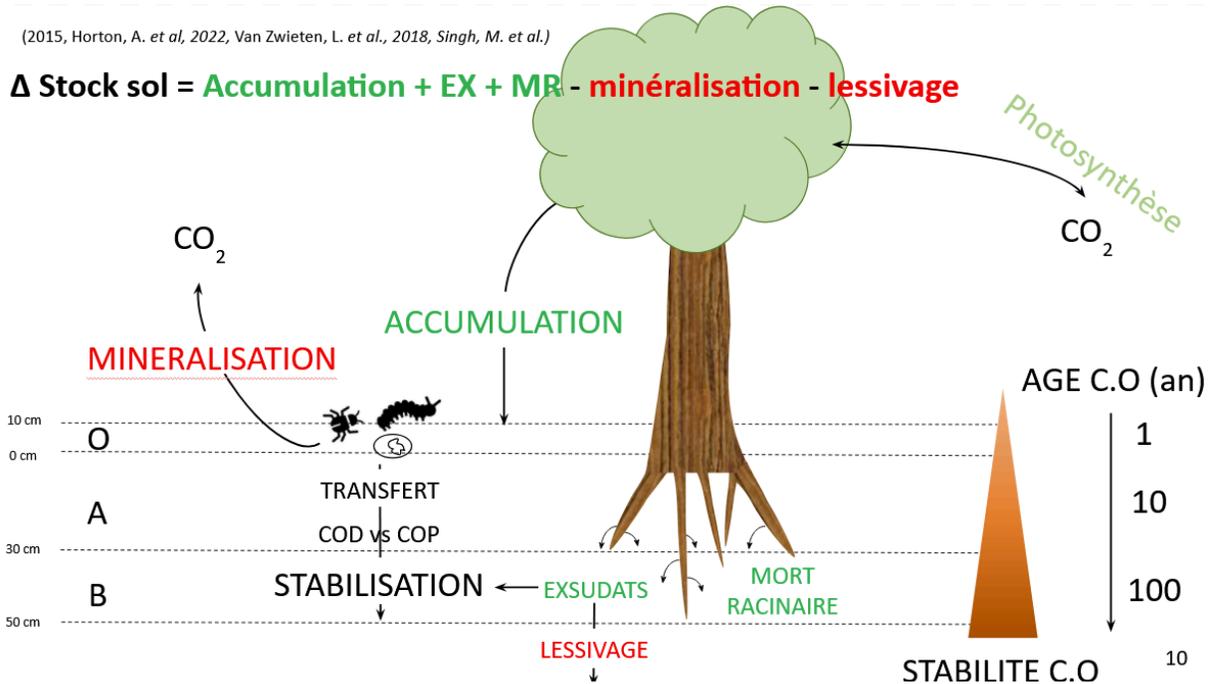


Figure 1: Cycle du carbone, cas particulier d'un écosystème forestier

Les organismes autotrophes présents à la surface des sols capturent le CO<sub>2</sub> atmosphérique, et le réduisent en carbone organique (CO). A la mort d'une partie de ces autotrophes, le CO mort s'accumule pour former un horizon organique (O) à la surface du sol. La pédofaune minéralise une fraction de ce CO, qui retourne à l'atmosphère. Ce qui n'est pas minéralisé constitue le COS par migration vers les horizons organo-minéraux et minéraux (A et B) du sol. Il convient alors de séparer 2 formes de COS que sont le Carbone Organique Dissout (COD) et le Carbone Organique Particulaire (COP), dont les processus de stabilisation et temps de résidence diffèrent (Kimetu et al. 2009).

Le COD de taille inférieure à 0.5 μm (Huacheng, Laodong 2018) est principalement issu des exsudats racinaires et des produits du catabolisme de la pédofaune (Dignac et al. 2017; Song et al. 2022; Ridgeway, Morrissey, Brzostek 2022). Du fait de sa taille, il est davantage sensible au lessivage que le COP. En solution lors de son transfert en profondeur, il est stabilisé par liaison

covalente et interaction faible aux groupes hydroxyles des argiles, limons fins, oxydes de fer et oxyde d'aluminium (Cotrufo et al. 2015; Song et al. 2022; Singh et al. 2018). Une fois adsorbé à ces minéraux, le COD forme des agrégats stabilisés, de temps de résidence de 100 à 1000 ans.

Le COP de taille comprise entre 0.5 µm et 2 mm (Cambardella, Elliott 1992) est issu des matières organiques mortes chimiquement plus récalcitrantes (Cotrufo et al. 2015; Ridgeway, Morrissey, Brzostek 2022). Mais cette récalcitrance chimique ne peut expliquer à elle seule la stabilité du COP. En effet, sous l'action d'un transfert en profondeur par bioturbation, ou écoulement préférentiel, il peut être piégé au sein d'agrégats (cf. COD), isolé des enzymes digestives de la microfaune. Le temps de résidence du COP dans les micro-agrégats (< 250 µm) est plus long que dans les macro-agrégats, à savoir 500 ans contre 100 ans (Singh et al. 2018).

Une fois stabilisés, COD et COP constituent une réserve de carbone stable de COS. COP et COD libre, c'est-à-dire non lié à la fraction fine minérale du sol (<20 µm) constituent le carbone labile de temps de résidence inférieur ou de l'ordre de la décennie (Cotrufo et al. 2015;). Les modèles de dynamique de COS sont néanmoins toujours débattus. D'autres auteurs suggèrent que la stabilité est une propriété écosystémique (Schmidt et al. 2011). Toujours est-il que s'intéresser au stock de COS c'est également se questionner quant à sa stabilité ; stabilité qui semble intrinsèquement liée à la fraction fine du sol (argiles + limons fins)(Hassink 1997). Sont alors distingués stockage et séquestration de carbone. Là où le stockage englobe aussi bien l'apport de COS stable que de COS labile, la séquestration ne prend en compte que la constitution de stocks stable de COS.

Alors existe-t-il une capacité maximale de stockage de COS dans les sols, qui compromettrait les objectifs politiques précédemment exposés ? Si la notion de capacité maximale de stockage est débattue, celle de capacité maximale de séquestration semble davantage acceptée même si non élucidée (Dignac et al. 2017). Hassink propose à ce titre en 1997 un modèle de saturation maximale en COS stable, proportionnelle à la fraction fine du sol.

D'après l'équation associée au cycle du carbone (figure 1), un sol est à l'équilibre dès lors que la minéralisation est compensée par un apport suffisant de Carbone Organique (CO), indépendamment de la saturation de la fraction fine de sol. Cependant, il serait envisageable d'augmenter les stocks de COS stable de manière pérenne dans les sols insaturés en adoptant des pratiques qui rompent l'équilibre de l'équation (en augmentant l'apport de CO, ou en minimisant la minéralisation).

Pour l'heure, les 30 premiers centimètres de sols français stockent 3.58 Gt C (13.4 Gt CO<sub>2</sub> eq, Pellerin et al. 2020). Comme suggéré en figure 1, l'apport de CO, la vitesse de minéralisation, et donc, la quantité de COS stockée dépend de l'occupation du sol, des pratiques de gestion associées et des facteurs pédoclimatiques. Aussi, un sol forestier représente 81.0 t C/ha (16.9 Mha), une prairie 84.6 t C/ha (9.3 Mha), et une terre arable 51.6 t C/ha (18.4 Mha), modulo les pratiques de gestion et facteurs pédoclimatiques (Pellerin et al. 2020). Dans l'optique politique d'augmenter la séquestration de COS, la question de l'état d'équilibre et de saturation des sols français se pose. Pellerin et al. 2020 témoigne de sols en dehors de l'état d'équilibre en région tempérée. Les stocks de COS forestiers augmenteraient de 0.130 à 0.420 t C/ha/an,

augmenteraient de 0.110 t C/ha/an en prairie permanente et diminueraient sur les terres arables de 0.170 t C/ha/an.

Sur ces bases, différentes modélisations (Chen, Arrouays, Angers, Martin, et al. 2019; Chen, Arrouays, Angers, Chenu, et al. 2019; Pellerin et al. 2020) tentent de déterminer la capacité de stockage additionnelle des sols en France. Si les ordres de grandeur s'accordent pour les 30 premiers centimètres de sol entre +300 et +650 Mt C, les résultats sont davantage contrastés à plus forte profondeur, suggérant qu'aucune pratique qui permette d'exploiter le potentiel de séquestration du sous-sol, n'existe encore réellement. Par conséquent, les 30 premiers centimètres de sol auraient une capacité de stockage additionnelle environ équivalente à ce que la France émet de GES en 1 an. La capacité de stockage additionnelle annuelle estimée par ces modélisations avoisine 20 Mt CO<sub>2</sub> eq/an, supérieure à l'effort de + 7 Mt CO<sub>2</sub> eq/an attendus de la France au titre des LULUCF (voir annexe i).

Mais il s'agit ici de résultats de modélisations, dont les valeurs bibliographiques de référence ne reflètent pas toujours la diversité réelle des occupations, pratiques de gestion et facteurs pédo-climatiques d'un pays entier. Il peut donc être intéressant de confronter les résultats bibliographiques à des mesures directes réalisées à l'échelle de la France. Il serait alors possible d'identifier avec davantage de finesse les facteurs bénéfiques et délétères à la constitution de stocks de COS.

Aussi en France métropolitaine, quels occupations, pratiques de gestion et facteurs pédo-climatiques conduisent à séquestrer du carbone dans les sols ? Quel est le niveau de saturation de ces différents sols en COS stable ? Les taux d'évolutions de COS calculés en mesure directe sont-ils similaires à ceux reportés dans la bibliographie pour les différentes occupations ?

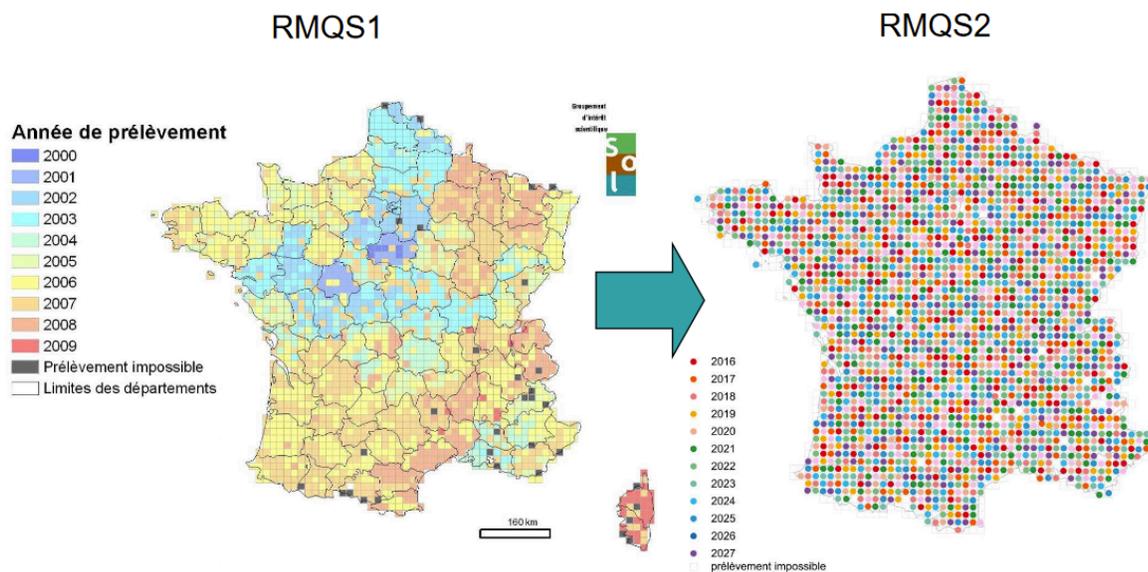
Pour répondre à ces questions, il convient d'utiliser un dispositif expérimental couvrant la France entière, et réalisant un suivi temporel des stocks de COS. Le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols remplit ces conditions.

#### 1.4. Le RMQS: Présentation du dispositif expérimental de suivi des stocks de COS en France

Les sols rendent de nombreux services écosystémiques qui vont bien au-delà du simple stockage de carbone atmosphérique (Wiesmeier et al. 2019; Lal 2004; Chen, Arrouays, Angers, Chenu, et al. 2019). Réserve de nutriment, support de production de biomasse, réserve utile, épuration, régulation des débits de l'eau et habitat pour la pédofaune sont parmi les fonctions les plus importantes. La prise de conscience de cette richesse fonctionnelle au début des années 2000 conduit à l'émergence d'un Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS). (Arrouays et al. 2003) Le Groupement d'Intérêt Scientifique Sol (GIS SOL) qui regroupe le ministère de la transition écologique, le ministère de l'agriculture, l'INRAE, le BRGM, l'ADEME, l'OFB, l'IRD et l'IGN supervise le RMQS. L'unité Info&Sol de l'INRAE d'Orléans coordonne des équipes régionales (bureau d'étude, chambre d'agriculture, ...), afin d'assurer l'homogénéité du suivi qualitatif des sols (voir annexe ii).

Le RMQS assure 4 grandes fonctions. Il permet d'abord de réaliser un bilan de la qualité des sols à l'échelle de la France. Pour ce, diverses mesures y sont réalisées parmi lesquelles, éléments trace métalliques, texture, densité, azote, phosphore, calcaire, pH et (surtout) concentration en carbone organique. En second lieu, le RMQS permet la cartographie de la répartition des ressources mesurées sur le territoire. Il assure ensuite un suivi temporel de la qualité des sols, puisque 4 campagnes décennales de mesure y sont prévues. Enfin, parce qu'il couvre le pays entier, il sert à la validation de modèles nationaux issus de bases de données externes.

Ainsi, le RMQS possède une visée inventoriale (bilan) mais également évolutive. Il est donc disposé selon une grille systématique (échantillonnage non stratifié) sur l'ensemble du territoire français, afin de ne pas préjuger des facteurs qui pourraient influencer l'évolution des variables mesurées. Les dimensions de la grille, c'est-à-dire, le nombre de points de mesure est déterminé afin de rendre significative une différence relative minimale de l'ordre de 5% entre les mesures comparatives de 2 campagnes (Saby et al. 2008). Dans cet objectif, un échantillonnage de 2182 sites est nécessaire. Il faudrait 54 542 sites pour une différence relative souhaitée de 1%. Pour des raisons économiques évidentes, le RMQS couvre le territoire français selon une grille d'échantillonnage systématique de 16\*16 km (annexe iii), atteignant alors un total de 2170 sites en métropole. En prenant comme ordre de grandeur une augmentation de la concentration en COS de 0.6 %/an (Bellamy et al. 2005) il faudrait environ 10 ans entre 2 campagnes RMQS pour espérer détecter le changement relatif de 5%. Le pas de temps décennal séparant 2 campagnes RMQS semble donc adapté.



D'après les manuels du RMQS (Jolivet C et al. 2006, 2018)

Figure 2: **A gauche**, stratégie d'échantillonnage de la première campagne, par cluster régionaux. **A droite**, stratégie d'échantillonnage régulier de la seconde campagne.

Des variables mesurées, il est possible de déduire les stocks et l'évolution des stocks de COS entre campagnes (voir méthode). La première campagne de mesure du RMQS s'est déroulée entre 2000 et 2009. La seconde est en cours et aura lieu entre 2016 et 2027. Ces campagnes suivent des stratégies d'échantillonnages propres (figure 2). La modification de la stratégie

d'échantillonnage entre la première et la seconde campagne est primordiale. Elle permet de suivre l'évolution des variables mesurées de façon homogène sur l'ensemble du territoire métropolitain, avant même la fin de la seconde campagne de mesure. Si les valeurs de stock de COS issues de la première campagne sont connues pour la totalité des sites, seuls les stocks des sites échantillonnés entre 2016 et mi 2018 sont déjà connus pour la seconde campagne (~ 400 / 2170 sites).

### 1.5. Objectifs d'une étude à caractère exploratoire

En somme, le RMQS reporte les stocks de COS et l'évolution des stocks de respectivement 2170 et 400 points répartis systématiquement sur le territoire français.

Le principal objectif de ce papier est d'identifier les facteurs bénéfiques ou, au contraire, délétères à la constitution de réserves de COS. Les facteurs considérés sont regroupés en 3 catégories : occupation ; pratiques de gestion ; conditions pédoclimatiques. Chaque site RMQS doit donc être associé à une occupation, aux pratiques de gestion qui y sont associées et faire l'objet d'une description pédoclimatique. Cette étape correspond à la stratification du RMQS.

Il peut paraître surprenant de devoir stratifier le RMQS dans la mesure où les propriétaires des sites RMQS sont soumis à enquête. Mais le traitement de ces enquêtes est un processus complexe et long. Si bien que les occupations et les pratiques de gestion décrites par le RMQS sont, pour l'heure, assez grossières. Un effort de description des sites forestiers, des grandes cultures et des prairies doit donc être produit. Dans ce but, des bases de données externes sont mobilisées, là où les seules données RMQS ne suffisent pas (voir Méthode).

A l'orée de cette stratification, sont d'abord analysés les stocks de COS déterminés lors de la première campagne, afin de dresser un état des lieux initial. Et dans un second temps les taux d'évolution dans le but de caractériser la stabilité de ces stocks.

Un second objectif est de proposer une modélisation géostatistique de l'évolution des stocks de COS en France métropolitaine, afin d'interpoler les valeurs sur site encore inconnues.

Enfin, les facteurs identifiés comme influents feront l'objet d'une discussion par confrontation aux valeurs bibliographiques de référence.

Mais avant toute chose, il faut insister sur la dimension temporaire et exploratoire des résultats qui pourraient être présentés ici. Seul  $\frac{1}{3}$  des données d'évolution des stocks de COS sont déjà disponibles. Il conviendra donc d'attendre la totalité des résultats d'analyse afin de tirer des conclusions définitives.

## 2. MATERIEL ET METHODE

### 2.1. Détermination des stocks et taux d'évolution de COS à partir du RMQS

Chacun des 2170 sites RMQS fait l'objet d'un échantillonnage aléatoire stratifié au sein d'une surface de 20m \* 20m (Jolivet et al. 2018). 100 placettes élémentaires y sont disposées et réparties selon 4 strates correspondant aux 4 campagnes décennales (figure 3). Actuellement, ce sont donc les 25 placettes numérotées 2 qui sont échantillonnées. Un sondage tarière positionné aléatoirement est réalisé pour chacune des 25 placettes élémentaires de 4 m<sup>2</sup>. Ces échantillons élémentaires sont mélangés afin de constituer un échantillon composite de sol. Plusieurs échantillons composites sont constitués par site RMQS, et correspondent à différentes profondeurs de prospection. La première couche composite de sol s'étend de 0 à 30 cm de profondeur. La seconde de 30 à 50 cm de profondeur. Seuls les 2 premiers composites sont considérés dans le présent document, bien que, si le sol le permet, la profondeur maximale de prospection s'étend à 1 m (figure 4).

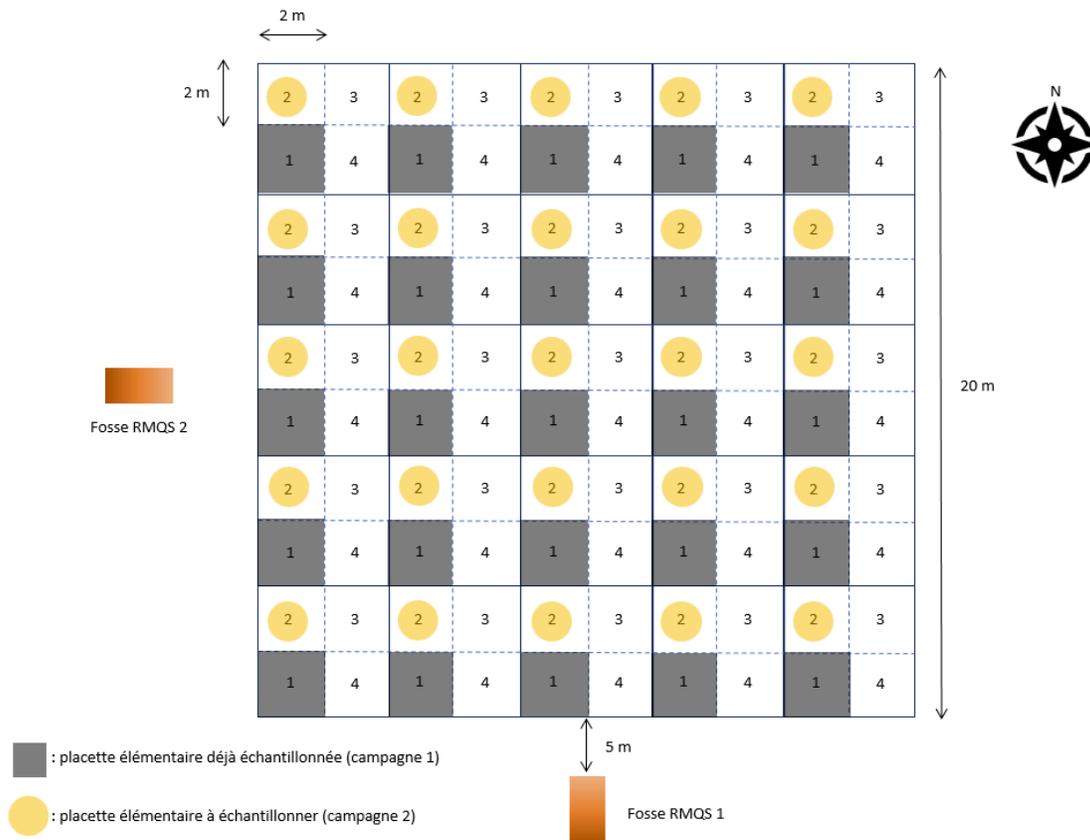


Figure 3: Surface d'échantillonnage type d'un site RMQS

Située à 5 m de la surface d'échantillonnage, une fosse pédologique est creusée afin de procéder au prélèvement des échantillons volumétriques de sol. A chaque nouvelle campagne, la fosse est positionnée selon un point cardinal différent des précédentes campagnes (rotation horaire commençant au sud). Les échantillons volumétriques servent à déterminer la densité apparente (DA) des couches composites de sol mais aussi des horizons qui les composent. Cet échantillonnage fait donc l'objet de conditions de prélèvement particulières (figure 4). 3 mesures

volumétriques doivent être réalisées dans chacune des 2 premières couches composites. Ces mesures sont réparties tout du long de la couche composite, sans qu'elles ne chevauchent pour autant 2 horizons minéralogiques différents. Si la présence d'une semelle de labour est constatée, l'échantillon volumétrique s'en écarte. La DA d'une couche composite résulte alors d'une moyenne pondérée de 3 mesures de DA. La DA de la semelle de labour est extrapolée selon une méthode détaillée en annexe (figure iv).

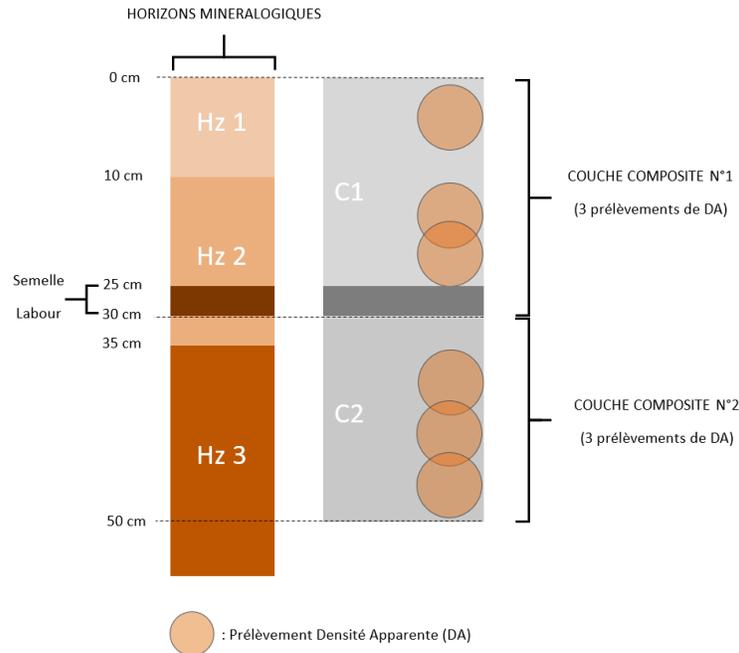


Figure 4: Échantillonnage volumétrique de la fosse pédologique

L'entièreté des échantillons de sols réalisés sur un site RMQS par une équipe régionale est envoyée à l'unité INFO&SOL de l'INRAE d'Orléans, pour préparation, puis transmise au laboratoire d'analyse de sol de l'INRAE d'Arras. Cette chaîne de traitement normée (AFNOR, ISO) assure l'homogénéité des résultats d'analyse retournés à l'unité Info&Sols.

Grâce à cette chaîne de traitement, sont connus pour un site donné ; La concentration en COS (C, g/kg) ; La teneur en éléments grossiers (EG, %) ; et la DA, associées à chaque couche composite. Les stocks de COS (t C/ha) des couches d'épaisseur  $E_p$  (cm) découlent alors de la formule suivante :

$$Stock\ COS = DA * \frac{100-EG}{100} * E_p * C / 10$$

Pour l'heure, seules 400 valeurs de stocks sont connues au titre de la seconde campagne. Pour ces sites là seulement, il est possible de calculer des taux d'évolution (t C/ha/an) selon la formule suivante :

$$Taux\ évolution\ COS = \frac{Stock\ COS_2 - Stock\ COS_1}{\Delta\ année}$$

Avec  $\Delta$  année, le nombre d'années séparant les 2 mesures (en moyenne 14 ans +/- 3 ans).

De fait, les faibles effectifs de taux d'évolution disponibles constituent une limite de ce document dans sa poursuite de déterminer les facteurs influençant les stocks de COS. Néanmoins, une voie subsidiaire d'analyse des sols existe. De sorte que les agriculteurs qui accueillent le dispositif RMQS sur leur parcelle aient accès aux résultats d'analyse plus rapidement, une fraction des échantillons de sol est envoyée en laboratoire privé. Ces Analyses Agronomiques (AA) ne suivent pas la chaîne de traitement normée élaborée par l'unité Info&Sols. Elles permettent néanmoins de connaître plus rapidement la concentration en CO de la première couche composite de sol (0-30 cm). En incluant les AA, il est alors possible de calculer les taux d'évolution de stock de COS d'environ 800 sites.

## 2.2. Les bases de données utilisées pour la stratification du RMQS

La stratification consiste à mettre en forme différentes bases de données (BDD), afin d'obtenir des tables interopérables avec en lignes les 2170 sites RMQS, et en colonnes les variables de stratification descriptives des conditions pédo-climatiques, de l'occupation du sol et des pratiques de gestion. Le package R Studio dplyr est utilisé pour cette mise en forme.

### 2.2.1. RMQS : Description des conditions pédo-climatiques

Il est généralement établi que les conditions pédo-climatiques représentent une des principales sources de variabilité des stocks de COS. Plus particulièrement l'influence de la texture (Dignac et al. 2017; Ridgeway, Morrissey, Brzostek 2022; Song et al. 2022), du pH (Breugem, Kros, de Vries 2024; Schimel, Schaeffer 2012; Singh et al. 2018), de la température, de l'altitude, et de la pluviométrie, (Jandl et al. 2007; Prietzel, Christophel 2014; Das et al. 2023; Singh et al. 2018) sur les stocks de COS sont éloquentes.

Du fait de sa fonction de supervision de la qualité des sols, le RMQS renseigne la plupart de ces variables. En revanche, la littérature (Jandl et al. 2007) fait état des difficultés liées à l'étude de l'influence des variables prises isolément, dès lors que celles-ci covarient. Pour exemple, des températures élevées lorsqu'elles sont associées à une pluviométrie suffisante sont favorables à la constitution de stocks de COS, mais c'est pourtant en montagne, où par nature les températures sont faibles, que les stocks les plus importants sont trouvés (Prietzel, Christophel 2014).

Par conséquent, il est pertinent de regrouper les sites du RMQS en unités pédo-climatiques similaires. A cette fin, l'utilisation d'un algorithme de clustering est particulièrement indiquée. Les variables retenues pour la description des conditions pédo-climatiques sont : pH, altitude, température annuelle moyenne, précipitation annuelle, biomasse microbienne, taux d'argile de limon et de sable, taux de calcaire, taux d'azote, densité apparente et pente. A partir de ces variables, la classification ascendante hiérarchique (CAH, cluster R package) regroupe les sites RMQS en unités homogènes. Pour cela, elle détermine la distance de Gower entre toutes les paires de sites RMQS (figure 5). Afin qu'aucune variable ne pèse plus qu'une autre dans le

résultat du clustering, les variables sont préalablement centrées et réduites. Sachant que les variables considérées sont décrites pour 2 couches composites de sol (0-30 cm et 30-50 cm), 2 CAH indépendantes sont mises en place.

La distance de Gower varie entre 0 et 1 (voir figure 5). Une valeur de distance égale à 0 indique des individus identiques, tandis qu'une distance égale à 1 indique des individus très différents. L'algorithme de la CAH regroupe les sites RMQS de façon ascendante. A la première itération, il y a donc autant de groupes que de sites RMQS. A chaque nouvelle itération les couples de sites dont la distance de Gower est la plus faible sont associés, jusqu'à ce qu'à la dernière itération, tous les sites RMQS appartiennent à un seul et même groupe. Chaque nouveau regroupement est caractérisé par un saut d'inertie témoignant de la plus ou moins grande distanciation des groupes néoformés. Le nombre d'unités pédo-climatiques est alors déterminé pour une valeur relative maximale de saut d'inertie.

Ces unités sont finalement décrites par Analyse en Composante Principale (ACP) afin d'en déterminer les caractéristiques propres (voir 3.1).

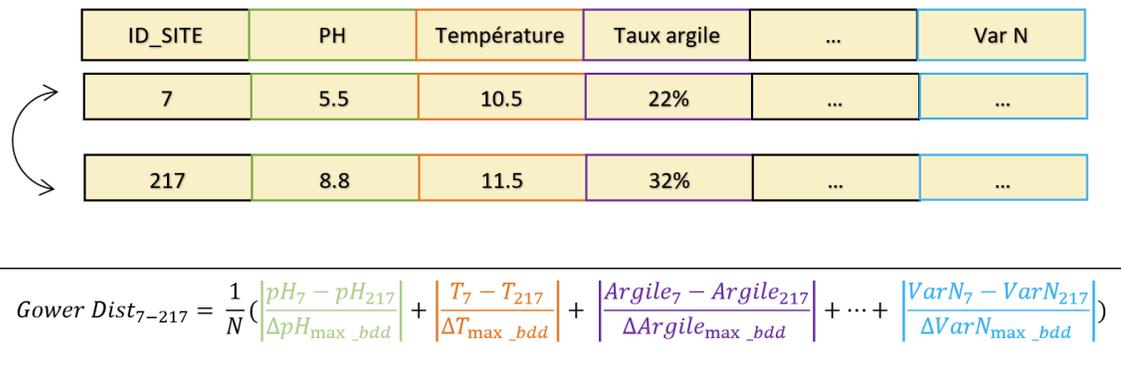


Figure 5: Exemple de calcul d'une distance de Gower entre 2 sites RMQS.

En somme, le RMQS sert de BDD pour la définition d'unités pédo-climatiques déterminées par clustering. Il décrit également les unités typologiques de sol de chaque site RMQS. Les stocks de COS et leur évolution seront confrontés à ces 2 variables (cf. 3).

### 2.2.2. RPG : Description des occupations et pratiques de gestion des terres arables

L'occupation des sols et les pratiques de gestion associées (Guo et al. 2021; Bárcena et al. 2014; Thuille, Schulze 2006; Bolinder et al. 2020; Dignac et al. 2017) sont également des paramètres explicatifs de la variabilité des stocks de COS.

La différence entre les stocks de COS mesurés en prairies permanentes (PP), en forêt, et au sein des terres arables a déjà été décrite (cf. 1). Pour l'heure, le RMQS distingue 7 types d'occupation que sont terres arables, forêts, prairies permanentes, jachères, vignes et vergers, réserves naturelles, parcs et jardins. Ces occupations sont comptabilisées pour la première campagne et

pour la seconde campagne d'échantillonnage (figure 6). Par différence, il est possible de distinguer les sites dont l'occupation a changé, des sites dont l'occupation est restée stable entre les campagnes (figure 15).

Il est néanmoins souhaitable de caractériser de manière plus fine les cultures principales mises en place sur terre arable. Des enquêtes agronomiques accompagnant l'échantillonnage des sites sont censées remplir cette fonction (cf. 1). Néanmoins, les informations recueillies par ces enquêtes sont difficilement exploitables, car temporellement discontinues. En effet, l'enquête RMQS est supposée renseigner la succession culturelle des 4 années précédant l'année d'échantillonnage. Par conséquent, les successions couvrent des périodes de temps très disparates, induites par des dates d'échantillonnage propres à chaque site. Mais la principale limite des enquêtes vient du fait que l'effort de renseignement n'est pas le même pour tous les sites. Si bien que les durées de succession disponibles sont très variables (entre 0 et 5 ans), ce qui biaiserait toute tentative d'attribution d'une culture principale à un site. Enfin, les cultures mises en place entre campagnes RMQS ne sont pas décrites.

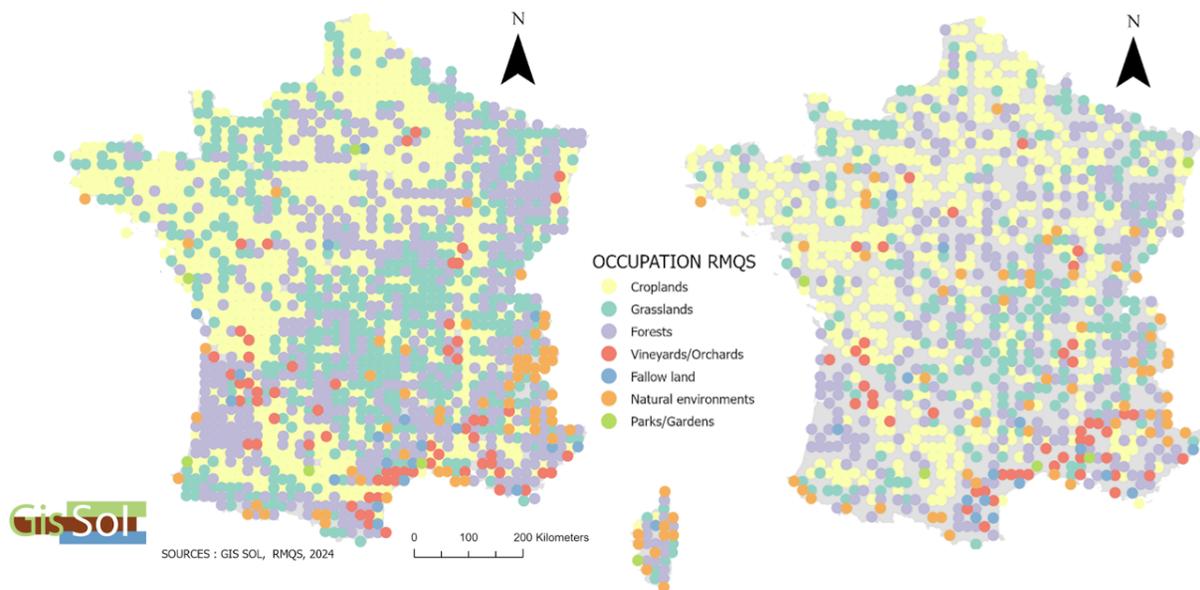


Figure 6: **A gauche**, cartographie finale de l'occupation des sols du RMQS 1. **À droite**, cartographie en cours des occupations, RMQS 2.

Parallèlement, le RMQS n'informe pas encore suffisamment ce qui concerne les pratiques de gestion (cf. 1). En effet, les résultats de la première campagne d'enquête agronomique sont conciliés dans le jeu de données Landmark (Saby et al. 2020). Diverses variables y témoignent de pratiques de gestion, telles que l'irrigation, l'apport d'engrais organiques, le chaulage ... Néanmoins, ce jeu de données est caractérisé par un taux de renseignement très faible (36 %), et témoigne de pratiques de la seule année d'échantillonnage. Il n'y a donc pas d'autres choix que

de mobiliser une BDD externe pour stratifier les sites RMQS en termes d'occupation, et (surtout) de pratiques de gestion.

Les modalités de stratification des sites forestiers feront l'objet d'une partie ultérieure (cf. 2.1.3).

En ce qui concerne les terres arables, la culture principale, la durée de rotation, la rotation type, le taux d'utilisation de cultures intermédiaires, le taux de prairie temporaire dans la rotation, et les sites engagés en agriculture biologique sont déduits des Registres Parcelaires Graphiques (RPG).

L'Agence de Service et de Paiement (ASP) gère en France les fonds européens d'aide aux agriculteurs issus de la PAC. Tout agriculteur désirant bénéficier d'aides de la PAC déclare les cultures principales mises en place depuis 2007 à l'échelle de l'îlot parcellaire, et depuis 2015 à l'échelle parcellaire. Ainsi, le RPG géré par l'ASP répertorie annuellement l'information géographique issue de ce déclaratif. Les Registres disponibles s'étendent de 2007 à 2022, pour un total de 16 années. La fin de la première campagne RMQS, l'intercampagne, et la seconde campagne sont donc couvertes. Depuis 2015, le RPG renseigne également sur la mise en place de cultures intermédiaires, et depuis 2019 sur les parcelles engagées en AB.

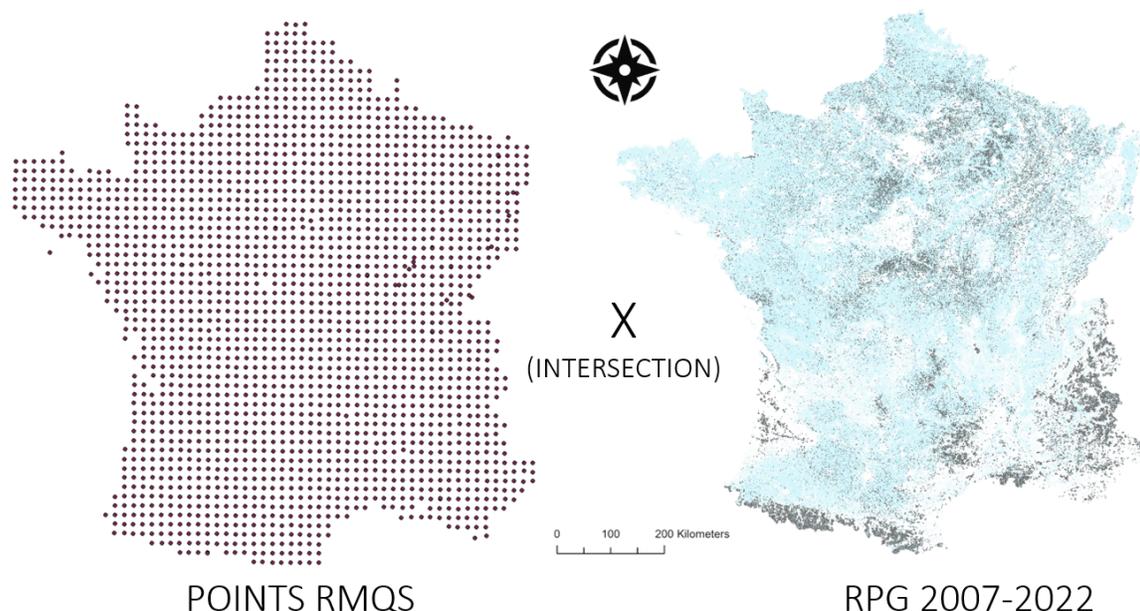


Figure 7: Traitement SIG des RPG 2007-2022

Par intersection géographique du RPG et des points RMQS, il est alors possible de connaître les occupations agricoles de 16 années consécutives (figure 7). Du fait de l'agrégation de l'information à l'échelle de l'îlot parcellaire, les 8 premières années (2007-2014) pourraient souffrir d'un manque de précision. En effet, à cette échelle seule la culture majoritaire de l'îlot est

répertoriée. Afin de déterminer leur niveau de précision, les données RPG 2007-2014, sont comparées une à une aux quelques années communes de la première campagne, éventuellement renseignées par les enquêtes RMQS (landmark). Le taux de validation est de 62 % sur un total de 159 années communes. Pour comparaison, le taux de validation atteint 74 % avec les années communes de la seconde campagne (RPG à l'échelle parcellaire).

Entre 2007 et 2014, 28 types d'occupations agricoles sont recensées par le RPG, et 351 entre 2015 et 2022. Néanmoins l'ancienne typologie de classification reste utilisée pour les années 2015-2022. Par souci d'harmonie, et afin de conserver des effectifs suffisamment importants, c'est la classification à 28 types d'occupation qui est retenue (annexes, table i). Cette classification différencie quelques grandes cultures céréalières, les prairies permanentes et temporaires, les vignes et les vergers, ... En vue de leur traitement, les données RPG-RMQS sont répertoriées par année de campagne, puis converties en fréquences relatives d'occupation par rapport au nombre total d'années disponibles.

A partir de là, 2 méthodes de détermination du code culture principal sont envisagées.

La première, directe, consiste à retenir la culture/l'occupation de fréquence d'apparition maximale sur un site donné.

Afin de valider cette méthode, il convient de vérifier que la culture principale est répartie de façon homogène tout du long des 16 années de RPG. Pour cela, les données RPG sont réparties en 2 groupes de 8 ans. Le code culture principal du premier groupe est comparé au second, de façon à vérifier que la culture principale est stable.

La seconde méthode considère que ce qui fait l'identité d'un site, c'est l'ensemble des occupations et non pas seulement l'occupation de fréquence maximale. Il s'agit donc de regrouper les sites RMQS dont les fréquences observées pour chaque code culture sont similaires. Pour cela, une classification ascendante hiérarchique (CAH, cf. 2.2.1) est mise en place. Les différents groupes sont ensuite caractérisés par ACP. Un post-traitement concerne les sites identifiés comme prairies temporaires. En effet, un site converti en prairie permanente lors des dernières campagnes du RPG, est pourtant souvent classifié comme prairie temporaire (fréquence maximale). Aussi, les prairies temporaires dont la fréquence d'apparition est de 100 %, ou dont la fréquence de prairie permanente est supérieure à 0, sont décrétées prairies permanentes.

La fréquence d'apparition de la culture principal ( $PP\%$ ) est mobilisé afin de déterminer la durée de rotation des cultures (= période de retour à la culture principale), selon la formule suivante :

$$Durée\ rotation = arrondi\left(\frac{100}{PP\%}\right)$$

La rotation type est déduite de la durée de rotation précédemment déterminée. En considérant une durée de rotation égale à x années, la rotation type consiste en la succession des x cultures de

plus haute fréquence d'apparition. Si la fréquence d'apparition de 2 cultures est identique, alors par défaut, le code culture le plus petit est conservé. Deux rotations qui contiennent les mêmes cultures mais dans des ordres différents sont considérées identiques.

La fréquence d'apparition de prairie temporaire dans la rotation est déterminée à partir de la colonne du code culture n° 19 (annexes, table i).

La fréquence d'apparition de culture intermédiaire est définie à partir des RPG 2015-2022 (8 années). En effet, l'ASP commence à répertorier cette information seulement à partir de 2015.

Enfin, les parcelles engagées en AB sont déduites des RPG bio, qui font leur apparition à partir de 2019 (3 années disponibles). D'après les chiffres fournis par l'Agence biologique, seuls 2 % de la SAU étaient convertis à l'AB en 2007, contre 11 % en 2022. Il y a donc de fortes chances, que les sites RMQS classés AB soient issus d'une conversion ayant eu lieu après la première campagne RMQS. Cela permettra de suivre les effets courts termistes d'une conversion sur les stocks de COS.

En somme, dans l'attente du traitement plus précis des enquêtes agronomiques, le RPG permet de préciser les occupations et pratiques de gestions agricoles observées sur le RMQS.

### 2.2.3. BIOSOIL : Description des pratiques de gestion forestière

Les sols forestiers constituent une réserve importante de COS (cf. 1). L'importance de cette réserve semble paramétrée par les espèces cultivées (Nitsch, Kaupenjohann, Wulf 2018; Schulp et al. 2008; Vesterdal et al. 2013), l'intensité des prélèvements (Clarke et al. 2015), l'âge forestier et sa diversité (Pregitzer, Euskirchen 2004; Jonard et al. 2017), la précédente occupation du sol (Guo et al. 2021; Bárcena et al. 2014), ... Autant de facteurs qui ne sont pas renseignés par le RMQS.

Le réseau européen de suivi des dommages forestiers ICP FOREST (International Co-operative Program on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests), réalise un relevé annuel de l'état sanitaire des forêts. Le réseau est disposé selon une grille d'échantillonnage systématique de maillage 16 km/16 km, superposé au RMQS. En 2006-2007, il est décidé de procéder à un échantillonnage forestier plus complet sous le nom de campagne "BIOSOIL". A ce titre, des variables relatives à l'âge, à la diversité, à l'intensité de gestion ainsi qu'à l'apport de nécromasse sont relevées. En France, c'est l'Inventaire Forestier National (IFN) qui supervise cette campagne de mesure extraordinaire, pour quelques 550 sites RMQS-BIOSOIL. Au total une trentaine de variables y sont répertoriées dans 6 tables (voir tableau 1). Un site RMQS-BIOSOIL accueille donc à la fois une placette d'échantillonnage de sol RMQS (voir figure 2), et une placette d'échantillonnage forestière (figure 8). Elles sont relevées à la même date (2006-2007), lors de la première campagne RMQS. Contrairement au RPG, la BDD utilisée pour la stratification forestière ne couvre qu'une année de mesure. Bien que cela pose question

vis-à-vis de la fiabilité de la stratification, les forêts restent des systèmes dont les cycles de révolution sont pluri-décennaux. L'hypothèse est alors faite, que les observations BIOSOIL réalisées entre 2006 et 2007 (au sortir de la première campagne RMQS) sont toujours d'actualité une décennie plus tard.

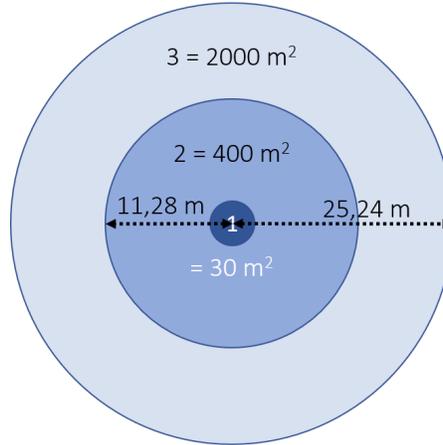


Figure 8: Représentation d'une placette BIOSOIL et de ses sous-placettes

Tableau 1: Conditions de mesure associées à chacune des 6 tables de variable BIOSOIL

\*DBH = Diameter at Breast Height, le diamètre de l'arbre à 130 cm par rapport au sol.

| CONTENU DE LA TABLE                             | Sous-placette 1                 | Sous placette 2  | Sous-placette 3 (placette entière) |
|---|---------------------------------|------------------|------------------------------------|
| Description générale de la placette             | Pas de conditions particulières |                  |                                    |
| Mesure du DBH* sur arbres de plus de 130 cm     | 0 < DBH < 10 cm                 | 10 < DBH < 50 cm | DBH > 50 cm                        |
| Hauteur de la canopée à sa base et à son sommet | Sur un minimum de 3 arbres      |                  |                                    |
| Dimensions des bois morts                       | Si diamètre > 10 cm             |                  | non mesuré                         |
| Caractéristiques de la canopée                  | Description visuelle            |                  | non relevé                         |
| Inventaire floristique                          | Pas de conditions particulières |                  | non relevé                         |

Les placettes d'échantillonnage BIOSOIL font l'objet de conditions de mesure particulières dans un souci de gain de temps (Tableau 1), c'est pourquoi elles sont subdivisées en 3 sous-placettes, qui forment des disques pleins concentriques. Les variables contenues dans les 6 tables sont traitées séparément, en fonction des conditions de mesures associées, puis mises en forme en vue de leur interopérabilité. Le principe général étant de transformer des tables avec plusieurs

mesures par sous-placettes en table contenant une mesure par placette (ie par site RMQS). De nouvelles variables sont déduites des données d'origine. C'est par exemple le cas de la surface terrière.

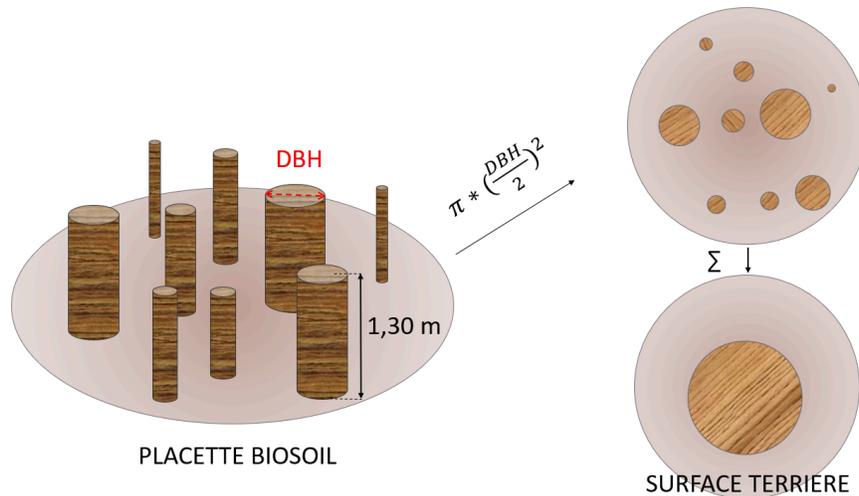


Figure 9: Représentation simplifiée du calcul de la surface terrière à partir des mesures de DBH.

La surface terrière est un indicateur de la densité forestière qui peut être défini comme la somme des sections des troncs à 1.30 m, ramené à la surface de sol considérée (surface de tronc/surface de sol). Elle se déduit des valeurs de DBH, qui sont soumises à conditions de mesure (cf. Tableau 1). Il convient alors de calculer une surface terrière par sous-placette, avant d'en faire la somme à la placette entière.

Le genre prédominant cultivé est déduit de la surface terrière.

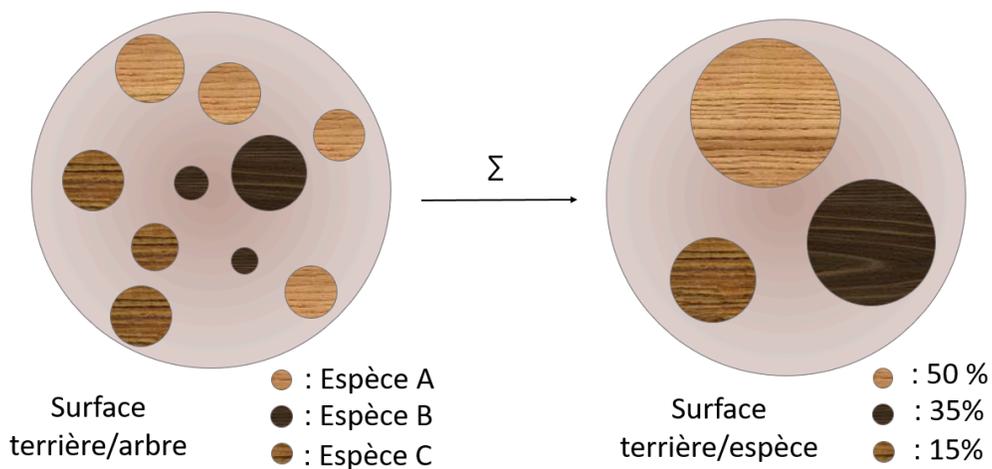


Figure 10: Méthode de détermination du genre prédominant cultivé.

La table DBH, répertorie pour chaque mesure le genre et l'espèce de l'arbre inspecté. Il est alors possible de calculer une surface terrière par genre cultivé, et d'en conclure quant aux proportions d'occupation relatives des différents genres sur une placette. Par analogie avec le traitement des RPG, une CAH est mise en place afin de regrouper les sites RMQS forestiers par genres cultivés similaires. Le nombre de classes est fixé par maximisation du saut d'inertie. Le résultat du clustering est ensuite décrit par ACP.

Les volumes de bois vivant sont déduits de la surface terrière et de la hauteur moyenne à la base de la canopée. Cette mesure manque de précision puisque la hauteur de la canopée n'est pas mesurée sur la totalité des arbres de la placette, mais sur un minimum de 3 arbres (tableau 1).

Les volumes de bois morts sont calculés à partir de la table de dimensionnement des bois morts.

Une dernière variable est déduite des mesures de DBH. Il s'agit du RDI (Reineke Density Index) qui témoigne pour une forêt de l'intensité de gestion (Dhôte 1997). Pour une forêt en auto-éclaircie, le DBH moyen en pouce (D) est relié au nombre de tronc par acre (N), selon la relation suivante (Reineke 1933) :

$$\text{Log}(N) = 1.605 \text{Log}(D) + k$$

Le coefficient k définit donc la hauteur de la droite. Il est propre à chaque espèce d'arbre, mais une valeur de référence est néanmoins fixée à 4.605. Dans une forêt gérée, la relation entre DBH et nombre de tronc s'écarte de la droite d'auto-éclaircie. Elle s'en écarte d'autant plus que la forêt est intensément exploitée. Sur cette base, le RDI est un indice variant entre 0 et 1, rapport entre la densité de peuplement observée sur la placette BIOSOIL, et la densité de peuplement théorique observée en auto-éclaircie.

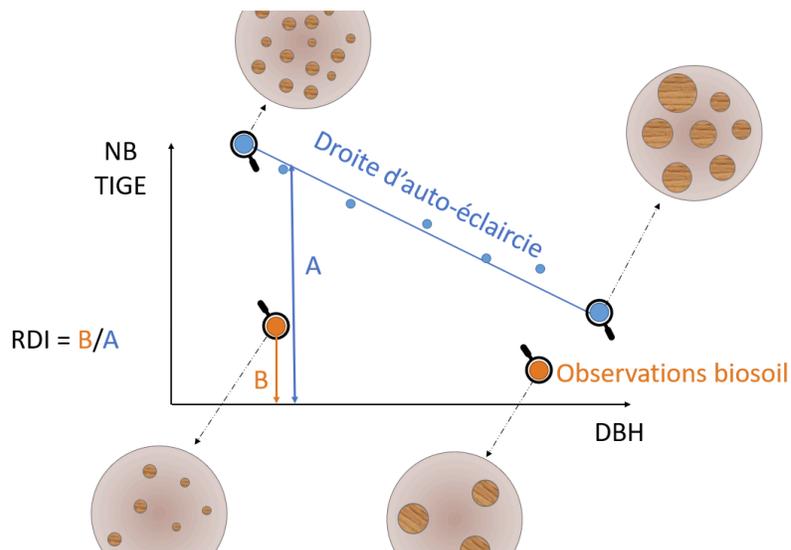


Figure 11: Méthode de calcul du RDI, en abscisses log (DBH) et en ordonnées log (NB TIGE).

Deux méthodes de calcul du RDI sont envisagées.

Une première méthode qui ne prend pas en compte les différentes espèces cultivées ( $k = 4.605$ ). En réalité, les droites d'auto-éclaircie dépendent de l'espèce cultivée. Certaines sont décrites dans la littérature scientifique (Charru et al. 2012).

La seconde méthode de calcul du RDI prend donc en compte l'espèce cultivée.

En somme, les variables mesurées et déduites de la campagne de mesure BIOSOIL sont regroupées en 4 catégories que sont l'âge (2 variables), la diversité (5), l'intensité de gestion (3) ainsi que l'apport et l'état de la nécromasse (6).

### 2.3. Identification des facteurs influençant les stocks de COS : Les tests statistiques.

La stratification conduit à la description des 2170 sites du RMQS par des variables quantitatives et qualitatives. Ces variables sont confrontées aux stocks de COS et à leurs taux d'évolution, dans l'objectif d'identifier les facteurs influençant ces derniers.

Les tests statistiques utilisés dans ce but diffèrent selon que la variable de prédiction utilisée est quantitative ou qualitative, et diffèrent également en fonction de la variable à prédire.

#### 2.3.1. Les tests mis en place sur variable de stratification qualitative.

Ainsi, les stocks de COS et leur évolution sont soumis à des tests statistiques différents. A cela plusieurs raisons.

Parce que les stocks de COS donnent une image de l'état initial des réserves de carbone, ils se prêtent bien à une comparaison relative entre modalités d'une variable descriptive (ex : agriculture bio OU agriculture conventionnelle).

Les taux d'évolution de stock caractérisent, eux, une évolution constatée entre 2 dates. Par conséquent, ils se prêtent bien à une comparaison absolue à la valeur 0, mais également à une comparaison relative entre modalités d'une variable descriptive.

Au premier abord, les tests paramétriques de comparaison s'imposent comme de bons candidats. Le test de student pour la comparaison absolue à la valeur 0 du taux d'évolution moyen de la modalité d'une variable. Et l'anova pour la comparaison relative entre les moyennes des différentes modalités d'une variable. Néanmoins, ces tests sont soumis à hypothèses de validité. Les distributions des variables décrites et des résidus de test doivent être normales. Et les variances des modalités de la variable descriptive doivent être homogènes.

De fait, la distribution asymétrique des stocks de COS limite l'utilisation de l'anova (cf. 3). Si la distribution des taux d'évolution est davantage symétrique, elle ne respecte néanmoins pas la normalité. Or, en cas de non-respect des hypothèses de validité des tests paramétriques, différentes solutions existent.

Il est choisi d'utiliser le test non paramétrique de wilcoxon en remplacement du test de student puisque la transformation des taux d'évolution (log, racine, ...) ne permet pas d'obtenir leur normalité. En raison des faibles effectifs disponibles, et pour ne pas donner trop de poids aux valeurs extrêmes, seuls les taux d'évolution compris entre -5 et +5 t C/ha/an sont considérés.

En ce qui concerne le remplacement de l'anova, le choix est plus complexe. Du fait de l'échantillonnage systématique, les variables à décrire sont susceptibles d'être auto-corrélées. C'est-à-dire que les valeurs de sites géographiquement voisins tendent à être similaires ce qui peut induire une hétérogénéité des variances. Or, il existe des modèles statistiques qui prennent en compte cette auto-corrélation et qui sont conséquemment mieux adaptés que l'anova. C'est le cas de la GLS (Generalised Least Squares) disponible à partir du package R "nlme" (Lark, Cullis 2004).

Néanmoins, les semi-variogrammes traduisant l'adaptation de la GLS à l'auto-corrélation témoignent d'un faible ajustement du modèle (voir annexe v). La GLS ne constitue donc pas une alternative de l'anova satisfaisante. Il est alors envisagé de transformer les variables à prédire (log, racine, box cox, ...), mais cette solution ne permet pas de vérifier les hypothèses de validité de l'anova.

Une ultime alternative consiste à adapter la distribution des variables prédites au modèle statistique. La GLM (Generalised Linear Model) remplit cette fonction. La distribution gamma semble adaptée à la description des valeurs de stock de COS. Et la distribution gaussienne semble adaptée à la description des taux d'évolution de stock (finalement équivalent à l'ANOVA).

Le critère d'Akaike (AIC), qui traduit l'ajustement d'un modèle à la variable prédite, permet de choisir de façon objective parmi tous les modèles statistiques évoqués (tableau 2).

Tableau 2: Bilan sur les tests statistiques mis en place sur variable de stratification qualitative.

| Variable à prédire               | Stocks de COS            | Taux d'évolution des stocks                    |
|----------------------------------|--------------------------|--|
| Tests de comparaison absolue à 0 |                          | Student / Wilcoxon (si normalité non vérifiée) |
| Tests de comparaison relative    | GLM (gamma distribution) | ANOVA  |

### 2.3.2. Les tests mis en place sur variable de stratification quantitative.

Suivant le même raisonnement que pour les variables qualitatives, les tests mis en place pour l'étude des effets d'une variable de stratification quantitative dépendent de la variable à décrire. La régression linéaire simple est une solution, mais qui doit vérifier la normalité de la distribution des résidus de tests. Comme déjà évoqué (cf. 2.2.1), l'autocorrélation résultant d'un

échantillonnage systématique induit l'existence de modèles mieux adaptés que la régression linéaire. Toutefois, les semi-variogrammes associés à la GLS ne sont pas probants (voir annexe v).

Les stocks de COS sont donc décrits par GLM selon une distribution gamma, et les taux d'évolution par régression linéaire simple.

Dans le cas où un ensemble de variables de stratification quantitatives co-varient (ex : facteurs pédoclimatiques), une classification ascendante hiérarchique (cf. 2.1) est mise en place afin de regrouper les sites RMQS en unités similaires. Les résultats des différents clustering sont traités comme des variables qualitatives (voir 2.2.1).

### 2.3.3. AFC: Vérification des effets confondants.

Les tests statistiques mis en place pourraient mettre en évidence certaines variables comme explicatives de la variabilité des stocks de COS ou de l'évolution des stocks de COS mesurées par le RMQS. Néanmoins, la répartition d'une variable dans l'espace est parfois dictée par la répartition d'une seconde variable. Si bien que l'effet significatif attribué à la première variable peut en réalité être le fait de la seconde (exemple: répartition des cultures en fonction du climat). L'analyse factorielle des correspondances (AFC), permet de quantifier le degré d'association des différents couples de modalité de 2 variables, à partir de leur tableau de contingence (exemple: olivier et climat méditerranéen). Pour cela elle associe à chaque couple une proportion théorique observée en cas d'indépendance des 2 modalités considérées. Puis elle calcule l'écart à cette proportion théorique à partir des proportions réelles du tableau de contingence.

L'AFC sera donc mobilisée afin de vérifier l'existence d'éventuels effets confondants entre variables descriptives des stocks de COS et de leur évolution.

### 2.4. Modélisation géostatistique des taux d'évolution des stocks de COS.

L'une des fonctions du RMQS est de "cartographier la répartition des ressources mesurées sur le territoire" (cf. 1). Si les stocks de COS mesurés lors de la première campagne ont déjà fait l'objet de modélisations (Martin et al. 2011), les taux d'évolution des stocks de COS métropolitains n'ont pas encore été cartographiés. Le Krigeage permettrait d'interpoler ces taux entre les points de mesure RMQS actuellement disponibles. A la base de ce modèle, l'autocorrélation entre sites géographiquement voisins. Les écarts de taux d'évolution sont calculés entre tous les couples de mesure. En est déduit sur un variogramme, la variance des taux d'évolution fonction de la distance séparant les sites RMQS. En cas d'autocorrélation des taux d'évolution, une faible variance doit être observée pour des points proches. La variance doit augmenter avec la distance, jusqu'à atteindre une asymptote (portée du variogramme). Le krigeage consiste alors à ajuster une fonction mathématique au variogramme afin d'interpoler les taux d'évolution entre les points de mesure à partir des points de mesure.

### 3. RÉSULTATS

Par la mise en place des tests statistiques précédemment décrits, les variables de stratification influençant les stocks de COS sont mises en évidence.

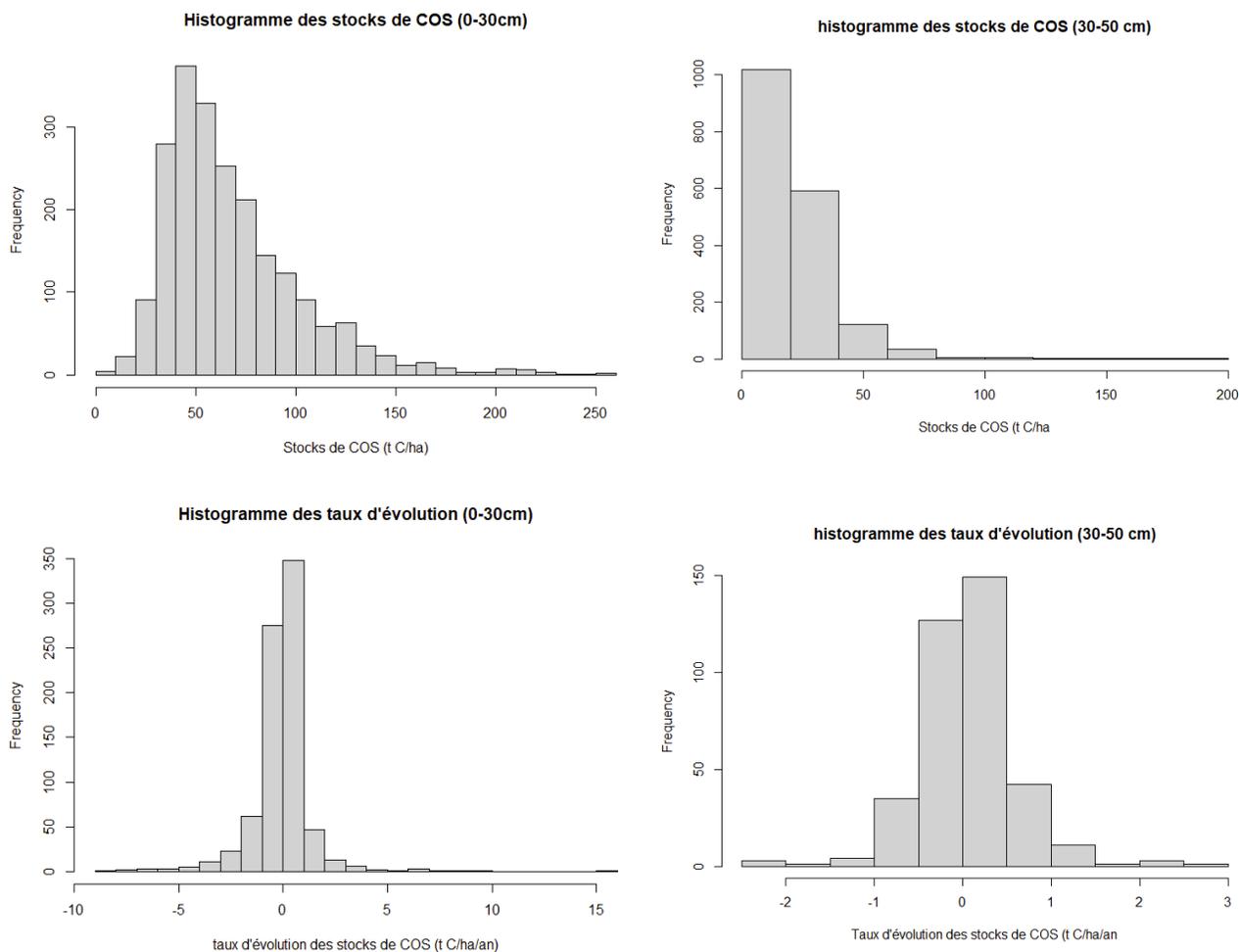


Figure 12: **En haut**, distribution des stocks de COS. **En bas** distribution des taux d'évolution des stocks de COS.

Mais avant tout, il semble nécessaire de définir quelques paramètres relatifs aux stocks de COS et à leur évolution. Aussi, la distribution des stocks de COS est asymétrique (figure 12), en subsurface (0-30 cm) et en profondeur (30-50 cm). La moyenne des stocks en subsurface est de 68 t C/ha (+/- 34 t C/ha), et la médiane de 59 t C/ha. En profondeur, les stocks moyens sont de 22 t C/ha (+/- 16 t C/ha), et les stocks médians de 18 t C/ha. La distribution des taux d'évolution entre campagnes est symétrique (cf. 2.2.1). Les taux diminuent en moyenne de 0.06 t C/ha/an (+/- 1.55 t C/ha/an) en subsurface et augmentent de 0.06 t C/ha/an (+/- 0.57 t C/ha/an) en profondeur. A l'échelle de la France métropolitaine, les stocks de COS ne changent pas entre campagnes. Cependant, la variabilité observée dans les taux d'évolution suggère que certains facteurs (à identifier) pourraient expliquer un changement significatif des stocks de COS.

### 3.1. Influence des grandes unités pédo-climatiques sur les stocks de COS.

Les conditions pédo-climatiques propres à chaque site RMQS est le premier des facteurs interrogés.

#### 3.1.1. Mise en évidence des conditions pédo-climatiques favorables, ou défavorables à la constitution de stocks de COS.

La classification ascendante hiérarchique issue de la prise en compte du pH, de l'altitude, de la température, de la texture, de la CEC, des taux de calcaire et d'azote, conduit à l'identification de 6 unités pédo-climatiques dans les 30 premiers centimètres de sol, et de 5 unités dans la seconde couche composite (voir annexe vi).

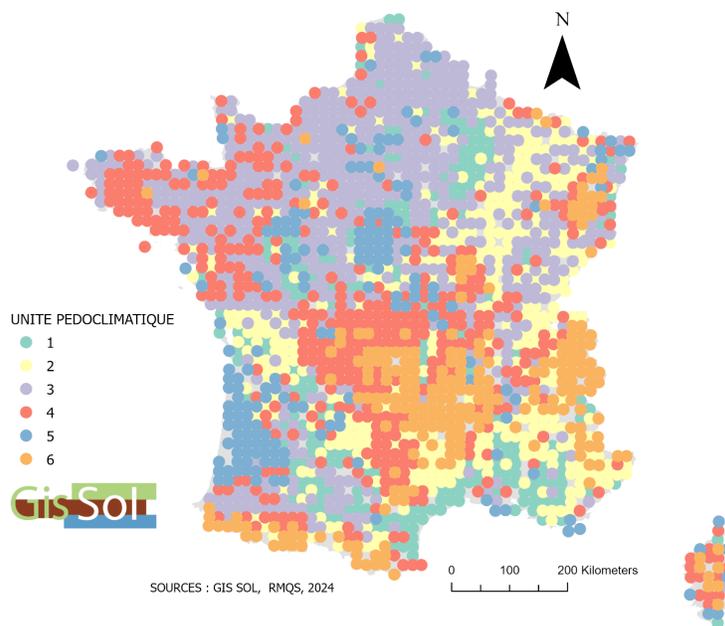


Figure 13: Résultat de la CAH pour la description pédo-climatique des 30 premiers cm de sol

La mise en place d'une ACP permet de caractériser chacune de ces unités pédo-climatiques, au travers du graphique des individus et du cercle des corrélations (voir annexe vii). En mobilisant les 5 premières dimensions de l'ACP (combinaisons linéaire des variables expliquant le plus de variabilité du jeu de données), il est donc possible de décrire de manière complète les unités. L'unité 1 témoigne de sites à climats chauds et secs, à pH basiques, et calcaires. L'unité 2 comporte des sites argileux (43 % moyen), basiques, calcaires, pluvieux, riches en azote et de forte biomasse microbienne. L'unité 3 est constituée des sites tempérés, limoneux et neutres. Un pH acide, une texture équilibrée et une forte pluviométrie caractérisent l'unité 4. Les sites marqués 5 sont sableux, chauds et acides. L'unité 6 témoigne enfin de sites de haute altitude, froids et pluvieux, acides, riches en azote et de forte biomasse microbienne. La cartographie des unités pédo-climatiques de la seconde couche composite de sol se trouve en annexes (voir

annexe viii). Les mêmes unités y sont décrites, à ceci près que les unités 4 et 5 ne sont pas suffisamment différentes à cette profondeur pour être distinguées.

Afin d'interpréter qualitativement l'effet des conditions pédo-climatiques sur les stocks initiaux de COS, des boîtes à moustaches accompagnées de diagrammes en violon sont tracées pour chacune des unités (Figure 14). Les diagrammes en violon témoignent de la distribution des stocks de COS dans chaque modalité. Les effectifs ayant permis le calcul de la moyenne (en rouge) sont disposés en haut de chaque boîte à moustache (en noir).

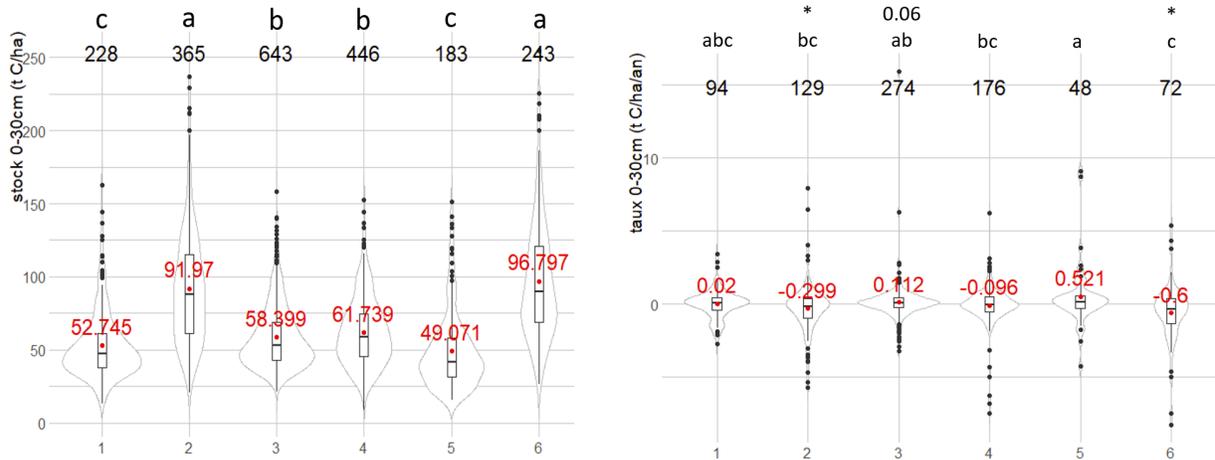


Figure 14: **A gauche**, boîtes à moustache et diagrammes en violon témoignant de la répartition des stocks de COS par unité pédo-climatique dans les 30 premiers centimètres de sol. **A droite**, taux d'évolution associés.

La GLM met en évidence un effet significatif des conditions pédo-climatiques sur les stocks de COS dans la première couche composite de sol. Les résultats des tests post-hoc sont conciliés au-dessus des boîtes à moustaches, dans l'ordre d'apparition des modalités décrites. Les stocks initiaux sont donc les plus élevés en montagne, et sur les sites présentant un fort taux d'argile (stabilisation, cf. 1). Ils sont moins élevés en climat sec et sur des terrains calcaires ou sableux. Ces relations significatives sont confirmées en profondeur (30-50 cm), pour la seconde couche composite de sol (voir annexe ix).

Pour autant, il convient de suivre les dynamiques d'évolution de COS dans ces réserves, afin de déterminer l'état de stabilité propres à chaque unité. Dans cette optique, les taux d'évolution de COS des différentes unités sont analysés.

Les résultats des tests de comparaison à 0 sont conciliés au-dessus des boîtes à moustache, sous la forme d'un astérisque (si significatif). La comparaison absolue à la valeur 0 des taux d'évolution (student/wilcoxon), montre une forte tendance à l'augmentation des stocks de COS pour les sites limoneux (3), et une diminution significative pour les sites montagneux (6) et argileux (2). Concernant les sites sableux et acides (5), une tendance à l'augmentation est dénotée mais non confirmée par le test.

Sans les analyses agronomiques, les résultats significatifs ne sont pas observés. Le taux d'évolution moyen est alors de  $-0.287$  t C/ha/an pour les terrains argileux,  $-0.058$  t C/ha/an pour les terrains limoneux, et  $0.042$  t C/ha/an pour les sites montagneux. La comparaison relative entre unités (ANOVA) identifie un effet significatif des conditions pédo-climatiques sur les taux d'évolutions des stocks de COS. Ainsi, si les stocks de COS sont particulièrement importants en région montagneuse et sur site argileux, c'est également là qu'ils sont les plus instables (cf. 4).

Cette dynamique d'évolution doit cependant être nuancée au vu des taux d'évolution constatés en profondeur (30-50 cm). En effet, les stocks de COS y augmentent de manière significative en montagne ( $0.34$  t C/ha/an), suggérant un transfert du COS depuis la subsurface. Pour chacune des autres unités pédo-climatiques en revanche, les stocks de COS sont stationnaires (voir annexe ix).

### 3.1.2. Confirmation des résultats : La description des unités typologiques de sol.

A partir de la description des fosses pédologiques, le RMQS associe chaque site à 1 des 36 unités typologiques de sol (brunisol, calcosol, podzsol, ...). Ces informations permettent d'analyser de manière plus fine l'effet des paramètres purement pédologiques sur les stocks de COS. Afin de conserver des effectifs suffisamment importants, seules les 12 unités typologiques de sol les mieux représentées sont analysées (94% des sites).

Certaines unités typologiques semblent se superposer aux unités pédo-climatiques précédemment décrites (voir annexe x). C'est par exemple le cas des podzols et de l'unité 5 (sableux, chaud et acide), ou des calcosols et des unités 1 (calcaire, chaud et sec) et 2 (calcaire et argileux).

La GLM montre un effet significatif des unités typologiques sur les stocks de COS (annexe xi). Elle confirme que les réserves sont plus importantes dans les sols riches en éléments minéraux (alocrisol = fer, aluminium,  $82$  t C/ha), et/ou riches en argiles (calcisol, décarbonatation,  $80$  t C/ha). Dans ce sens, luvisol et néoluvisol, caractérisés par un appauvrissement en argiles du fait d'un transfert en profondeur par lessivage, sont les sols les moins riches en COS ( $52$  t C/ha).

Ces observations sont confirmées en profondeur dans la seconde couche composite de sol (voir annexe xii). Les podzols sont caractérisés par des stocks de COS relativement élevés, qui ne concordent pas avec les observations faites sur l'unité pédo-climatique 5 ( $73$  contre  $49$  t C/ha). Ceci confirme l'intérêt de prendre en compte l'interaction entre facteur climatique et facteur pédologique au travers des unités pédo-climatiques de sol.

L'état initial des stocks ayant été décrit, il peut être intéressant de suivre les dynamiques d'évolution entre campagnes RMQS pour les différentes unités typologiques de sol. Les stocks augmentent de manière significative en surface (0-30 cm) des luvisols ( $0.24$  t C/ha/an), et diminuent dans les rankosols ( $-0.68$  t C/ha/an, voir annexe xi). Les rankosols sont des sols de montagne. Or, les stocks diminuent effectivement en surface pour l'unité pédo-climatique n°2.

En somme, 2 conditions pédoclimatiques favorables à la constitution de réserves de COS ont été identifiées. En premier lieu, les conditions rencontrées en montagnes (pH acide, climat humide et froid), bien que ces réserves semblent instables, comme en témoigne le taux moyen d'évolution des stocks entre campagnes. En second lieu, la présence d'éléments minéraux dans le sol (fer, aluminium et argiles). Cela étant dit, les conditions pédo-climatiques n'expliquent pas à elles seules la variabilité des stocks de COS et leur évolution. Deux autres paramètres que sont l'occupation et les pratiques de gestion des sols sont également pertinents à considérer (cf. 2).

### 3.2. Influence de l'occupation des sols sur les stocks de COS.

Le RMQS répertorie les occupations stables entre campagnes de 1 289 sites, selon 7 différents types (figure 15). A l'heure actuelle sont comptabilisées 504 terres arables, dont 370 avec des données de taux d'évolution disponibles dans les 30 premiers centimètres de sol (AA). Également 327 forêts, dont 115 avec taux d'évolution, 210 prairies permanentes dont 138 avec taux d'évolution, 40 vignes/vergers dont 26 avec taux d'évolution, 33 réserves naturelles, 6 jachères, et 3 jardins. 165 sites dont l'occupation a changé entre campagnes ne sont pas considérés dans le présent document. Au final, 916 sites ne sont pas encore renseignés au titre de la seconde campagne.

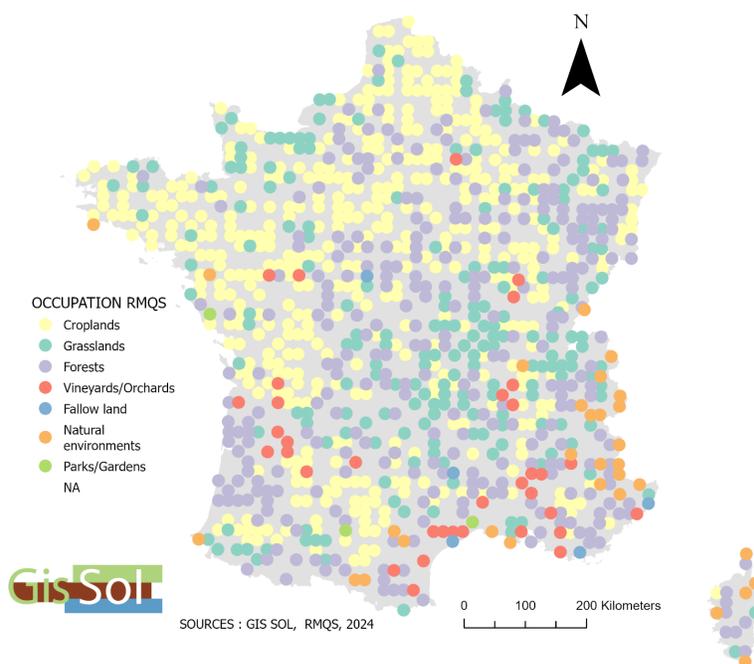


Figure 15: Répartition des occupations stables entre campagnes RMQS, sur le territoire métropolitain

Les stocks associés à chacune de ces occupations ont déjà été décrits par de nombreux autres travaux (voir 1). Cependant, ne sont considérés ici que les sites dont l'occupation n'a pas changé entre les campagnes. Il convient donc de vérifier si les stocks moyens calculés avec un nombre

restreint de site, sont similaires à ceux déterminés à partir de la totalité des sites ; Ce qui est le cas (figure 16). L'occupation est donc un paramètre qui explique de manière significative la variabilité observée dans les stocks de COS. Les stocks sont maximaux en prairies permanentes, en forêts, et minimaux sur les terrains agricoles (terres arables, vignes et vergers). Cette répartition est identique en profondeur, même si moins marquée (voir annexe xiii).

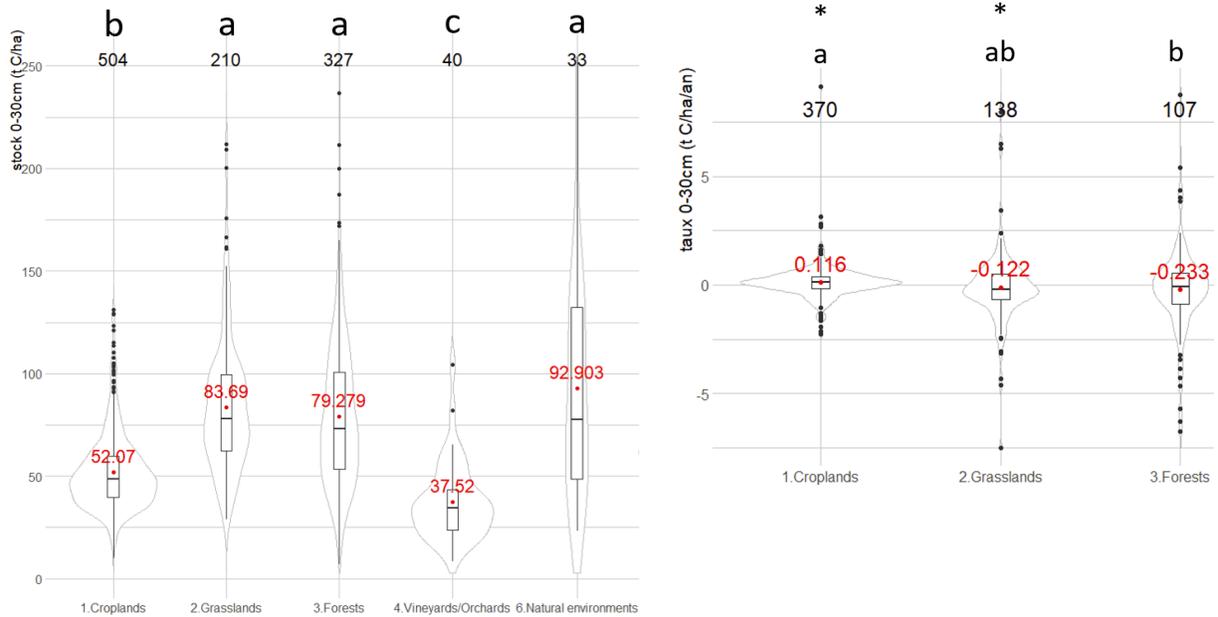


Figure 16: **A gauche**, boîtes à moustache et diagrammes en violon témoignant de la répartition des stocks de COS par type d'occupation (0-30 cm). **A droite**, taux d'évolution associés.

Afin de conserver des effectifs suffisants pour la description des taux d'évolution de COS, seules les trois occupations majoritaires sont conservées. La comparaison absolue à 0 de chacun des taux d'évolution révèle des changements significatifs dans les stocks pour les terres arables et les prairies. Il semblerait donc que les stocks augmentent sous terre arable et diminuent sous prairie permanente.

Il faut noter cependant, que ce résultat significatif est le fait de l'utilisation des Analyses Agronomiques (AA). Sans les AA aucun des taux moyens ne s'écarte significativement de 0. Pour les terres arables, le taux moyen est alors de -0.023 t C/ha/an et pour les prairies de 0.074 t C/ha/an. Les AA ne renseignent pas les sites forestiers, puisqu'elles sont destinées aux agriculteurs. Néanmoins, les stocks de COS tendent à diminuer en subsurface (non significatif).

En profondeur (30-50 cm), aucune AA n'est réalisée, les taux d'évolution moyens calculés pour les 3 occupations principales sont donc issus du seul RMQS. Les stocks augmentent de manière significative dans les sols forestiers en profondeur (voir annexe xiii), à hauteur de 0.249 t C/ha/an, ce qui pourrait suggérer un transfert du COS de la subsurface vers la seconde couche composite de sol entre les 2 campagnes. Les stocks sont stables pour les 2 autres occupations.

En somme, les données d'occupation fournies par le RMQS permettent d'identifier forêts et prairies comme des réservoirs de COS importants mais dont la stabilité est incertaine. En

revanche, les réserves sont plus faibles sous terre arable, ce qui constitue une opportunité pour séquestrer du carbone additionnel. Les occupations décrites par le RMQS sont peut-être trop grossières pour expliquer les évolutions de stocks COS qui se dessinent. Pour préciser ces dynamiques, mobiliser la stratification issue du RPG semble pertinent.

### 3.3. RPG: Influence des pratiques de gestion agricole sur les stocks de COS.

#### 3.3.1. RPG: Détermination de l'occupation agricole principale

A partir des RPG de 2007 à 2022, les successions d'occupations agricoles sont connues pour 1535 sites (non forestiers), et sur une période moyenne de 15 ans. En est déduite l'occupation agricole principale (prairie permanente, blé, maïs ...). Pour rappel, 2 méthodes sont envisagées, une première tient compte de la fréquence d'occupation majoritaire de chaque site, et la seconde qui par CAH prend en considération l'ensemble des occupations observées sur un site (cf. 2). Dendrogrammes et ACP associés à cette seconde méthode sont disponibles en annexes (voir annexe xiv et xv).

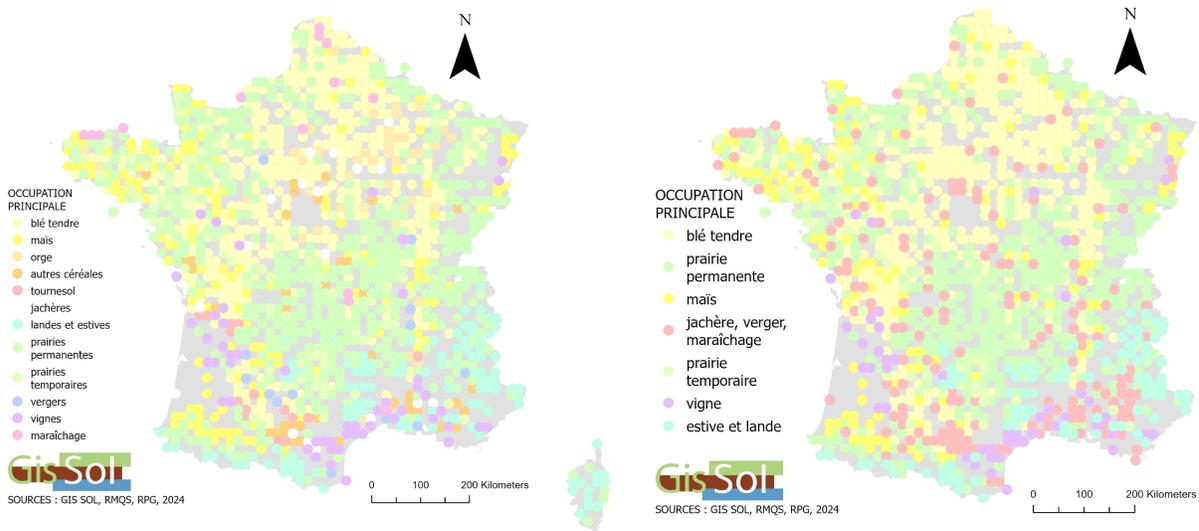


Figure 17: Stratification des sites RMQS par occupation agricole principale à partir du RPG. **A gauche**, classification par fréquence. **A droite**, classification par clustering.

Peu importe la méthode considérée, les grandes unités d'occupations sont identiques. Sont distingués environ 500 prairies permanentes (massif central et armoricain), 110 landes et estives (Pyénées, Corse, PACA), 430 parcelles de blé tendre (bassin céréalier), 150 de maïs. Les 66 sites classifiés "prairies temporaires" sont en réalité des parcelles cultivées avec un taux important de prairie dans la rotation (60 % +/- 17%). La méthode de détermination des occupations principales par fréquence est toutefois un peu plus fine pour certaines occupations.

Elle identifie 20 jachères, 43 parcelles d’orge, 51 de vigne et 39 parcelles sur lesquelles d’autres céréales que le blé, l’orge ou le maïs sont cultivées.

Les stocks de COS observés pour ces occupations agricoles sont significativement différents (figure 18). La valeur calculée pour les prairies permanentes (RPG) est semblable à celle déterminée à partir du RMQS (cf. 3.2). En revanche, la classification effectuée par le RPG permet de distinguer de façon plus fine, prairies permanentes, landes et prairies temporaires. De même, la catégorie “terre arable” est maintenant subdivisée en blé tendre, maïs, orge, et autres céréales. Ainsi, les landes et estives constituent les réserves les plus importantes de COS, suivies par les prairies permanentes. La catégorie “prairie temporaire” souligne le potentiel intérêt d’inclure des prairies dans la rotation. Parmi les grandes cultures, il semblerait que le maïs permette de stocker plus de carbone que le blé tendre. Enfin, les vignes sont caractérisées par des sols stockant peu de carbone.

Ces différences sont moins marquées en profondeur (voir annexe xvi), où seules landes et estives possèdent des réserves de COS significativement plus importantes.

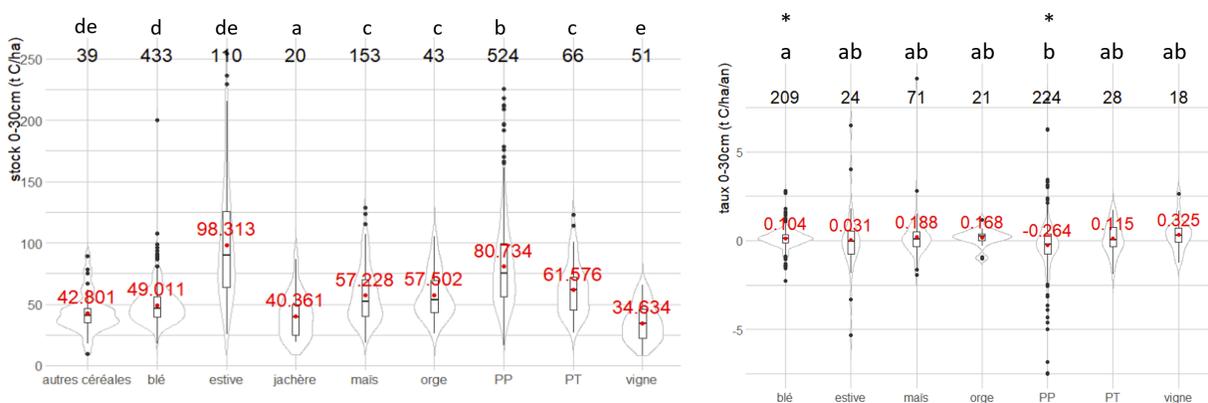


Figure 18: **A gauche**, boîtes à moustache et diagrammes en violon témoignant de la répartition des stocks de COS par type d’occupation agricole dans les 30 premiers centimètres de sol. **A droite**, taux d’évolution associés.

Afin de conserver des effectifs suffisants, seules les 7 occupations les plus importantes sont conservées pour l’analyse des taux d’évolution (figure 18). La comparaison absolue à 0 révèle une diminution significative des stocks de COS en prairie permanente (-0.304 t C/ha/an), et une augmentation significative sur les parcelles de blé tendre (+0.104 t C/ha/an).

Sans les analyses agronomiques aucune évolution significative n’est observée pour le blé tendre (-0.011 t C/ha/an), mais la diminution reste significative pour les prairies permanentes (-0.151 t C/ha/an). Dans la seconde couche composite de sol (voir annexe xv), les stocks de COS augmentent de manière significative pour les parcelles de blé tendre (+ 0.116 t C/ha/an). Certaines tendances sont observées pour les autres types d’occupation. Une augmentation pour les prairies temporaires suggère les bénéfices associés à leur insertion dans la rotation des cultures. Mais les effectifs disponibles sont encore trop faibles pour pouvoir tirer des conclusions de ces tendances.

En définitive, stratifier les sites RMQS à partir du RPG permet de confirmer que les prairies permanentes sont des réserves importantes mais instables de COS. Si les parcelles de maïs stockent davantage de COS, c'est bien dans les parcelles de blé que les stocks ont augmenté entre campagnes, en subsurface et en profondeur, à hauteur de 0.1 t C/ha/an. Mais la réalité n'est pas aussi simple. Un site identifié comme blé tendre peut tout à fait accueillir dans sa rotation une grande part de maïs. Il convient donc d'intégrer la notion de rotation afin de confirmer ou d'infirmer les observations faites sur les grandes cultures.

### 3.3.2. RPG: Durée de rotation et rotation type.

La durée de rotation est un indicateur du nombre d'espèces cultivées sur un site donné, et donc de la diversité des sources de carbone organique. Dans les systèmes agricoles français les rotations sont majoritairement biennales (54 %), voire triennales (29%)(voir annexes, tableau ii). Mis à part un cluster de monoculture dans le sud-ouest de la France, il ne semble pas y avoir de gradient géographique évident des durées de rotation sur le territoire (voir annexe xvii). La durée de rotation n'explique ni la variabilité observée dans les stocks de COS ni la variabilité observée dans leur évolution entre campagnes.

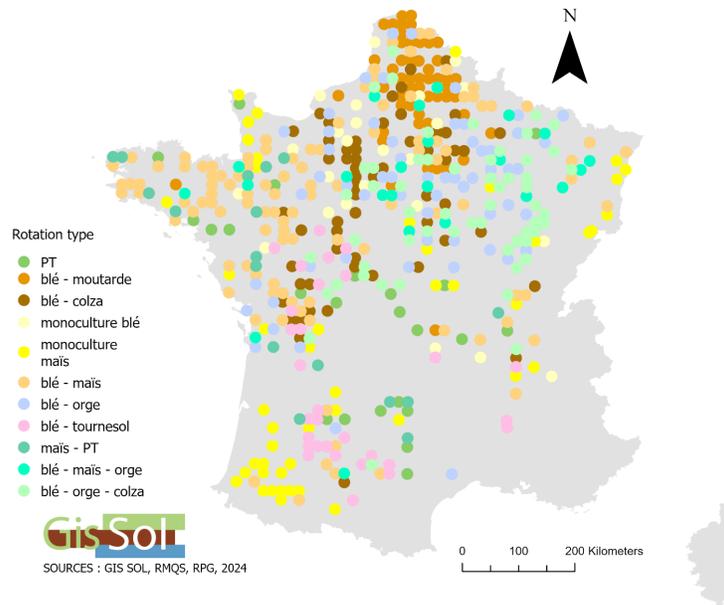


Figure 19: Distribution des rotations culturelles les plus représentées en métropole.

Au nord de la France les rotations à base de blé et de brassicacées (colza/moutarde) sont assez présentes. Au nord-ouest sont retrouvées les rotations à base de blé et de maïs. Les monocultures de maïs et les rotations blé-tournesol se trouvent dans le sud-ouest du territoire. La rotation majoritaire est une succession biennale de blé et de maïs (14 %). Arrivent ensuite 3 rotations incluant des brassicacées, blé-colza (7%), blé-moutarde (6%), blé-orge-colza (7%), et une rotation biennale à base de blé et d'orge (7%)(voir annexes, tableau iii). Au total, 162 types de rotation sont distingués, dont les 9 principaux sont analysés.

La variabilité des stocks de COS n'est pas expliquée de façon significative par les rotations types du fait des faibles effectifs associés. Néanmoins ces rotations confirment en tendance que les stocks sont plus importants dans les parcelles de maïs que dans les parcelles de blé (voir monoculture), avec des résultats intermédiaires pour les rotations incluant les 2 céréales (figure 20). Les taux d'évolution (voir annexe xviii) sont complexes à interpréter car impossibles à comparer en raison du faible nombre de sites renseignés par le RMQS. Toutefois de manière globale, les stocks tendent à augmenter indépendamment de la rotation considérée.

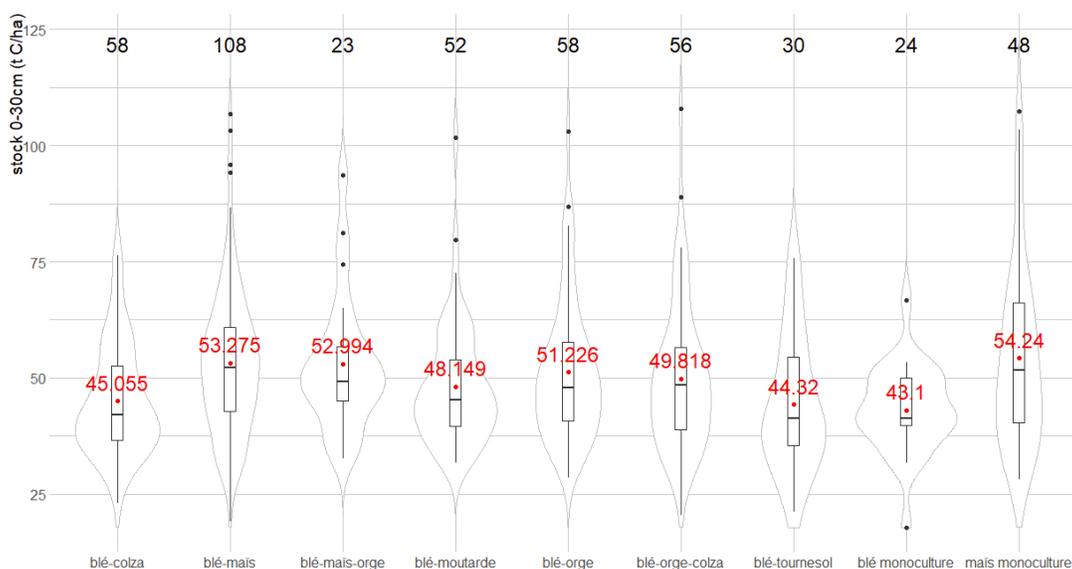


Figure 20: Boîtes à moustache et diagrammes en violon témoignant de la répartition des stocks de COS par rotation culturelle type dans les 30 premiers centimètres de sol.

Aussi pour l'heure, rien ne permet de dire si la présence de blé en tant que culture majoritaire ou si une rotation culturelle particulière induit l'augmentation des stocks de COS observée dans les parcelles de blé tendre (cf 3.3.1). Par ailleurs, l'origine de cet accroissement est potentiellement le fait de pratiques annexes, comme l'inclusion de prairies temporaires dans la rotation, ou l'utilisation de cultures intermédiaires (CI).

### 3.3.3. RPG: Taux de prairies temporaires dans la rotation.

Pour l'heure, le taux moyen d'inclusion d'une prairie dans la rotation est de 7 % (+/- 17%), et le taux médian de 0%. Cela signifie qu'au moins la moitié des terres arables (grandes cultures + maraîchage), n'incluent jamais de prairie dans leur rotation. Avec un effectif de 829 sites, la GLM met en évidence un effet significatif du taux de prairie sur les stocks de COS en subsurface ( $p$  value =  $5.49 \cdot 10^{-8}$ ). Le modèle suit la relation suivante (voir annexe xix) :

$$\ln(\text{Stock}) = 0.41 * \text{taux}_{PT} + 3.91$$

Néanmoins cette relation devient très incertaine avec des taux de prairies croissants, puisque la densité des sites diminue. En revanche, le taux de prairie temporaire n'explique pas l'évolution des stocks de COS observée entre campagnes RMQS, ni en subsurface, ni en profondeur (voir annexe xix).

L'utilisation de cultures intermédiaires est une autre pratique de couverture des sols qui pourrait être bénéfique à la constitution de réserves de COS.

#### 3.3.4. RPG: Taux d'utilisation d'interculture dans la rotation.

Pour l'heure, le taux moyen de culture intermédiaire observé sur les terres arables métropolitaine est de 9 % (+/- 13 %). De façon similaire aux prairies temporaires, le taux médian de culture intermédiaire est de 0. Moins de la moitié des terres arables du RMQS mettent en place des cultures intermédiaires entre 2015 et 2022. Quoiqu'il en soit, le taux de culture intermédiaire n'explique ni la variabilité des stocks de COS, ni celle de leur évolution.

Un dernier facteur de stratification des sites agricoles est déduit des 3 derniers premiers RGP bio (2019-2022). Il s'agit du mode de conduite.

#### 3.3.5. RPG bio: Mode de conduite.

D'après le RPG, 158 des 1527 sites agricoles sont convertis à l'agriculture biologique, ce qui représente un taux de conversion de 10.3 %. L'échantillonnage RMQS est pour le moment représentatif du secteur biologique en France métropolitaine (cf. 2). Parmi ces 158 sites, 82 sont en réalité des prairies permanentes ou des estives, et 14 sont des vignes ou des vergers. Finalement, 62 terres arables du RMQS sur 829 sont converties au bio (7.4 %). C'est sur ces terres arables que l'effet du mode de conduite sur les stocks de COS est analysé. Au vu de la GLM, que ce soit en surface ou en profondeur, les stocks de COS sont identiques en AB (resp. 53 et 20 t C/ha/an) et en agriculture conventionnelle (resp. 51 et 19 t C/ha/an).

En raison de faibles effectifs, il est difficile de tirer des conclusions quantitatives des taux d'évolution observés pour chaque mode de conduite. Les stocks de COS augmentent de manière significative en profondeur sur les parcelles converties au bio, mais ce résultat n'est pas confirmé par comparaison relative aux taux d'évolution rencontrés sur exploitation conventionnelle. Le raisonnement est analogue en subsurface (figure 21).

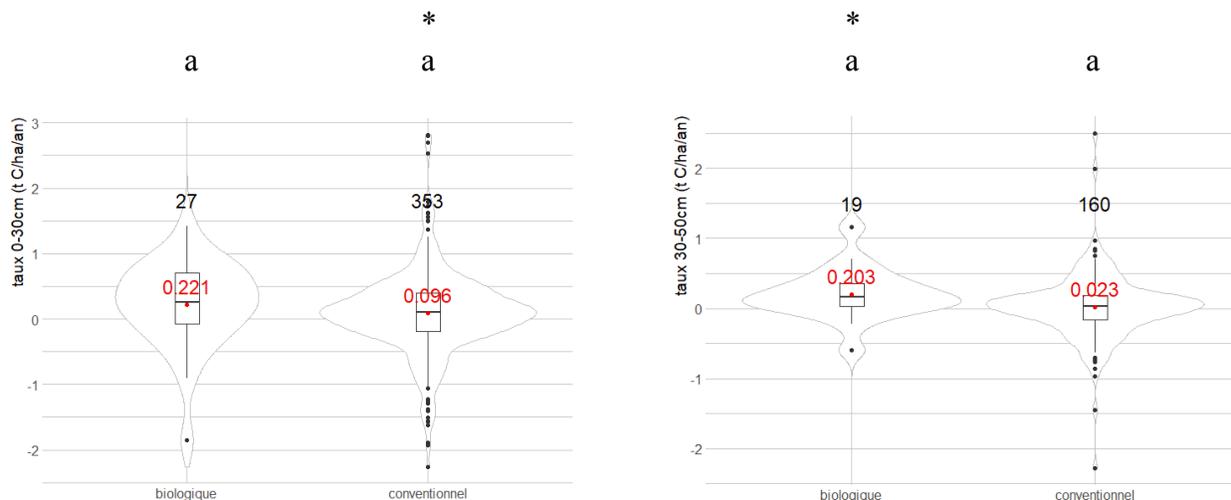


Figure 21: Taux d'évolution des stocks de COS en terres arables. **A gauche** dans la première couche composite de sol (0-30 cm). **A droite** dans la seconde couche composite de sol (30-50 cm).

En somme, parmi toutes les variables de stratifications issues du RPG, l'occupation agricole principale est pour l'heure la plus à même d'expliquer la distribution des stocks de COS et leur taux d'évolution. Les effectifs disponibles ne permettent pas encore de faire parler le mode de conduite mais c'est une variable pertinente à considérer pour la suite de l'échantillonnage RMQS. Le taux d'utilisation actuel de culture intermédiaire ne semble pas induire de stockage additionnel de carbone organique dans les sols.

Le RPG a donc permis d'explorer l'effet des pratiques de gestion sur les stocks de COS des sites agricoles du RMQS. Il reste cependant à décrire les pratiques de gestion forestières, et leur effet sur les stocks de COS. Pour rappel, les réserves forestières sont parmi les plus importantes en France métropolitaine. Or une augmentation des réserves en profondeur s'y produit (cf. 3.2). Afin d'identifier les mécanismes sous-jacents, les relevés RMQS-BIOSOIL sont mobilisés.

### 3.4. BIOSOIL: Influence des pratiques de gestion forestière sur les stocks de COS.

Les variables mesurées et déduites de la campagne de mesure BIOSOIL sont regroupées en 4 catégories que sont l'âge (2 variables), la diversité (5), l'intensité de gestion (3) ainsi que l'apport et l'état de la nécromasse (6). La catégorie diversité qui contient des informations relatives aux essences cultivées semble la plus prometteuse.

#### 3.4.1. Biosoil: La diversité forestière.

Un total de 5 variables mesurées ou déduites de la campagne BIOSOIL témoignent de la diversité forestière. Parmi ces variables, le genre majoritaire cultivé, l'essence cultivée

(résineux/feuillus), le nombre de couches d'arbre composant la canopée, le mélange forestier (monoculture/mélange), et le type de futaie (régulière, irrégulière, taillis, ...).

Après exploration de ces variables, le nombre de couches d'arbre, le mélange forestier et le type de futaie n'expliquent pour l'instant pas la variabilité des stocks de COS et de leur évolution. Les réserves de COS ont toutefois tendance à être moins importantes en futaies régulières qu'en taillis ou futaie irrégulière.

Le genre majoritaire cultivé et l'essence cultivée sont davantage parlants. Le chêne est le genre le plus représenté par le RMQS (32%), suivi par le pin (19 %) et le hêtre (12%). Les sapins et épicéas se répartissent dans les Vosges, le Jura et les Pyrénées. Les hêtres se déploient majoritairement dans le nord-est de la France, et les pins dans les Landes et le pourtour méditerranéen. Les châtaigniers sont cultivés principalement autour de la Dordogne (figure 22).

Les réserves de SOC retrouvées sous les différents genres forestiers sont significativement différentes. Ainsi, il y a plus de carbone sous épicéas que sous chênes et châtaigniers (figure 23). Cette observation est confirmée en profondeur, où les stocks de COS retrouvés sous chênes et châtaigniers sont significativement plus faibles que sous les autres genres (voir annexe xx).

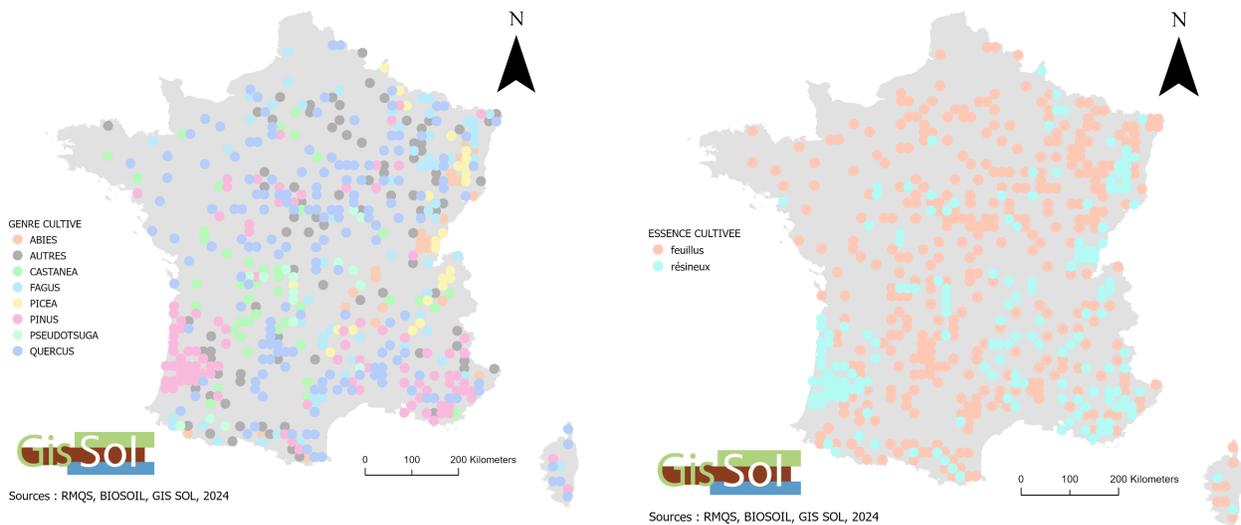


Figure 22: **A gauche**, distribution des différents genres forestiers cultivés en France métropolitaine. **A droite**, distribution des différents essences forestières cultivées en France métropolitaine.

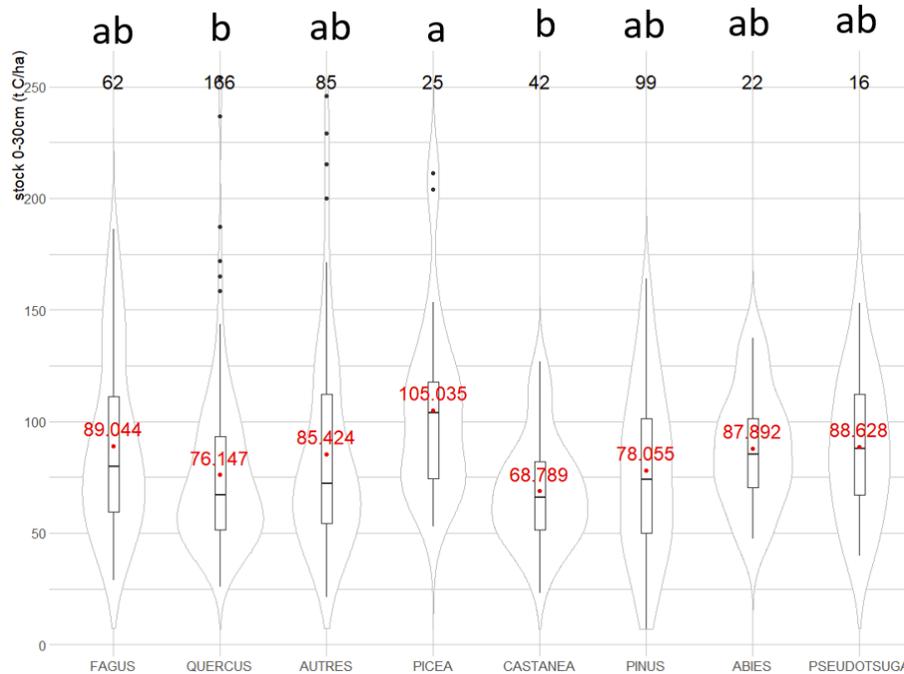


Figure 23: Distribution des stocks de COS sous différents genres forestiers cultivés dans les 30 premiers cm de sol.

Les taux d'évolutions sont difficiles voire impossibles à analyser pour le moment du fait de trop faibles effectifs (voir annexe xxi). Il semblerait pour autant que les stocks de carbone augmentent de manière significative en profondeur dans les forêts de pins (0.5 t C/ha/an) et dans les forêts de chênes (0.2 t C/ha/an).

En diminuant le nombre de classes décrites, la précision des tests sur taux d'évolution augmente. Par conséquent, s'intéresser à l'essence cultivée est pour l'heure un compromis possible.

Les résineux (31 %) sont distribués par cluster sur le territoire métropolitain, dans les Landes et le pourtour méditerranéen, et dans les différents massifs montagneux. Les Feuillus (69%) se répartissent de façon plus régulière (figure 22).

Les stocks de COS sont significativement plus élevés en profondeur pour les résineux que pour les feuillus (resp. 30 et 23 t C /ha). Dans les 30 premiers centimètres de sol c'est seulement une tendance (resp. 85 et 80 t C/ha).

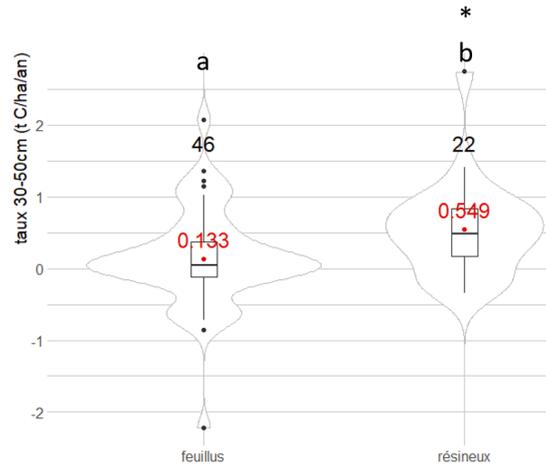


Figure 24: Taux d'évolution de COS sous différents essences forestières entre 30 et 50 cm de sol.

Les stocks augmentent de manière significative dans les forêts de résineux dans la seconde couche composite de sol, et stagnent en subsurface. Les stocks de COS des forêts de feuillus sont stationnaires entre campagnes.

L'essence cultivée pourrait être un facteur explicatif de la dynamique d'évolution des stocks de COS observée en Forêts. C'est une tendance qui n'est toutefois pas observée pour tous les différents genres de résineux. Il convient de rester prudent et d'attendre la fin de l'échantillonnage RMQS 2 avant de conclure.

En définitive, les effectifs disponibles rendent floue l'influence de la diversité des forêts sur les taux d'évolution de COS. Néanmoins, le genre et l'espèce cultivée sont des variables prometteuses, à considérer dès lors que des effectifs suffisants seront disponibles.

En outre de la diversité forestière, la campagne BIOSOIL permet d'explorer l'effet de l'âge forestier sur les stocks de carbone.

### 3.4.2. Biosoil: L'âge forestier.

Deux variables mesurées tiennent compte de façon différente de l'âge. La première identifie la date du dernier changement d'occupation, et la seconde l'âge moyen de l'étage supérieur de la canopée.

Les forêts anciennes (>120 ans) sont réparties majoritairement dans la moitié Nord de la France, et coïncident avec un changement d'occupation du sol ancien (100-300 ans). Les landes sont des forêts jeunes (0-40 ans). Bien que l'information du dernier changement d'occupation soit manquante, les landes sont connues pour leur afforestation sous l'égide de Napoléon III il y

environ 150 ans. Les forêts du sud-est sont d'ancienneté intermédiaire. 60 % des sites forestiers ont des âges compris entre 0 et 80 ans.

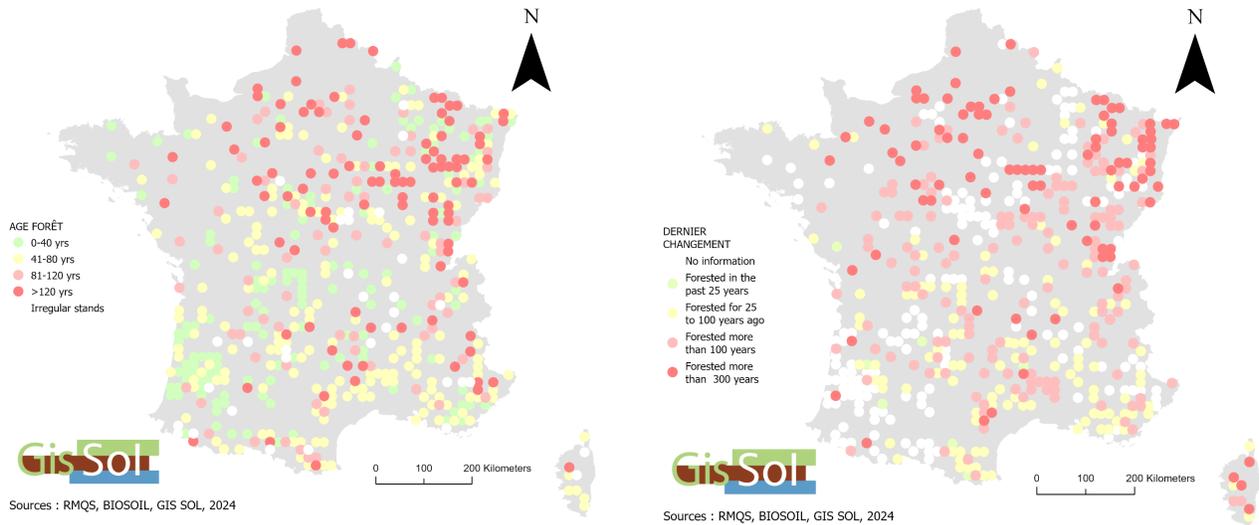


Figure 25: **A gauche**, distribution de l'âge de la strate supérieure de la canopée des forêts du RMQS. **A droite**, date du dernier changement d'occupation du sol.

L'âge des forêts et la date du dernier changement d'occupation n'ont pas d'influence sur la dimension des réserves de SOC.

Il semblerait en revanche que les taux d'évolution soient significativement positifs en profondeur pour les forêts d'âge intermédiaire (40-120 ans) et les futaies irrégulières (voir annexe xxii). Mais le résultat n'est pas confirmé par comparaison relative des différents taux d'évolution moyens (GLM).

Pour l'heure, l'âge forestier n'est pas un facteur explicatif de la variabilité observée des stocks de COS à l'échelle de la France métropolitaine. Toutefois, l'augmentation des réserves pour les forêts d'âge intermédiaire est à surveiller.

### 3.4.3. Biosoil: La forme et l'apport de nécromasse.

La campagne Biosoil engendre 6 variables mesurées ou déduites témoignant de la forme de la nécromasse ou de son volume potentiel : La surface terrière (cf. 2.1.3), le volume de bois vivant, le volume de bois mort, le taux de décomposition apparent moyen du bois mort, la gestion des bois morts (enlevés/laissés) et le degré de couverture par la canopée.

Parmi ces variables la surface terrière (m<sup>2</sup>/ha) est la seule qui montre un effet significatif sur les réserves de COS en profondeur (p-value = 0.000668), selon le modèle suivant :

$$\ln(\text{Stocks}) = 0.009 * (\text{surface terrière}) + 2.975$$

Le modèle reste peu fiable au vu de la dispersion des observations (voir annexe xxii).

Les taux d'évolution ont tendance à également augmenter en profondeur pour des surfaces terrières croissantes, mais l'augmentation n'est pour l'heure pas significative. Il paraît néanmoins pertinent de suivre cette variable jusqu'à ce que les effectifs disponibles soient suffisants pour conclure.

Un dernier jeu de variable mesuré dans le cadre de la campagne biosoil est relatif à l'intensité de gestion et de perturbation des systèmes forestiers.

#### 3.4.4. Biosoil: L'intensité de gestion forestière.

Trois variables tiennent compte de cette intensité. Le RDI (cf. 2.1.3) essaie de quantifier l'intensité de la coupe forestière. Les 2 autres variables renseignent sur la méthode de régénération après une coupe (plantée/semée/naturelle) et sur la présence ou l'absence de trace de gestion (comme la coupe sélective).

En premier lieu, la méthode de régénération après coupe n'a d'effet ni sur les stocks de COS ni sur leur évolution.

Pour rappel, 2 méthodes de calcul du RDI étaient envisagées. Celle qui tient compte de l'espèce cultivée ne montre pas de relation évidente avec les stocks de COS ou leur évolution. Par la méthode de calcul généraliste, les stocks de COS sont significativement plus élevés (p-value =0.0007) en profondeur, pour des forêts qui se rapprochent de l'auto-éclaircie (voir annexe xxiii). Ce résultat est à nuancer au vu de la forte dispersion du nuage de point autour de la courbe de modélisation :

$$\ln(\text{Stocks}) = 0.29 * RDI + 2.96$$

Il est de plus surprenant que les 2 méthodes de calcul de RDI ne mènent pas au même résultat.

Toutefois, les observations faites sur parcelles gérées et non gérées semblent confirmer le modèle. En effet, Biosoil classifie en 2006-2007 les sites forestiers selon qu'ils présentent des traces évidentes de coupes de moins de 10 ans, de plus de 10 ans ou pas de trace de coupe.

Aucun site forestier ne montraient de traces anciennes de coupe (>10 ans), 20 % des forêts n'étaient pas gérées, et 65 % montraient des traces récentes de gestion (<10 ans). Les forêts non gérées se répartissent dans les régions méditerranéennes et les Pyrénées (figure 26).

Les stocks de COS sont significativement plus importants dans les forêts non gérées en surface et en profondeur (resp. 90 et 31 t C/ha) que dans les forêts gérées (resp. 79 et 25 t C/ha).

En revanche, l'activité de coupe forestière ne semble pas induire de dynamique significative dans l'évolution des stocks de COS, même si les réserves tendent à diminuer en subsurface des forêts non gérées.

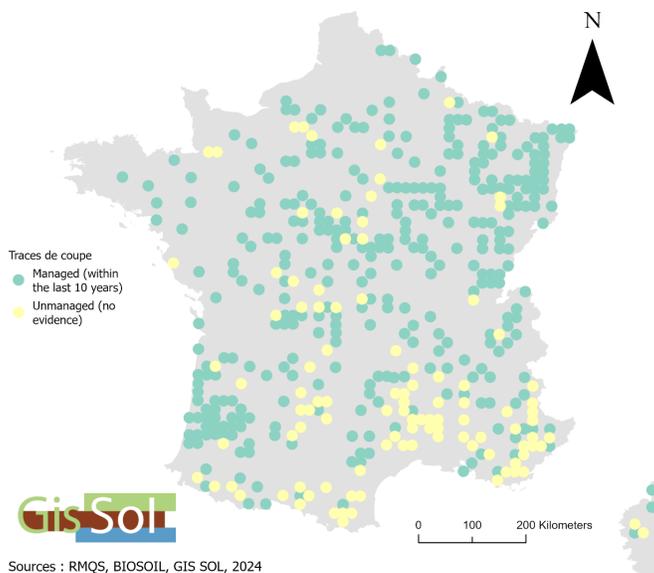


Figure 26: Répartition des forêts gérées/non gérées en France.

En somme, 4 jeux de variables issus de la campagne d'échantillonnage biosoil ont été analysés au regard des réserves de carbone organique. Pour l'heure, les effectifs de taux d'évolution disponibles en forêts sont trop faibles pour tirer quelque conclusion que ce soit. Néanmoins quelques variables ressortent comme pertinentes à mobiliser pour la suite: L'essence et le genre forestier cultivé, la surface terrière et la présence/absence de trace de gestion (+ RDI).

En définitive, stratifier le RMQS a permis d'identifier 3 paramètres influents relativement aux stocks de COS et à leur évolution.

En premier lieu, les conditions pédoclimatiques. Les réserves de COS sont plus importantes sur les sites riches en éléments minéraux (fer, aluminium, argiles), et également en montagne (froid et humide). Mais ces stocks semblent caractérisés par une certaine instabilité, comme le montrent leurs taux d'évolution significativement négatifs.

L'occupation du sol en second lieu. Forêts et prairies permanentes permettent de constituer de grandes réserves de COS comparativement aux terres arables. Cette dynamique semble s'accroître en profondeur en forêt, notamment chez les résineux. En revanche, les stocks diminuent de manière significative en subsurface des prairies permanentes, alors qu'ils augmentent pour les terres arables, plus précisément pour les cultures de blé tendre.

Les pratiques de gestion en dernier lieu. Du fait d'effectifs restreints, il est encore trop tôt pour conclure quant à l'effet de ces pratiques sur les stocks de COS. En effet, le présent document est écrit alors que la seconde campagne RMQS est en cours (2016-2027). Seules les données des 2 premières années de campagne sont disponibles. Il faut donc encore attendre avant de tirer de

réelles conclusions quant aux pratiques de gestion bénéfiques à la constitution de réserves de COS... Pour gagner du temps, une solution serait d'interpoler par géostatistique les valeurs encore inconnues de taux d'évolution.

### 3.5. Modélisation géostatistique des taux d'évolution de COS.

L'interpolation utilise l'autocorrélation des données de taux d'évolution (cf. 2.4). Il s'agit ici de modéliser par krigeage les taux d'évolution de COS en subsurface (0-30 cm) et en profondeur (30-50 cm) à l'échelle du territoire métropolitain. Toutefois, les semi-variogrammes issus de ces modélisations montrent que les taux d'évolution de COS ne sont pas auto-corrélés et dénotent un pur effet pépite (voir figure 27). Par conséquent, il est impossible d'utiliser le krigeage de manière fiable pour interpoler les valeurs inconnues de taux d'évolution. De fait, l'incertitude relative sur la valeur interpolée varie entre 20 et 1000 % (voir annexes et xxiv et xxv). Le krigeage n'est donc pas une méthode statistique utilisable pour prédire les taux d'évolution entre campagnes RMQS à l'échelle de la France métropolitaine.

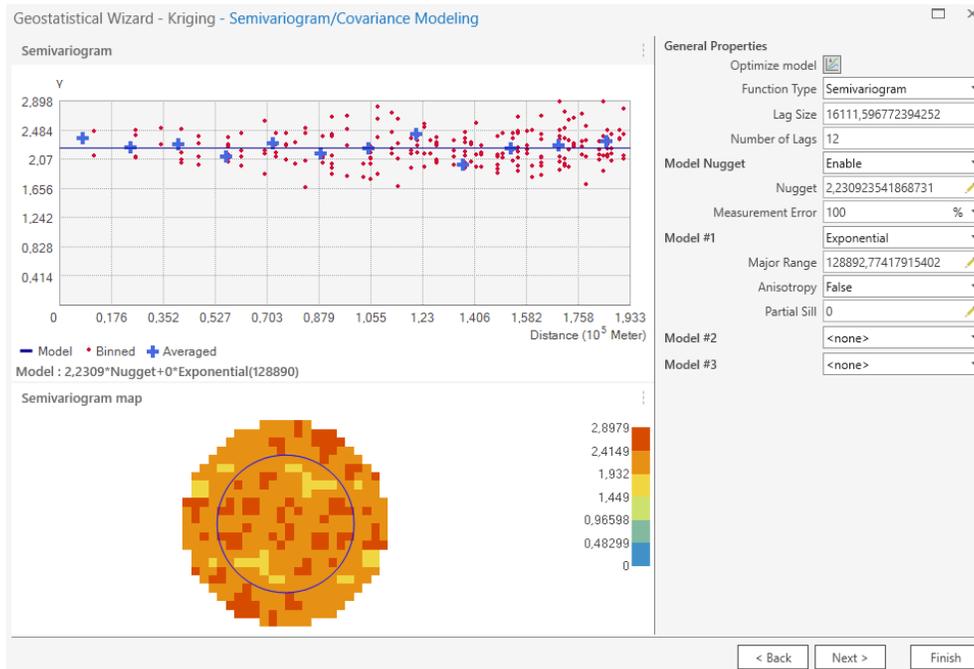


Figure 27: Semi-variogramme issu du Krigeage des taux d'évolution dans les 30 premiers cm de sol traduisant un pur effet pépite.

Aussi, en attendant d'avoir les effectifs suffisants pour conclure, il reste à confronter et discuter les résultats obtenus à partir de valeurs bibliographiques de référence.

## 4. DISCUSSION

### 4.1. Les facteurs favorables et délétères à la constitution de réserves de COS.

#### 4.1.1. Les conditions pédoclimatiques

Les réserves de COS les plus importantes sont retrouvées en milieux riches en éléments minéraux (argiles, aluminium, fer).

Les mécanismes de stabilisation de la matière organique par les éléments minéraux du sol ont beaucoup été décrits (Cotrufo et al. 2015; Kimetu et al. 2009; Ridgeway, Morrissey, Brzostek 2022; Singh et al. 2018; Song et al. 2022). Tous concordent sur le fait que la quantité de minéraux détermine la taille du réservoir de carbone organique stable d'un sol (Hassink 1997). Il n'est donc pas surprenant que les stocks de COS soient plus élevés dans les sols à forte fraction minérale.

Le carbone organique dissout (COD), se lie à la fraction minérale de sol selon 2 principaux processus. En premier lieu, une liaison covalente se crée entre les fonctions hydroxyle des argiles, ou d'oxydes de fer/aluminium et les fonctions carboxyles de la matière organique. Cette réaction est facilitée à pH acide (pKA carboxyle = 4.5), mais limitée par la déstabilisation des argiles à des pH inférieurs à 4.5 (Singh et al. 2018). Ce mécanisme de stabilisation est le plus pérenne.

En milieu basique, ce sont les ponts ioniques formés par le calcium divalent qui lient les groupement hydroxyles des argiles et de la matière organique. Ces 2 phénomènes d'absorption sont donc conditionnés à la présence de COS sous forme dissoute. A ce titre, la pédofaune joue un rôle crucial, en transformant une partie du COP en COD. Cette transformation est alors favorisée par des conditions oxydantes (Song et al. 2022).

En milieu réducteur, le COS peut s'accumuler mais sous forme particulaire, labile (sol histique).

Le rapport C/N de la litière est également un paramètre explicatif de la propension de la pédofaune à transformer la MO en COD (Dignac et al. 2017; Ridgeway, Morrissey, Brzostek 2022). Une litière riche en azote est alors favorable à la constitution de réserves de COS plus stables. L'adsorption du COD à la fraction minérale conduit à la formation d'agrégats qui isolent une partie du COP des enzymes digestives de la pédofaune et le stabilisent (Singh et al. 2018; Song et al. 2022).

A ce titre, la diminution significative de -0.3 t C/ha/an des stocks de COS observée pour les sols riches en argile (unité pédo-climatique n°2) est difficilement explicable.

Les sols sableux, pluvieux et acides (unité n°5) sont caractérisés par des stocks faibles de COS (49 - 17 t C/ha), majoritairement du fait de leur texture, peu favorable à la stabilisation du CO.

Mais l'analyse des unités typologiques de sol montre des réserves majeures de CO dans les podzols (73 - 27 t C/ha), pourtant sableux. Du fait d'un pH très faible dans les premiers centimètres de sol (< 4.5), l'activité de la pédofaune est très réduite (Grand, Lavkulich 2011). Le carbone s'y accumule sous forme particulaire, instable. A ce pH, les argiles sont déstabilisées et ne peuvent expliquer les stocks observés. Néanmoins, les podzols sont riches en oxydes de fer et d'aluminium, qui précipitent (liaison covalente) et stabilisent le COD en profondeur.

L'analyse des unités pédo-climatiques a également montré que les conditions rencontrées en montagne étaient favorables à la constitution de réserves importantes de COS. Ce résultat s'explique par une cinétique réduite de minéralisation de la MO. Le CO s'accumule alors sous forme particulaire et labile, sensible aux perturbations (Mayer et al. 2023). Ces sols montagneux sont en outre caractérisés par une très forte biomasse microbienne, bien que peu active. Par conséquent, la diminution constatée de 0.6 t C/ha/an dans les 30 premiers cm de sol est possiblement le fait du réchauffement climatique, qui active la biomasse microbienne et accélère la cinétique de minéralisation du COP (Zhang et al. 2023). Le COP transformé en COD est alors en partie transféré et stabilisé en profondeur, ce qui expliquerait l'augmentation significative de 0.34 t C/ha/an observée entre 30 et 50 cm.

Néanmoins, expliquer les taux d'évolution de COS observés pour les 6 unités pédo-climatiques s'avère assez délicat, puisqu'aucune étude comparative n'existe. Néanmoins, ces unités forment des ensembles cohérents, susceptibles d'être associés à des occupations bien précises (figure 28).

#### 4.1.2. Les occupations

Le RMQS identifie 7 grands types d'occupation: terres arables, forêts, prairies permanentes, jachères, vignes et vergers, réserves naturelles, parcs et jardins. Les réserves de SOC ont déjà été décrites pour ces différentes occupations (Pellerin et al. 2020; Martin et al. 2011), mais les taux d'évolution n'ont jusque-là été que supposés. Ils sont estimés dans les 30 premiers cm de sol à + 0.24 t C/ha/an pour les forêts, +0.11 t C/ha/an en prairie permanente et -0.17 t C/ha/an pour les terres arables (Pellerin et al. 2020). En utilisant les résultats d'analyse agricole (AA), les stocks augmentent significativement en subsurface et en profondeur sur terres arables à hauteur de 0.12 t C/ha/an, et diminuent d'autant en surface des prairies permanentes. En forêt, les stocks augmentent de 0.25 t C/ha/an entre 30 et 50 cm de profondeur mais tendent à diminuer en subsurface. Deux résultats contraires aux tendances bibliographiques sont donc observés.

Mobiliser le RPG permet de préciser les occupations propres aux terres arables et aux prairies permanentes.

Aussi, les stocks de COS sont plus élevés en maïsiculture que dans les cultures de blé tendre. Ceci s'explique en partie par le fait que le maïs est la culture céréalière qui retourne au sol la plus grande masse de carbone assimilé par photosynthèse (Mathew et al. 2020). De plus, à l'issue de la récolte, la quantité de résidus de culture dans une parcelle de maïs est d'environ 2 fois celle des autres cultures céréalières (Bolinder et al. 2020).

Si toutes les cultures céréalières concourent à l'augmentation des stocks de COS dans les 30 premiers centimètres de terres arables, seul le blé tendre explique l'accroissement observé entre 30 et 50 cm de profondeur.

Le RPG permet en outre de distinguer prairies permanentes et estives. Ces 2 occupations sont caractérisées par des distributions extrêmement larges de stock de COS autour de leur valeur moyenne. Cela témoigne de la variabilité des facteurs influençant ces milieux (principalement altitude, température, précipitation, et taux d'argile).

Toujours est-il que les réserves de COS sont significativement plus élevées en estive qu'en prairie permanente. Cette répartition est potentiellement liée à l'activité de pâturage. Deux modalités de pâturages sont favorables à la constitution de stocks de carbone organique en prairie (Phukubye et al. 2022). Le pâturage intensif guidé, et le pâturage extensif libre (qui caractérisent les estives). L'exclusion des herbivores, ou le pâturage extensif guidé ne sont pas bénéfiques, du moins, en ce qui concerne le COS. Alors, la diminution des réserves observée en subsurface des prairies permanente peut être causée par une régression du cheptel herbivore en France. D'après les chiffres de l'Agreste (Insee 2024), le nombre d'UGB bovins a chuté de 1.4 millions (-8%) entre 2010 et 2020. Cette diminution constatée des stocks de COS en prairie permanente est sans précédent et va à l'encontre des références bibliographiques (Pellerin et al. 2020; Guillaume et al. 2021; De Rosa et al. 2024; Guillaume et al. 2022). Il faut néanmoins noter la forte variabilité des taux d'évolution mesurés (écart-type = 1.7 t C/ha/an).

Les différentes occupations répertoriées par le RPG et le RMQS ne sont pas distribuées aléatoirement sur le territoire métropolitain, et dépendent probablement des conditions pédo-climatiques. Il convient alors d'identifier les associations entre unités pédo-climatiques et occupation agricole. Dans ce but une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) est lancée (figure 28).

Les estives sont associées aux milieux montagneux. Pour autant, la diminution observée en subsurface de l'unité pédo-climatique n°6 (montagnes) n'est pas répercutée en estives. Cela confirmerait l'intérêt du pâturage vis-à-vis de l'entretien des réserves de COS.

Les parcelles de maïs et de blé tendre sont liées aux régions limoneuses, ce qui expliquerait en partie l'accroissement des réserves de carbone dans les 30 premiers cm de l'unité n°3.

Les prairies permanentes sont associées aux sols argileux et calcaires (2) et aux milieux pluvieux, acides et à texture équilibrée (4), sur lesquels les stocks de COS diminuent entre campagnes RMQS, dans les 30 premiers centimètres.

Les prairies temporaires ne sont pas bien représentées par les 2 premières dimensions de l'AFC (qualité ligne <0.25).

Enfin, vignes et vergers sont cultivés en climat sec et chaud, sur sol calcaire.

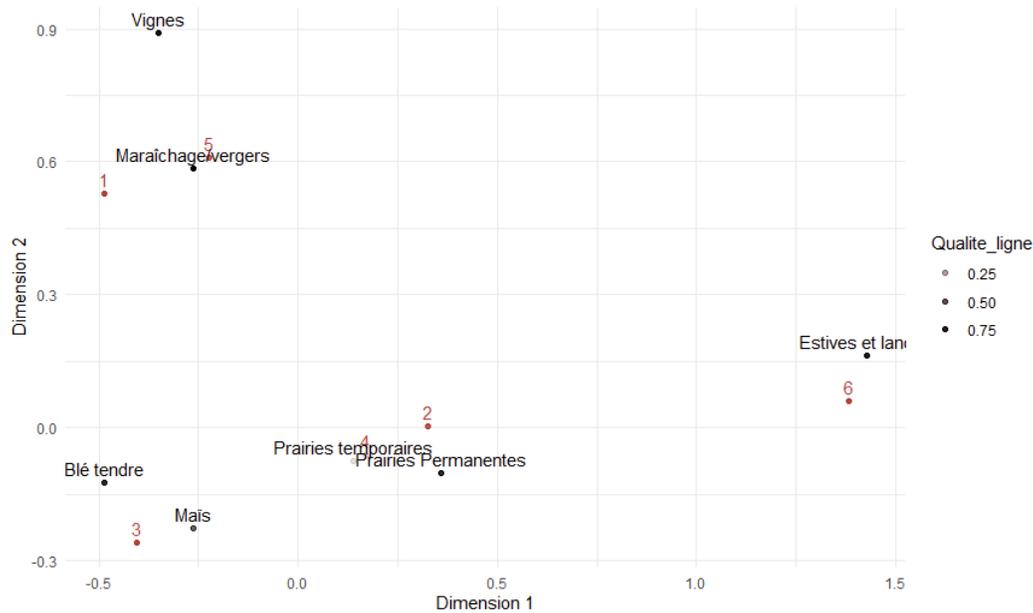


Figure 28: AFC mise en place sur tableau de contingence des unités pédo-climatiques et des occupations agricoles.

Les enquêtes agronomiques étant en cours de traitement, il est pour l'heure complexe d'expliquer les évolutions constatées des réserves propres aux différentes occupations. Toujours est-il que la réponse se trouve probablement dans les pratiques de gestion associées.

#### 4.1.3. Les pratiques de gestion des terres arables

5 pratiques de gestion des terres arables sont déduites du RPG. La durée de rotation, la rotation type, le taux de prairie temporaire dans la rotation, le taux de culture intermédiaire, et le mode de conduite.

La durée de rotation est un paramètre décrit comme bénéfique à la constitution de réserves de COS dès lors qu'elle est supérieure ou égale à 3 ans (Ugarte et al. 2014; Liu et al. 2022; Schmer et al. 2020). Ce résultat n'est pas constaté à l'échelle du RMQS, où aucune rotation type n'engendre un stockage accru de carbone organique dans les sols. Mais les effectifs ne sont pas encore complets, et il faut attendre la fin de la seconde campagne de mesure avant de conclure quant à l'effet des rotations sur les stocks de COS.

Le taux de prairie temporaire (PT) est également décrit comme favorable à la constitution de COS. D'après Guillaume et al. (2022), une augmentation de 10 % du taux de PT dans la rotation induirait un accroissement des réserves de COS de l'ordre de  $4 \pm 1.3$  t C/ha. Le modèle développé à travers la stratification du RQMS n'est pas linéaire (voir annexe xix), mais selon lui,

augmenter le taux de prairie temporaire de 20 à 30 % permettrait d'accroître les stocks de 2.3 t C/ha, d'ordre de grandeur équivalent à ce que dégagé par Guillaume et al. (2022).

En revanche, aucun lien n'existe entre taux de prairie temporaire et taux d'évolution des stocks de COS, suggérant que les systèmes de rotation sont relativement fixes en France. Ceci expliquerait en effet qu'un état d'équilibre a été atteint. Au bilan, inclure des prairies temporaires dans la rotation culturale permettrait de stocker du carbone additionnel pour la moitié des terres arables qui n'en incluent pas encore, à condition que cela n'entrave pas la productivité alimentaire.

L'effet des couverts intermédiaires (CI) sur les réserves de COS est sujet à débat. Poeplau, Don (2015) montrent que la mobilisation de couvert engendrerait un accroissement des stocks de carbone dans les 22 premiers cm de sol de  $0.32 \pm 0.08$  t C/ha/an dans les 22 premiers cm de sol, pendant environ 150 ans. En stimulant la productivité primaire nette (PPN), et en limitant la minéralisation du carbone organique, les couverts seraient donc des leviers majeurs d'action. Néanmoins (Chaplot, Smith 2023) évoque des biais de mesure dans certaines des études retenues par la précédente méta-analyse. Et parmi 6 études restantes ne présentant aucun biais, les stocks de COS ne sont pas influencés par la présence de CI. De fait, les CI induisent bien un accroissement de la PPN, mais accompagné d'un priming effect, qui minéralise les anciens stocks de carbone organique. C'est en tout cas ce qui semble se dessiner au vu de l'analyse RMQS, même si, le taux d'utilisation de couvert intermédiaire est encore trop faible pour conclure quoi que ce soit. En effet, plus de la moitié des sites agricoles du RMQS n'utilise pas encore de cultures de couverture.

L'agriculture biologique est connue pour engendrer une augmentation des stocks de carbone dans les sols, du fait de l'utilisation d'amendements organiques (+0.2 à 1.3 t C/ha/an)(Bolinder et al. 2020; Ugarte et al. 2014). Cette augmentation n'est pour l'heure pas entièrement confirmée par le RMQS, mais les effectifs disponibles expliquent sans doute le manque de significativité. Quoiqu'il en soit plusieurs limites à cette pratique sont à considérer. La première est que l'épandage d'effluents organiques s'accompagne de la volatilisation de GES dont le potentiel de réchauffement global est souvent bien supérieur au CO<sub>2</sub> (méthane, protoxyde d'azote) fixé par photosynthèse. La seconde est que les effluents organiques proviennent majoritairement de l'activité d'élevage, qui régresse en France. Qui plus est, les amendements organiques sont souvent épandus par les systèmes agricoles même qui les génèrent. Ainsi, sans promotion de l'élevage ou sans import d'effluents organiques de l'étranger, le développement de l'agriculture biologique en France ne saurait induire un piégeage accru de carbone dans les sols.

D'autres pratiques de gestion influençant les réserves de carbone organique des sols existent, mais ne sont pas encore décrites par le RMQS. Parmi elles, la gestion des résidus de culture, ou la fertilisation des résidus de cultures, qui par nutrition de la pédofaune permet la transformation du COP en COD (Chaplot, Smith 2023). L'agroforesterie par la plantation de haies piégerait de

0.034 à 0.096 t C/ha/an tous les 100 mètres de linéaire après 30 ans de croissance (Viaud, Kunnemann 2021). Le carbone piégé serait entre 60 et 85 % sous forme particulaire, instable et sensible aux perturbations. Enfin, l'irrigation, le labour et le chaulage n'ont pas d'effets évidents sur les réserves de carbone organique (Dignac et al. 2017).

#### 4.1.4. Les pratiques de gestion forestières

La bibliographie consacrée à l'étude des pratiques de gestion forestière en lien avec les stocks de COS est d'une manière générale assez générale discordante, ou du moins, n'identifie pas les mêmes facteurs principaux.

L'espèce principale cultivée induit une différence dans les réserves de CO dans l'horizon organique (Jandl et al. 2007; Schulp et al. 2008; Vesterdal et al. 2013); Horizon qui n'est pas considéré dans ce document car les effectifs RMQS de la seconde campagne sont insuffisants. Les stocks sont alors plus élevés pour les espèces de résineux que pour les feuillus. 3 Groupes se distinguent, *Picea*, *Abies*, *Pinus*, *Pseudotsuga* > *Fagus*, *Quercus*, *Larix* > *Acer*, *Populus*, *Betula*, *Fraxinus*, *Ulmus*, *Carpinus*. La nécromasse générée par ces espèces est identique, suggérant que c'est la qualité de la nécromasse qui explique cette répartition (Vesterdal et al. 2013; Dignac et al. 2017). Un rapport C/N élevé induit une faible activité de la pédofaune, et un blocage de la matière organique particulaire en subsurface du fait de l'absence de bioturbation.

Mais cette influence est davantage débattue dans les horizons organo-minéraux et minéraux, puisque les flux de COD y sont identiques indépendamment de l'espèce cultivée (Vesterdal et al. 2013). (Dignac et al. 2017) l'identifie pourtant comme la seule pratique de gestion explicative de la variabilité des réserves de COS en forêt. Dans les forêts suffisamment anciennes, les feuillus ont des appareils racinaires plus denses que les résineux (Nitsch, Kaupenjohann, Wulf 2018). Cela engendrerait un apport accru de carbone organique par nécrose ou synthèse d'exsudats. Mais Jonard et al. (2017) suggèrent que la différence observée entre feuillus et résineux est davantage le fait des conditions pédo-climatiques dans lesquels ils sont retrouvés. En effet, les résineux sont souvent associés aux sols de montagne (voir AFC, annexe xxvii) et aux podzols, dont il a été montré que les réserves étaient majeures.

Quoi qu'il en soit, les stocks de COS retrouvés sous les résineux du RMQS sont plus importants que ceux retrouvés sous feuillus. Et ces mêmes résineux pourraient expliquer en partie l'augmentation significative des stocks de COS forestiers en profondeur. Néanmoins la distinction résineux/feuillus, très grossière, rend difficile l'identification des mécanismes sous-jacents. Les conditions pédo-climatiques et les pratiques de gestion étant propres à chaque espèce de résineux.

Le RENECOFOR, réseau français de suivi forestier indépendant du RMQS, identifie l'âge comme principal facteur d'explication de la variabilité des stocks de COS (Jonard et al. 2017).

D'après le réseau, les stocks augmentent plus rapidement en futaie irrégulière qu'en futaie régulière, mais les taux d'évolution suivent globalement la relation affine suivante :

$$\text{Taux évolution (t C/ha/an)} = - 0.0056 * \text{age} + 1.38$$

Le vitesse de croissance des réserves de carbone diminue linéairement avec l'âge des forêts. Pour les forêts âgées de plus de 250 ans, le taux devient négatif suggérant que les forêts les plus anciennes deviennent source de carbone. Il faut cependant noter que le RENECOFOR observe cette relation entre 1993 et 2012 seulement dans l'horizon O et dans les 10 premiers cm de sol.

Les observations faites à partir des sites forestiers du RMQS ne confirment pas cette relation, puisque les stocks n'augmentent en profondeur (30-50 cm) que pour les forêts d'âge intermédiaire (40-120 ans), et sont stationnaires dans les 30 premiers cm. Mais si les taux de séquestration de carbone sont susceptibles de diminuer avec l'âge, il n'en reste pas moins que les stocks de carbone continuent à augmenter pour les forêts les plus anciennes, majoritairement en profondeur, sous l'effet des exsudats et de la nécrose racinaire (Nitsch, Kaupenjohann, Wulf 2018; Pregitzer, Euskirchen 2004). De fait, l'augmentation des réserves de carbone avec l'âge dépend beaucoup de la précédente occupation du sol. L'effet est très marqué pour les anciennes terres arables, mais aucun changement n'est constaté pour les anciennes prairies (Vesterdal, Ritter, Gundersen 2002; Nitsch, Kaupenjohann, Wulf 2018; Thuille, Schulze 2006; Bárcena et al. 2014).

Les forêts françaises font l'objet d'une exploitation plus ou moins intense, susceptible de réduire la productivité primaire nette ou de perturber les horizons de sol, conduisant à la minéralisation du CO. Clarke et al. (2015) répertorient un effet très variable de l'intensité de gestion des forêts sur les stocks de carbone, qui dépend de l'échelle des études et des horizons de sol considéré. Les effets sont en général moins marqués à des échelles régionales qu'à des échelles parcellaires, du fait de l'augmentation du nombre de cofacteurs. Globalement, l'impact de l'intensité de coupe forestière n'est visible que dans l'horizon O (Johnson, Curtis 2001). Les pratiques les moins intrusives comme la coupe sélective engendreraient une augmentation ponctuelle de la PPN, bénéfique à l'accroissement des stocks dans l'horizon O. A l'inverse, la coupe rase s'accompagne souvent d'une minéralisation rapide de la MO à la surface du sol, et dans certains cas (export de la souche) des horizons minéraux.

Les résultats issus de l'analyse des sites RMQS-Biosoil (RDI/présence de trace de gestion) suggèrent que les réserves de carbone organique sont plus élevées dans les forêts en auto-éclaircies. Mais la stabilité de ces réserves est à surveiller, puisqu'elles tendent à diminuer en subsurface (non significatif).

En somme, qu'il s'agisse des forêts, des prairies ou des terres arables, aucune pratique de gestion ne ressort pour l'heure comme assurément explicative de la variabilité des réserves de CO et de

leur évolution. Seules les occupations et conditions pédoclimatiques - paramètres sur lesquels l'Homme ne peut influencer que partiellement - ont su expliquer cette variabilité. Le manque de significativité associé aux pratiques de gestion est en partie le fait des effectifs de la seconde campagne, encore faibles, et qui génèrent de l'incertitude.

#### 4.2. Limites principales du document et préconisations.

##### 4.2.1. Incertitudes associées à la mesure des taux d'évolution entre campagnes.

Grâce à la chaîne de traitement normée des échantillons RMQS (cf. 2), les stocks de carbone mesurés pour un site donné sont connus à 11.3 % près (Martin et al. 2022). Cette incertitude constitue souvent une limite de l'analyse des taux d'évolution puisque le  $\Delta$  stock mesuré entre campagnes est souvent petit au regard des stocks (Chaplot, Smith 2023).

Toutefois, les taux d'évolution font dans ce document l'objet de mesures répétées. L'incertitude associée est donc liée à la taille des échantillons. Or pour l'heure seul  $\frac{1}{3}$  des effectifs sont disponibles. Cela réduit de fait la puissance de détection des tests statistiques et donne beaucoup de poids aux outliers. Les résultats exposés ici sont donc susceptibles d'évoluer. Les Analyses Agronomiques (AA) permettent de pallier le manque d'effectif. Certains sites qui disposent à la fois d'analyses agronomiques et d'analyses RMQS permettent d'éprouver l'incertitude résultant de l'utilisation des AA.

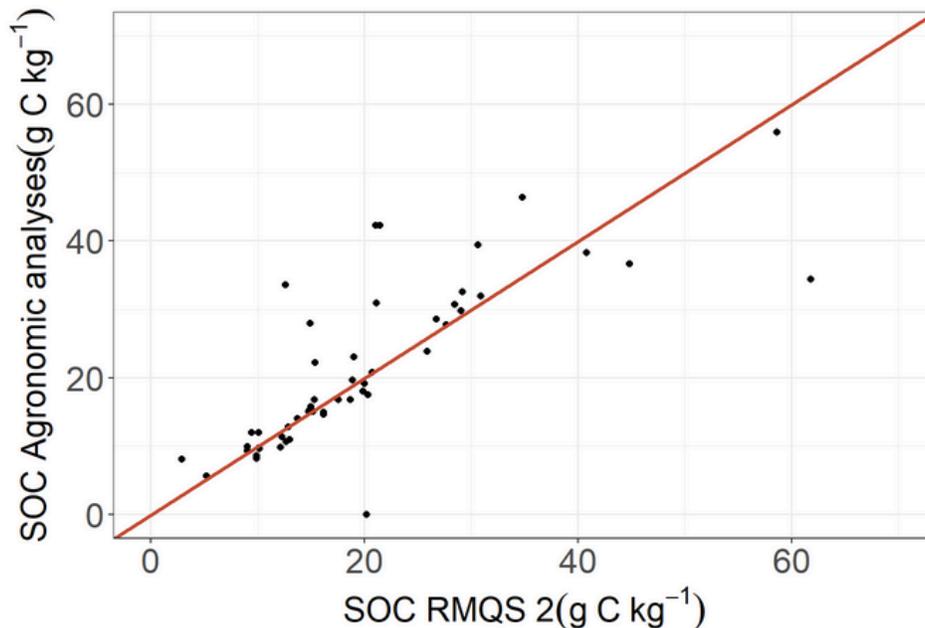


Figure 30: Relation entre concentrations en COS mesurées par le RMQS et pour les analyses agronomiques.

#### 4.2.2. Amélioration de la stratification du RMQS.

La productivité primaire nette (PPN) constitue un élément ignoré dans ce document bien qu'il soit pourtant répertorié comme facteur principal d'explication de constitution de réserve de COS (Chen et al. 2018). Intégrer cet élément pour l'analyse des taux d'évolution est donc primordial. Mais la PPN est complexe à définir à l'échelle du territoire national, à une résolution spatiale fine. Des modèles de télédétection basés sur les images satellitaires Sentinel-2 (Cai et al. 2021) permettrait de modéliser ce facteur quotidiennement à un grain de 100 m<sup>2</sup>.

Les occupations agricoles, la durée de rotation et les rotations types déduites du RPG sont tirées de l'ensemble des années disponibles par site RMQS entre 2007 et 2022. Cette méthodologie ne tient pas compte de la date de prélèvement de la seconde campagne (actuellement entre 2016 et mi-2018), si bien qu'un trop plein de successions culturales, qui devraient être ignorées, servent à la stratification. Afin de supprimer les biais qui pourraient en résulter, il conviendra de conserver uniquement les successions intervenant entre 2007 et l'année de prélèvement de la seconde campagne.

Les variables de stratification forestière résultent de la campagne d'inventaire Biosoil (2006-2007) menée par ICP-Forest. Cette campagne particulièrement exigeante en ressource ne peut être reconduite annuellement. Ceci génère de l'incertitude sur les strates forestières considérées dans le présent document. Toutefois, ICP-Forest réalise des bilans annuels de l'état sanitaire des forêts, tenant compte de la défoliation causée par agents biotiques (insectes) et abiotiques (sécheresses). Éprouver le lien entre stabilité des réserves forestières de COS et état sanitaire semble pertinent dès lors que la réserve utile en eau d'un sol est liée à sa concentration en CO (Labidi 2017) et que la défoliation agit directement sur la PPN.

#### 4.2.3. Forêts et absence de prise en compte de l'horizon organique.

Les forêts, plus que toute autre occupation, sont caractérisées par la présence d'un horizon organique, riche en carbone. Or, les pratiques de gestion forestière influencent pour la plupart principalement cet horizon (voir 4.1.4). Dans le cadre du RMQS, Il est donc indispensable de caractériser l'évolution des stocks des horizons organiques avant de tirer des conclusions définitives quant aux pratiques de gestion forestières.

#### 4.2.4. Solution de substitution au Krigeage.

L'absence d'autocorrélation des taux d'évolution entre sites voisins rend complexe leur modélisation spatiale. Le krigeage n'est alors pas une méthode statistique utilisable pour prédire les taux d'évolution entre campagnes RMQS à l'échelle de la France métropolitaine. Pour autant, certains paramètres expliquent la répartition de ces taux, comme les conditions pédoclimatiques ou l'occupation du sol. Par conséquent, il est envisageable de modéliser la distribution des taux d'évolution de COS sur la base d'arbres de décision (Random Forest).

## CONCLUSION:

Dans la poursuite du contrôle des émissions de GES, les politiques internationales identifient les sols comme des vecteurs potentiels de séquestration du carbone atmosphérique.

La stratification du réseau de mesure de la qualité des sols a permis de dégager 3 grands paramètres influençant la quantité de carbone organique stockée dans les 50 premiers centimètres de sol. 2 paramètres sont particulièrement éloquentes.

D'abord, les conditions pédoclimatiques. Des réserves majeures de carbone sont mises en exergue dans les sols riches en éléments minéraux et/ou en climat montagnard. Néanmoins, ces réserves sont fragiles puisque la quantité de carbone qui y est piégée diminue.

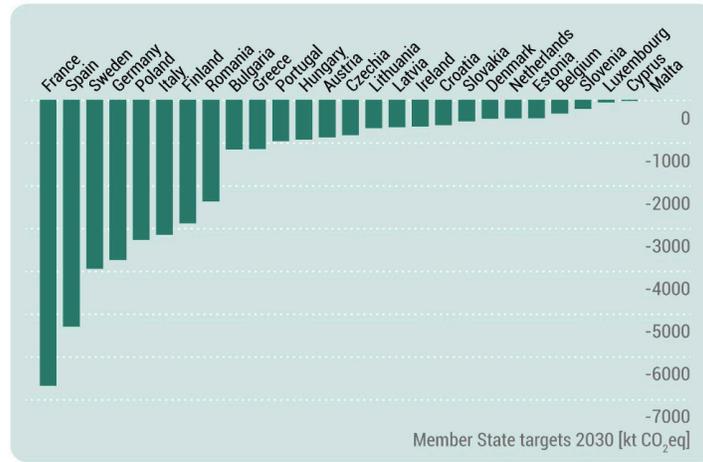
Ensuite l'occupation des sols. Prairies, estives et forêts sont connues pour accumuler des quantités très importantes de carbone. Cependant, la diminution constatée en milieu prairial va à l'encontre des dynamiques observées jusqu'à présent, et constitue une évolution particulièrement préoccupante. Les terres arables caractérisées par des concentrations en carbone relativement faibles incarnent une réelle opportunité de stockage additionnel.

Mais cela nécessite de s'intéresser aux pratiques de gestion, qui constituent le dernier paramètre de stratification du RMQS. Bien que ce soit celui sur lequel l'Homme a le plus de contrôle, aucune pratique n'émerge jusqu'à présent comme assurément favorable au piégeage de carbone dans les sols. Mais de nouveaux résultats d'analyses issus de la campagne en cours pourraient bien préciser le rôle de certaines pratiques sur les réserves de carbone. Les facteurs les plus prometteurs sont alors la culture principale, la rotation type, l'occupation et le mode de conduite, déduits du Registre Parcellaire Graphique (RPG). Côté forestier, l'essence et le genre prédominant cultivés, la présence/absence de traces de gestion et l'âge pourraient expliquer l'augmentation des réserves de COS constatée entre 30 et 50 cm de profondeur.

Cependant, la stratification du RMQS proposée dans ce document peut encore être affinée, améliorée. Deux axes majeurs se dessinent. En premier lieu, proposer une stratification sur la base de la Productivité Primaire Nette (PPN) modélisée sur chaque site RMQS (Sentinel-2). En second lieu, prendre en compte l'année d'échantillonnage de la seconde campagne pour éviter les biais de caractérisation des strates issues du RPG.

Quoi qu'il en soit, les présentes analyses témoignent de l'aspect certainement théorique des projets politiques de séquestration de carbone dans les sols. Car avant même de mettre en place des pratiques qui permettent d'exploiter le potentiel de stockage additionnel des terres arables, il est primordial d'assurer la sauvegarde de grandes réserves qui semblent aujourd'hui menacées.

ANNEXES:



Source: Own compilation based on LULUCF Regulation (EU) 2018/841 amended by 2023/839, Annex IIa.

Extrait du handbook de l'agence européenne de l'environnement, page 46

Figure i: Objectifs de stockage additionnel par pays membre tels que fixés par la seconde phase, au titre des LULUCF



Jolivet et al., 2006

Figure ii: Supervision de l'échantillonnage RMQS par équipes régionales.

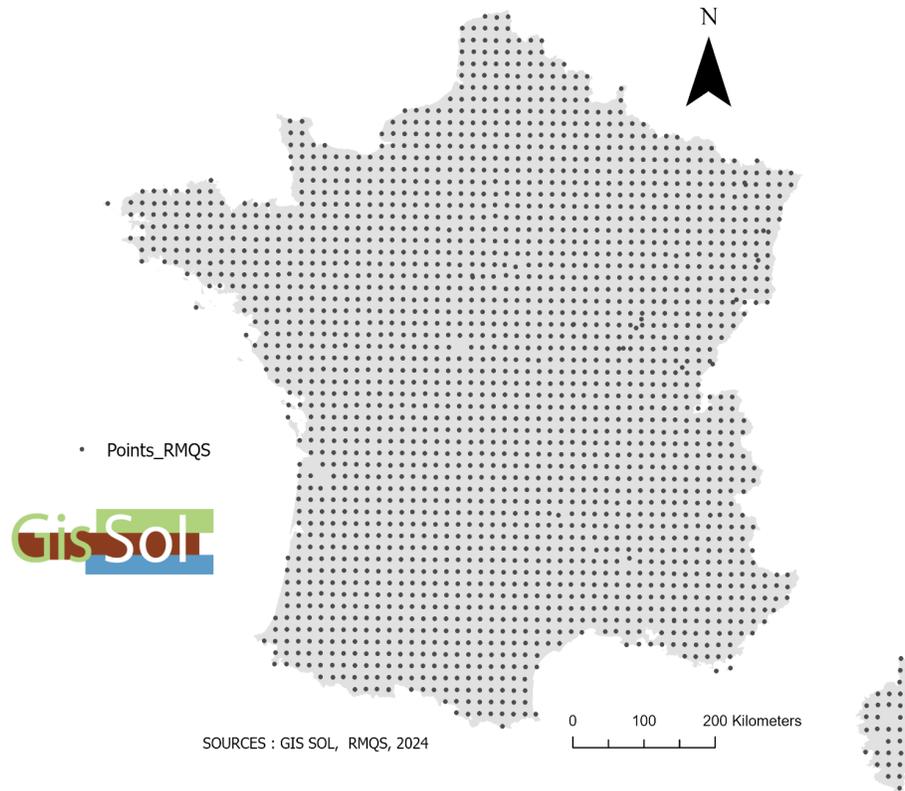


Figure iii: Disposition du RMQS selon un maillage de 16 km par 16 km

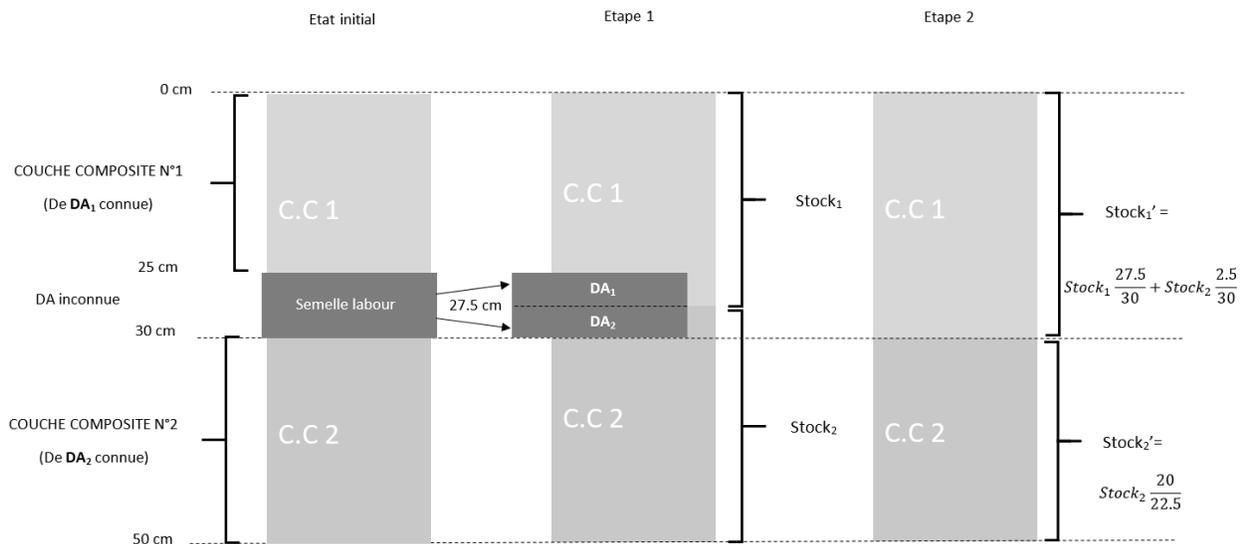


Figure iv: Méthode de déduction des stocks des 2 premières couches composites si présence d'une semelle de labour.

Tableau i: Correspondance code culture et culture du RPG

| CODE CULTURE | CULTURE              |
|--------------|----------------------|
| 1            | Blé tendre           |
| 2            | Maïs grain           |
| 3            | Orge                 |
| 4            | Autres céréales      |
| 5            | Colza                |
| 6            | Tournesol            |
| 7            | Autres oléagineuses  |
| 8            | Protéagineuses       |
| 9            | Plantes à fibres     |
| 10           | Semences             |
| 11           | jachères             |
| 12           | jachères             |
| 13           | jachères             |
| 14           | Riz                  |
| 15           | Légumineuses à grain |
| 16           | Fourrage             |
| 17           | Estives et landes    |
| 18           | Prairies permanentes |
| 19           | Prairies temporaires |
| 20           | Vergers              |
| 21           | Vignes               |
| 22           | Fruits à coques      |
| 23           | Oliviers             |

|    |                               |
|----|-------------------------------|
| 24 | Autres cultures industrielles |
| 25 | Légumes et fleurs             |
| 26 | Canne à sucre                 |
| 27 | Arboriculture                 |
| 28 | Divers                        |
| 0  | Non renseigné                 |

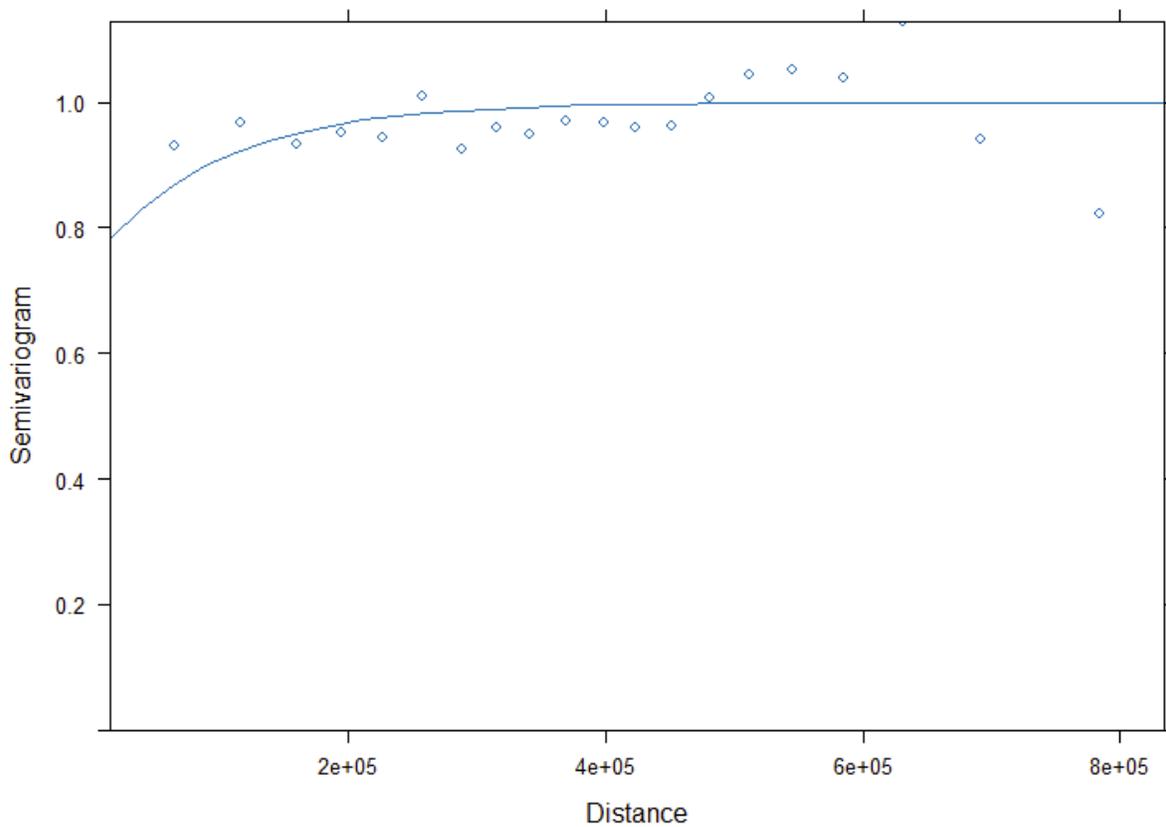


Figure v: Exemple de variogramme issu de la mise en place d'une GLS sur les stocks de COS, traduisant un pur effet pépite.

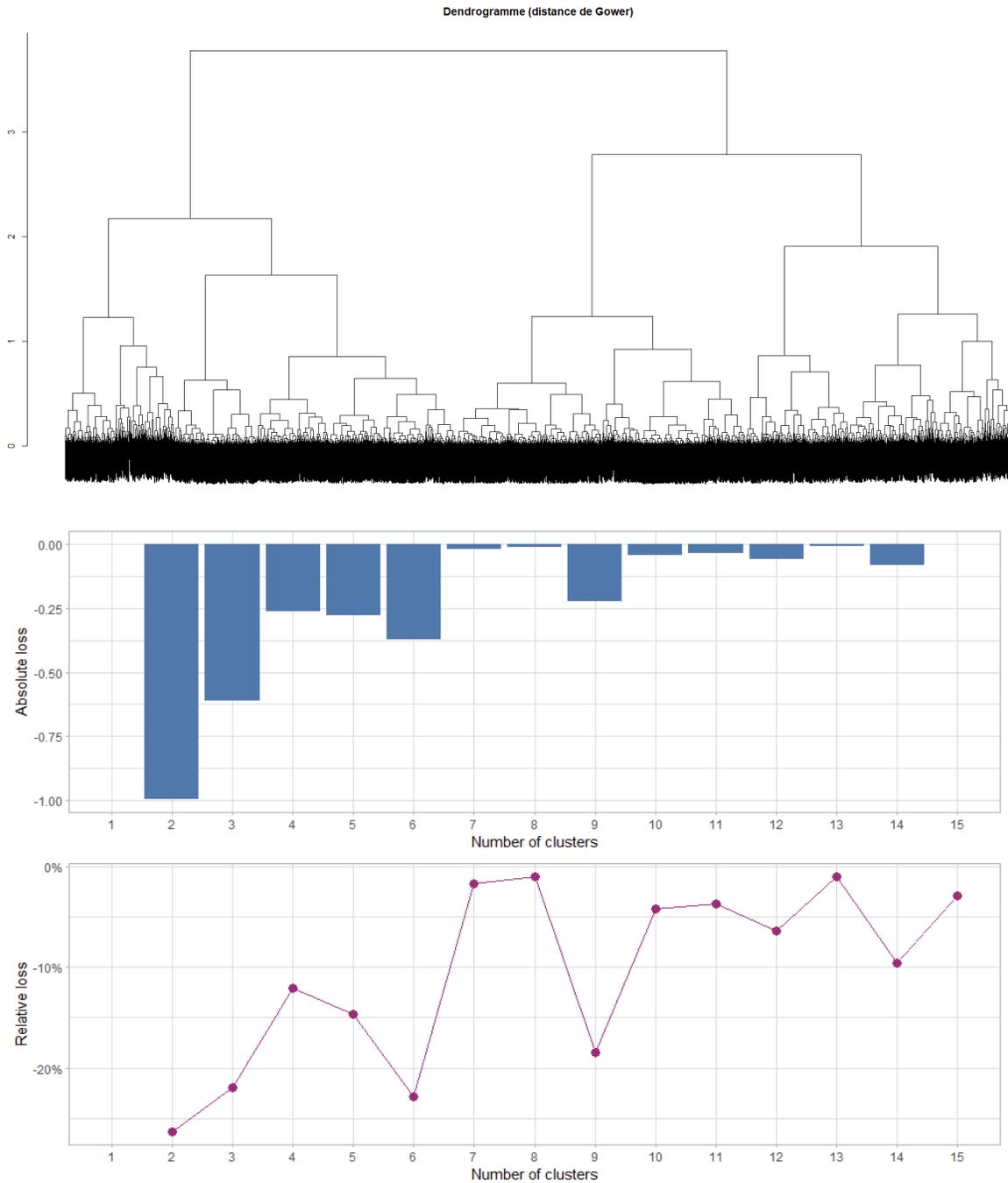


Figure vi: **En haut**, dendrogramme de la distance de Gower entre unités pédo-climatiques de la première couche composite de sol (0-30 cm). **En bas**, sauts d'inertie absolus et relatifs pour la détermination du nombre d'unités pédoclimatiques de la première couche composite de sol (0-30 cm).

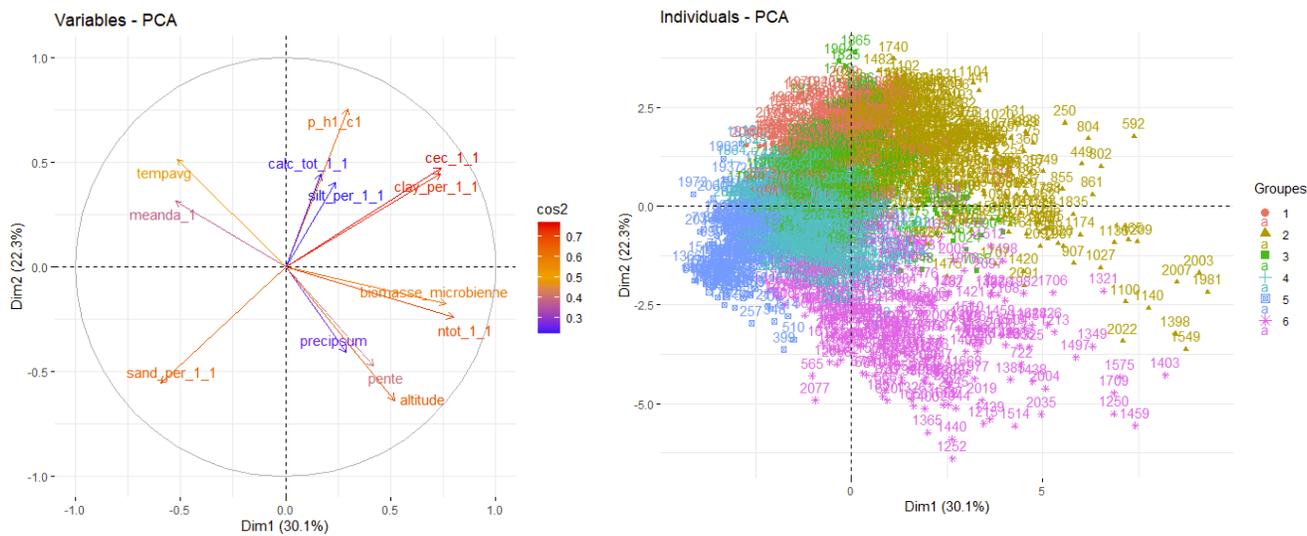


Figure vii: Caractérisation par ACP des unités pédo-climatiques de la première couche composite de sol. **A gauche**, cercle des corrélations de l'ACP. **A droite**, graphique des individus (sites RMQS).

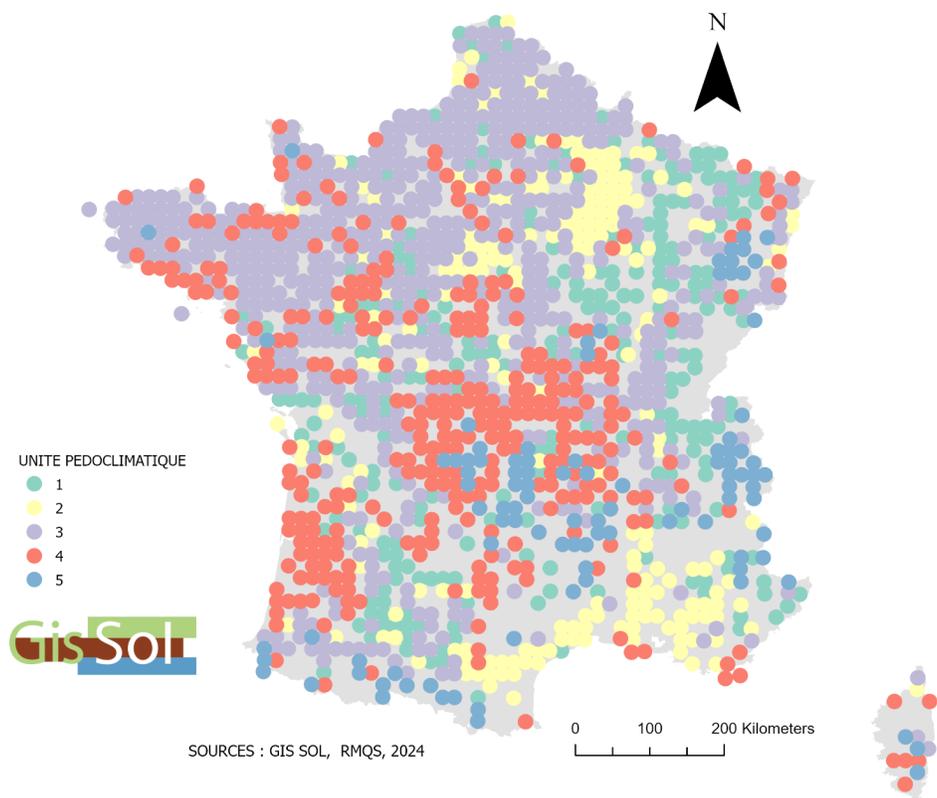


Figure viii: Résultat de la CAH pour la description pédo-climatique de la seconde couche composite de sol (30-50 cm)

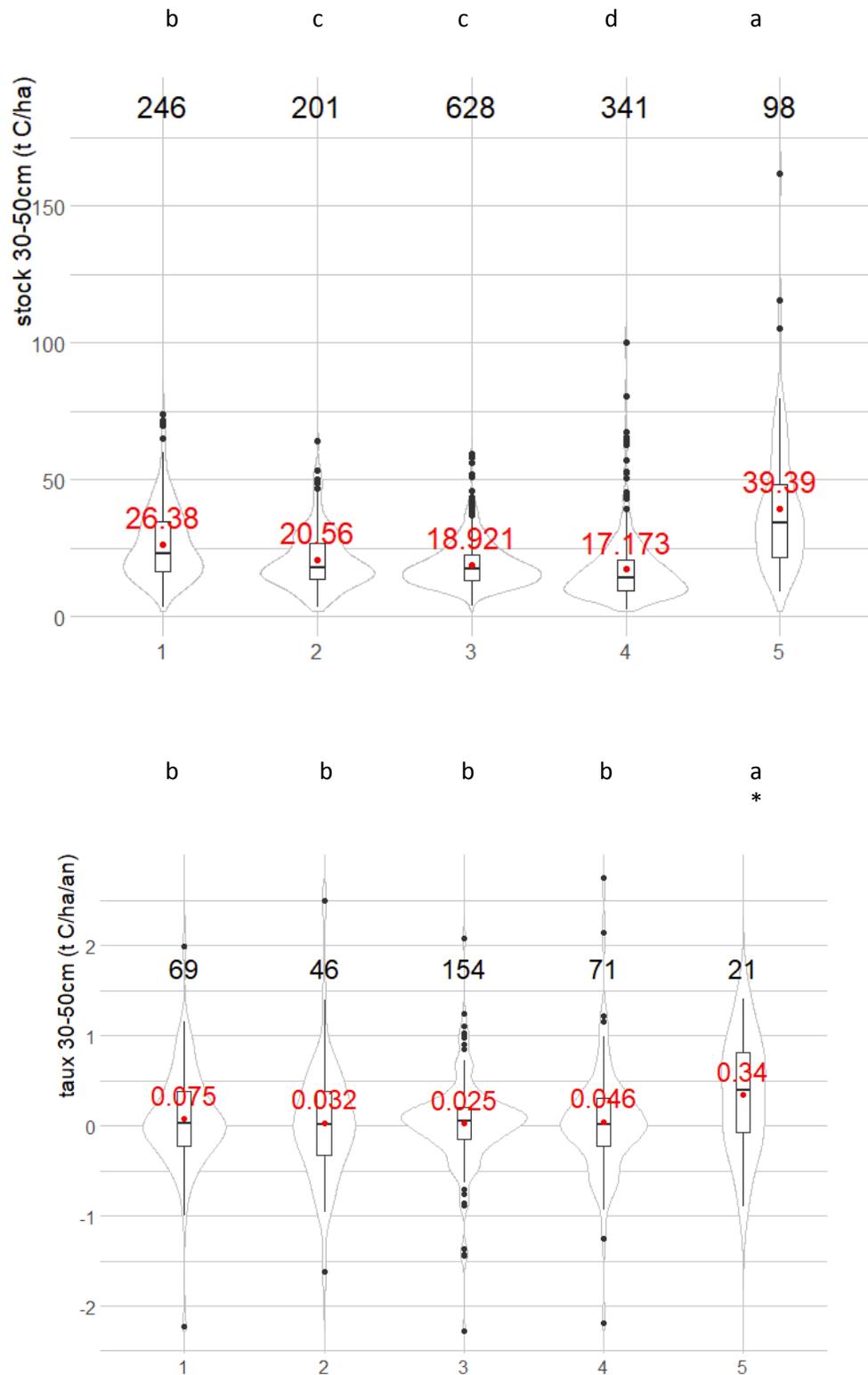


Figure ix: **En haut**, boîtes à moustache et diagrammes en violon témoignant de la répartition des stocks de COS par unité pédo-climatique dans la seconde couche composite de sol. **En bas**, taux d'évolution des stocks de COS par unité pédo-climatique dans la seconde couche composite de sol.

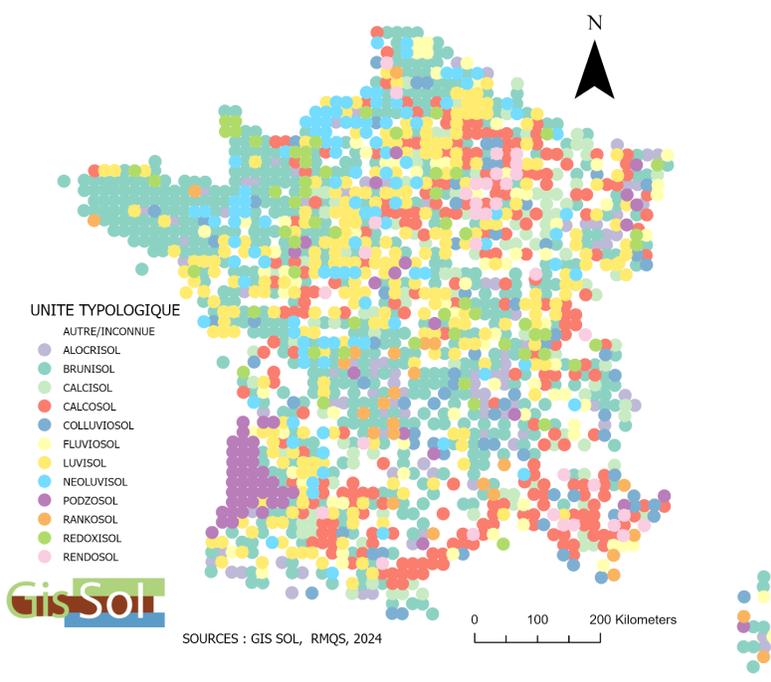
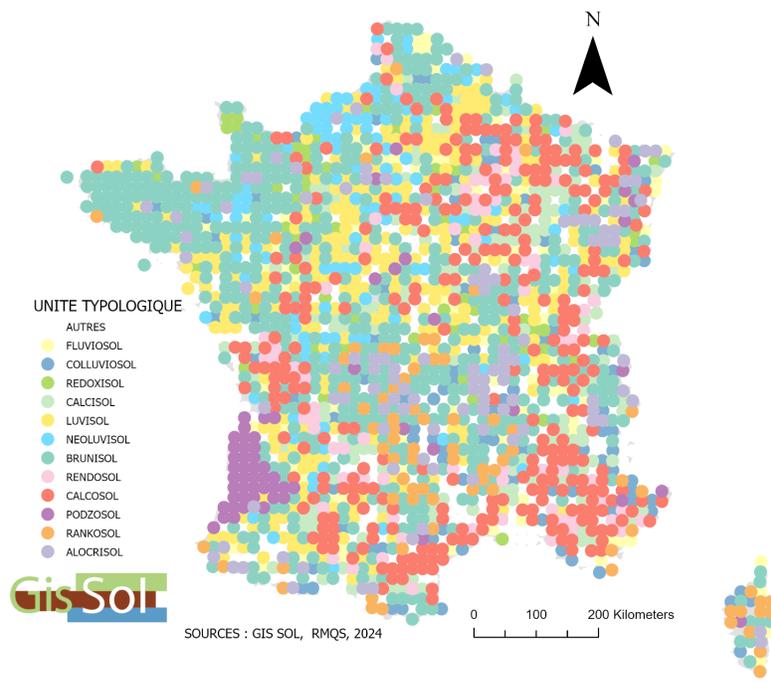


Figure x: Distribution des unités typologiques de sol. En haut, dans les 30 premiers centimètres de sol. En bas, entre 30 et 50 cm de profondeur.

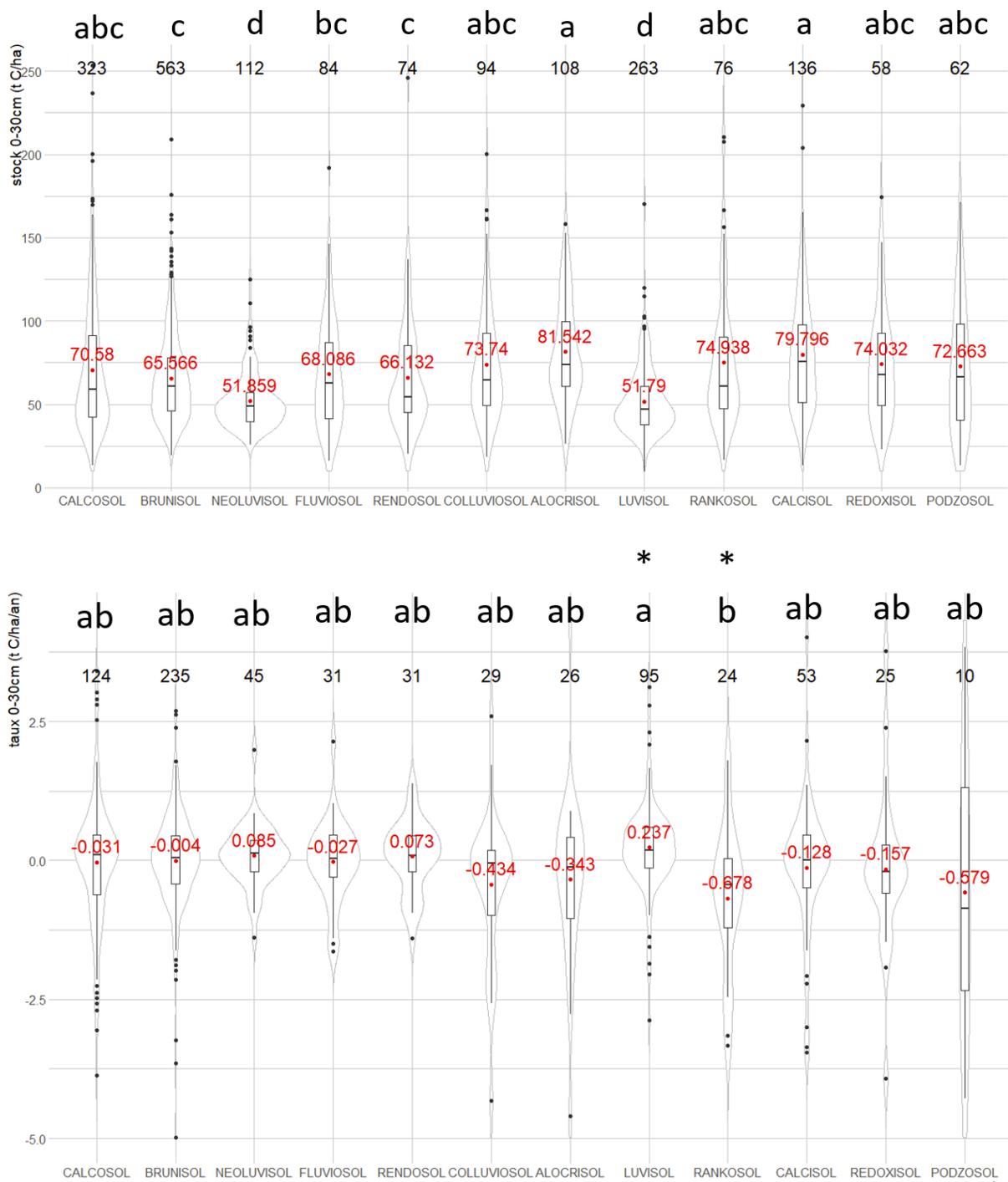


Figure xi: **En haut**, boîtes à moustache et diagrammes en violon témoignent de la répartition des stocks de COS par unité typologique des 30 premiers centimètres de sol. **En bas**, taux d'évolution associés.

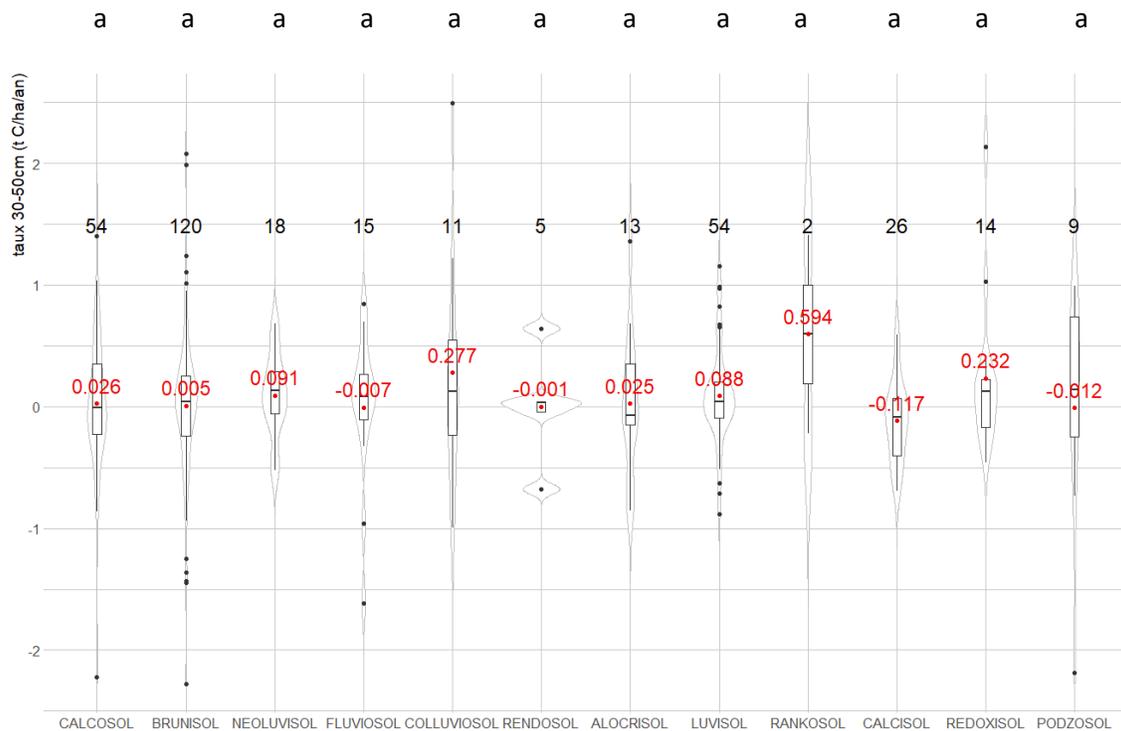
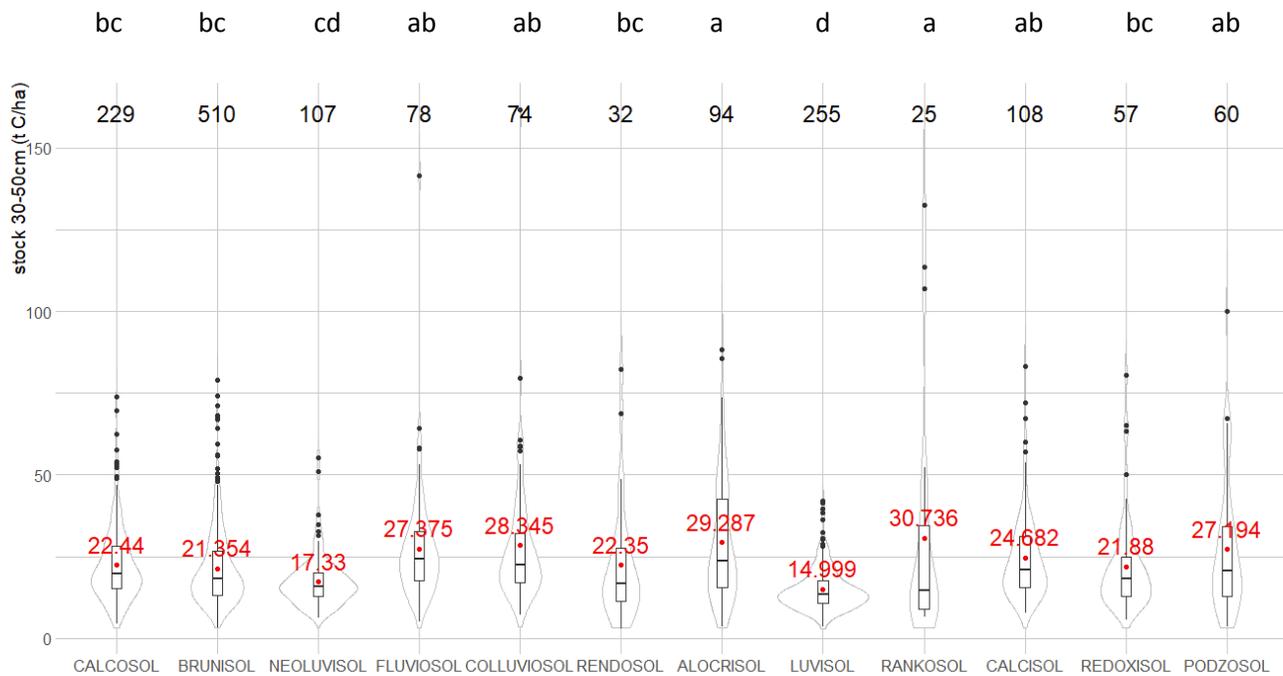


Figure xii: **En haut**, boîtes à moustache et diagrammes en violon témoignant de la répartition des stocks de COS par unité typologique de la seconde couche composite de sol (30-50 cm). **En bas**, taux d'évolution des stocks de COS par unité typologique dans la seconde couche composite de sol.

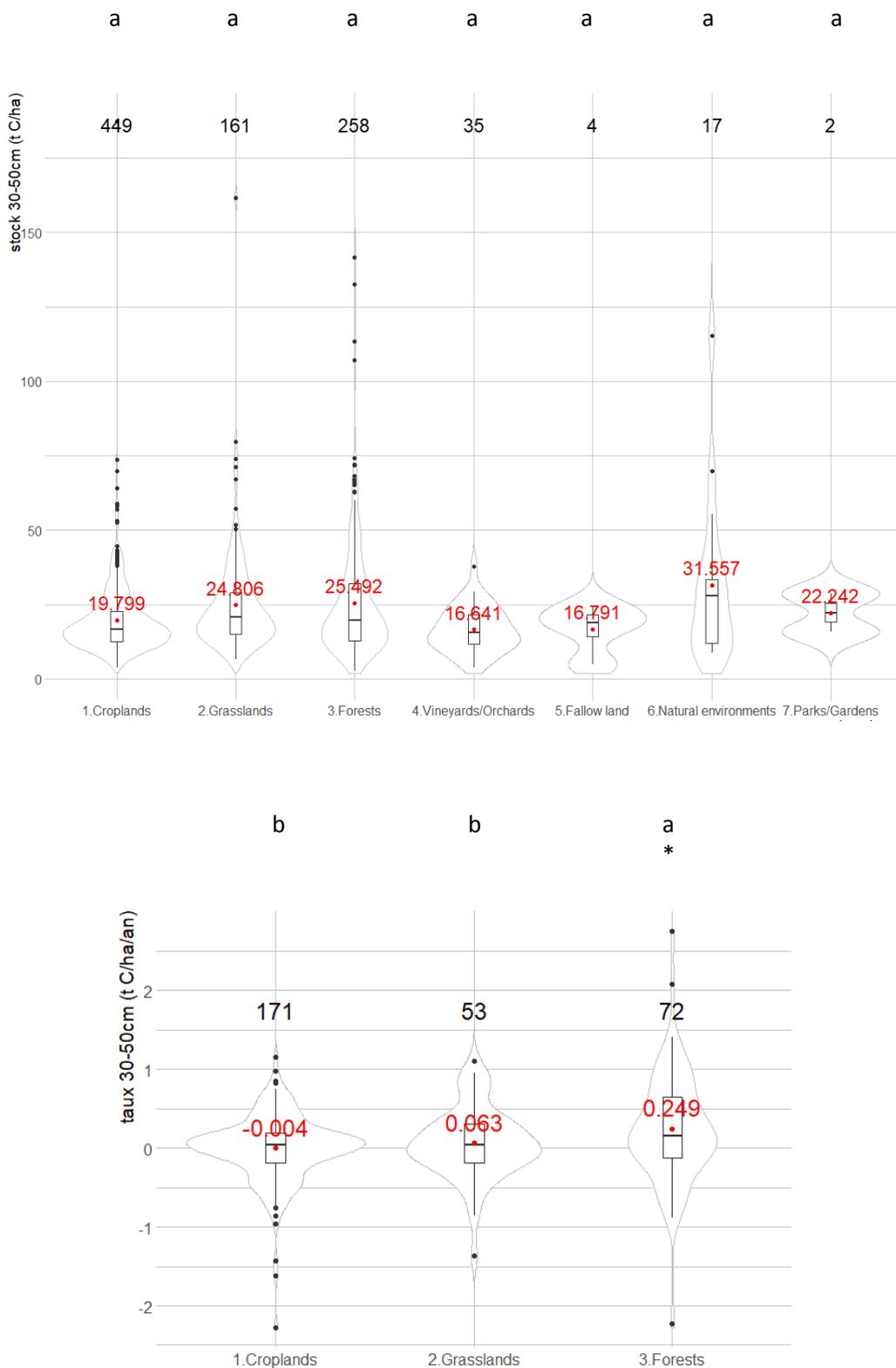


Figure xiii: **En haut**, boîtes à moustache et diagrammes en violon témoignant de la répartition des stocks de COS par type d'occupation RMQS dans la seconde couche composite de sol. **En bas**, taux d'évolution de COS par type d'occupation RMQS dans la seconde couche composite de sol.

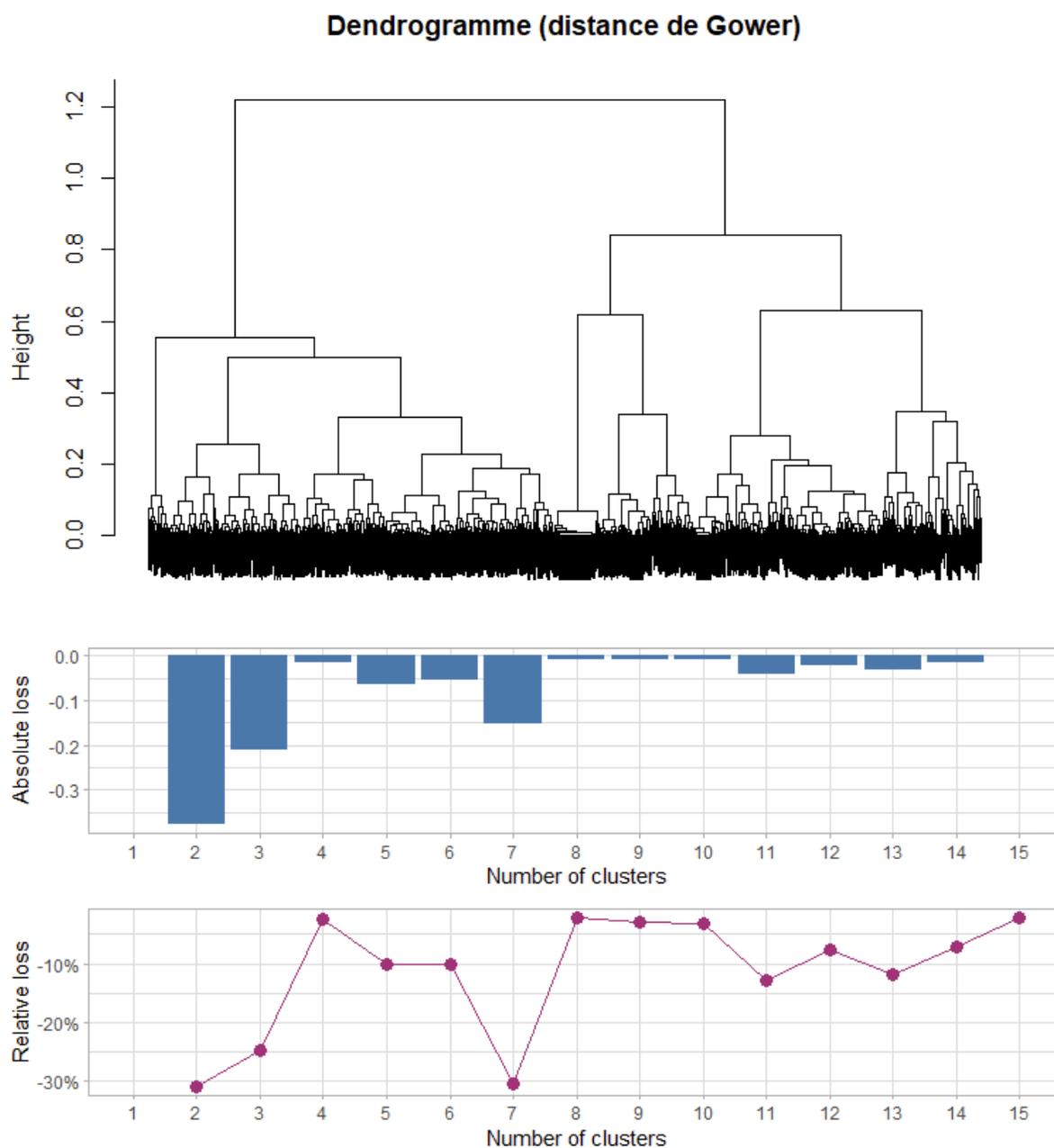


Figure xiv: **En haut**, dendrogramme utilisant la distance de Gower pour déterminer les unités d'occupation agricole de la première couche composite de sol (0-30 cm). **En bas**, sauts d'inertie absolus et relatifs pour la détermination du nombre d'unités d'occupation agricole, à partir de la table des fréquences d'occupation par site.

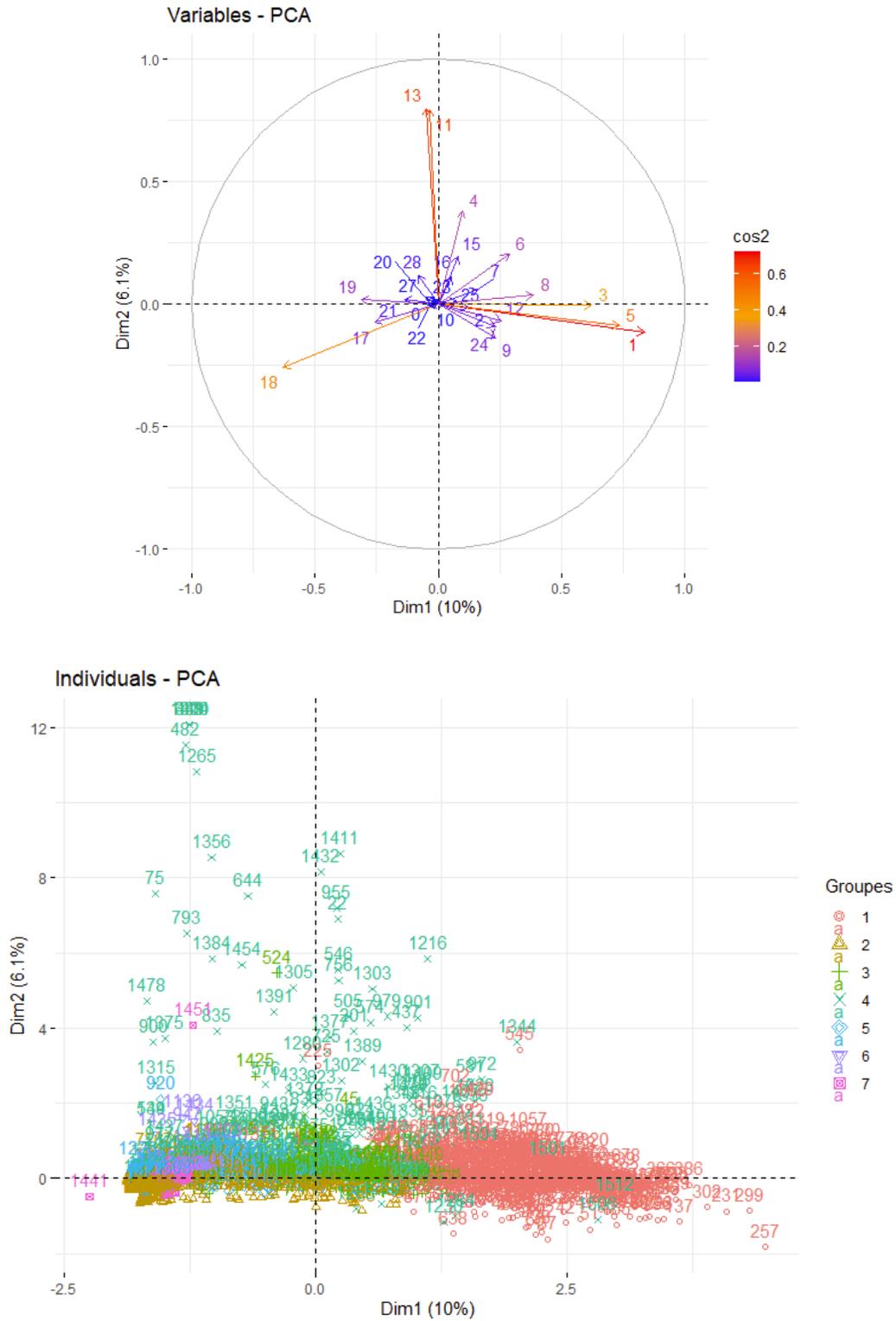


Figure xv: Caractérisation par ACP des unités d'occupation agricole principale. **En haut**, cercle des corrélations. **En bas**, graphique des individus (sites RMQS).

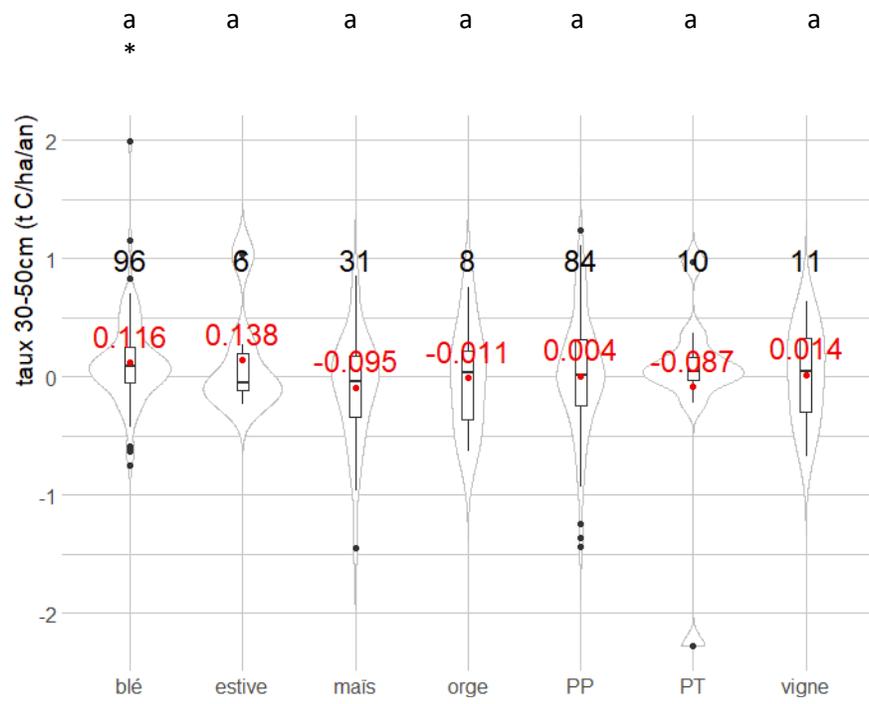
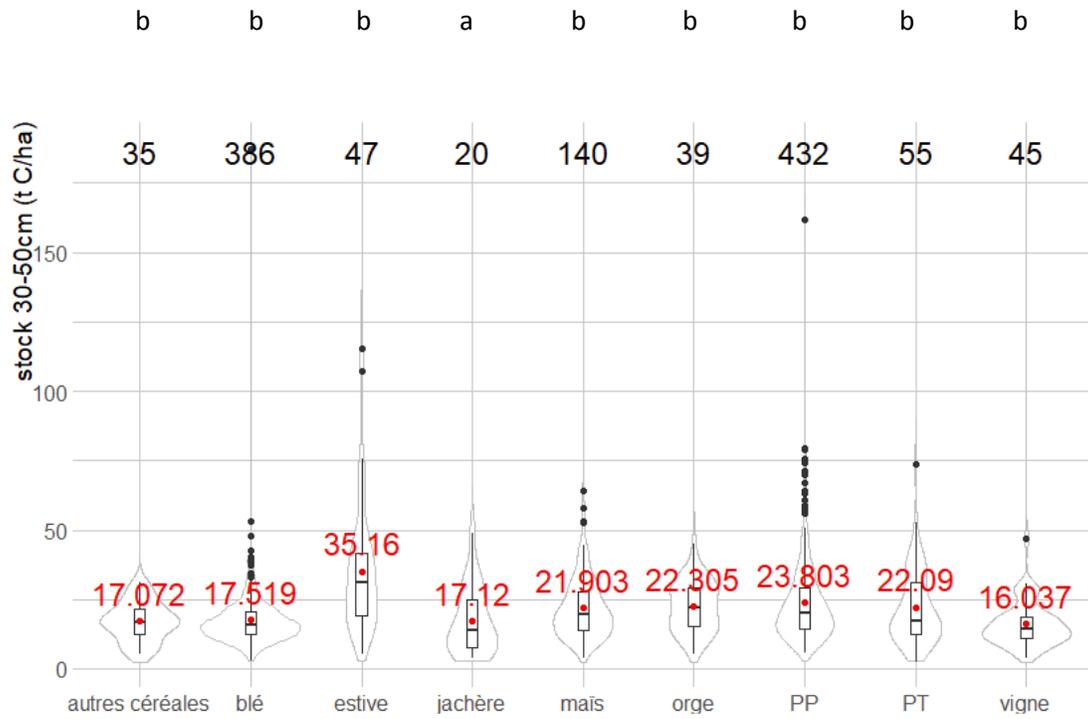


Figure xvi: **En haut**, répartition des stocks de COS par type d'occupation agricole dans la seconde couche composite de sol. **En bas**, évolution des stocks de COS par type d'occupation agricole dans la seconde couche composite de sol.

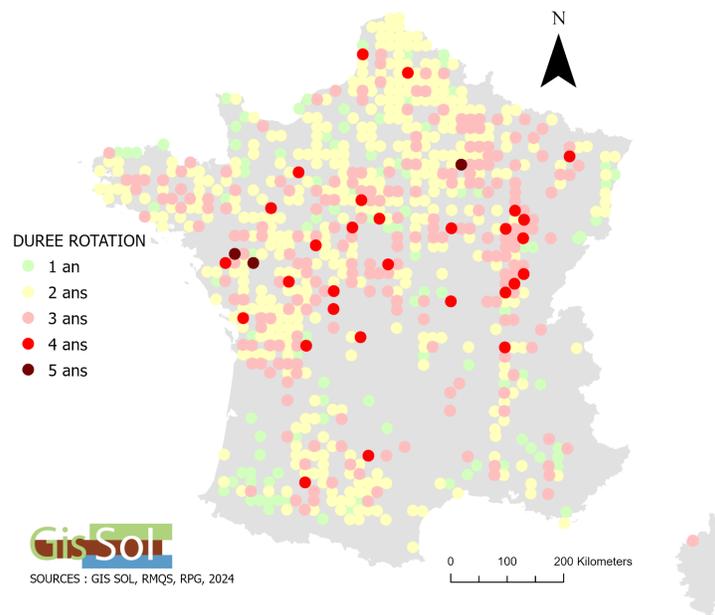


Figure xvii: Durée moyenne des rotations culturales.

Tableau ii: Fréquence d'apparition des durées de rotation

| Durée rotation | Fréquence (%) |
|----------------|---------------|
| 2              | 54            |
| 3              | 29            |
| 1              | 13            |
| 4              | 4             |
| 5              | 0             |

Tableau iii: Fréquence d'apparition des 9 rotations culturales les plus représentées.

| Rotation type | Fréquence (%) |
|---------------|---------------|
| 1_2           | 14            |
| 1_3           | 7             |
| 1_3_5         | 7             |
| 1_5           | 7             |
| 2             | 6             |
| 1_24          | 4             |
| 1_6           | 4             |
| 1             | 3             |
| 1_2_3         | 3             |

1 = blé, 2 = maïs, 3 = orge, 5 = colza, 6 = tournesol, 24 = moutarde

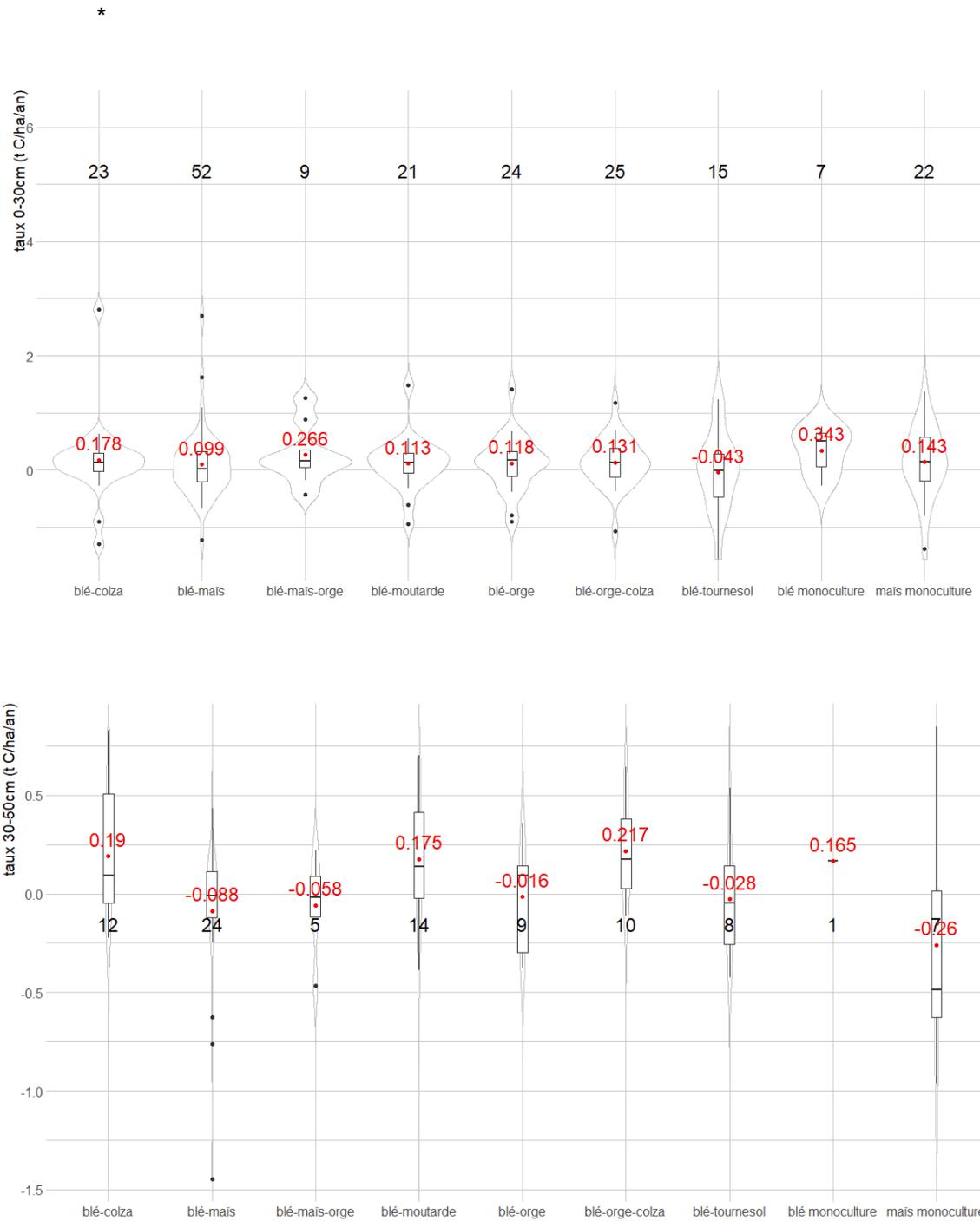
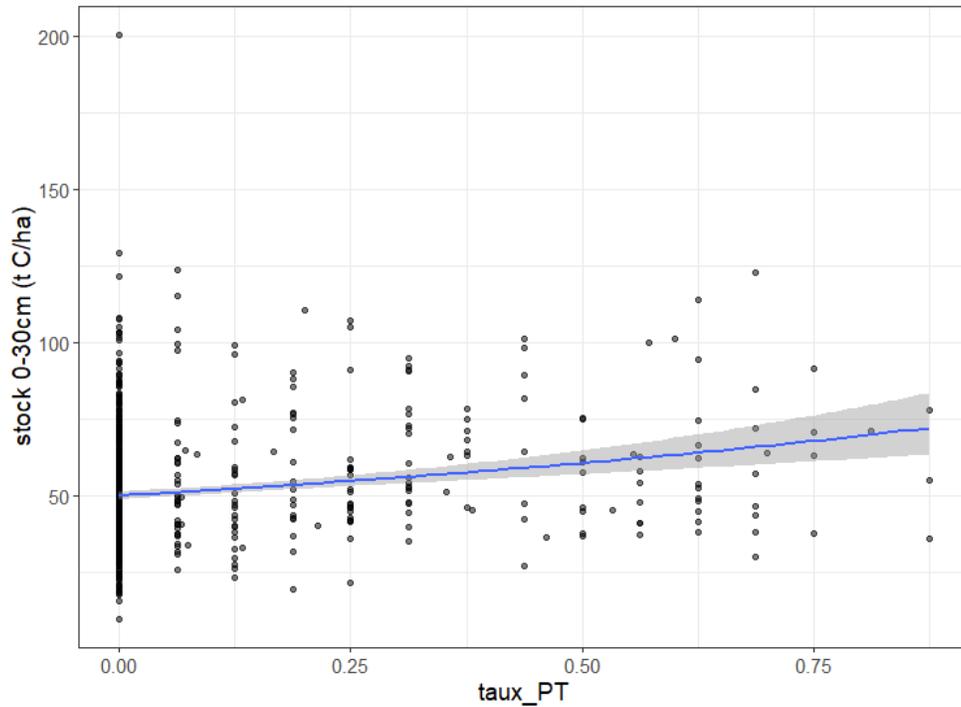


Figure xviii: **En haut**, boîtes à moustache et diagrammes en violon témoignant de l'évolution des stocks de COS par type d'occupation agricole dans les 30 premiers centimètres de sol. **En bas**, évolution des stocks de COS par type d'occupation agricole dans la seconde couche composite de sol.



Adj R2 = -0.00263 Intercept = 0.17 Slope = 0.00669 P = 0.985 n = 382

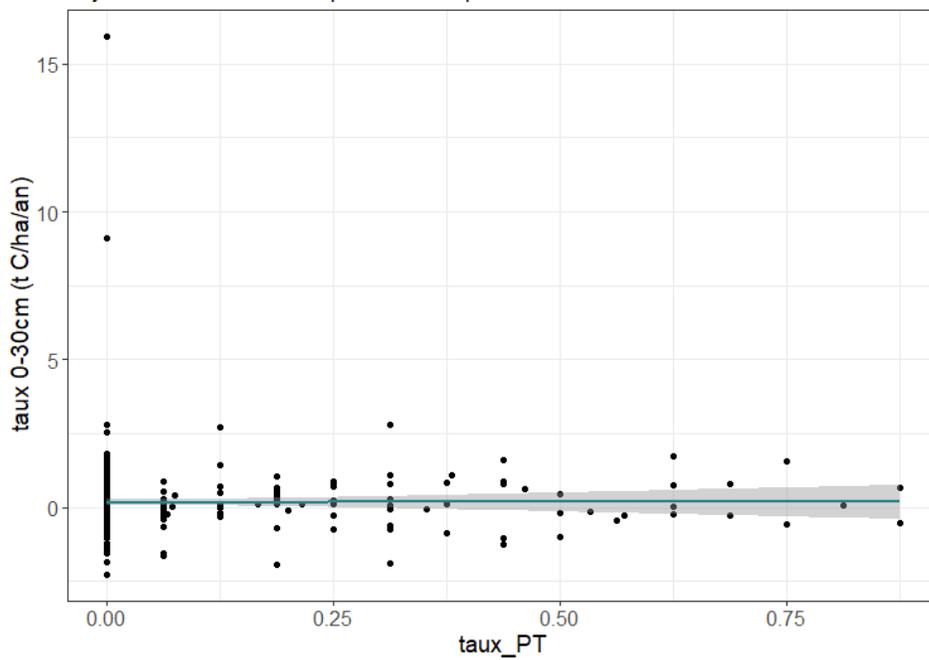


Figure xix: **En haut**, modélisation par GLM (distribution gamma) de la relation entre stocks de COS dans les 30 premiers centimètres de sol et taux de prairies temporaires. **En bas**, modélisation par régression linéaire de la relation entre taux d'évolution des stocks de COS dans les 30 premiers centimètres de sol et taux de prairies temporaires.

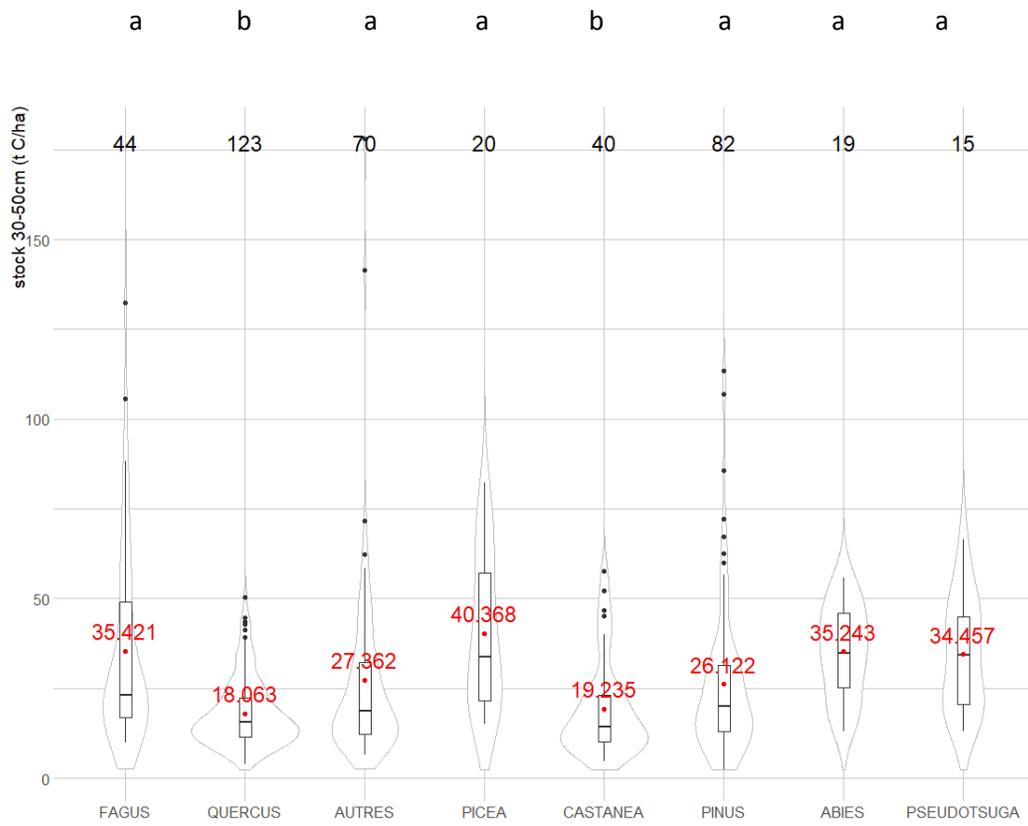


Figure xx: Distribution des stocks de COS sous différents genres forestiers entre 30 et 50 cm de sol.

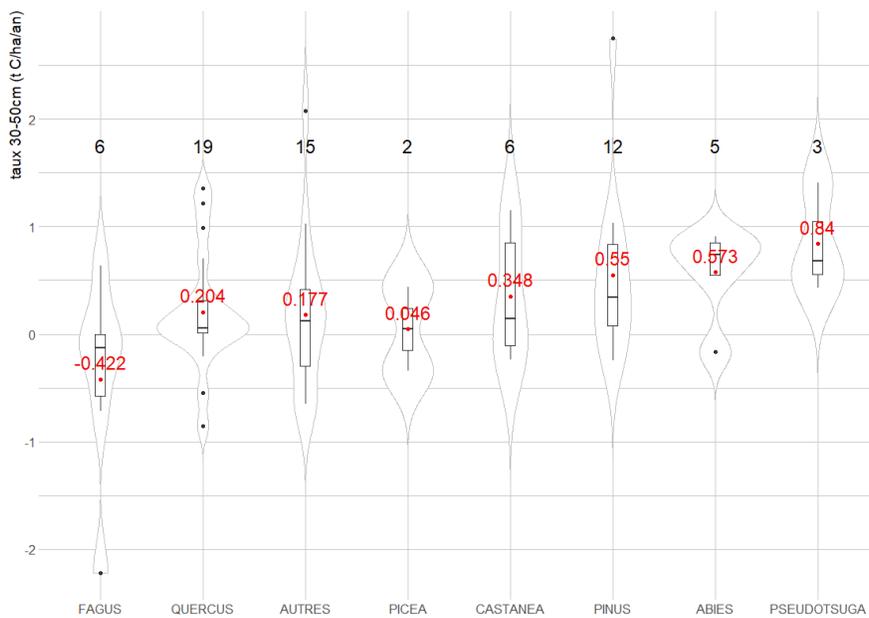
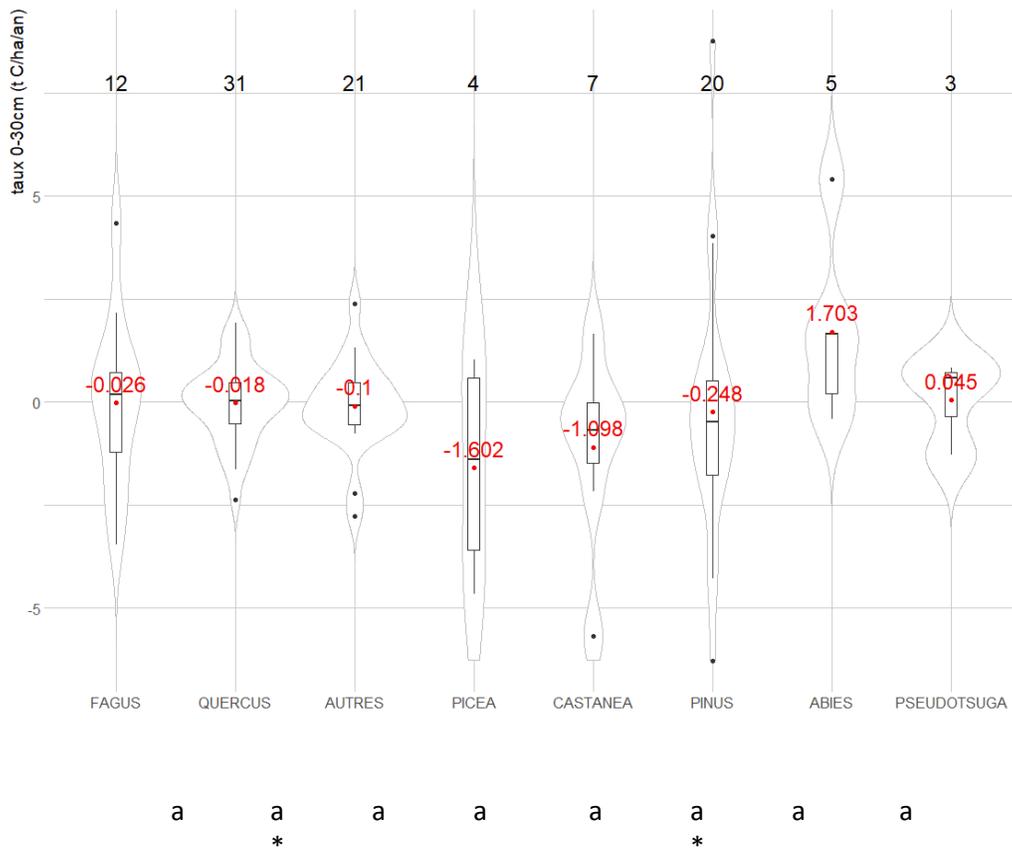


Figure xxi: **En haut**, taux d'évolution de COS sous différents genres forestiers entre 0 et 30 cm de sol. **En bas**, taux d'évolution de COS sous différents genres forestiers entre 30 et 50 cm de sol.

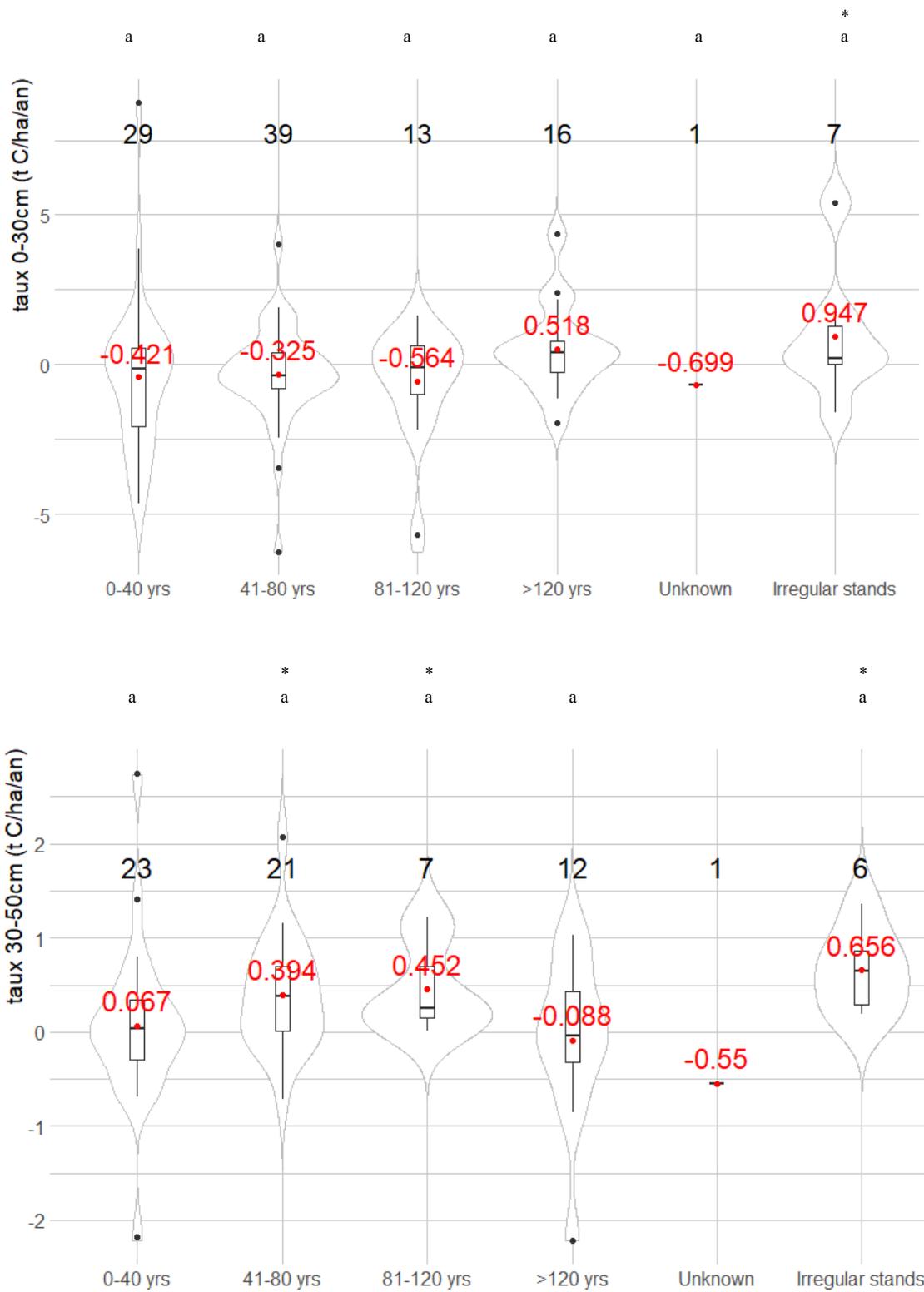


Figure xxii: **En haut**, taux d'évolution de COS sous différents âges forestiers entre 0 et 30 cm de sol. **En bas**, taux d'évolution de COS sous différents âges forestiers entre 30 et 50 cm de sol.

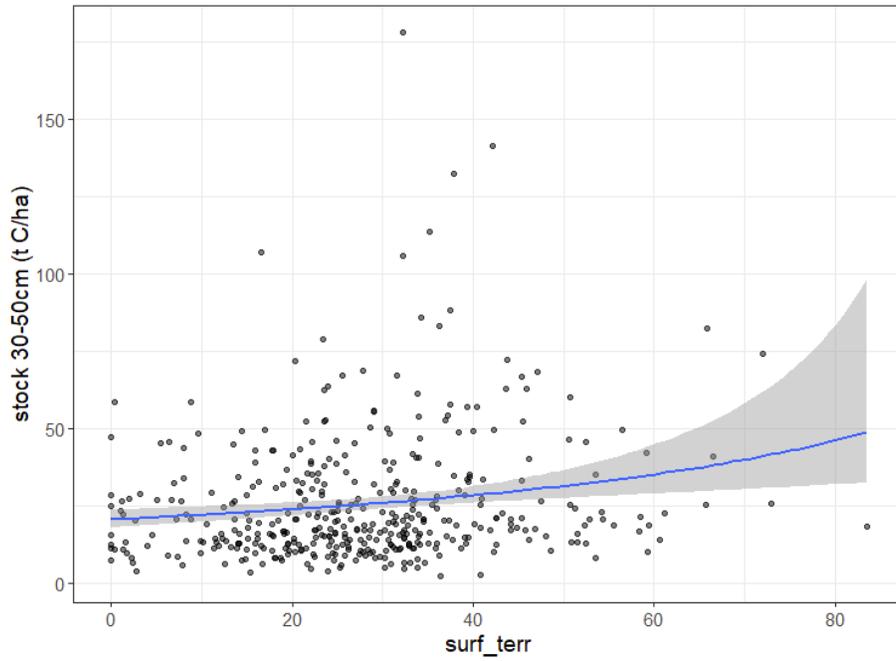


Figure xxiii: Modélisation par GLM (gamma) des stocks de COS en fonction de la surface terrière entre 30 et 50 cm de profondeur.

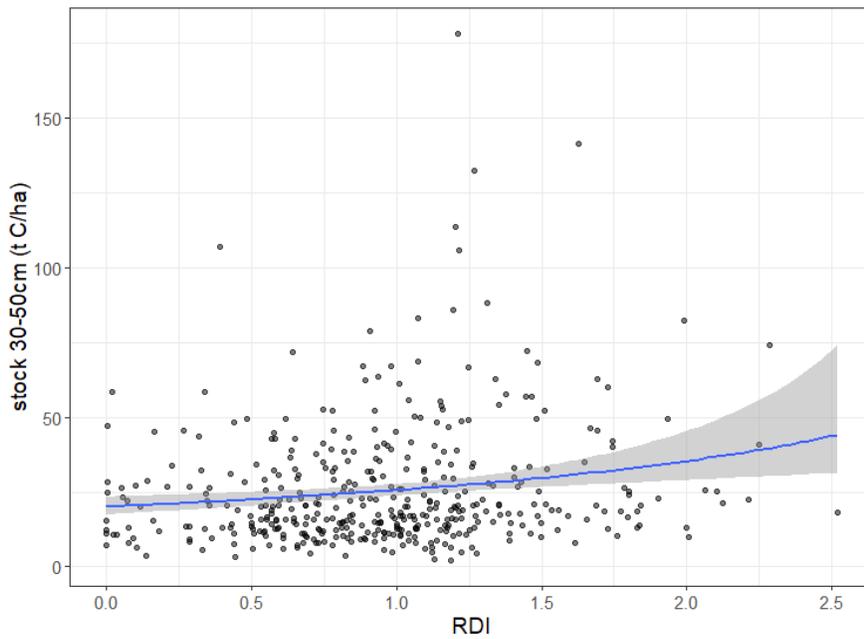


Figure xxiv: Modélisation par GLM (gamma) des stocks de COS en fonction du RDI entre 30 et 50 cm de profondeur.

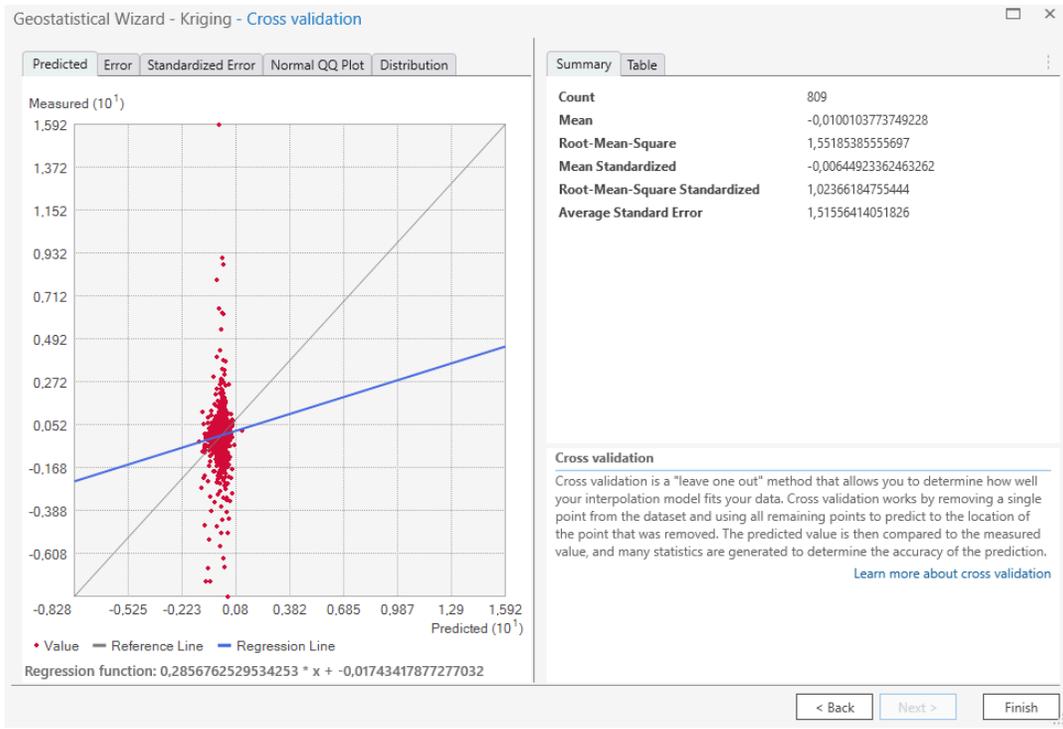


Figure xxv: Cross validation de l'interpolation des taux d'évolution des 30 premiers cm de sol.

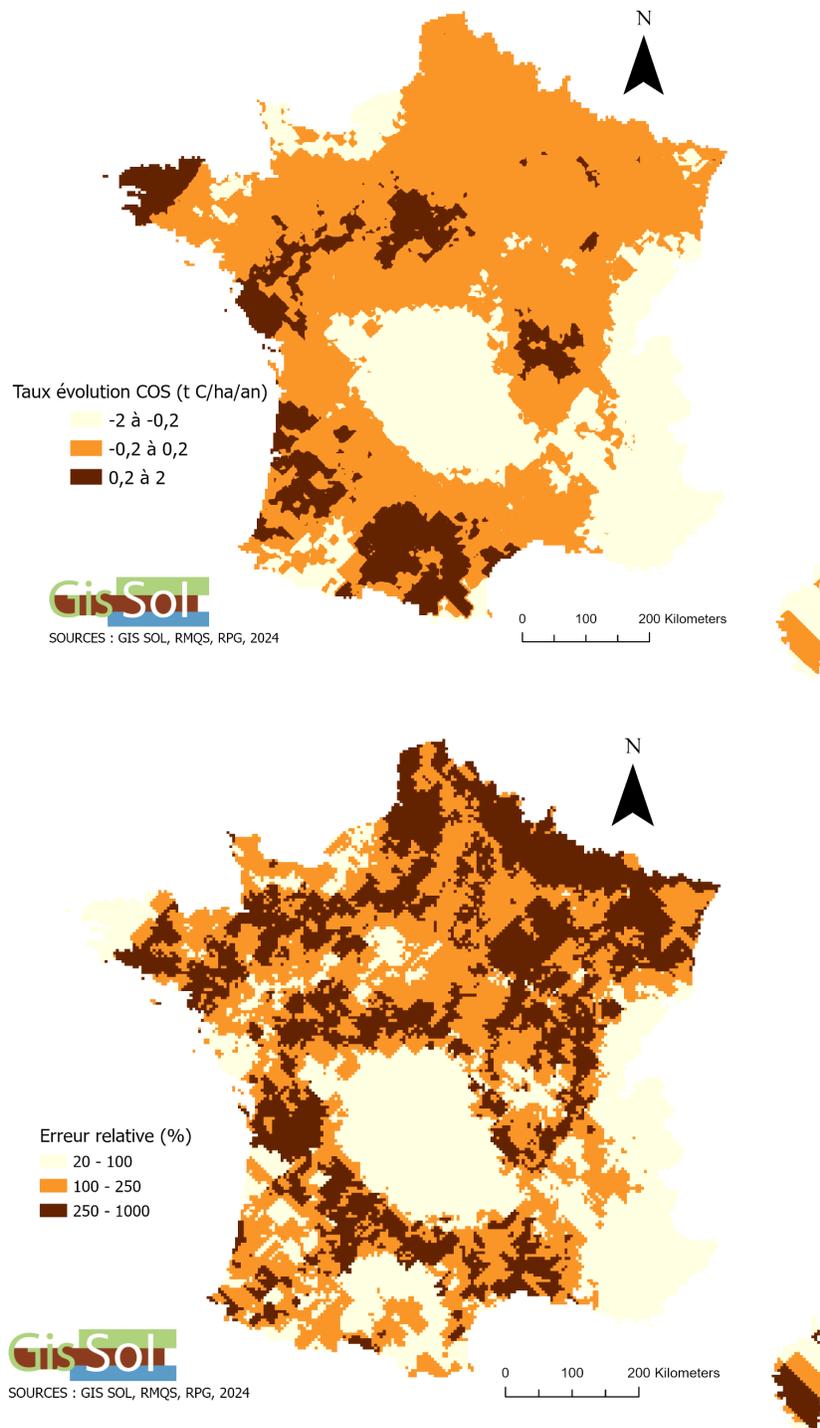


Figure xxvi: **En haut**, résultat du krigeage sur taux d'évolution (0-30 cm). **En bas**, incertitudes associées

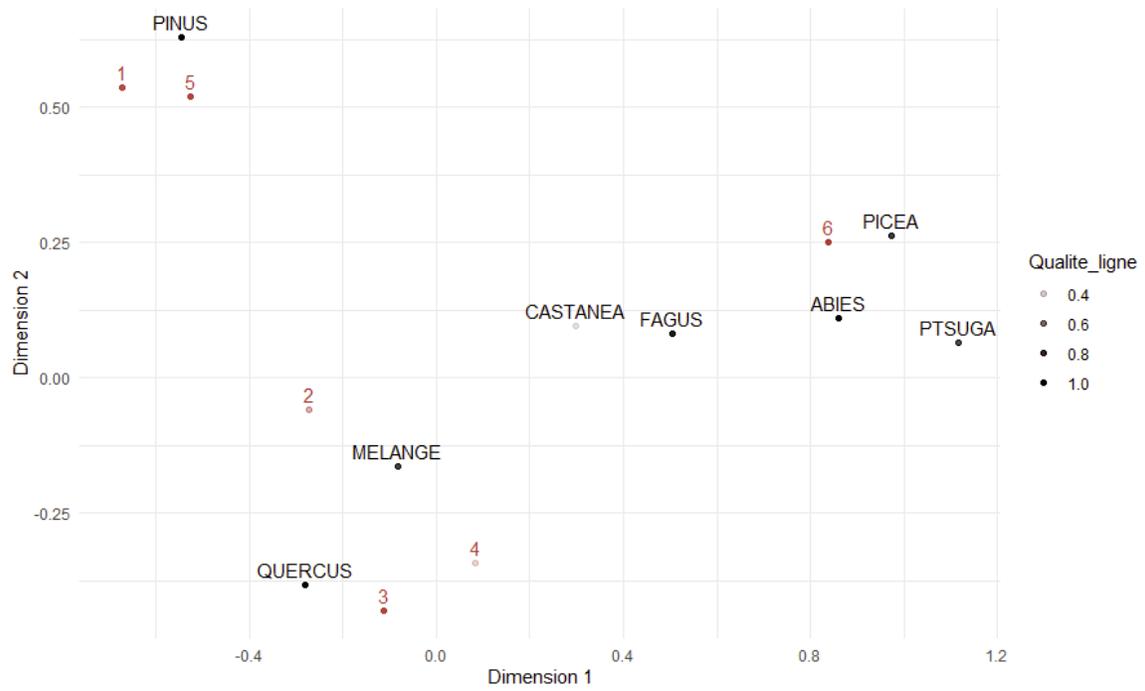


Figure xxvii: AFC entre unité pédoclimatique et espèce forestière cultivée

## BIBLIOGRAPHIE:

ANGERS, D. A., ARROUAYS, D., SABY, N. P. A. et WALTER, C., 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. *Soil Use and Management*. 2011. Vol. 27, n° 4, pp. 448-452. DOI 10.1111/j.1475-2743.2011.00366.x.

ARROUAYS, Dominique, BOULONNE, Line, JOLIVET, Claudy et SABY, Nicolas P. A., 2003. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols RMQS de France. [en ligne]. 2003. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : [https://www.researchgate.net/profile/Dominique-Arrouays/publication/229440154\\_Le\\_Reseau\\_de\\_Mesures\\_de\\_la\\_Qualite\\_des\\_Sols\\_RMQS\\_de\\_France/links/0c960519cddefdb066000000/Le-Reseau-de-Mesures-de-la-Qualite-des-Sols-RMQS-de-France.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Dominique-Arrouays/publication/229440154_Le_Reseau_de_Mesures_de_la_Qualite_des_Sols_RMQS_de_France/links/0c960519cddefdb066000000/Le-Reseau-de-Mesures-de-la-Qualite-des-Sols-RMQS-de-France.pdf)

BÁRCENA, T. G., KIÆR, L. P., VESTERDAL, L., STEFÁNSDÓTTIR, H. M., GUNDERSEN, P. et SIGURDSSON, B. D., 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. *Global Change Biology*. 2014. Vol. 20, n° 8, pp. 2393-2405. DOI 10.1111/gcb.12576.

BELLAMY, Pat H., LOVELAND, Peter J., BRADLEY, R. Ian, LARK, R. Murray et KIRK, Guy J. D., 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature*. septembre 2005. Vol. 437, n° 7056, pp. 245-248. DOI 10.1038/nature04038.

BOLINDER, Martin A., CROTTY, Felicity, ELSEN, Annemie, FRAC, Magdalena, KISMÁNYOKY, Tamás, LIPIEC, Jerzy, TITS, Mia, TÓTH, Zoltán et KÄTTERER, Thomas, 2020. The effect of crop residues, cover crops, manures and nitrogen fertilization on soil organic carbon changes in agroecosystems: a synthesis of reviews. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 1 août 2020. Vol. 25, n° 6, pp. 929-952. DOI 10.1007/s11027-020-09916-3.

BREUGEM, Arjan, KROS, Hans et DE VRIES, Wim, 2024. Impacts of pH on mechanisms and rates of carbon and nitrogen mineralisation: a review. [en ligne]. mars 2024. [Consulté le 21 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://edepot.wur.nl/653235>

BRUCKMAN, Viktor J., TERADA, Toru, FUKUDA, Kenji, YAMAMOTO, Hirokazu et HOCHBICHLER, Eduard, 2016. Overmature periurban Quercus–Carpinus coppice forests in Austria and Japan: a comparison of carbon stocks, stand characteristics and conversion to high forest. *European Journal of Forest Research*. 1 octobre 2016. Vol. 135, n° 5, pp. 857-869. DOI 10.1007/s10342-016-0979-2.

CAI, Zhanzhang, JUNTTILA, Sofia, HOLST, Jutta, JIN, Hongxiao, ARDÖ, Jonas, IBROM, Andreas, PEICHL, Matthias, MÖLDER, Meelis, JÖNSSON, Per, RINNE, Janne, KARAMIHALAKI, Maria et EKLUNDH, Lars, 2021. Modelling Daily Gross Primary Productivity with Sentinel-2 Data in the Nordic Region–Comparison with Data from MODIS. *Remote Sensing*. janvier 2021. Vol. 13, n° 3, pp. 469. DOI 10.3390/rs13030469.

CAMBARDELLA, C. A. et ELLIOTT, E. T., 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal*. 1992. Vol. 56, n° 3, pp. 777-783. DOI 10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x.

CAMPONI, Lorenzo, CARDELLI, Valeria, COCCO, Stefania, SERRANI, Dominique, SALVUCCI, Andrea, CUTINI, Andrea, AGNELLI, Alberto, FABBIO, Gianfranco, BERTINI, Giada, ROGGERO, Pier Paolo et CORTI, Giuseppe, 2022. Effect of coppice conversion into high forest on soil organic C and nutrients stock in a Turkey oak (*Quercus cerris* L.) forest in Italy. *Journal of Environmental Management*. 15 juin 2022. Vol. 312, pp. 114935. DOI 10.1016/j.jenvman.2022.114935.

CCNUCC, 1997. Reporting and accounting of LULUCF activities under the Kyoto Protocol | UNFCCC. [en ligne]. 1997. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://unfccc.int/topics/land-use/workstreams/lulucf-under-the-kyoto-protocol/reporting-and-accounting-of-lulucf-activities-under-the-kyoto-protocol>

CHAPLOT, Vincent et SMITH, Pete, 2023. Cover crops do not increase soil organic carbon stocks as much as has been claimed: What is the way forward? *Global Change Biology*. 2023. Vol. 29, n° 22, pp. 6163-6169. DOI 10.1111/gcb.16917.

CHARRU, Marie, SEYNAVE, Ingrid, MORNEAU, François, RIVOIRE, Michaël et BONTEMPS, Jean-Daniel, 2012. Significant differences and curvilinearity in the self-thinning relationships of 11 temperate tree species assessed from forest inventory data. *Annals of Forest Science*. 1 mars 2012. Vol. 69, n° 2, pp. 195-205. DOI 10.1007/s13595-011-0149-0.

CHEN, Guanhong, FANG, Yunying, VAN ZWIETEN, Lukas, XUAN, Yingxue, TAVAKKOLI, Ehsan, WANG, Xiaojie et ZHANG, Renduo, 2021. Priming, stabilization and temperature sensitivity of native SOC is controlled by microbial responses and physicochemical properties of biochar. *Soil Biology and Biochemistry*. 1 mars 2021. Vol. 154, pp. 108139. DOI 10.1016/j.soilbio.2021.108139.

CHEN, Songchao, ARROUAYS, Dominique, ANGERS, Denis A., CHENU, Claire, BARRÉ, Pierre, MARTIN, Manuel P., SABY, Nicolas P. A. et WALTER, Christian, 2019. 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*. 20 mai 2019. Vol. 666, pp. 355-367. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.02.249.

CHEN, Songchao, ARROUAYS, Dominique, ANGERS, Denis A., MARTIN, Manuel P. et WALTER, Christian, 2019. Soil carbon stocks under different land uses and the applicability of the soil carbon saturation concept. *Soil and Tillage Research*. 1 mai 2019. Vol. 188, pp. 53-58. DOI 10.1016/j.still.2018.11.001.

CHEN, Songchao, MARTIN, Manuel P., SABY, Nicolas P. A., WALTER, Christian, ANGERS, Denis A. et ARROUAYS, Dominique, 2018. Fine resolution map of top- and subsoil carbon sequestration potential in France. *Science of The Total Environment*. 15 juillet 2018. Vol. 630, pp. 389-400. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.02.209.

CLARKE, Nicholas, GUNDERSEN, Per, JÖNSSON-BELYAZID, Ulrika, KJØNAAS, O. Janne, PERSSON, Tryggve, SIGURDSSON, Bjarni D., STUPAK, Inge et VESTERDAL, Lars, 2015. Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*. 1 septembre 2015. Vol. 351, pp. 9-19. DOI 10.1016/j.foreco.2015.04.034.

CLEMENT, Viviane, RIGAUD, Kanta Kumari, DE SHERBININ, Alex et JONES, Bryan, 2021. Groundswell Part 2: Acting on Internal Climate Migration. [en ligne]. 2021. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://openknowledge.worldbank.org/entities/publication/2c9150df-52c3-58ed-9075-d78ea56c3267>

CONSEIL EUROPÉEN, 2024. Le changement climatique coûte des vies et de l'argent. *Consilium* [en ligne]. 27 janvier 2024. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.consilium.europa.eu/fr/infographics/climate-costs/>

COTRUFO, M. Francesca, SOONG, Jennifer L., HORTON, Andrew J., CAMPBELL, Eleanor E., HADDIX, Michelle L., WALL, Diana H. et PARTON, William J., 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*. octobre 2015. Vol. 8, n° 10, pp. 776-779. DOI 10.1038/ngeo2520.

COURTEAU, Roland, 2018. Stocker plus de carbone dans les sols: un enjeu pour le climat et pour l'alimentation. [en ligne]. mars 2018. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : [https://www.senat.fr/fileadmin/import/files/fileadmin/Fichiers/Images/opecest/quatre\\_pages/OPE\\_CST\\_2018\\_0012\\_note\\_stockage\\_carbone\\_sols.pdf](https://www.senat.fr/fileadmin/import/files/fileadmin/Fichiers/Images/opecest/quatre_pages/OPE_CST_2018_0012_note_stockage_carbone_sols.pdf)

DAS, Sujit, DEB, Sourabh, SAHOO, Snehasudha S. et SAHOO, Uttam Kumar, 2023. Soil microbial biomass carbon stock and its relation with climatic and other environmental factors in forest ecosystems: A review. *Acta Ecologica Sinica*. 1 décembre 2023. Vol. 43, n° 6, pp. 933-945. DOI 10.1016/j.chnaes.2022.12.007.

DE ROSA, Daniele, BALLABIO, Cristiano, LUGATO, Emanuele, FASIOLO, Matteo, JONES, Arwyn et PANAGOS, Panos, 2024. Soil organic carbon stocks in European croplands and grasslands: How much have we lost in the past decade? *Global Change Biology*. 2024. Vol. 30, n° 1, pp. e16992. DOI 10.1111/gcb.16992.

DENHARTIGH, Cyrielle, 2019. Séquestration du carbone dans les sols agricoles en France. [en ligne]. novembre 2019. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://reseauactionclimat.org/wp-content/uploads/2019/12/carbone-v5-web.pdf>

DHÔTE, Jean-François, 1997. Effet des éclaircies sur le diamètre dominant dans des futaies régulière de Hêtre ou de Chêne sessile. *Revue forestière française*. 1997. Vol. 49, n° 6, pp. 557-578. DOI 10.4267/2042/5655.

DIGNAC, Marie-France, DERRIEN, Delphine, BARRÉ, Pierre, BAROT, Sébastien, CÉCILLON, Lauric, CHENU, Claire, CHEVALLIER, Tiphaine, FRESCHET, Grégoire T., GARNIER, Patricia, GUENET, Bertrand, HEDDE, Mickaël, KLUMPP, Katja, LASHERMES, Gwenaëlle, MARON, Pierre-Alain, NUNAN, Naoise, ROUMET, Catherine et BASILE-DOELSCH, Isabelle, 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 7 avril 2017. Vol. 37, n° 2, pp. 14. DOI 10.1007/s13593-017-0421-2.

EUROPEAN COMMISSION, 2024. Commission welcomes political agreement on EU-wide certification scheme for carbon removals. *European Commission - European Commission*

[en ligne]. 20 février 2024. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip\\_24\\_885](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_24_885)

EUROPEAN ENVIRONNEMENT AGENCY, 2024. Handbook on the updated LULUCF Regulation EU 2018/841 - Guidance and orientation for the implementation of the updated regulation - Version 2. [en ligne]. 2024. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://climate-energy.eea.europa.eu/topics/climate-change-mitigation/land-and-forests/reports/handbook-on-the-update-lulucf-regulation-v2>

France. 2023 National Inventory Report (NIR). | UNFCCC, 2023. [en ligne]. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://unfccc.int/documents/627737>

GOSHEVA, Sia, WALTHERT, Lorenz, NIKLAUS, Pascal A., ZIMMERMANN, Stephan, GIMMI, Urs et HAGEDORN, Frank, 2017. Reconstruction of Historic Forest Cover Changes Indicates Minor Effects on Carbon Stocks in Swiss Forest Soils. *Ecosystems*. 1 décembre 2017. Vol. 20, n° 8, pp. 1512-1528. DOI 10.1007/s10021-017-0129-9.

GUILLAUME, Thomas, BRAGAZZA, Luca, LEVASSEUR, Clément, LIBOHOVA, Zamir et SINAJ, Sokrat, 2021. Long-term soil organic carbon dynamics in temperate cropland-grassland systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 1 janvier 2021. Vol. 305, pp. 107184. DOI 10.1016/j.agee.2020.107184.

GUILLAUME, Thomas, MAKOWSKI, David, LIBOHOVA, Zamir, ELFOUKI, Saïd, FONTANA, Mario, LEIFELD, Jens, BRAGAZZA, Luca et SINAJ, Sokrat, 2022. Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation. *Geoderma*. 15 septembre 2022. Vol. 422, pp. 115937. DOI 10.1016/j.geoderma.2022.115937.

GUO, Yang, ABDALLA, Mohamed, ESPENBERG, Mikk, HASTINGS, Astley, HALLETT, Paul et SMITH, Pete, 2021. A systematic analysis and review of the impacts of afforestation on soil quality indicators as modified by climate zone, forest type and age. *Science of The Total Environment*. 25 février 2021. Vol. 757, pp. 143824. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.143824.

GRAND, Stéphanie et LAVKULICH, Les M., 2011. Depth Distribution and Predictors of Soil Organic Carbon in Podzols of a Forested Watershed in Southwestern Canada. *Soil Science*. avril 2011. Vol. 176, n° 4, pp. 164. DOI 10.1097/SS.0b013e3182128671.

HASSINK, Jan, 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*. 1 avril 1997. Vol. 191, n° 1, pp. 77-87. DOI 10.1023/A:1004213929699.

INSEE, 2024. Répartition des élevages sur le territoire – Transformations de l'agriculture et des consommations alimentaires | Insee. [en ligne]. 2024. [Consulté le 21 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.insee.fr/fr/statistiques/7728857?sommaire=7728903>

INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (JOINT RESEARCH CENTRE), LOUDJANI, Philippe, BLUJDEA, Viorel, LUGATO, Emanuele, JONES, Arwyn, GOMEZ Y PALOMA, Sergio, NIEMEYER, Stefan, ABAD VIÑAS, Raúl, BAMPA, Francesca,

CEGLAR, Andrej, ANGILERI, Vincenzo, BERTAGLIA, Marco, GRASSI, Giacomo, MONTANARELLA, Luca, VAN DOORSLAER, Benjamin, LEIP, Adrien, SALPUTRA, Guna et ESPINOSA, Maria, 2013. *CAPRESE-SOIL, Carbon Preservation and Sequestration in agricultural soils: options and implications for agricultural production, report of task 7 : final report* [en ligne]. Publications Office of the European Union. [Consulté le 20 août 2024]. ISBN 978-92-79-35476-2. Disponible à l'adresse : <https://data.europa.eu/doi/10.2788/77068LB-NA-26-516-EN-N>

IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG-LULUCF). [en ligne]. 2003. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf.html>

JANDL, Robert, LINDNER, Marcus, VESTERDAL, Lars, BAUWENS, Bram, BARITZ, Rainer, HAGEDORN, Frank, JOHNSON, Dale W., MINKKINEN, Kari et BYRNE, Kenneth A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*. 15 janvier 2007. Vol. 137, n° 3, pp. 253-268. DOI 10.1016/j.geoderma.2006.09.003.

JEVON, Fiona V., D'AMATO, Anthony W., WOODALL, Christopher W., EVANS, Kevin, AYRES, Matthew P. et MATTHES, Jaclyn Hatala, 2019. Tree basal area and conifer abundance predict soil carbon stocks and concentrations in an actively managed forest of northern New Hampshire, USA. *Forest Ecology and Management*. 1 novembre 2019. Vol. 451, pp. 117534. DOI 10.1016/j.foreco.2019.117534.

JOHNSON, Dale W et CURTIS, Peter S, 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*. 15 janvier 2001. Vol. 140, n° 2, pp. 227-238. DOI 10.1016/S0378-1127(00)00282-6.

JOLIVET, Claudy, ALMEIDA-FALCON, Jose-Luis, BERCHE, Philippe et BOULONNE, Line, 2018. Manuel du réseau de mesures de la qualité des sols. [en ligne]. janvier 2018. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : [https://www.gissol.fr/wp-content/uploads/2018/03/Manuel\\_V\\_Num2.pdf](https://www.gissol.fr/wp-content/uploads/2018/03/Manuel_V_Num2.pdf)

JONARD, Mathieu, NICOLAS, Manuel, COOMES, David A., CAIGNET, Isabelle, SAENGER, Anaïs et PONETTE, Quentin, 2017. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of The Total Environment*. 1 janvier 2017. Vol. 574, pp. 616-628. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.09.028.

KIMETU, J. M., LEHMANN, J., KINYANGI, J. M., CHENG, C. H., THIES, J., MUGENDI, D. N. et PELL, A., 2009. Soil organic C stabilization and thresholds in C saturation. *Soil Biology and Biochemistry*. 1 octobre 2009. Vol. 41, n° 10, pp. 2100-2104. DOI 10.1016/j.soilbio.2009.07.022.

KING, Alison E. et BLESCH, Jennifer, 2018. Crop rotations for increased soil carbon: perennality as a guiding principle. *Ecological Applications*. 2018. Vol. 28, n° 1, pp. 249-261. DOI 10.1002/eap.1648.

LABIDI, Aya, BOUTHIER, Alain, BESSARD DUPARC, Pierre, LE BRIS, Xavier, CHAMPOLIVIER, Luc, BERNICOT, Marie-Hélène et COUSIN, Isabelle, 2017. Comment

évaluer simplement la Réserve Utile d'un sol ? Confrontation de modèles d'estimation des teneurs en eau des 2 bornes de la RU utilisant des caractéristiques du sol couramment mesurées. In : Rencontres du GIS GCHP2E [en ligne]. Paris, France : GIS - Grande Culture à Hautes Performances Economiques et Environnementales (GCHP2E). FRA. janvier 2017. pp. np. [Consulté le 30 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://hal.science/hal-01603074>

LAL, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 2004. Vol. 304, n° 5677, pp. 1623-1627. DOI 10.1126/science.1097396. Scopus

LARK, R. M. et CULLIS, B. R., 2004. Model-based analysis using REML for inference from systematically sampled data on soil. *European Journal of Soil Science*. 2004. Vol. 55, n° 4, pp. 799-813. DOI 10.1111/j.1365-2389.2004.00637.x.

LEE, Hoesung, CALVIN, Katherine, DASGUPTA, Dipak et KRINNER, Gerhard, 2023. Synthesis report of IPCC sixth assessment report (AR6). [en ligne]. 2023. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : [https://report.ipcc.ch/ar6syr/pdf/IPCC\\_AR6\\_SYR\\_SPM.pdf](https://report.ipcc.ch/ar6syr/pdf/IPCC_AR6_SYR_SPM.pdf)

LIU, Chuang, YANG, Huiyi, GONGADZE, Kate, HARRIS, Paul, HUANG, Mingbin et WU, Lianhai, 2022. Climate Change Impacts on Crop Yield of Winter Wheat (*Triticum aestivum*) and Maize (*Zea mays*) and Soil Organic Carbon Stocks in Northern China. *Agriculture*. mai 2022. Vol. 12, n° 5, pp. 614. DOI 10.3390/agriculture12050614.

LIU, Xiaotong, TAN, Senwen, SONG, Xiaojun, WU, Xueping, ZHAO, Gang, LI, Shengping et LIANG, Guopeng, 2022. Response of soil organic carbon content to crop rotation and its controls: A global synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 1 septembre 2022. Vol. 335, pp. 108017. DOI 10.1016/j.agee.2022.108017.

MARTIN, M. P., WATTENBACH, M., SMITH, P., MEERSMANS, J., JOLIVET, C., BOULONNE, L. et ARROUAYS, D., 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*. 4 mai 2011. Vol. 8, n° 5, pp. 1053-1065. DOI 10.5194/bg-8-1053-2011.

MARTIN, Manuel P., ARROUAYS, D., BARRÉ, Pierre, BOULONNE, Line, CECILLON, Lauric, CHEN, Songchao, CHENU, Claire, EGLIN, Thomas, GUENET, Bertrand, MEERSMANS, Jeroen, LEATITIA MULDER, Vera et SABY, Nicolas P. A., 2022. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols pour l'étude du carbone organique des sols en France métropolitaine. Avancées scientifiques et applications. *Étude et Gestion des Sols*. 2022. Vol. 29, pp. 327-349.

MARTIN, Manuel P., DIMASSI, Bassem, ROMÁN DOBARCO, Mercedes, GUENET, Bertrand, ARROUAYS, Dominique, ANGERS, Denis A., BLACHE, Fabrice, HUARD, Frédéric, SOUSSANA, Jean-François et PELLERIN, Sylvain, 2021. Feasibility of the 4 per 1000 aspirational target for soil carbon: A case study for France. *Global Change Biology*. juin 2021. Vol. 27, n° 11, pp. 2458-2477. DOI 10.1111/gcb.15547.

MASSON-DELMOTTE, Valérie, PÖRTNER, Hans-Otto, SKEA, Jim, ZHAI, Panmao, ROBERTS, Debra et SHUKLA, Priyadarshi R., 2019. Rapport spécial du GIEC sur les conséquences d'un réchauffement planétaire de 1,5 °C par rapport aux niveaux préindustriels et

les trajectoires associées d'émissions mondiales de gaz à effet de serre, dans le contexte du renforcement de la parade mondiale au changement climatique, du développement durable et de la lutte contre la pauvreté. [en ligne]. 2019. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/SR15\\_Summary\\_Volume\\_french.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/SR15_Summary_Volume_french.pdf)

MATHEW, Isack, SHIMELIS, Hussein, MUTEMA, Macdex, MINASNY, Budiman et CHAPLOT, Vincent, 2020. Crops for increasing soil organic carbon stocks – A global meta analysis. *Geoderma*. 15 mai 2020. Vol. 367, pp. 114230. DOI 10.1016/j.geoderma.2020.114230.

MAYER, Mathias, RUSCH, Silvan, DIDION, Markus, BALTENSWEILER, Andri, WALTHERT, Lorenz, RANFT, Fabienne, RIGLING, Andreas, ZIMMERMANN, Stephan et HAGEDORN, Frank, 2023. Elevation dependent response of soil organic carbon stocks to forest windthrow. *Science of The Total Environment*. 20 janvier 2023. Vol. 857, pp. 159694. DOI 10.1016/j.scitotenv.2022.159694.

MINASNY, Budiman, MALONE, Brendan P., MCBRATNEY, Alex B., ANGERS, Denis A., ARROUAYS, Dominique, CHAMBERS, Adam, CHAPLOT, Vincent, CHEN, Zueng-Sang, CHENG, Kun, DAS, Bhabani S., FIELD, Damien J., GIMONA, Alessandro, HEDLEY, Carolyn B., HONG, Suk Young, MANDAL, Biswapati, MARCHANT, Ben P., MARTIN, Manuel, MCCONKEY, Brian G., MULDER, Vera Leatitia, O'ROURKE, Sharon, RICHER-DE-FORGES, Anne C., ODEH, Inakwu, PADARIAN, José, PAUSTIAN, Keith, PAN, Genxing, POGGIO, Laura, SAVIN, Igor, STOLBOVOY, Vladimir, STOCKMANN, Uta, SULAEMAN, Yiyi, TSUI, Chun-Chih, VÅGEN, Tor-Gunnar, VAN WESEMAEL, Bas et WINOWIECKI, Leigh, 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*. 15 avril 2017. Vol. 292, pp. 59-86. DOI 10.1016/j.geoderma.2017.01.002.

NITSCH, Paula, KAUPENJOHANN, Martin et WULF, Monika, 2018. Forest continuity, soil depth and tree species are important parameters for SOC stocks in an old forest (Templiner Buchheide, northeast Germany). *Geoderma*. 15 janvier 2018. Vol. 310, pp. 65-76. DOI 10.1016/j.geoderma.2017.08.041.

OLSON, Kenneth, EBELHAR, Stephen A. et LANG, James M., 2014. Long-Term Effects of Cover Crops on Crop Yields, Soil Organic Carbon Stocks and Sequestration. *Open Journal of Soil Science* [en ligne]. 18 août 2014. Vol. 2014. [Consulté le 21 août 2024]. DOI 10.4236/ojss.2014.48030. Disponible à l'adresse : <http://www.scirp.org/journal/PaperInformation.aspx?PaperID=48993>

PELLERIN, Sylvain, BAMIÈRE, Laure, LAUNAY, Camille et MARTIN, Raphaël, 2020. Rapport Etude 4p1000.pdf. [en ligne]. septembre 2020. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/Rapport%20Etude%204p1000.pdf>

PHUKUBYE, K., MUTEMA, M., BUTHELEZI, N., MUCHAONYERWA, P., CERRI, C. et CHAPLOT, V., 2022. On the impact of grassland management on soil carbon stocks: a worldwide meta-analysis. *Geoderma Regional*. 1 mars 2022. Vol. 28, pp. e00479. DOI 10.1016/j.geodrs.2021.e00479.

POEPLAU, Christopher et DON, Axel, 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 1 février

2015. Vol. 200, pp. 33-41. DOI 10.1016/j.agee.2014.10.024.

PREGITZER, Kurt S. et EUSKIRCHEN, Eugénie S., 2004. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*. 2004. Vol. 10, n° 12, pp. 2052-2077. DOI 10.1111/j.1365-2486.2004.00866.x.

PRIETZEL, Jörg et CHRISTOPHEL, Dominik, 2014. Organic carbon stocks in forest soils of the German Alps. *Geoderma*. 1 juin 2014. Vol. 221-222, pp. 28-39. DOI 10.1016/j.geoderma.2014.01.021.

*Regulation (EU) 2018/841 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU (Text with EEA relevance)Text with EEA relevance*, 2023. [en ligne]. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <http://data.europa.eu/eli/reg/2018/841/2023-05-11/eng>

*Regulation (EU) 2021/1119 of the European Parliament and of the Council of 30 June 2021 establishing the framework for achieving climate neutrality and amending Regulations (EC) No 401/2009 and (EU) 2018/1999 ('European Climate Law')*, 2021. [en ligne]. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse : <http://data.europa.eu/eli/reg/2021/1119/oj/eng>

REINEKE, L. H., 1933. Perfecting a stand-density index for even-aged forest. *Journal of Agricultural Research*. 1933. Vol. 46, pp. 627-638.

RIDGEWAY, Joanna R., MORRISSEY, Ember M. et BRZOSTEK, Edward R., 2022. Plant litter traits control microbial decomposition and drive soil carbon stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*. 1 décembre 2022. Vol. 175, pp. 108857. DOI 10.1016/j.soilbio.2022.108857.

SABY, Nicolas, CHENU, Jean-Philippe, SZERGI, Tamas, CSORBA, Adam et BERTUZZI, Patrick, 2020. *French RMQS soil profile and monitoring dataset with related management practices data* [en ligne]. 2020. Disponible à l'adresse : <https://entrepot.recherche.data.gouv.fr/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.15454/AIQ9WS>

SABY, Nicolas P. A., BELLAMY, Patricia H., MORVAN, Xavier, ARROUAYS, Dominique, JONES, Robert J. A., VERHEIJEN, Frank G. A., KIBBLEWHITE, Mark G., VERDOODT, Ann, ÜVEGES, Judit Berényi, FREUDENSCHUB, Alexandra et SIMOTA, Catalin, 2008. Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? *Global Change Biology*. 2008. Vol. 14, n° 10, pp. 2432-2442. DOI 10.1111/j.1365-2486.2008.01658.x.

SANDERMAN, Jonathan, HENGL, Tomislav et FISKE, Gregory J., 2017. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 5 septembre 2017. Vol. 114, n° 36, pp. 9575-9580. DOI 10.1073/pnas.1706103114.

SCHIMEL, Joshua et SCHAEFFER, Sean M., 2012. Microbial control over carbon cycling in soil. *Frontiers in Microbiology* [en ligne]. 26 septembre 2012. Vol. 3. [Consulté le 21 août 2024].

DOI 10.3389/fmicb.2012.00348. Disponible à l'adresse :  
<https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2012.00348/full>

SCHMER, Marty R., JIN, Virginia L., WIENHOLD, Brian J., BECKER, Sophia M. et VARVEL, Gary E., 2020. Long-term rotation diversity and nitrogen effects on soil organic carbon and nitrogen stocks. *Agrosystems, Geosciences & Environment*. 2020. Vol. 3, n° 1, pp. e20055. DOI 10.1002/agg2.20055.

SCHMIDT, Michael W. I., TORN, Margaret S., ABIVEN, Samuel, DITTMAR, Thorsten, GUGGENBERGER, Georg, JANSSENS, Ivan A., KLEBER, Markus, KÖGEL-KNABNER, Ingrid, LEHMANN, Johannes, MANNING, David A. C., NANNIPIERI, Paolo, RASSE, Daniel P., WEINER, Steve et TRUMBORE, Susan E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*. octobre 2011. Vol. 478, n° 7367, pp. 49-56. DOI 10.1038/nature10386.

SCHULP, Catharina J. E., NABUURS, Gert-Jan, VERBURG, Peter H. et DE WAAL, Rein W., 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management*. 30 juillet 2008. Vol. 256, n° 3, pp. 482-490. DOI 10.1016/j.foreco.2008.05.007.

SINGH, Mandeep, SARKAR, Binoy, SARKAR, Subhas, CHURCHMAN, Jock, BOLAN, Nanthi, MANDAL, Sanchita, MENON, Manoj, PURAKAYASTHA, Tapan J. et BEERLING, David J., 2018. Chapter Two - Stabilization of Soil Organic Carbon as Influenced by Clay Mineralogy. In : SPARKS, Donald L. (éd.), *Advances in Agronomy* [en ligne]. Academic Press. pp. 33-84. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse :  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S006521131730086X>

SONG, Xuxin, WANG, Pei, VAN ZWIETEN, Lukas, BOLAN, Nanthi, WANG, Hailong, LI, Xiaomin, CHENG, Kuan, YANG, Yang, WANG, Milan, LIU, Tongxu et LI, Fangbai, 2022. Towards a better understanding of the role of Fe cycling in soil for carbon stabilization and degradation. *Carbon Research*. 18 juin 2022. Vol. 1, n° 1, pp. 5. DOI 10.1007/s44246-022-00008-2.

THUILLE, Angelika et SCHULZE, Ernst-Detlef, 2006. Carbon dynamics in successional and afforested spruce stands in Thuringia and the Alps. *Global Change Biology*. 2006. Vol. 12, n° 2, pp. 325-342. DOI 10.1111/j.1365-2486.2005.01078.x.

UGARTE, C. M., KWON, H., ANDREWS, S. S. et WANDER, M. M., 2014. A meta-analysis of soil organic matter response to soil management practices: An approach to evaluate conservation indicators. *Journal of Soil and Water Conservation*. 1 septembre 2014. Vol. 69, n° 5, pp. 422-430. DOI 10.2489/jswc.69.5.422.

UNITED NATIONS, 1998. Kyoto protocol to the united nations framework convention on climate change. [en ligne]. 1998. [Consulté le 20 août 2024]. Disponible à l'adresse :  
<https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>

VESTERDAL, Lars, CLARKE, Nicholas, SIGURDSSON, Bjarni D. et GUNDERSEN, Per, 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest*

*Ecology and Management*. 1 décembre 2013. Vol. 309, pp. 4-18.  
DOI 10.1016/j.foreco.2013.01.017.

VESTERDAL, Lars, RITTER, Eva et GUNDERSEN, Per, 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*. 15 septembre 2002. Vol. 169, n° 1, pp. 137-147. DOI 10.1016/S0378-1127(02)00304-3.

VIAUD, Valérie et KUNNEMANN, Tom, 2021. Additional soil organic carbon stocks in hedgerows in crop-livestock areas of western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 1 janvier 2021. Vol. 305, pp. 107174. DOI 10.1016/j.agee.2020.107174.

WIESMEIER, Martin, URBANSKI, Livia, HOBLEY, Eleanor, LANG, Birgit, VON LÜTZOW, Margit, MARIN-SPIOTTA, Erika, VAN WESEMAEL, Bas, RABOT, Eva, LIEß, Mareike, GARCIA-FRANCO, Noelia, WOLLSCHLÄGER, Ute, VOGEL, Hans-Jörg et KÖGEL-KNABNER, Ingrid, 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*. 1 janvier 2019. Vol. 333, pp. 149-162. DOI 10.1016/j.geoderma.2018.07.026.

XU, Huacheng et GUO, Laodong, 2018. Intriguing changes in molecular size and composition of dissolved organic matter induced by microbial degradation and self-assembly. *Water Research*. 15 mai 2018. Vol. 135, pp. 187-194. DOI 10.1016/j.watres.2018.02.016.

ZHANG, Yong, AN, Cheng-bang, ZHANG, Wen-sheng, ZHENG, Li-yuan, ZHANG, Yan-zhen, LU, Chao et LIU, Lu-yu, 2023. Drivers of mountain soil organic carbon stock dynamics: A review. *Journal of Soils and Sediments*. 1 janvier 2023. Vol. 23, n° 1, pp. 64-76.  
DOI 10.1007/s11368-022-03313-w.



# STRATIFICATION DU RÉSEAU DE MESURE DE LA QUALITÉ DES SOLS (RMQS) : IDENTIFICATION DES FACTEURS INFLUENÇANT LES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DU SOL

*STRATIFICATION OF THE FRENCH SOIL QUALITY MONITORING NETWORK (RMQS): IDENTIFICATION  
OF FACTORS AFFECTING SOIL ORGANIC CARBON STOCKS*

Maupetit, Jean-Lou

*Résumés (Français, Anglais)*

Par la séquestration du carbone atmosphérique, les lois cadre en matière de climat identifient les sols comme vecteurs d'atténuation du dérèglement climatique. Mais à l'échelle de la France, les facteurs concourant au piégeage du carbone dans les sols sont encore incertains. De 2000 à 2009, le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) tient compte des stocks de carbone organique (COS), entre 0 et 30 cm et entre 30 et 50 cm de profondeur, pour 2170 sites répartis régulièrement sur le territoire métropolitain, et doit conduire à une meilleure identification desdits facteurs. Une seconde campagne de mesure en cours (2016-2027) permet de suivre l'évolution des stocks d'environ 400 points. À partir de données internes et externes (RPG, ICP Forests), le RMQS est stratifié selon les conditions pédoclimatiques, l'occupation du sol et les pratiques de gestion rencontrées sur site. À l'orée des différentes strates, les mesures de COS sont soumises à analyse statistique. Les réserves sont majeures en montagne, en milieux argileux, en forêts, en prairie, mais souvent instables. Elles diminuent en subsurface des montagnes (-0.60 t C/ha/an), des sols argileux (-0.30) et des prairies (-0.26), mais augmentent en profondeur en montagnes (+0.34) et en forêts (+0.25). Les terres arables, insaturées, constituent une opportunité traduite par les cultures de blé tendre (+0.10). Mais les faibles effectifs de la seconde campagne rendent complexe et temporaire l'identification des mécanismes induisant ces dynamiques d'évolution. La précision de la stratification est en outre à améliorer. (250 mots)

Through the sequestration of atmospheric carbon, climate laws identify soils as vectors for mitigating climate change. But on a national scale, the factors contributing to carbon sequestration in soils are still uncertain. From 2000 to 2009, the French Soil Quality Monitoring Network (RMQS) measures organic carbon stocks (COS), between 0 and 30 cm and between 30 and 50 cm depth, for 2,170 sites distributed regularly across France, and should lead to a better identification of these factors. A second measurement campaign in progress (2016-2027) makes it possible to monitor the evolution of stocks by around 400 points. Based on internal and external data (RPG, ICP Forests), the RMQS is stratified according to soil and climate conditions, land use and management practices encountered on site. Highlighted by the different strata, the SOC measurements undergo statistical analysis. Major reserves are found in mountains, clayey environments, forests, meadows, but are often unstable. They indeed decrease on the subsurface of mountains (-0.60 t C/ha/year), clay soils (-0.30) and meadows (-0.26), but increase at depth in mountains (+0.34) and forests (+0.25). Often unsaturated arable lands constitute an opportunity, visible through wheat crops (+0.10). But the current low available data from the second campaign makes it difficult to identify the mechanisms inducing above evolutionary dynamics. Stratification precision is also to be improved. (225 words)

Mots-clefs : RMQS, Carbone Organique du Sol (COS), évolution des stocks de COS, stratification, occupation du sol, pratiques de gestion, conditions pédoclimatiques, séquestration

Keywords : RMQS, Soil Organic Carbon (SOC), evolution of SOC stocks, stratification, land use, management practices, pedoclimatic conditions, sequestration