



HAL
open science

Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers

Jacques Fuchs, Sophie Générumont, Sabine Houot, Emilie Jardé, Safya Menasseri-Aubry, Alain Mollier, Christian Morel, Virginie Parnaudeau, Marilys Pradel, Laure Vieublé

► To cite this version:

Jacques Fuchs, Sophie Générumont, Sabine Houot, Emilie Jardé, Safya Menasseri-Aubry, et al.. Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers. 2014. hal-02796871

HAL Id: hal-02796871

<https://hal.inrae.fr/hal-02796871v1>

Submitted on 5 Jun 2020

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

Chapitre 3.

Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers

Auteurs :

Jacques Fuchs

Sophie Générmont

Sabine Houot

Emilie Jardé

Safya Ménasseri

Alain Mollier

Christian Morel

Virginie Parnaudeau

Marilys Pradel

Laure Vieublé

Sommaire

Introduction	367
3.1. Valeur fertilisante et efficacité agronomique	369
3.1.1. Valeur fertilisante azotée et pertes azotées influençant la valeur fertilisante.....	369
3.1.2. Accumulation et pertes influençant la valeur fertilisante phosphatée.....	397
Annexe 3-1-1. Teneurs en P, C et N de Mafor relevées dans la littérature.....	413
Annexe 3-1-2. Constitution des corpus bibliographiques.....	416
3.2. Effet des apports de Mafor sur les teneurs en matière organique des sols	418
3.2.1. Méthodes et indicateurs pour évaluer la valeur amendante des Mafor.....	421
3.2.2. Apport des essais au champ de moyenne/ longue durée : information sur les fumiers, les composts, les boues d'épuration et les lisiers.....	424
3.2.3. Autres informations sur les valeurs amendantes des Mafor.....	435
3.2.4. Impact des filières de traitement amont sur le potentiel amendant des Mafor.....	441
3.2.5. Effet des apports de Mafor sur la qualité de la MO des sols.....	443
3.2.6. Place des Mafor dans les modèles simulant la dynamique de la MO dans les sols.....	443
3.2.7. Conclusion.....	445
3.3. Effet des Mafor sur les propriétés chimiques et physiques des sols cultivés	446
3.3.1. Impact des Mafor sur les propriétés chimiques du sol.....	448
3.3.2. Impact des Mafor sur les propriétés physiques du sol.....	449
3.3.3. Etudes comparées de Mafor.....	456
Annexe. Détail des mots-clefs utilisés pour construire le corpus de la section 3.3.....	458
3.4. Impacts des Mafor sur la quantité et la qualité des matières organiques dissoutes	459
3.4.1. Définition, origine et rôle de la MOD.....	461
3.4.2. Impact des Mafor sur les quantités de COD/MOD.....	463
3.4.3. Impact des Mafor sur la qualité du COD/MOD.....	472
3.4.4. Conclusions.....	474
Annexe 3-4-1. Dose Mafor épandue et impact sur quantité MOD dans les eaux.....	476
Annexe 3-4-2. Détail des mots-clefs utilisés pour construire le corpus de la section 3.4.....	478
3.5. Impacts sur l'abondance, la diversité et l'activité des organismes du sol	479
3.5.1. Abondance.....	481
3.5.2. Diversité.....	488
3.5.3. Activités.....	493
3.5.4. Indicateurs.....	503
3.5.5. Conclusion.....	503
Annexe. Détail des mots-clefs utilisés pour construire le corpus de la section 3.5.....	505
3.6. Influence de l'épandage de Mafor sur la santé des plantes cultivées	506
3.6.1. Protection des plantes contre les maladies par l'utilisation des Mafor.....	506
3.6.2. Effets phytotoxiques des Mafor.....	510
3.6.3. Conclusions.....	510

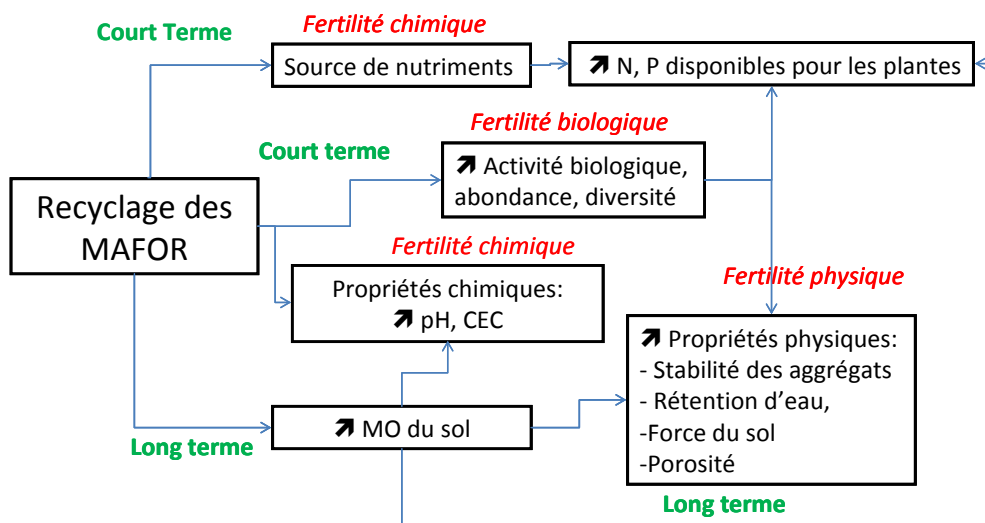
3 7. Influence d'apports de Mafor sur les populations d'adventices dans les champs.....	512
3.8. Les outils d'aide à la décision pour la gestion de la fertilisation et le devenir des émissions post-épandage des Mafor.....	514
3.8.1. Les outils pour la gestion de la fertilisation avec des Mafor et les risques liées à l'utilisation de Mafor.....	514
3.8.2. Les outils pour la gestion de l'épandage des Mafor et du devenir des éléments nutritifs post épandage.....	516
3.8.3. L'analyse de rentabilité des pratiques d'épandage des Mafor, une approche complémentaire à l'évaluation des effets agronomiques de ces dernières.....	524
3.8.4. Conclusion.....	526
Conclusion du chapitre 3.....	528
Références bibliographiques citées dans le chapitre 3.....	537

Introduction

Historiquement, certaines Mafor telles que les effluents d'élevage ont toujours été apportées au sol parce qu'elles permettaient une meilleure productivité des agrosystèmes, à court ou long terme. Plus récemment, des Mafor d'origines diverses (urbaines ou industrielles par exemple) sont proposées aux agriculteurs toujours avec un objectif similaire d'améliorer la fertilité des sols. Ce chapitre 3 traite des éléments qui justifient de parler de la *valorisation* des Mafor dans les systèmes agricoles, à savoir les effets qui entretiennent ou améliorent la fertilité chimique, physique et biologique des sols. Ce chapitre considère l'apport de Mafor dans des parcelles cultivées « classiques » (grandes cultures, prairies, systèmes maraichers...) : c'est dans le chapitre 5 que l'on trouvera un complément sur les plantations forestières intensives et les systèmes forestiers recevant des Mafor.

Le recyclage des Mafor dans les parcelles cultivées met en jeu des processus biologiques et physico-chimiques aboutissant à des effets attendus de différentes natures (Figure 1). Les Mafor peuvent en effet être une source de nutriments (exemple de l'azote à court terme, du phosphore, du potassium...), de microorganismes qui pour certains, sont des antagonistes de maladies des plantes... ou d'autres éléments comme des carbonates qui peuvent augmenter le pH du sol. Les apports de Mafor peuvent également augmenter après apport régulier et à plus long terme, les quantités de MO dans les sols avec des conséquences multiples sur les propriétés chimiques du sol (augmentation de la CEC), les propriétés physiques (stabilité structurale à long terme, rétention d'eau...) et l'activité biologique dans les sols, les Mafor constituant une ressource nutritive pour les organismes du sol, la plupart hétérotrophes. Elles vont ainsi pouvoir stimuler la croissance et l'activité des organismes du sol et ainsi impacter à la fois la fertilité chimique (minéralisation et libération de nutriments), la fertilité physique (stabilité structurale à court terme...) et la fertilité biologique (compétition...).

Figure 1. Entretien de la fertilité des sols *via* la valorisation des Mafor : les effets potentiels



La valorisation agronomique des Mafor est cependant aussi parfois à l'origine d'impacts sur l'environnement : les processus à l'origine des impacts environnementaux en lien direct avec les effets positifs attendus sont également traités dans ce chapitre 3 alors que les éléments considérés uniquement comme contaminants sont traités dans le chapitre 4. Seront traités dans ce chapitre 3 les voies de dissipation des éléments fertilisants dans l'environnement : une partie de l'azote des Mafor peut être lixiviée ou volatilisée (ammoniac), une partie du phosphore peut être stocké dans le sol et transféré vers les eaux. C'est aussi le cas des phytopathogènes que peuvent apporter les Mafor. Par ailleurs, certains Mafor chargés en cations monovalents peuvent induire une augmentation de la salinité du sol (augmentation de sa conductivité électrique).

Les quantités de Mafor, mais également leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques sont donc un objet central de ce chapitre, puisqu'elles vont déterminer l'intensité et la dynamique des processus étudiés ici. Une des difficultés auxquelles se heurtent les différentes recherches sur ces sujets est d'ailleurs la variabilité de la composition des Mafor, dont il est déjà question dans le chapitre 2. Un autre obstacle à l'analyse quantitative

de ces effets à travers la bibliographie est liée au fait que les effets considérés ici sont de plus très dépendants des doses et des fréquences d'apport, qui varient presque à chaque expérimentation. Ce chapitre analyse aussi le rôle des pratiques agricoles sur les effets induits pas les Mafor. D'une part on considère les pratiques relatives à l'épandage des Mafor, qui sont par essence liées aux caractéristiques des Mafor elles-mêmes : la dose ou la période d'apport par exemple seront dépendants du type de Mafor apportée et de ses caractéristiques spécifiques. Le mode d'apport va également modifier le devenir des éléments après apport, en particulier la part volatilisée de l'azote ammoniacal. D'autre part, le système de culture dans lequel s'insère l'épandage peut aussi modifier les effets étudiés : le travail du sol par exemple influence l'enfouissement des Mafor et donc leur distribution au sein du sol. Le travail du sol modifie aussi les conditions de température du sol qui vont impacter la décomposition des Mafor. La présence d'une culture intermédiaire en hiver va limiter la lixiviation liée à un apport de Mafor dont l'azote est très disponible à l'automne.

Les caractéristiques physico-chimiques des Mafor vont influencer l'intensité des effets observés immédiatement après apport. Quand cette intensité est élevée immédiatement après apport on parlera d'effets immédiats (< 1 mois), ou d'effets court terme (< 1an). C'est le cas par exemple des Mafor très riches en azote sous forme minérale ou sous forme organique mais se minéralisant rapidement. Ces effets peuvent persister au-delà de la première année, on parlera alors d'arrière-effet ou d'effet résiduel à moyen terme (durée d'une rotation culturale). Parfois, un effet ne sera observé qu'en cas d'apports répétés au cours d'une ou plusieurs successions culturales. On parlera alors aussi d'effet à moyen terme (≈ 10 ans) et long terme (> 10 ans) pour classer les effets¹.

L'objectif de ce chapitre est donc de faire l'état de l'art des effets attendus des Mafor vis-à-vis de la fertilité des sols : à travers notre analyse de la littérature, nous avons cherché à mettre en évidence et hiérarchiser, quand cela est possible, les facteurs déterminants ces effets, voire à estimer et prédire ces effets dans les domaines où les connaissances scientifiques le permettent.

Faisant suite au chapitre 2 sur la composition des Mafor, nous avons donc articulé le chapitre 3 en sous-chapitres qui traitent des différents effets des Mafor :

- 3.1 traite des effets fertilisants N et P, et des flux qui affectent la valeur fertilisante (lixiviation et volatilisation pour l'azote).
- 3.2 traite des effets amendants : évolution de la teneur en matière organique, stockage du carbone (matière organique) et modification du pH liés à l'apport de Mafor.
- 3.3 analyse la modification des propriétés physico-chimiques des sols, liées à l'apport de matière organique par les Mafor.
- 3.4 aborde la question de la matière organique dissoute dans la solution du sol, qui est impactée par l'apport de Mafor. Le § 3.5 relate les effets des Mafor sur l'abondance, la diversité, et l'activité des organismes du sol (hors agents pathogènes traités dans le chapitre 4),
- 3.6. traite plus directement de la santé des plantes, à savoir l'effet potentiellement suppressif de l'apport de Mafor, ou au contraire l'effet lié à l'apport d'agents phytopathogènes par les Mafor.
- la conclusion finale revient notamment sur les différents effets en explicitant les liens entre ces différents effets et les facteurs qui les déterminent.

A noter : les éléments chimiques K, S, Ca et Mg ne sont pas spécifiquement abordés. Pour le potassium (K), il est admis que le K apporté est entièrement disponible pour les cultures².

¹ Les durées entre parenthèse sont données à titre indicatif

² Voir par exemple :

- deHann S. 1981. Results of municipal waste compost research over more than fifty years at the institute of soil fertility at Haren/Groningen, The Netherland. *Neth. J. Agric.* 29, 49-61

- Wen G, Winter JP, Voroney RP, Bates TE, 1997. potassium availability with application of sewage sludge, and sludge and manure composts in field experiments. *Nutrient cycling in agroecosystems* 47, 233-241

- Hargreaves JC 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture ecosystems and Environment* 123, 1-14

- Johnston AE, 1986. Potassium fertilization to maintain a K-balance under various farming systems. pp199-226. In: *Nutrient balances and the need for potassium. Proceedings of the 13th International Potash Institute congress, August, Reims, France*

- Quemener J 1986. Important factors in potassium balance sheets. pp41-72. In: *Nutrient balances and the need for potassium. Proceedings of the 13th International Potash Institute congress, August, Reims, France*

3.1. Valeur fertilisante et efficacité agronomique

3.1.1. Valeur fertilisante azotée et pertes azotées influençant la valeur fertilisante

Virginie Parnaudeau

Sophie Générmont (section 3.1.1.4)

Introduction

Les Mafor contiennent de l'azote, sous forme organique et/ou minéral, indispensable à la production végétale. La « valeur azotée » des Mafor, capacité des Mafor à contribuer à la nutrition azotée des cultures, est variable selon leur origine et d'autres facteurs qui vont la modifier. Cette valeur azotée est notamment diminuée par les pertes par volatilisation et par lixiviation, qui impactent l'économie de l'exploitation agricole et l'environnement.

La valeur azotée s'inscrit plus largement dans la valeur fertilisante des Mafor, qui associent les autres macro-éléments tels que le phosphore (P) et le potassium (K), également contenus dans les Mafor (voir section 3.1.2). La minéralisation de l'azote organique, qui participe à la valeur azotée de la Mafor, est intimement liée aux biotransformations du carbone lors de la décomposition de la matière organique dans le sol (section 3.2), on parle alors de couplage des cycles de C et N.

La valeur fertilisante azotée est le résultat de nombreux facteurs, aussi bien intrinsèques (liés aux Mafor elles-mêmes) qu'extrinsèques (liés à leur modalité de gestion en agriculture ou au pédo-climat). L'analyse de ces différents facteurs doit permettre d'identifier les pistes permettant de choisir les Mafor en fonction des effets attendus, et surtout de mieux gérer les Mafor pour **augmenter leur efficacité azotée, notamment en augmentant l'absorption par les cultures et en limitant les pertes vers l'environnement.**

Donc dans ce chapitre, ne sont pris en considération que les processus qui déterminent significativement la disponibilité de l'azote des MAFOR sous forme assimilable par les plantes, i.e. la minéralisation/organisation, ou qui engendrent des pertes « conséquentes » pour l'agrosystème, la lixiviation et la volatilisation. Ne sont pas considérés ici les processus qui affectent les flux du cycle de l'azote de manière minoritaire quantitativement parlant, même si les conséquences « environnementales » sont d'importance, en particulier les émissions de N₂O et de NO_x qui seront traitées au chapitre 4.5 (émissions vers l'atmosphère) et les pertes d'azote par ruissellement. Ces dernières sont variables mais s'avèrent significatives dans les conditions très froides (sols gelés notamment et périodes de dégel) (Beegle et al, 2008).

Cette partie présente les différents processus qui interviennent dans la valeur fertilisante azotée des Mafor, puis fait l'état de l'art sur les facteurs qui déterminent ces processus à court et long terme. A la fin de cette partie des résultats relatifs aux différents types de Mafor sont rapportés afin de compléter les résultats précédents qui ne concernent pas forcément toutes les Mafor, la littérature sur l'azote étant très abondante.

Corpus bibliographique utilisé

Pour cette contribution, 3 requêtes ont été réalisées afin de couvrir les 3 thématiques traitées dans la section 3.1 sur l'azote des MAFOR : une requête destinée à collecter la littérature sur la valeur fertilisante axée sur les biotransformations de l'azote des MAFOR (*requête VP1*), une requête plus particulièrement relative à la volatilisation (*requête SG1*) et une requête spécifique sur la lixiviation (*requête VP2*). Il est alors logique que certaines références soient communes aux 3 requêtes. Des détails sont apportés en annexe 3-1-2 de la section 3.1.

Pour compléter certains sujets, les bases bibliographiques personnelles des experts ont aussi été utilisées.

Construction du corpus analysé

REQUETE VP1

Le corpus VP1 a été constitué en croisant les notions suivantes :

1. Liste des MAFOR commune à l'ensemble des experts (dans TITRE)
2. Liste générique en référence à l'azote (dans TITRE)
3. Liste de composantes agronomiques par rapport aux cultures, agrosystèmes (dans TITRE)
4. Liste en référence aux biotransformations, prélèvement, valeur fertilisante (dans TITRE)
5. Liste en référence au domaine, milieu d'étude
6. Liste en référence aux épandages et apports

En excluant des mots-clés qui collectent des références hors sujet sur les résidus de culture, les engrais verts et les contaminants organiques et inorganiques

⇒ *Le corpus issu de la requête VP1 contient alors 1 120 références.*

REQUETE VP2

Le corpus VP2 a été constitué en croisant les notions suivantes :

1. Liste des MAFOR commune à l'ensemble des experts (dans TITRE)
2. Liste générique en référence à l'azote lixiviable (dans TITRE)
3. Liste en référence au transfert d'azote vers les aquifères
4. Liste en référence au domaine, milieu d'étude

En excluant des mots-clés qui collectent des références hors sujet sur les résidus de culture, les engrais verts et les contaminants organiques et inorganiques

⇒ *Le corpus issu de la requête VP2 contient alors 370 références. On note que 64 articles sont communs aux requêtes VP1 et VP2.*

REQUETE SG1

Le corpus SG1 a été constitué en croisant les notions suivantes :

1. Liste de MAFOR commune à l'ensemble des experts (dans TITRE)
2. Liste en référence au domaine, milieu d'étude
3. Liste en référence aux épandages et apports
4. Liste en référence à la volatilisation de l'ammoniac, processus et composé d'étude

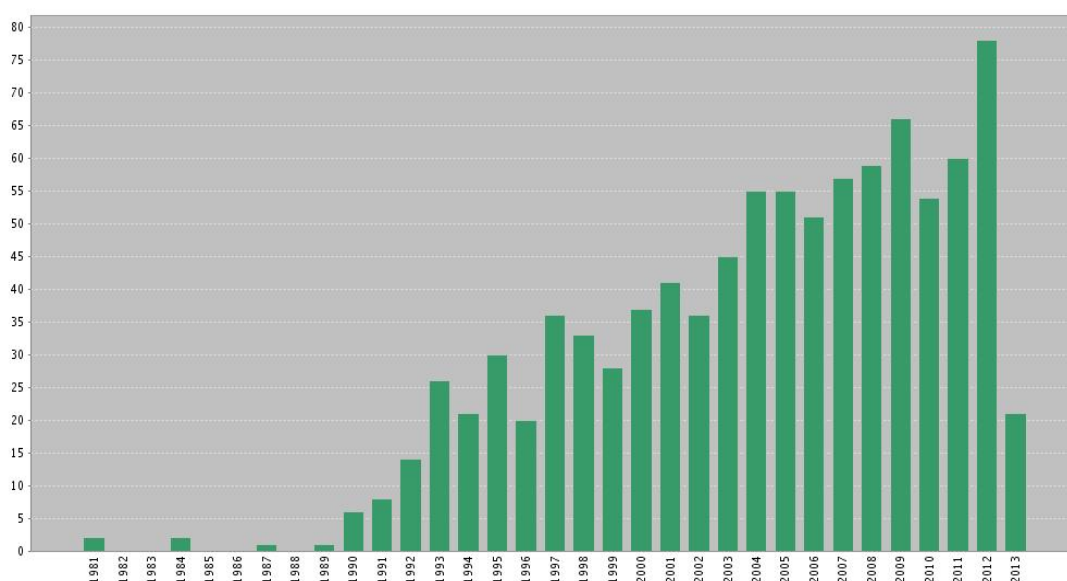
En excluant des mots-clés qui collectent des références hors sujet sur les résidus de culture

⇒ *Le corpus issu de la requête SG1 contient alors 1 159 références.*

Description du corpus analysé

REQUETE VP1

Les références issues du corpus couvrent la période 1981-2013, avec une augmentation significative à partir de 1990.



En termes de sujets traités au fil du temps, on constate : que le nombre de publications sur le sujet traité ne cesse d'augmenter, que les effluents d'élevage sont des sujets d'intérêt quelle que soit la période ; que récemment émergent de nouvelles MAFOR telles que les biochars (2011). Par ailleurs les articles récents traitent plus de conditions « non tempérées », ce qui est probablement lié à l'émergence de pays nouvellement publiants sur la scène scientifique internationale.

Les effluents issus d'élevage représentent une part importante du corpus (40 % des articles) ; le sujet des flux d'azote a été traité dans une ESCo précédente (« Flux d'azote dans les élevages ») et il existe 2 revues et 1 chapitre d'ouvrage récent (issu de ma BDD) faisant un point assez exhaustif sur cette question. Ce sont ces articles synthétiques qui seront essentiellement utilisés pour les effluents d'élevage.

REQUETE VP2

Les effluents d'élevage représentent 50 % des articles sur la lixiviation. Trois revues traitent de la lixiviation liée aux effluents issus d'élevage et aux composts même si elle ne sort pas dans cette requête, car ce n'est pas le sujet principal (Webb et al, 2013 ; Amlinger et al, 2003 et Chalk et al, 2013, cf. requête VP1), sinon on ne trouve pas de revue dédiée. Beaucoup d'articles traitent de la comparaison avec des engrais, ou d'expérimentations avec différentes cultures mais sans en tirer de conclusions génériques.

Modifications apportées au corpus VP1 et VP2

La plupart des papiers éliminés traitent des engrais de synthèse, de résidus de culture, d'autres nutriments que N, des prairies pâturées et des sédiments en milieu aquatiques. Par ailleurs, on exclut également les articles traitant d'effluents comme les effluents domestiques bruts qui ne sont pas épandus en France. Le corpus étant encore beaucoup trop important (plus de 1000 articles), le choix a été fait de n'utiliser pour cette analyse bibliographique que les articles les plus cités. On a également rejeté 4 revues sur les 8 car elles sont hors-sujet et des articles non pertinents ou peu informatifs au regard du sujet. Au final, 98 articles ont été cités.

REQUETE SG1

En raison du trop grand nombre de références à exploiter, une autre requête semblable à la précédente mais limitant la notion 4 (Liste en référence à la volatilisation de l'ammoniac, processus et composé d'étude) au TITRE a été effectuée : elle était alors trop restreinte par rapport aux publications reconnues comme significatives, même si le corpus contenait alors 207 références. L'étude a porté donc sur des références relativement anciennes issues de notre propre BDD qui faisaient le point sur les déterminants de la volatilisation après les apports de Mafor au champ, mais qui concernaient plutôt les produits issus de l'élevage. Des revues de synthèse issues du corpus SG1 ont été utilisées pour actualiser l'analyse en relation avec les techniques d'apport visant à la réduction des émissions qui sont essentiellement développées sur les effluents d'élevage, ces derniers constituant une des sources majeures d'ammoniac d'origine anthropique pour les pays caractérisés par une agriculture intensive comme la France et la plupart des autres pays européens.

Le corpus réellement utilisé contient ainsi 115 références, soit 10 fois moins que le corpus SG1 initial. Des compléments adaptés au cas Français peuvent être trouvés dans des thèses menées en France sur ce sujet (Génermont, 1996 ; Moal, 1994) et dans des rapports récents (Gac et al., 2006 ; Pacaud et Pradel, 2010 ; Faburé et al., 2011 ; Mathias et Martin, 2013) qui traitent essentiellement de l'élevage, positionnent ces émissions par rapport à l'ensemble des autres postes émetteurs (bâtiment, transformation, stockage), et proposent des techniques et stratégies de réduction des émissions d'ammoniac.

3.1.1.1. Définitions et description de processus du cycle biogéochimique de l'azote

Définitions

On peut désigner comme valeur azotée ou valeur fertilisante azotée (*N fertilising value*) d'une Mafor la contribution de l'azote qu'elle contient à la nutrition des cultures de la parcelle sur laquelle elle est apportée. A l'échelle parcellaire, l'efficacité de l'azote (*N efficiency*) est quant à elle la quantité d'azote valorisée par les cultures, rapportée à la quantité de N total apporté par la Mafor. On parle également de l'azote disponible pour les cultures (*plant available N, PAM*) : c'est l'azote du sol à disposition pour la nutrition des cultures, donc sous forme minérale, à un moment donné ou sur une période donnée (qui peut provenir de l'apport de Mafor).

Pour les Mafor, ces 3 concepts sont liés avant tout à la quantité d'azote total contenu par les différentes Mafor, très variable d'une Mafor à l'autre, ainsi qu'à la proportion de N sous forme minérale et sous forme organique (voir Chapitre 2). La fraction sous forme organique induit de plus une fourniture d'azote disponible variable en fonction du type de molécules azotées et d'autres facteurs qui seront examinés par la suite.

Dans la pratique et pour le court terme (cycle cultural), on peut évaluer le coefficient apparent d'utilisation (CAU) de l'azote des MAFOR, par des expérimentations au champ. Le CAU s'obtient en rapportant le supplément d'azote absorbé par une culture fertilisée avec la Mafor par rapport à un témoin non fertilisé, à l'azote total apporté par la Mafor.

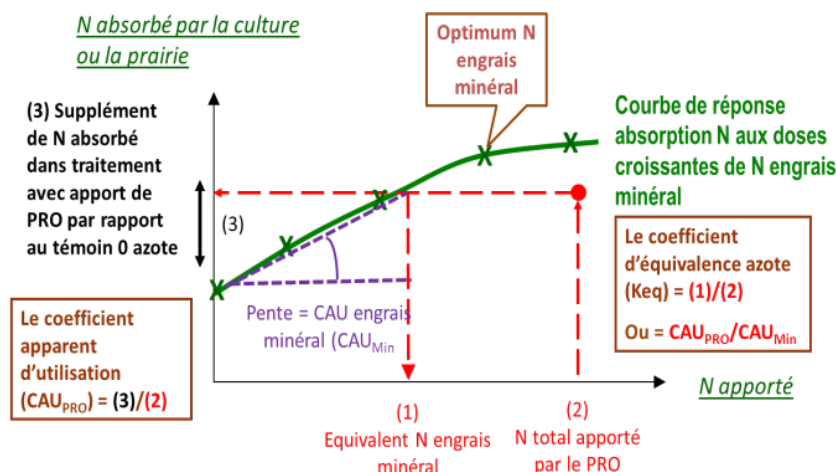
$CAU = (N \text{ absorbé (culture ayant reçu la Mafor)} - N \text{ absorbé du témoin non fertilisé}) / N \text{ total apporté par la Mafor}$

Un autre type d'expérimentation permet aussi de donner un coefficient d'équivalence engrais (Keq) qui exprime l'efficacité de la Mafor par rapport à un engrais minéral de référence tel que l'ammonitrate ou le superphosphate :

$$Keq = (CAU_{Mafor} \times 100) / CAU_{engrais}$$

Ces coefficients intègrent l'effet azote global sans distinction des formes minérales (principalement ammoniacale qui peut subir des pertes par volatilisation) et organiques. Malgré cette limite, leur évaluation reste nécessaire, en complément des autres approches mises en œuvre.

Figure 3-1-1. Calcul des coefficients CAU et Keq
(extrait d'un protocole rédigé dans le cadre du projet Casdar Réseau PRO, Bouthier *et al.*)

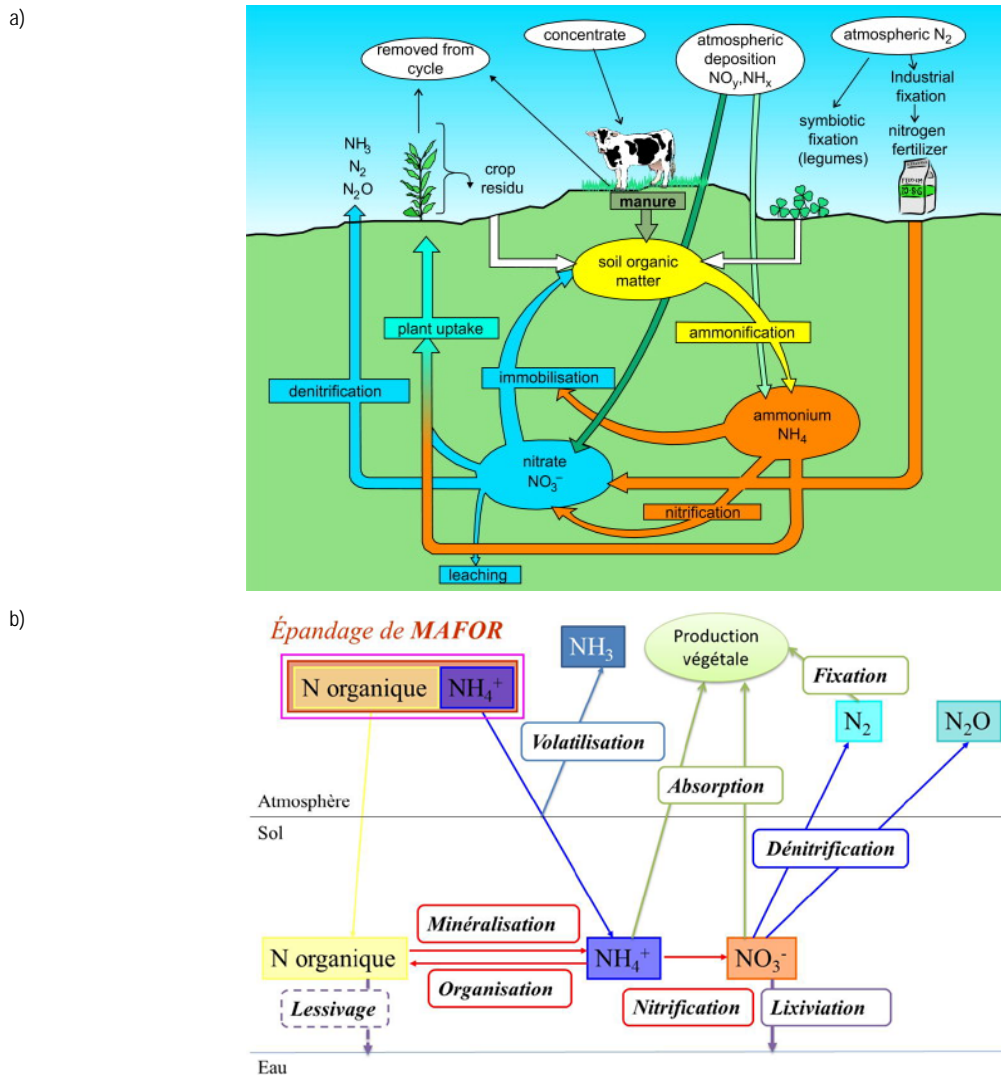


Déterminants de la valeur azotée d'une MAFOR : le cycle de l'azote (fig 3-1-2 a)

La valeur azotée d'une MAFOR correspond à l'azote provenant de l'application de cette MAFOR qui va être disponible pour la nutrition des cultures sous forme d'N minéral (NO_3^- et NH_4^+). Lors d'un apport au sol de MAFOR l'azote minéral a deux origines (fig 3.1.1 b) : soit il est contenu initialement dans la MAFOR (essentiellement sous forme NH_4^+ et plus rarement de NO_3^-), soit il provient du processus de minéralisation (et nitrification) de l'azote organique, dont le processus inverse est l'organisation (ou immobilisation, terme anglo-saxon) de l'azote minéral. L'azote minéral disponible peut être absorbé par la culture, mais une partie peut aussi majoritairement être perdue vers l'environnement *via* deux processus : la volatilisation de l'ammoniac (NH_4^+) et la lixiviation des nitrates (NO_3^-) ; ces deux processus contribuent ainsi à réduire la valeur azotée des MAFOR. L'émission de composés azotés gazeux tels que N_2O ou NO est traitée dans une autre section du rapport car elle n'affecte pas la valeur agronomique des MAFOR, les ordres de grandeurs étant très inférieurs à ceux des flux précédemment cités.

A plus long terme (quelques années à quelques décennies), l'effet des MAFOR sur le cycle de l'azote est constitué de l'azote qui n'a pas été perdu (émissions vers l'environnement) ni exporté par les cultures et qui reste donc dans le sol. Une partie de l'azote organique restant dans le sol continue à se minéraliser les années suivant l'apport (appelé ici effet résiduel) et une autre partie est incorporée à la MO stable du sol, qui est elle-même minéralisée à faible vitesse. Les apports réguliers de MAFOR fournissent donc aussi aux cultures de l'azote sur le moyen et le long terme par la minéralisation progressive de l'azote incorporée dans la matière organique du sol.

Figure 3-1-2. a) Cycle de l'azote en milieu agricole (Erisman *et al.*, 2007)
 b) Flux d'azote consécutifs à l'épandage de MAFOR



L'interaction entre les différents processus du cycle de l'azote implique que certaines pratiques agricoles peuvent limiter certains flux polluants mais avoir pour conséquence d'en aggraver d'autres, à différentes échelles ; c'est ce que l'on appelle les transferts de pollution (*pollution swapping*). A grande échelle, c'est le cas par exemple de l'interdiction des épandages d'automne en Europe qui a limité les pollutions de nitrate par lixiviation mais accentué la volatilisation au printemps car les effluents, en l'occurrence, ont dû être épandus à cette saison.

Les modèles de culture qui ont émergé dans les années 1980-1990, basés sur la modélisation des cycles de l'eau, du carbone et de l'azote dans le système dans le système sol-plante-atmosphère, ont permis de progresser dans l'estimation des flux d'azote consécutifs à l'apport de Mafor sur les parcelles agricoles. En effet, ces modèles prennent en compte les interactions entre les différents flux : les plus mécanistes permettent de mieux comprendre les processus, comme par exemple Century (Paustian *et al.* 1992), et les plus fonctionnels permettent d'estimer le flux et pertes vers l'environnement (et les transferts de pollution) dans des cas plus nombreux que l'expérimentation. Certains outils d'aide à la décision, souvent orientés vers le calcul de doses d'azote à apporter (ex. Azofert, Dubrulle *et al.*, 2004) ou le calcul de la disponibilité d'azote pour les cultures une année donnée (ex. MANNER, Chambers *et al.*, 1999) prennent également en compte les Mafor. On peut cependant noter que les modèles les plus simples basés sur des régressions mathématiques par exemple sont robustes mais peu précis dans leurs estimations, et les modèles simulant les processus plus fins sont souvent peu fiables car issus de formalismes initialement proposés pour les résidus végétaux (Dhaouadi, 2014).

3.1.1.2. Minéralisation et organisation liées à l'apport de Mafor au sol

On notera ici que ces deux processus sont l'objet principal de ce paragraphe, mais qu'il est parfois question d'azote disponible : en effet, dans un certain nombre de travaux, on évalue à la fois l'azote minéral issu de la minéralisation nette ajouté à l'azote déjà sous forme minérale dans la MAFOR.

Au cours de la décomposition de molécules organiques issues des Mafor, l'azote organique associé au carbone est ammonifié sous forme de NH_4^+ (minéralisation de l'azote organique par les micro-organismes du sol). En parallèle, de l'azote minéral est assimilé par les micro-organismes pour leur croissance : il s'agit de l'organisation de l'azote minéral, appelée aussi immobilisation (terme anglo-saxon). L'azote du sol présent sous forme de NH_4^+ est ensuite nitrifié par des populations microbiennes spécifiques (les plus connues étant *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*) ; des concentrations élevées d'ammonium sont toxiques pour *Nitrobacter* (Schlegel, 1993).

L'estimation des flux nets de minéralisation du carbone et de l'azote est réalisée à l'aide d'incubations de sols en conditions contrôlées (Cheneby *et al.*, 1994 ; Stanford et Smith, 1972). Elles consistent à apporter les matières organiques exogènes à un sol unique, un sol sans apport servant de traitement témoin. Les échantillons de sol sont maintenus à une température et une humidité constante. La minéralisation nette de l'azote est quant à elle évaluée à des dates régulières. Les résultats du traitement témoin (évaluant les biotransformations de la matière organique du sol) sont déduits afin d'estimer les flux nets liés à l'apport de Mafor. Ce protocole fait l'objet d'une norme (NFU 44-163). Les molécules azotées peuvent être marquées à l'aide de l'isotope ^{15}N (même si cela n'est pas facile pour les Mafor) : cela permet de suivre le devenir de l'azote d'une Mafor donnée dans les différents compartiments de la matière organique du sol, dans les plantes ou dans l'eau. Enfin la minéralisation peut également être mesurée au champ, par bilans d'azote entre deux dates (mesures de N dans le sol et les cultures), ou en sol nu sur plusieurs mois, pendant lesquels sont prélevés des échantillons de sol dont on mesure ensuite la teneur en N minéral (reliquats N minéral) et l'humidité. Sur la période considérée (6 mois-un an), on obtient une chronique de profils d'azote minéral et d'humidité. En utilisant le modèle Lixim (Mary *et al.*, 1999) avec ces données, la densité apparente et les humidités caractéristiques du sol, des données météo journalières, on déduit une vitesse de minéralisation et les pertes par lixiviation.

Le déterminisme des processus biologiques de décomposition et de minéralisation de l'azote est lié à des facteurs qui agissent sur l'activité des micro-organismes, qu'ils dépendent des substrats eux-mêmes ou des conditions de l'environnement. Les principaux facteurs de l'environnement agissant sur la minéralisation des matières organiques sont la température, l'humidité, la disponibilité en O_2 et le pH du sol (Swift *et al.*, 1979). Certaines pratiques agricoles (travail des sols, chaulage...) peuvent modifier la minéralisation du fait qu'elles modifient les conditions du milieu. La texture des sols peut également influencer la minéralisation, notamment par la présence d'argiles qui assurent une protection physique de la matière organique (Ladd *et al.*, 1996).

Les caractéristiques intrinsèques des Mafor (leur composition et aussi leurs caractéristiques physiques) influencent également leur aptitude à générer minéralisation et organisation de l'azote dans le sol.

La minéralisation implique la présence d'azote sous forme organique dans les MAFOR ; c'est pourquoi on peut traiter le cas particulier des cendres séparément, celles-ci ayant une teneur en N total très faible, voire négligeable, qui font des cendres de l'industrie du bois un fertilisant « N-free » d'après une revue de Demeyer *et al.* (2001). D'après ce même travail, elles pourraient même diminuer l'azote disponible dans le sol en diminuant le taux de nitrification de l'ammonium du sol.

3.1.1.3. Facteurs intrinsèques influençant la minéralisation à court terme

La composition des MAFOR détermine leur aptitude à la minéralisation ou à l'organisation (en plus des conditions d'apport : doses, modalités, période, types de sol et climat). C'est pourquoi ce qui affecte la composition affecte aussi les biotransformations : alimentation des animaux et conditions d'élevage pour les effluents issus d'élevage, matières premières, traitements des MAFOR, stockage.

Comme pour les résidus de culture, le critère qui est le plus cité comme étant corrélé à la minéralisation est le C/N voire le C/N organique (ex : Barbarika *et al.*, 1985 ; Chaussod *et al.*, 1981 ; Gilmour and Skinner, 1999, Nahm 2005). Le chapitre de Sims et Stehouwer (2008) rapporte des résultats relatifs à différentes Mafor (tableau 3-1-1).

Tableau 3-1-1. Effet du rapport C/N de différents co-produits sur la minéralisation nette de l'azote (Sims et Stehouwer, 2008).

Organic by-product type	C/N ratio	Mineralization result	Reference
Biosolids		Net N mineralized as % of N added during 67-d incubation	Douglas and Magdoff, 1991
Anaerobic digestion	11, 13	23, 41	
Aerobic digestion	14, 15	41, 50	
Dewatered	13	16	
Composts			
Manure (3)	16, 19, 25	-8.5, -11.7, -16.4 (immobilization)	
Biosolids (1)	15	-3.5 (immobilization)	Egelkraut et al., 2000
		Net mineralization as % of applied N in four soils, 179 d incubation	
Cotton leaves	15.5	25.0 to 39.1	
Cotton stems	28.8	-17.9 to -31.5 (immobilization)	
MSW Compost	28.8	5.1 to 23.1	Epstein et al., 1978
		Net mineralization as % of added N in 15-wk incubation at 35°C; biosolids added to soil at three rates	
Composted biosolids (raw)	12.8	3.8-4.7	
Composted biosolids (digested)	18.0	7.0-9.3	
Biosolids (raw)	11.2	36.2-46.0	
Biosolids (digested)	8.2	40.1-42.4	
		Net mineralization as % of applied N in 35-wk incubation	Hadas and Portnoy, 1997
Manure compost	11.2	22	
MSW compost	15.5	23 to 28	
		Net mineralization as % of applied N (based on loss of organic N) in 1-yr field incubation	He et al., 2000
Biosolids, pelletized	5.8	48.4	
Composted biosolids and yard trimmings	15.4	23.5	
Composted yard trimmings	38.0	23.3	
		2-wk greenhouse pot incubation	Hue and Sobieszcyk, 1999
Poultry manure	9.3	Net mineralization	
Raw biosolids	27.2	Net immobilization	
Digested biosolids	5.2	Net mineralization	
Composted yard trimmings	29.2	Net immobilization	
Corn stover	42.0	Net immobilization	
Peat moss	44.0	Net mineralization	
Fishwaste-sawdust compost	23.4	Net immobilization in 16-wk incubation after removal of inorganic N by leaching; organic C to organic N ratio was 31:1	Jellum et al., 1995
		Net mineralization as % of applied organic N during 16-wk incubation at 20-25°C.	King, 1984
Biosolids			
Anaerobic	3.9, 3.8	21, 30	
Aerobic	3.7, 2.4	26, 39	
Paper mill sludge	83.8, 35.6	-45, -17 (immobilization)	
Fiberboard sludge	23.1	-12 (immobilization)	
Waste fiber	16.5	4	
Brewery sludge	2.5	46	
Fermentation sludge	8.0	24	
		Net mineralization as % of applied N during 391-d greenhouse incubation (mineralization as % of added organic matter)	Rowell et al., 2001
Biosolids (digestion)			
Anaerobic, secondary	11	20.1 (9.89)	
Anaerobic, secondary	8	42.6 (28.2)	
Anaerobic, primary	12	11.5 (5.17)	
Aerobic	8	11.8 (7.86)	
Paper fines	52	-38.8 (-4.10)	
Wheat straw	176	-137 (-3.50)	
Douglas fir needles	49	8.5 (0.82)	
		Net mineralization as mg N kg ⁻¹ soil-compost blend	Sims, 1990
7-d composted biosolids and MSW	53.9	-23 to -37 (immobilization)	
7-d compost plus lime			
7-d compost dried	60.1	-16 to -25 (immobilization)	
7-d compost mixed with biosolids-wood chips compost	53.8	-28 to -32 (immobilization)	
	33.2	-7 to -20 (immobilization)	

Toutefois ce critère global peut se révéler insuffisant ; Ambus *et al.* (2002) montrent par exemple qu'à rapport C/N comparable, un compost et une boue ont une minéralisation nette d'azote différente. Pour Rowell *et al.* (2001), la minéralisation de l'azote est plus le résultat du catabolisme des protéines que la décomposition de l'ensemble du substrat, ce qui expliquerait l'absence de corrélations entre la minéralisation du carbone et de l'azote. Certains auteurs mesurent donc la teneur en N total, N minéral (*in Webb et al.* 2013) ou la teneur en azote organique (Hattori et Mukai, 1986), voire en protéines (Lerch *et al.*, 1992 ; Rowell *et al.*, 2001) pour les boues de STEP. L'azote minéral est identifié comme le plus déterminant pour des effluents « liquides » issus d'agro-industries par Parnaudeau *et al.* (2006). D'autres auteurs déterminent des corrélations également significatives avec d'autres critères de composition (ex. : Eghball et al, 2002 ; Flavel et Murphy, 2006 ; Parnaudeau et Dignac, 2007).

Du fait qu'ils influencent la composition des Mafor, les traitements vont influencer la minéralisation des Mafor (résumé dans Gutser *et al.* 2005 et développé dans Webb *et al.*, 2013 pour les effluents d'élevage).

Effet des traitements sur la disponibilité de l'azote à court terme (cycle cultural)

La composition des effluents d'élevage est la conséquence du type d'élevage, de la litière (paillage) et de l'alimentation des animaux (*in Webb et al.*, 2013). Pour les autres MAFOR, elle dépend aussi de leur origine. Dans tous les cas, le traitement des MAFOR aura une grande influence sur les caractéristiques donc sur la valeur fertilisante azotée.

Ainsi le compostage réduit l'azote facilement minéralisable en stabilisant la matière organique des déchets qui sont compostés (Castellanos et Pratt, 1981 ; Chalk *et al.*, 2013). Eghball (2000) montre que les fumiers de bovin induisent plus de minéralisation nette d'azote que le même fumier composté. Preusch *et al.* (2002) observent le même résultat pour la litière de volaille et Bernal *et al.* (1998) pour les boues d'épuration. Une revue d'Amlinger *et al.* (2003) concernant les composts de différents types de déchets établit que l'azote disponible des composts varie entre 5 et 15% de l'azote total du compost l'année suivant l'apport. Une autre revue d'études consacrée aux composts et utilisant le ^{15}N (Chalk *et al.* 2013) montre que l'azote issu des composts retrouvé dans les plantes est très variable (3.8 à 38%) ; cette variabilité est liée aux conditions d'utilisation des composts mais aussi à la qualité des composts (C/N plus ou moins élevés), cela pouvant être lié au matériel d'origine (ex. de composts de pailles de riz ayant des C/N très élevés). Cependant, Preusch *et al.* (2002) montrent pour la litière de volaille que le matériel d'origine influence moins la minéralisation lorsqu'il est composté que lorsqu'il est à son état initial : le compostage tend à homogénéiser des matériaux hétérogènes au départ (Francou *et al.*, 2005). En revanche, le procédé de compostage, les conditions, la durée de compostage et le « post-traitement » du compost (*in Amlinger et al.*, 2003) peuvent conduire à un compost plus ou moins stable. Les composts peu stabilisés peuvent organiser l'azote du sol (organisation nette) : c'est notamment le cas de boues de STEP compostées étudiées par Bernal *et al.* (1998) en incubation à différents stades du compostage. Le mélange initial 'boues de STEP + déchets de l'industrie du coton (C/N très élevé)' conduit à une forte immobilisation, mais après la phase de compostage actif et plus encore après maturation, la minéralisation nette induite est de 5 et 9 % N au bout de 70 jours d'incubation. Ce résultat est confirmé par une expérimentation en serre. On notera cependant que la phase d'organisation de l'azote peut être suivie d'une re-libération de d'azote au moment où les cultures le requièrent, ce qui explique la bonne efficacité de l'azote de composts d'ordures ménagères par exemple (Chalhoub *et al.*, 2013). Ce phénomène n'est pas propre aux composts mais au MAFOR qui induisent d'abord de l'organisation d'azote puis une reminéralisation.

Le séchage thermique, qui concerne surtout les boues d'épuration, diminue aussi la biodisponibilité de l'azote des boues d'épuration (Tarrason *et al.*, 2008).

La digestion anaérobie augmente quant à elle la teneur en N minéral de la MAFOR : le digestat issu du traitement est plus riche en NH_4^+ que le matériel initial, donc plus disponible pour les cultures, mais il est aussi plus difficile à maîtriser (voir section 3.1.1.4). Par ailleurs, les digestats peuvent encore contenir des molécules carbonées décomposables qui vont induire une organisation transitoire de l'azote du sol. Albuquerque *et al.* (2012) montrent en effet que des matériaux très décomposables conduisent à des digestats peu stables qui induisent une organisation de l'azote, et les auteurs supposent aussi de la dénitrification. En revanche, les digestats plus stables peuvent constituer des fertilisants efficaces. Ces auteurs montrent que la stabilité peut être appréhendée par un ensemble de tests biologiques (demande biologique en oxygène à 24h et à 5 jours, C organique total).

L'apport de biochar ou charbon sur les sols agricoles, issus de la pyrolyse de MAFOR et de résidus organiques, induit également la modification des biotransformations de l'azote dans le sol. Lehmann *et al.* (2003) observent un effet négatif sur la nutrition azotée de la culture (*Vigna unguiculata*) mais pas sur la production, liée à la « rétention » de l'azote minéral (y compris apporté par les engrais) dans le sol induite par l'ajout de charbon. Cette « rétention » serait liée à un phénomène d'adsorption de NH_4^+ par le charbon ; cela pourrait aussi être lié à l'immobilisation (C/N élevé) mais celle-ci est généralement faible car le charbon est peu décomposable. L'hypothèse de l'altération de la nitrification par ces apports observée en sols forestiers n'est pas démontrée en sols agricoles (Steiner *et al.*, 2008). Nelson *et al.* (2011) montrent qu'un sol auquel est ajouté un biochar (ici 20g biochar kg^{-1} sol) voit sa concentration en NH_4^+ et NO_3^- décliner, et nécessite l'apport d'azote minéral pour maintenir ou maximiser la production, sachant que le biochar n'affecte pas la disponibilité de cet apport d'azote pour les doses testées. Cet effet est expliqué comme pour le charbon : diminution de la nitrification (non démontré), immobilisation, qui est plus vraisemblable dans cette étude où le biochar contient encore des matières organiques biodégradables. Bruun *et al.* (2012) montrent que le mode de pyrolyse pour obtenir le biochar peut engendrer des différences significatives sur les biotransformations de N : la pyrolyse lente produit un biochar stable qui n'induit pas d'immobilisation d'azote, alors que la pyrolyse rapide génère un biochar induisant une immobilisation de 43% sur 56 jours d'incubation. L'effet de la dose semble critique, mais en revanche on observe peu d'effet de la taille des particules (Lehmann *et al.*, 2003) ; l'effet du matériel d'origine est moins important que le mode de pyrolyse (*in Bruun et al.*, 2012).

Effet de l'apport de Mafor sur la minéralisation plus long-terme (> 1 an)

L'effet à moyen terme d'un seul apport est plutôt limité (effet résiduel) mais l'effet d'apports répétés devient significatif à moyen et long terme et doit être pris en compte dans le plan de fertilisation (*in Webb et al., 2013*).

- Valeur azotée résiduelle d'une Mafor au-delà de l'année de l'apport

Les synthèses d'Amlinger *et al.* (2003) et Chalk *et al.*(2013) montrent que les composts induisent respectivement une minéralisation annuelle de 2-8%N et 2-3%N au-delà de l'année de l'apport, ordres de grandeurs qui sont également cités dans la revue de Webb *et al.* (2013) concernant les effluents d'élevage. Les MAFOR qui induisent une forte minéralisation à court terme ont généralement un effet résiduel très faible.

- Effet des apports répétés de Mafor sur l'évolution de l'azote organique dans le sol

En revanche, plusieurs études montrent que l'apport répété de MAFOR de type composts et fumiers permet progressivement d'augmenter la fourniture d'azote par le sol, et donc d'économiser l'apport d'engrais azoté (Nevens et Reheul, 2003) et un « crédit N », peut être calculé (Pan *et al.*, 2009). Ceci est vrai en cultures annuelles mais aussi en prairie. Schröder *et al.* (2007) cité par Webb *et al.* (2013) montrent qu'un apport de fumier pendant 4 ans est bénéfique à la croissance des prairies qui valorisent le fumier de l'année en cours, mais aussi celui des années précédentes, alors qu'un apport d'N minéral n'augmente le rendement que l'année d'application. Cela implique aussi que cet azote rendu disponible au fur et à mesure des années après épandage peut générer un surcroît de lixiviation (*cf.*3.1.1.5 sur lixiviation).

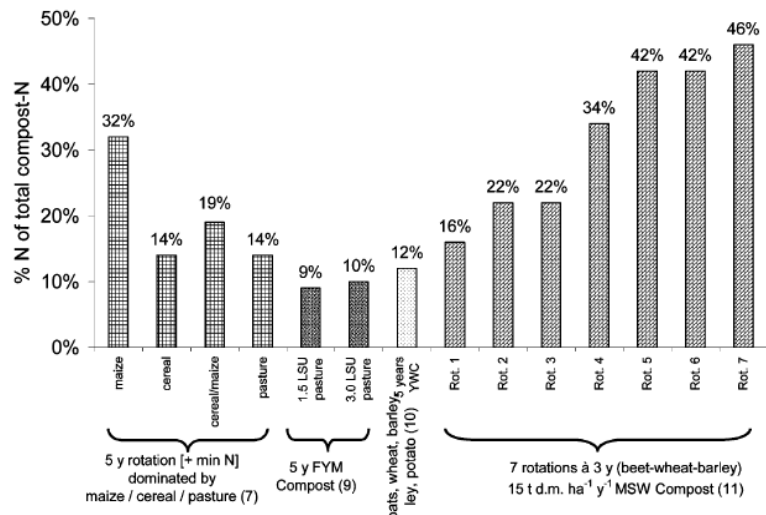
Les apports répétés de MAFOR organiques lentement décomposables conduisent généralement à une augmentation de l'azote organique du sol et à une augmentation du C/N du sol, qui dépendent aussi beaucoup de la composition et de la dose de MAFOR apportée. L'augmentation du stock de N et du C/N du sol est montré pour des apports de fumier de bovin (+ engrais minéral NPK) incorporés en surface (0-10 cm) pendant 17 ans (Liang *et al.*, 2011), et pour des apports de composts dans différentes expérimentations (revue d'Amlinger *et al.*, 2003, de Diacono et Montemurro, 2010). Ces derniers calculent par des modèles le temps nécessaire (d'apports en continu) pour que l'augmentation du stock d'azote compense le prélèvement par les cultures ou la minéralisation, ce résultat étant dépendant des conditions pédoclimatiques notamment.

Ladha *et al.* (2011) ont réalisé une méta-analyse et un modèle mixte pour utiliser les résultats de 135 études de long-terme (fertilisation organique et minérale) : ils montrent un effet significatif de l'apport de MAFOR (seules) sur l'accumulation d'azote organique dans les sols, supérieur à l'effet d'apports minéral + organique et plus encore à l'effets d'apports minéraux seuls. L'effet global est peu dépendant du type de climat (tempéré, tropical ou sub-tropical). En revanche l'intensité du stockage dépend du type d'agriculture, sols immergés à « dryland », qui eux-mêmes dépendent des régions climatiques !

- Estimation de l'effet résiduel des apports de Mafor et des effets d'apports répétés

La Figure 3-1-3 (Amlinger *et al.*, 2003) issue de résultats au champ sur différentes rotations montre l'efficacité moyenne de l'azote de composts par type de culture au sein de différentes rotations (les chiffres intègrent la minéralisation de la 1^e année, les effets résiduels et l'effet cumulatif des apports répétés).

Figure 3-1-4. Efficacité azotée des composts au sein des rotations culturales.



Afin de prévoir les évolutions des flux et stocks d'azote à moyen et long terme, la modélisation est nécessaire, notamment pour distinguer les différents effets (court, moyen et long terme). Un point spécifique de l'état de l'art sur ce sujet est présenté dans la section 3.1.1.6.

3.1.1.4. Volatilisation

Processus, mesure et modélisation

Processus

L'azote ammoniacal est présent dans le sol et dans les Mafor sous différentes formes : on peut ainsi décomposer la volatilisation en deux étapes.

La première étape est le passage de la fraction liquide du sol vers l'atmosphère à son contact, et s'opère dans le compartiment « sol » : ce passage relève de la solubilité de l'azote ammoniacal en phase aqueuse, et résulte de deux équilibres, qu'il est nécessaire de prendre en compte simultanément :

- l'équilibre acido-basique de dissociation de l'ammoniac en ion ammonium admet pour constante d'équilibre la constante d'acidité K_a , qui est une fonction exponentielle de la température. La proportion de l'une ou l'autre forme est déterminée par cette constante, et donc la volatilisation augmente avec la température de la solution, le pH de la solution, et la concentration en azote ammoniacal total.
- l'équilibre de solubilité en phase aqueuse de l'ammoniac. La constante de cet équilibre est appelée constante de la loi de Henry, K_h , et est aussi une fonction exponentielle de la température. La concentration en ammoniac gazeux au contact de la solution (pression partielle) dépend de cette constante, donc la volatilisation augmente avec la température, et de la concentration en ammoniac aqueux.

La deuxième étape est la diffusion de l'ammoniac gazeux depuis l'interface entre le sol et l'atmosphère vers l'atmosphère libre. Cette diffusion s'opère dans le compartiment « atmosphère », et dépend des conditions de convection dans les basses couches atmosphériques, c'est-à-dire des conditions de vent et de température. Cette étape soustrait l'azote ammoniacal au compartiment sol, et réduit ainsi la valeur fertilisante en azote des Mafor. Mais la disponibilité à la surface de l'azote ammoniacal vis-à-vis de ce processus de surface qu'est la volatilisation dépend aussi de son transfert entre les différentes couches du sol : l'infiltration dans le sol réduit la volatilisation.

Ainsi, la volatilisation d'ammoniac est un processus physico-chimique, contrairement à un grand nombre de réactions dans le sol qui sont liées à l'activité biologique des micro-organismes : il met en jeu des équilibres physico-chimiques et des processus de transfert, aussi bien dans le compartiment « sol/Mafor » que dans le compartiment « atmosphère ». Il dépend à la fois des propriétés des produits apportés au champ, des techniques culturales mises en œuvre, et des conditions environnementales (sol et climat). Elle conduit à des pertes dans des proportions très variables de l'azote ammoniacal contenu dans la Mafor apportée au champ. Dans des conditions très favorables à la volatilisation (climat chaud et sec et apports en surface), la quasi-totalité de l'azote ammoniacal peut être volatilisé, alors qu'en conditions peu favorables (climat pluvieux ou très froid, effluent très liquide, apport en profondeur), il peut n'y avoir aucune volatilisation.

Méthodes de mesure

Cependant, une partie de la variabilité des résultats trouvés dans la littérature peut s'expliquer par des biais métrologiques :

- difficulté particulière due à la dispersion dans l'atmosphère, mesure de type « enceinte » même ventilée modifient les conditions d'émission (équilibres en surface et dispersion) et donc les flux ;
- l'étude de Sintermann *et al.* (2012) analysant 350 mesures de flux publiées entre 1991 et 2011 montre que l'évolution des méthodes ainsi que de la taille des parcelles expérimentales mises en œuvre au champ peut être à l'origine d'une diminution significative des flux rapportés dans la littérature et incitent à de nouvelles mesures. Ils analysent aussi quelques effets de biais liés aux méthodes (Tableau 3-1-2).

Parallèlement, en raison de l'intérêt croissant porté aux émissions d'ammoniac liées à la valorisation des Mafor en agriculture, des dispositifs expérimentaux non conçus pour des mesures de flux gazeux entre la surface et

l'atmosphère voient le jour : même s'ils permettent parfois de comparer approximativement des traitements, ils ne peuvent pas être utilisés directement pour calculer des facteurs d'émission alors que c'est l'objectif initial du travail expérimental : par exemple, utilisation des concentrations uniquement, sans tenir compte des coefficients de transfert (ex : Shah *et al.*, 2012), simple piégeage dans des mousses contenant de l'acide sans renouvellement d'air (Vanin *et al.*, 2013), etc.

Tableau 3-1-2. Tableau récapitulatif des enjeux méthodologiques et des biais potentiels de différentes méthodes de mesure des flux de volatilisation d'ammoniac (Sintermann *et al.*, 2012)

Flux method	Methodological issue	Potential effect	Chance of occurrence
chambers	linear interpolation	underestimate up to 50 %	likely
	wall effects on NH ₃	underestimate/hysteresis up to 50 %	likely
	ventilation	both under-/overestimate, depending on fan speed up to 50 %	likely
IHF on medium plots	cup anemometer & gusts	overestimate	unlikely
	cup anemometer < 1 m s ⁻¹	underestimate	likely
	turbulent backflow	overestimate ~5-20 %, (see Denmead, 1995, and ref. therein)	high
	tower too small	underestimate	low
	impinger error	overestimate	unlikely
	oasis effect	overestimate 5 to 10 %	high

Mais la plupart des études publiées avaient pour vocation de comparer des effets de facteurs deux à deux, ou d'analyser les effets de plusieurs facteurs, permettant d'analyser et de dégager des effets reconnus des facteurs sur la volatilisation d'ammoniac et donc inversement sur la réduction de la valeur fertilisante des Mafor.

Estimation par modélisation

Le complément indispensable aux mesures au champ et/ou au laboratoire du fait de cette grande variabilité des flux/émissions/pertes pour prendre en compte rationnellement l'effet de chacun de ces facteurs sont les modèles de volatilisation. De nombreux modèles environnementaux prennent en compte l'émission de composés des surfaces agricoles vers l'atmosphère. La sophistication de cette description dépend de l'importance du phénomène, quantitativement et qualitativement, vis-à-vis de l'échelle spatio-temporelle considérée. De même, de par l'objectif recherché et la nature de l'utilisateur final, ces modèles peuvent couvrir une gamme assez large de niveaux de complexité. Ainsi on peut différencier à une extrémité les modèles purement empiriques, utilisant des relations directes avec une variable simplement mesurable, et à l'autre extrémité les modèles mécanistes, qui tentent de décrire les processus selon des formalismes explicites menant plus ou moins directement à l'établissement de la variable d'intérêt. Entre ces extrêmes, il existe autant de formalismes intermédiaires que de modèles, une approche empirique pouvant être adoptée pour un aspect et une approche mécaniste pour un autre. Dans le cadre de la volatilisation, un exemple d'approche empirique est l'utilisation dans les modèles à plus grande échelle, tel que STICS (Brisson *et al.*, 2003) d'un coefficient d'émission, dépendant d'un nombre limité de variables, qui, multiplié par la dose d'azote apportée globalement, donne le flux de volatilisation par un faible investissement en calcul. Une approche empirique ou semi-empirique peut également être adoptée par souci de simplicité pour l'utilisateur final, liant la description du processus de volatilisation à des données agricoles ou d'utilisation des sols accessibles. Ces modèles permettent ainsi d'établir les pertes en azote ammoniacal (Fenn et Kissel, 1973; Menzi *et al.*, 1998; Misselbrook *et al.*, 2005), ou les pertes et la dynamique de volatilisation (Demeyer *et al.*, 1995; Sogaard *et al.*, 2002; Stevens *et al.*, 1989). Cependant, même si les modèles empiriques peuvent croiser un grand nombre de variables explicatives, comme pour le modèle ALFAM (Sogaard *et al.*, 2002) et sa dizaine de variables explicatives décrivant les conditions pédoclimatiques et les caractéristiques de l'apport, les relations sont inévitablement définies par des régressions statistiques sur des bases de données. Les capacités de ces modèles empiriques vont donc dépendre des conditions agropédoclimatiques décrites dans ces bases par rapport aux conditions agropédoclimatiques étudiées. Il s'avère ainsi difficile d'utiliser ce type de modèles pour estimer un flux de volatilisation sur une grande variété de sols et de climats.

Plusieurs modèles mécanistes ont été mis au point pour calculer la volatilisation de l'ammoniac après apport en surface de lisier sur les terres en jachère ou cultivée (Beuning *et al.*, 2008 ; Générumont et Cellier, 1997 ; van der Molen *et al.*, 1990 ; Sommer et Olesen, 2000 ; Wu *et al.*, 2003). Ils représentent tous de manière plus ou moins mécanique les principaux processus régissant la volatilisation de l'ammoniac : les transferts dans le sol et entre

le sol et l'atmosphère, ainsi que les équilibres physico-chimiques. Les données d'entrée communes à ces modèles sont les principales variables climatiques (température de l'air, précipitations, vitesse du vent, rayonnement solaire, etc.) et les caractéristiques du sol (texture, teneur en eau initiale, pH, etc.), les propriétés du lisier (contenu en azote ammoniacal, pH, etc.) et les pratiques agricoles (doses d'application, dates d'apport et de travail du sol, etc.). Ces différents modèles se distinguent par les concepts adoptés pour la description des processus d'intérêt que sont les transferts d'eau, de chaleur et de solutés (dans le profil et vers l'atmosphère), les équilibres physico-chimiques et le bilan d'énergie de la surface. Certains de ces modèles prennent également en compte la technique d'application du composé et son éventuelle influence sur la surface.

Variabilité des émissions d'ammoniac après apport de Mafor au champ

Avant d'aborder les facteurs qui déterminent l'amplitude des flux de volatilisation d'ammoniac après les apports de Mafor au champ, quelques résultats bibliographiques ont été regroupés dans le tableau 3-1-3 qui met en exergue la très grande variabilité des émissions. Cette variabilité est plus particulièrement montrée pour les lisiers sur lesquels on dispose du plus grand nombre de références (Lauer *et al.*, 1976, Bussink et Oenema, 1998 ; Sintermann *et al.*, 2012).

Tableau 3-1-3. Quelques exemples de valeurs de volatilisation des MAFOR

Mafor / sol	Pertes rapportées en % de l'azote ammoniacal apporté	Méthodes de mesure	Références
lisiers bovins sur prairie	1-100%	micrométéorologiques	Bussink et Oenema (1998) qui citent : Beauchamp <i>et al.</i> , 1982 ; Bless <i>et al.</i> , 1991 ; Bussink <i>et al.</i> , 1994 ; Bussink et Bruins, 1992 ; Brunke <i>et al.</i> , 1988 ; Döhler, 1991 ; Horlacher et Marschner, 1990 ; Huijsmans <i>et al.</i> , 1996 ; Pain <i>et al.</i> , 1989 ; Sommer, 1992 ; Stevens et Logan, 1987, Van der Molen <i>et al.</i> , 1990a
lisiers bovins sur terres arables	3-70%		
fumiers bovins	45-100%		
lisier bovin sur prairie	45%	Tunnels	Thompson et Meisinger, 2002
lisier bovin sur sol nu	28%		
lisier porcin et bovin sur sol agricole	12%		
composts de fumier bovin	135%	chambre de Svensson	Malgeryd, 1998
lisier	36-61%	Chambres semi-ouvertes et méthode micro météorologique IHF (integrated horizontal flux)	Bittman <i>et al.</i> , 2005
Boues de station d'épuration sur sol sablo-limoneux	> 10%	Laboratoire	King, 1973
		Laboratoire	Ryan et Keeney, 1975 ; Terry <i>et al.</i> , 1978
boues de station d'épuration	56-60%		Beauchamp <i>et al.</i> , 1978
lisier bovin en été	61-99%		Lauer <i>et al.</i> , 1976
lisier bovin en hiver en présence de neige	0%		
lisier bovin	24-33		Beauchamp <i>et al.</i> , 1982
lisiers porcins et bovins sur prairie	30-100%		Vertregt et Selis, 1990
fumier de volaille sur sable limoneux acide	20-200%	Laboratoire	Schilke-Gartley and Sims (1993)
lisier bovins et porcins	4-100%	synthèse de 350 mesures expérimentales au champ	Sintermann <i>et al.</i> , 2012
lisier porcin	15%	Laboratoire	Chadwick <i>et al.</i> , 2001

Facteurs intrinsèques à la Mafor

Concentration en azote ammoniacal

La volatilisation est évidemment directement contrainte par la teneur en azote ammoniacal des Mafor (Brunke *et al.*, 1988 ; Sommer *et al.*, 1991a) : elle est généralement très rapide les premières heures voire les premiers jours (Thompson et Meisinger, 2002 ; Carozzi *et al.*, 2013a), puis elle diminue d'autant plus rapidement qu'elle a été forte. C'est pourquoi de nombreux auteurs rapportent des effets de certains facteurs observés plus particulièrement pendant les premières heures (Thompson et Meisinger, 2002), pour la vitesse du vent par exemple pour Sommer *et al.* (2004), Misselbrook *et al.* (2005), ce qui tend à les faire apparaître comme prépondérants. Dans certains cas cependant, des conditions climatiques peu favorables à la volatilisation (températures fraîches par exemple)

conduisent à des flux moyens mais relativement continus dans le temps et qui entraînent des pertes élevées malgré tout (Stevens et Logan, 1987 ; Générmont et Cellier, 1997, pertes de 70% sur du lisier bovin).

Quelques cas de dynamique linéaire des émissions d'ammoniac dans le temps sont mis en relation avec une fourniture d'azote ammoniacal par minéralisation de l'azote organique du Mafor pendant la période de volatilisation (ex : boue pâteuse de distillerie dans Parnaudeau *et al.*, 2009). Des cas de volatilisation supérieure à 100% de l'azote ammoniacal apporté par les Mafor s'expliquent aussi par cette minéralisation (ex : jusqu'à 200% pour du fumier de volaille pour Schilke-Gartley et Sims, 1993 ; lisier pour Misselbrook *et al.*, 2005 et Générmont *et al.*, 2003).

Teneur en matière sèche, viscosité

L'infiltration de la Mafor dans le sol est un facteur déterminant pour la disponibilité en azote ammoniacal à la surface et la volatilisation. Or la teneur en matière sèche des Mafor leur confère leur capacité de rétention en eau et leur viscosité, qui jouent directement sur l'infiltration par gravité dans le sol de l'azote ammoniacal de la fraction liquide des Mafor. Les Mafor liquides moins riches en matière sèche sont ainsi moins soumis à la volatilisation que les Mafor liquides plus visqueux (Sommer et Christensen, 1989 ; Vertregt et Selis, 1990 ; Mannetje et Jarvis, 1990 ; Sommer and Olesen, 1991 ; Schilke-Gartley et Sims, 1993 ; Moal *et al.*, 1995 ; Braschkat *et al.*, 1997 ; Thompson et Meisinger, 2002 (lisier bovin sur sol nu) ; de Jonge *et al.*, 2004 ; Sommer *et al.*, 2004 ; Chantigny *et al.*, 2007 ; Parnaudeau *et al.*, 2009) voire solides (compost de fumier bovin dans le cas de Malgeryd (1998)). La volatilisation est même faible (~10% de l'azote ammoniacal apporté) pour des lisiers porcins très dilués (teneur en MS < 2%) (Misselbrook *et al.*, 2004).

La teneur en matière sèche n'explique pas toute l'infiltration : la distribution granulométrique des particules est à l'origine de comportements différents impactant la volatilisation. En particulier, il est reconnu que les lisiers bovins contiennent des particules de plus grosse taille que les lisiers porcins : les particules de grandes taille (> 1 mm) restent en surface et constitue une matrice qui retient l'azote ammoniacal à la surface (Sommer *et al.*, 2006 ; Garcia *et al.*, 2012), alors que les particules plus fines (< 0.025 mm) favorisent l'infiltration. Ainsi, la volatilisation rapportée pour les lisiers bovins est très généralement supérieure à celle des lisiers porcins (Moore and Beehler, 1980 ; Kiely, 1981 ; Besson *et al.*, 1986 ; Menzi *et al.*, 1998 ; Misselbrook *et al.*, 2005a ; Molloy and Tunney, 1983 ; Pain *et al.*, 1989). Dans le guide EMEP/EEA guidebook 2009 pour le calcul des inventaires d'émissions d'ammoniac d'origine agricole, le facteur d'émission moyen retenu pour les lisiers bovin est de 55% de l'azote ammoniacal apporté, et de 35% pour le lisier porcin. Pour favoriser l'infiltration de la partie liquide appliquée seule et ainsi conserver sa valeur fertilisante, la séparation de phase est préconisée et son efficacité a été montrée (Vetter *et al.*, 1987 ; Amon *et al.*, 2006 ; Balsari *et al.*, 2008) seulement si suffisamment de fraction solide est enlevée (Dinuccio *et al.*, 2011). Dans le cas où la comparaison a pu être menée, la quantité d'azote ammoniacal volatilisée issue de la fraction liquide plus celle issue de la fraction solide est moindre que celle issue du même lisier non séparé (de 26% pour le lisier bovin de Balsari *et al.*, 2008 appliqué sur prairie de luzerne).

La teneur en matière sèche a en outre un rôle sur la durée de la volatilisation, et donc sur le cumul des pertes : sur des effluents à teneur en matière sèche élevée, la formation plus rapide d'une croûte en surface qui agit comme une barrière aux échanges par diffusion et capillarité entre le sol et l'atmosphère, et réduit significativement la volatilisation dans le cas des lisiers en particulier (Braschkat *et al.*, 1997 ; Vandre *et al.*, 1997 ; Thompson et Meisinger., 2002 ; Garcia *et al.*, 2012). Enfin, la fraction organique de la matière sèche des Mafor peut être chargée négativement, ce qui lui confère une certaine capacité d'échange cationique. La matière sèche est ainsi le siège de l'adsorption d'une partie non négligeable de l'azote ammoniacal du Mafor. Le processus d'échange tend à réduire le taux de volatilisation immédiat mais à prolonger la période de volatilisation. Il peut expliquer que dans certains cas la volatilisation s'arrête malgré des teneurs en azote ammoniacal élevées (Sommer and Jacobsen, 1999).

Du fait de ces deux liens entre teneur en azote ammoniacal et volatilisation d'une part, et teneur en matière sèche, infiltration et volatilisation d'autre part, la dilution est employée comme moyen de réduction de la volatilisation. Des réductions de volatilisation de 33% ; 63% et 77% ont été obtenues pour des dilutions à de lisier porcin de 1:3, 1:1 et 3:1 respectivement par (Gordon *et al.*, 1988). Stevens *et al.* (1992a) arrivent à des résultats similaires sur lisier bovins.

Facteurs du complexe sol / Mafor

Il est bien établi que le verrou le plus difficile à lever pour la compréhension et la modélisation de la volatilisation des Mafor est l'ensemble des processus en interaction avec les équilibres physico-chimiques qui pilotent le déterminisme de la proportion d'azote ammoniacal sous forme gazeuse (Sommer *et al.*, 2003). Notons bien que selon le type de Mafor et les pratiques culturales mises en œuvre, la Mafor est plus moins intimement mélangée avec le sol de la parcelle agricole étudiée. En conséquence, ce sont les propriétés physico-chimiques du complexe que forme la Mafor avec le sol dont il est question ici :

pH

Après le contact avec l'air et la disponibilité en azote ammoniacal, le pH constitue un des facteurs les plus critiques de la volatilisation, du fait de l'équilibre de dissociation acido-basique entre NH_4^+ et NH_3 . Il est ainsi bien établi que la volatilisation est favorisée par un pH alcalin (Freney *et al.*, 1983, Générmont et Cellier, 1997, Sommer et Hutchings, 2001, Misselbrook *et al.*, 2002 ; Sommer *et al.*, 2003 ; Parnaudeau *et al.*, 2009). Le pH du lisier est lié à sa composition, et évolue après l'application : le carbone inorganique dissous (ions carbonates et bicarbonates) se volatilise de la même manière que l'ammoniac mais beaucoup plus rapidement (quelques heures), conduisant à une alcalinisation du complexe sol/Mafor (d'environ 1 unité pH pour des lisiers McDowell and Smith, 1958; Overrein and Moe, 1967; Sommer and Olesen, 1991). La volatilisation d'ammoniac est de ce fait favorisée. L'ammoniac étant un composé basique, sa volatilisation s'accompagne de l'acidification du complexe sol/Mafor, ce qui fait que la volatilisation devrait tendre à s'arrêter d'elle-même. Ces évolutions de pH sont cependant tamponnées par le pouvoir tampon du sol et de la Mafor, qui dépendent de sa composition chimique. Le pouvoir tampon des lisiers en particulier est reconnu comme un facteur important dans la régulation de la volatilisation (Sommer *et al.*, 2003) mais très difficile à modéliser (Sommer and Husted, 1995a).

C'est en grande partie en raison des pH élevés que les digestats de méthanisation obtenus à partir d'effluents animaux présentent des émissions d'ammoniac plus élevées que celles des lisiers bovins et porcins (Ni *et al.*, 2012).

De nombreux essais d'acidification des lisiers ont été pratiqués et ont montré qu'une diminution d'une unité pH à partir de conditions neutres pouvait conduire à une réduction de la volatilisation de plus de 20%. Cependant, du fait de l'expression des autres facteurs sur la volatilisation, il n'est pas possible de donner une valeur seuil permettant de réduire significativement les émissions : pour Jarvis and Pain (1990), l'acidification n'est efficace que si on atteint des pH inférieurs à 6, alors que Stevens *et al.* (1992a) obtiennent une réduction de 75% pour un pH de 6.5, et que Bussink *et al.* (1994) estiment qu'il faut des pH inférieurs à 5.

Adsorption et capacité d'échange cationique

Les ions ammonium ont tendance à s'adsorber sur les complexes argileux du fait de leur charge globale négative, permettant de corréler ce processus avec la Capacité d'Echange Cationique du sol (CEC) (Sherlock and Goh, 1984; Sherlock and Goh, 1985). Ils sont en concurrence pour les sites d'adsorption avec les autres cations du sol (notamment les ions divalents Ca^{2+} et Mg^{2+}), mais aussi avec les protons (H_3O^+), ce qui rend ce processus d'adsorption non seulement dépendant du pH de complexe sol/Mafor, mais qui l'impacte aussi directement. Lorsque le pH des Mafor est relativement alcalin (>7.5), la matière organique solide contenue dans la Mafor est globalement chargée négativement, constituant une matrice d'adsorption avec sa CEC propre, fonction de la nature et des quantités de cette matière organique (Sommer *et al.*, 2003). La CEC est potentiellement plus élevée pour les Mafor solides, ce qui peut expliquer en partie leur moindre capacité à volatiliser que les Mafor liquides alors qu'elles restent en surface, plus exposées à la volatilisation. Dans certains cas, des ajouts de Mafor à CEC élevée (ex : *lava meal*) à d'autres Mafor riches en azote ammoniacal comme des effluents d'élevage ont permis la réduction significative de la volatilisation de ces dernières (46%, Shah *et al.*, 2012).

Autres propriétés « chimiques » : activité ionique, précipitation

La teneur en eau de la Mafor a aussi des conséquences directes sur la force ionique du mélange sol/Mafor, qui déplace les équilibres de solubilité et acido-basique contrôlant la volatilisation. Par exemple, la force ionique d'un effluent d'élevage est comprise entre 0,1 et 0,5 mol/l : la concentration en ammoniac est 25% plus faible à 0,5 mol/l qu'à 0,1 mol/l, ce qui conduit à une volatilisation plus faible (Générmont et Cellier, 1997 ; Sommer *et al.*, 2003).

D'autres réactions sont en jeu, comme par exemple la précipitation, les formes les plus répandues étant la calcite (CaCO_3) et la struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Cette dernière se forme en milieu basique en présence de phosphore

et de magnésium et peut substituer une partie de l'azote ammoniacal de la Mafor à la volatilisation (5-15% selon Sommer et Husted, 1995b pour des lisiers).

Facteurs climatiques

La dynamique diurne de la volatilisation, avec des forts flux en milieu de journée, et de flux quasiment nuls la nuit, est en lien direct avec la dynamique diurne des conditions climatiques. A l'échelle des saisons, les travaux de Lauer *et al.* (1976) sur lisier montrent que la volatilisation est nulle en hiver (janvier), concerne presque tout l'azote ammoniacal du lisier en été (99% en août, et prend des valeurs intermédiaires quoique relativement élevées au printemps (de 60 à 99% en avril-juin). Cette dynamique diurne et cette saisonnalité sont étroitement liées à la dépendance de la volatilisation d'ammoniac aux conditions météorologiques.

Température

L'augmentation de la volatilisation avec la température a été rapportée par de très nombreux auteurs : elle est directement liée aux deux relations exponentielles des constantes d'acidité et de solubilité de l'azote ammoniacal avec la température, qui font que les équilibres physicochimiques se déplacent vers la formation d'ammoniac gazeux avec l'augmentation de la température. Par modélisation, Générumont et Cellier (1997) Sommer *et al.* (2003) montrent que le taux de volatilisation d'ammoniac augmente considérablement avec le rayonnement global solaire en premier lieu en raison de son lien avec la température de surface, mais qui augmente aussi l'instabilité atmosphérique ce qui favorise le transfert dans l'atmosphère.

Cas particulier des épandages d'hiver : même si les épandages sur sol gelé sont interdits, il nous a paru intéressant de faire le point sur les épandages en hiver, la situation de gel pouvant se mettre en place après l'épandage. Les pertes par volatilisation peuvent être quasiment éliminées en hiver, pour des températures négatives, avec mise en place d'un couvert de neige sur le lisier. Une fonte rapide de la neige est en outre à l'origine de l'entraînement de l'azote ammoniacal dans les profils de sols (Lauer *et al.*, 1976). Lorsque le lisier est soumis au gel en revanche, les pertes sont plus fortes malgré les basses températures (Midgley et Weiser, 1937). Le gel partiel de la solution de sol entraîne en effet une augmentation de la concentration en azote ammoniacal de la solution de sol, la concentration dans la glace étant pratiquement nulle (Midgley et Weiser, 1937) et il n'y a pas d'infiltration. Si tout l'effluent est gelé, la volatilisation s'arrête (Lauer *et al.*, 1976).

Vitesse du vent et conditions de stabilité

L'effet du vent est double : il contribue au dessèchement de la surface du Mafor et il participe au transfert de l'ammoniac gazeux dans l'atmosphère. Il est généralement montré clairement que la volatilisation augmente avec la vitesse du vent (Brunke *et al.*, 1988 ; Thompson *et al.*, 1990b ; Sommer *et al.*, 1991 ; Générumont et Cellier, 1997 ; Sommer et Olesen, 2000). Au-delà d'une certaine vitesse cependant, l'accroissement peut devenir négligeable, particulièrement pour des mesures réalisées avec des méthodes d'enceinte ou de tunnels de ventilation (Sommer *et al.*, 1991), ce qui s'explique par des relations de dominance entre la résistance représentant le taux des réactions chimiques, les transports diffusifs et convectifs de l'azote ammoniacal dans le sol et/ou le Mafor, et les résistances en phase gazeuses (Sommer *et al.*, 2003). De plus, pour les lisiers, la croûte qui se forme en surface est d'autant plus épaisse et donc plus efficace pour réduire les échanges, que la vitesse de vent est élevée.

Dans certains cas, la vitesse du vent, en particulier pendant les premières heures suivant l'épandage, a été identifiée comme un facteur prépondérant (Misselbrook *et al.*, 2005).

Dans le cas de dessèchement intense cependant, la volatilisation peut être fortement réduite du fait de la formation d'une croûte qui limite les échanges entre le PRO et l'air (Garcia *et al.*, 2012) : Sommer et Olesen (2000) montrent en utilisant un modèle que la volatilisation d'ammoniac est réduite de 50% après dessèchement du lisier apporté e surface par rapport au cas où le lisier reste humide.

Pluie et humidité du sol

La pluie et l'irrigation (qui relève plus des pratiques culturales développées plus bas) juste après un épandage de lisiers sont généralement suivies d'une réduction des pertes d'azote par volatilisation pour des lisiers (Stevens *et al.*, 1992a ; Sommer et Olsen, 2000 ; Misselbrook *et al.*, 2005 ; Mkhabela *et al.*, 2009 ; Shah *et al.*, 2012) (Tableau 3-1-4) et a même été identifié comme facteur ayant le plus d'influence pour des fumiers (Misselbrook *et al.*, 2005).

Si cette réduction est bien liée à une augmentation de l'infiltration de l'azote ammoniacal, elle peut aussi être temporaire et liée à une dilution de l'azote ammoniacal à la surface (Beauchamp *et al.*, 1982 ; Sommer et Olesen,

2000). En conditions naturelles, la pluie s'accompagne souvent d'une diminution des températures, et l'irrigation peut aussi réduire la température de surface, et il est parfois difficile d'isoler les deux types d'effet.

Tableau 3-1-4. Efficacité des pluies et irrigation pour réduire la volatilisation d'ammoniac après épandage de Mafor exemples

Mafor	Surface	lame de la pluie ou irrigation	Efficacité de la réduction de la volatilisation en %	Références
irrigation immédiatement après apport				
Fumier bovin frais (MS=19%)	prairie	5 mm	30%	Shah <i>et al.</i> (2012) Rq : analyse sur les concentrations dans l'air, pas les flux directement
Fumier bovin composté (MS%=23%)		5 mm	65%	
fumier bovin avec digestion anaérobie (MS%=18%)		10 mm	93%	
fumier bovin		6 mm	21-57%	McGinn and Sommer (2007)

Cependant, les apports de produits liquides sur sol humide conduisent à des volatilisations généralement plus faibles que sur des sols humides : Sommer et Jacobsen (1999) ont montré par exemple que les pertes sont réduites de 30% pour un sol sec (teneur en eau volumique de 1%) que pour des sols plus humides (teneurs en eau de 8, 12 et 19%). Cette différence est due à une infiltration accrue dans un sol sec dont la porosité n'est pas occupée par l'eau.

Pratiques culturales

Dose d'apport

De la même manière que pour la concentration en azote ammoniacal, la volatilisation est aussi d'autant plus forte que les quantités apportées sont élevées. Cependant, il n'y a pas de relation systématique de proportionnalité entre la dose d'apport et les pertes cumulées. En effet, pour les Mafor liquides apportées en plein à faibles doses, la surface n'est pas complètement recouverte par le Mafor : augmenter la dose conduit à couvrir une surface croissante avec une même hauteur de Mafor, et dans ce cas l'augmentation de la volatilisation est proportionnelle à celle de la dose. Au-delà d'un certain volume seuil qui dépend des propriétés physiques du Mafor (teneur en matière sèche) et du sol (capacité d'infiltration), toute la surface de la parcelle est recouverte, et toute augmentation de dose se traduit par une augmentation de l'épaisseur de Mafor sans augmentation de la surface de contact, et la volatilisation croît moins vite que la dose (Hoff *et al.*, 1981 ; Thompson *et al.*, 1990b ; Frost, 1994 ; Garcia *et al.*, 2012). La valeur seuil rapportée par Thompson *et al.* (1990b) est de 60 m³/ha pour un lisier bovin. D'autre part, pour des quantités faibles, comme celles vers lesquelles on tend actuellement, le séchage est plus rapide ce qui réduit l'infiltration, et augmente la volatilisation. Cet effet de couverture partielle du sol pour des apports en faible quantité explique pourquoi dans certaines études l'intérêt des apports en bande (voir ci-dessous) pour réduire la volatilisation s'est révélé mitigé (Touchton et Hargrove, 1982 ; Kiely, 1987 ; Frost, 1994) alors qu'elle est efficace pour des applications de lisiers en quantité plus élevée.

Période d'apport

Du fait de la dépendance de la volatilisation d'ammoniac aux conditions météorologiques, il est préconisé d'apporter les Mafor en fin de journée pour réduire les pertes par volatilisation. Des réductions plus ou moins significatives ont en effet été mesurées : 7,5 % pour du fumier de porc dans la soirée par rapport au matin (Moal *et al.*, 1995), 30 % pour des fumiers bovins laitiers entre 14h00 et 20h30 au lieu du matin entre 07h00 et 10h00 (Gordon *et al.*, 2001) ; ou modélisées : 50% pour des fumier apportés en début de soirée par rapport à midi (Sommer et Olesen, 2000) et 36% pour des lisiers porcins apportés à 20h00 comparé à 8h00 (Smith *et al.*, 2009). Des résultats analogues ont été trouvés sur digestats de méthanisation (Ni *et al.*, 2012) avec des pertes de 13%, 10%, and 4% pour des apports le matin, le midi ou l'après-midi respectivement, mais pas pour es lisiers bovins.

Présence d'un couvert végétal

Selon sa structure, sa hauteur, et son état, un couvert végétal peut avoir des effets différents sur la volatilisation. Mais de manière générale, le couvert est une prairie ou une culture en croissance, et la volatilisation est réduite pour plusieurs raisons :

- la température de la surface du sous le couvert végétal est réduite par rapport au sol nu, du fait de la diminution du rayonnement incident, et de ce fait les équilibres physico-chimiques conduisant à la volatilisation d'ammoniac sont déplacés dans le sens ne favorisant pas la volatilisation ;

- le vent qui balaye la surface est lui aussi réduit par rapport au sol nu du fait de la présence du couvert, ce qui tend à réduire la volatilisation ;
- un couvert végétal en croissance a d'importants besoins en azote, et l'absorption de l'azote ammoniacal du sol par les racines réduit la quantité d'azote susceptible d'être volatilisé ;
- un couvert végétal est capable d'assimiler l'ammoniac gazeux par ses feuilles (stomates) : cette consommation de l'ammoniac émis contribue à la diminution des émissions au-dessus du couvert végétal.

Ainsi, les études ont cherché à caractériser l'effet global de la présence d'un couvert, ou des effets plus précis du type, de la hauteur ou de l'indice foliaire du couvert végétal au moment de l'apport, mais la conclusion majeure est que plus le couvert est développé, plus la volatilisation est réduite. Ni *et al.*, (2012) montrent qu'un couvert de maïs est moins susceptible à la volatilisation que les couverts de blé ou les prairies. Ils mettent aussi en évidence une relation inversement proportionnelle entre le potentiel de volatilisation et l'indice foliaire du couvert. En compilant des études bibliographiques, Thorman *et al.* (2008) ont montré ainsi que la volatilisation après apport de lisier en bande était d'autant plus réduite que le couvert était haut, que ce soit pour des applications sur céréales ou sur prairies, mais avec des configurations différentes : 1% contre 5% de réduction par différence de 1 cm de hauteur pour les céréales et les prairies respectivement.

Dans le cas des apports en nappe de produits liquides en présence de couverts végétaux, une partie du Mafor peut être retenu sur les feuilles : la surface d'échange est augmentée et l'azote ammoniacal n'est pas soumis à l'adsorption, et la volatilisation est favorisée. A l'extrême, il peut ne pas y avoir de contact du tout entre le lisier et le sol lors d'apport de lisiers en très faible quantité sur une prairie très dense (Bussink *et al.*, 1994). Ceci explique pour partie pourquoi, de manière générale, les émissions d'ammoniac tendent à être plus fortes sur prairie que sur terres arables (Bussink et Oenema, 1998) : par exemple, Thompson *et al.* (1990a) observent des pertes 2 fois supérieures sur prairie par rapport à un sol nu.

Interactions avec les autres interventions techniques

Les apports de produits liquides sont à éviter après le chaulage des sols, qui vise à augmenter le pH des sols, et favorise donc la volatilisation : sur lisier de porc, le cumul des pertes sur un sol récemment chaulé est supérieur de 21-28% à celui d'un sol non traité, avec des flux particulièrement élevés les deux premiers jours après l'apport.

De fait de la tendance des résidus de récolte présents à la surface du sol à réduire l'infiltration des Mafor liquides, les émissions d'ammoniac sont plus élevées pour du lisier apporté sur les chaumes comparées à un apport sur sol nu (Watkins *et al.*, 1972 ; Amberger *et al.*, 1987 ; Döhler et Weichman, 1988), en particulier pour un lisier avec une teneur en matière sèche élevée et donc qui s'infiltré peu (Frost, 1994 ; Générmont *et al.*, 2003) ; des différences pouvant aller jusqu'à 1.5 fois plus pour des apports d'été dans le cas de lisier bovin ont été mesurées (Thompson et Meisinger, 2002).

Pratiques visant à réduisant la volatilisation

Le premier facteur déterminant la volatilisation est le contact avec l'air, qui joue par sa surface et sa durée : plus ces derniers sont élevés, plus la volatilisation est favorisée. Selon les conditions environnementales, cet effet est plus ou moins prononcé comme l'ont montré des essais comparant des apports sur sol nu ou une prairie avec des apports sur gouttière ou bâche plastique (Hoff *et al.*, 1981 ; Thompson *et al.*, 1990a). Inversement, le contact avec le sol réduit la volatilisation, car la part des Mafor en contact avec le sol ne l'est pas avec l'air, et en outre, les autres processus consommateurs d'azote ammoniacal en concurrence directe avec la volatilisation préviennent plus ou moins durablement la volatilisation (adsorption, nitrification...) (Sommer et Hutchings, 2001 ; Sommer *et al.*, 2003 ; Misselbrook *et al.*, 2005 ; Mkhabela *et al.*, 2009). Ainsi, une grande part de la volatilisation peut être intentionnellement réduite en diminuant l'exposition à l'air des Mafor tout en augmentant le contact des Mafor avec le sol. Il y a plusieurs façons d'y parvenir, en particulier pour les Mafor suffisamment liquides.

Travail du sol avant l'apport

L'une d'entre elles consiste à favoriser l'infiltration. La volatilisation a en effet tendance à être plus élevée sur sols tassés (Thompson et Messinger, 2002). On observe l'effet analogue aux emplacements de passage des roues en raison du tassement du sol, effet qui peut être sensible pendant 3 ans (Oyen *et al.*, 1995). Inversement, le travail du sol avant l'apport, qui peut être la préparation du lit de semence, augmente la perméabilité de la surface du sol et ainsi l'infiltration des lisiers (Horlacher et Marschner, 1990) et réduit notablement la volatilisation que ce soit pour un apport en plein à la surface (Bless *et al.*, 1991 ; Döhler, 1991 ; Sommer et Ersboell, 1996) ou dans le cas d'un apport en bande (Nyord *et al.*, 2008 ; Rochette *et al.*, 2008).

Apport en bande

L'apport en bandes en surface par pendillards ou tuyaux trainés, ou avec des patins conduit à déposer les Mafor liquides et pâteuses sur en moyenne 1/3 de la surface donc à une dose en moyenne trois fois plus élevée que l'apport en plein. Il a un double effet : il favorise l'infiltration (Garcia *et al.*, 2012) tout en réduisant la surface de contact avec l'air : il conduit à des réductions qui sont très variables (0 à 95%) de la volatilisation (Tableau 4). Rochette *et al.* (2008) rapportent par exemple des émissions moyennes de 32, 20 et 15% de l'azote ammoniacal apporté lorsque les lisiers sont appliqués avec des buses-palettes (méthode de référence en général), les patins trainés, ou les pendillards respectivement.

L'apport en bande est encore plus efficace pour réduire la volatilisation d'ammoniac par comparaison avec l'apport par buse-palette s'il est pratiqué en présence d'un couvert végétal, du fait de l'effet de réduction de la volatilisation qu'a aussi le couvert végétal. En outre, ce dernier intercepte une partie plus faible du lisier : 4 et 5% respectivement sur une prairie pour les patins trainés et les pendillards respectivement, contre 14% pour les buses-palette pour Rochette *et al.* (2008), et dans ce cas, la réduction de l'interception par le couvert explique 58% des différences de volatilisation entre les méthodes d'application.

Apport en profondeur

La méthode la plus efficace pour réduire les échanges entre la Mafor et l'atmosphère au-dessus du sol est d'apporter la Mafor directement en profondeur dans le sol ou de l'incorporer rapidement après l'apport en surface. Ainsi, un grand nombre d'études expérimentales ont comparé les techniques d'apport qui permettent cet apport en profondeur en particulier pour les engrais de ferme (en particulier : Bussink et Oenema, 1998 ; Langevin *et al.*, 2010 ; Webb *et al.*, 2010) (Tableau 3-1-5). Les résultats obtenus sont assez facilement généralisables à l'ensemble des Mafor.

Tableau 3-1-5. Quelques exemples d'efficacité de réduction de la volatilisation d'ammoniac par la mise en œuvre de techniques adaptées

Mafor	Méthode de réduction	Efficacité de la réduction de la volatilisation en % par rapport à l'apport par buse palette	Références
Lisiers bovins	injection (outil à dents ou à socs)	95-100%	Bussink et Oenema, 1998 qui citent : Bless <i>et al.</i> , 1991; Bussink & Bruins, 1992; Bussink <i>et al.</i> , 1994; Döhler, 1991; Huijsmans <i>et al.</i> , 1996; Pain <i>et al.</i> , 1989 ; 1990; Sommer, 1992; Stevens <i>et al.</i> , 1992; Thompson <i>et al.</i> , 1987; Van der Molen <i>et al.</i> , 1990a
	injection (outil à disques)	80-100%	
	incorporation dans le sol après application en surface	35-95%	
	acidification avant apport	30-100%	
	apport en bandes	35-95%	
	dilution (ratio lisier:eau = 1:3)	20-80%	
lisier bovin	injection à 20 cm	50-55%	Hall et Ryden, 1986
lisier bovin	injection ponctuelle à 3.6-33.5 cm	80-98%	Frost, 1994
	injection ponctuelle à 3.3-6.6 cm	85-97%	
lisier porcin	enfouissement à 30 cm	17-22%	Hoff <i>et al.</i> , 1981
lisier porcin	incorporation	39-93%	Sommer et Christensen, 1989a
lisier	incorporation par herse à disque	80%	Hoffman et Ritchie 1993 sur les données de Bless, 1990
lisier bovin sur prairie	injection	66%	van der Meer <i>et al.</i> , 1987
lisier bovin sur sol nu	disk arrow	85-96%	Thompson et Mesinger, 2002
	chisel plow	80-85%	
	moldboard plow	98-99%	
boues de station d'épuration après digestion anaérobie	placement à 2.5 cm	~100%	Adamsen et Sabey, 1987
fumier bovin	incorporation	70%	Brunke <i>et al.</i> , 1988
fumier de volaille	incorporation immédiate	85%	Schilke-Gartley et Sims, 1993
fumier bovin composté	incorporation après 4h	90%	Malgeryd, 1998
boues résiduaires de station d'épuration déshydratées	incorporation immédiate	88%	Donovan et Logan, 1983
fumier bœufs	incorporation 15 cm	76-85%	McGinn et Sommer, 2007
lisier sur prairie	apport en bandes	33% de plus que SSD	Bittman <i>et al.</i> , 2005
	Aerway SSD (subsurface deposition slurry applicator)	46-48%	

L'injection consiste à pratiquer un sillon ou une saignée plus ou moins large et plus ou moins profond(e) selon le type d'injecteur, et d'y déposer la Mafor liquide. Certains outils sont équipés d'un dispositif qui permet de refermer

le sillon d'injection ainsi formé et de réduire encore plus la volatilisation, jusqu'à l'arrêter totalement. La littérature à ce sujet est très riche : pour illustrer cet aspect, nous avons retenu la synthèse de résultats bibliographiques de Webb *et al.* (2010) (Tableau 3-1-6).

Tableau 3-1-6. Résumé de résultats d'expérimentations visant à mesurer l'efficacité de la réduction d'émission d'ammoniac par la mise en œuvre de méthodes adaptées d'apport du lisier ; % de réduction des émissions de NH₃ par rapport aux apports en surface (Webb *et al.*, 2010)

Machine	Culture	Nb articles	Nb exp.	Moyenne de la réduction (%)	Moyenne pondérée par le nb d'expérimentations	Gamme des moyennes de chaque article (%)
Slot Injec.	Prairie	5	56	80	86	60-99
Slot Injec.	Tillage	5	9	70	49	23-94
Deep Injec.	Tillage	2	5	95	97	95-99
Trail shoe	Prairie	2	37	64	65	57-70
Trail shoe	Tillage	2	2	64	64	38-90b
pendillards	Prairie	5	45	35	41	0-74
pendillards	Tillage	7	16	37	48	0-75

La méthode la plus efficace pour réduire la volatilisation est donc l'injection, pour les effluents liquides. Cependant, sur prairie elle nécessite des tracteurs puissants et peut être à l'origine de baisses de rendement de l'ordre de 10-20% en raison des dommages causés à la prairie par les couteaux de l'injecteur et de la toxicité de l'ammoniac (Kolenbrander, 1981 ; Hall et Ryden, 1986 ; Larsen, 1986 ; Prins et Snijders, 1987). Mais des efforts constants dans ce domaine et une réduction de la profondeur en permettent une meilleur en mise en œuvre.

Dans le cas des Mafor solides, il n'est pas possible d'injecter directement la Mafor dans le sol : un travail du sol permettant l'incorporation dans le sol immédiatement après l'apport en surface (outil à dent ou à griffe, charrue) est très efficace pour limiter les émissions. C'est en tout cas ce qui a été observé pour des fumiers avec une efficacité au moins égale à 95% quel que soit le matériel employé, le type de sol, ou le type de fumier (Webb *et al.*, 2010 qui citent Webb *et al.*, 2006a,b) (tableau 3-1-7). Il en est de même dans certains cas pour des Mafor liquides (sols trop caillouteux par exemple, certains cas de prairies, Mafor liquides mais fibreuses bouchant les canalisations des injecteurs, etc.) et dans les cas où les agriculteurs ne sont pas équipés en matériel d'injection relativement couteux et très spécifique.

Tableau 3-1-7. Résumé de résultats d'expérimentations visant à mesurer l'efficacité de la réduction d'émission d'ammoniac par incorporation de lisier et fumier après l'apport en surface ; % de réduction des émissions de NH₃ par rapport aux apports en surface (Webb *et al.*, 2010)

Machine	Mafor	Nb articles	Nb expérimentations	Moyenne	Moyenne pondérée par le nb d'expérimentations	Gamme des moyennes de chaque article (%)
Plough	lisier	3	8	92	94	78-99
Disc	lisier	2	12	80	74	69-90
Tine	lisier	1	12	66	68	
Harrow	lisier	2	3	68	69	60-69
Plough	fumier	3	9	91	92	86-95
Disc	fumier	1	5	63		
Tine	fumier	1	5	57		
Harrow	fumier	1	1	90		

L'efficacité des techniques mises en œuvre dépend en outre de la profondeur à laquelle la Mafor est apportée et à sa réelle capacité à limiter le contact avec l'air (Smith *et al.*, 2009 ; Carrozi *et al.*, 2013a et b). En effet, dans le cas d'un travail du sol avec des outils à dents ou à disques, une partie de la Mafor reste en contact direct avec l'air. Les incorporations par passage de charrue sont généralement très efficaces en revanche, la quasi-totalité de la Mafor se retrouvant en profondeur. L'efficacité de la réduction de la volatilisation dépend en outre du délai avant l'enfouissement.

Conclusion sur les pratiques de réduction

L'efficacité des méthodes d'application vues comme méthodes de réduction des émissions d'ammoniac qui sont considérées comme les techniques de réduction de la volatilisation les plus efficaces et les moins coûteuses est

très variable ; cette variabilité est le reflet de la variabilité de la composition des Mafor étudiées, même pour un type de Mafor (ex : cas des lisiers bovins pour Bussink et Oenema (1998)), de la variabilité des conditions environnementales lors des tests et du nombre parfois limité des tests pratiqués. L'analyse de Webb *et al.* (2010) sur l'efficacité des techniques d'application, montre par exemple que dans le cas de l'étude de Huijsman *et al.* (2001), 50% de la variation sont réellement liés à l'effet des techniques d'application. En présence d'un couvert végétal, la hauteur du couvert végétal explique une bonne partie de la variance des émissions (47% dans le cas de l'étude de Misselbrook *et al.*, 2002), la réduction de la volatilisation étant d'autant plus forte que la hauteur du couvert augmente (Misselbrook *et al.*, 2002, Huijsman *et al.*, 2001). En outre, la profondeur de l'injection joue aussi un rôle important dans l'efficacité des méthodes employées (Nyord *et al.*, 2008), dans certains cas une profondeur minimum étant garante d'un volume suffisant de lisier apporté dans le sol sans résidu de lisier en surface (Hansen *et al.*, 2003). Le délai entre l'apport en surface et l'incorporation est aussi un élément déterminant l'efficacité de l'incorporation sur la réduction de la volatilisation : des délais même très courts (3-6h) font que la volatilisation est plus élevée d'environ 40% par rapport à une incorporation immédiate que ce soit pour des lisiers (Pain *et al.*, 1991) ou des fumiers (Webb *et al.*, 2004).

Lorsque la volatilisation est maîtrisée, la variabilité des pertes est réduite, ce qui fait que l'usage des Mafor à titre d'engrais azoté est mieux perçu par les agriculteurs.

3.1.1.5. Lixiviation

La lixiviation de nitrates est l'entraînement des ions solubles NO_3^- (nitrate) par l'eau qui percole dans le sol au-dessous de la zone racinaire (donc non accessible aux cultures). Le lessivage est l'entraînement par l'eau en profondeur d'éléments non solubles (ex. lessivage des argiles, de matières organique) ; ce terme est souvent employé à tort dans le langage courant pour désigner la lixiviation des nitrates. Dans les zones tempérées telles que la France métropolitaine, la lixiviation a majoritairement lieu en fin d'automne et en hiver (octobre à avril environ) ; dans les zones comme le pourtour méditerranéen, la pluviométrie annuelle peut limiter le drainage et devenir le premier facteur expliquant la variabilité de la lixiviation. Dans les sols à charge variable, beaucoup plus rares en France, qui peuvent adsorber les anions (ex. Andosols), le nitrate peut être retenu par le sol (Payet *et al.*, 2009), alors que le NH_4^+ est mobile dans le sol et peut être entraîné en profondeur.

La lixiviation est donc liée à la présence de NO_3^- dans le sol lors du début de la période de drainage et à l'eau drainée : ses déterminants sont donc d'ordre pédoclimatiques et agricoles. Les apports d'azote sous forme minérale ou sous forme de MAFOR (type, dose, période, modalité d'apport et de gestion), ainsi que l'occupation du sol sont donc les facteurs permettant d'expliquer la lixiviation. Le stock de nitrate provenant des MAFOR dans le sol est issu des processus précédemment abordés (minéralisation-immobilisation et volatilisation), de la nitrification (biotransformation de l'ammonium NH_4^+ en nitrate) et de l'absorption par le couvert végétal en place.

La lixiviation est mesurée dans des expérimentations au champ : par des lysimètres avec lesquels on mesure la quantité d'eau drainée et la concentration de l'eau en éléments, les bougies poreuses qui mesurent la concentration de l'eau dans le sol, des drains enterrés, des colonnes de sol ou des dispositifs plus indirects comme pour la minéralisation : bilan d'azote à différentes périodes, mesures dans le sol associées à la modélisation (cf 3.1.1.6). On peut déterminer « l'aptitude à la lixiviation » d'une Mafor en estimant l'azote disponible de la Mafor, mais la lixiviation effective n'aura lieu que si les conditions pédoclimatiques et les pratiques agricoles la favorise.

La lixiviation consécutive à l'apport de MAFOR est comparée à celle liée à l'apport d'engrais minéraux dans de nombreux travaux, mais il n'apparaît pas de conclusion générale : cela dépend du type de MAFOR, et de la dose apportée et de la période d'apport (Torstensson et Aronsson, 2000 ; Dauden et Quilez, 2004 ; Basso et Ritchie, 2005). Plus les conditions sont propices à la lixiviation (climat humide, sol superficiels et/ou filtrants par exemple), plus le type de MAFOR ou la dose sera déterminant quant à la quantité de nitrate lixivié (Chalk *et al.*, 2013). Que ce soit sous forme minérale ou organique, on peut limiter le risque de lixiviation en apportant l'azote à une « dose agronomique » correcte pour la culture à fertiliser et dans de bonnes conditions. Toutefois contrairement à un apport d'engrais minéral, la **difficulté est de connaître la dynamique de mise à disposition de l'azote minéral par les MAFOR** au moment où les cultures en ont besoin. En effet, les pertes de N par lixiviation sont directement liées à la disponibilité de l'azote qu'elles contiennent (Webb *et al.*, 2013), donc à leur composition des Mafor (cf section 3.1.1.2). Pour les effluents d'élevage par exemple, Beckwith *et al.* (1998) constatent que c'est la teneur en N rapidement disponible qui est liée à l'aptitude à la lixiviation pour 3 types de MAFOR. Ainsi dans cette étude, le fumier de volaille (peu de N rapidement disponible) entraîne moins de lixiviation que le lisier

de porc ou les fientes de volailles (plus de N rapidement disponible). Cependant, Lim *et al.* (2010) ont du mal à identifier des corrélations significatives entre lixiviation de nitrate et composition en étudiant 7 composts sur 3 sols différents lors d'une expérimentation en colonnes de sol ; en revanche, ils déterminent une corrélation significative entre lessivage d'azote total et teneur en N total des composts.

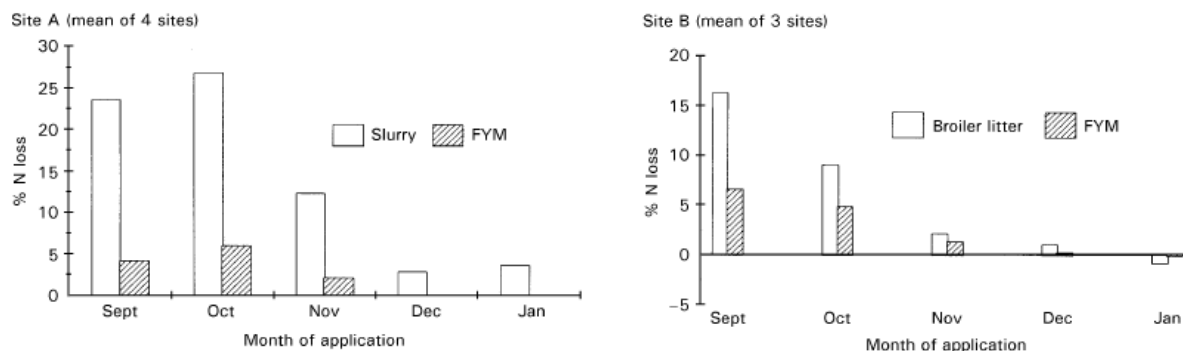
L'effet du traitement des MAFOR est également prépondérant (à rapprocher de l'effet sur la disponibilité de l'azote des MAFOR) : à dose de N total égale, une MAFOR plus stabilisée générera moins de lixiviation que la matière première initiale, au moins à court terme. Par exemple, un compost de fumier induit moins de lixiviation que le fumier initial (Basso et Ritchie, 2005 ; Hepperly *et al.*, 2009). Dans le même ordre d'idée, Mamo *et al.* (1999) comparent deux procédés de compostage de déchets urbains : la lixiviation la plus importante est consécutive à l'apport du compost dont le traitement a généré le compost avec le plus de N disponible (plus faible C/N et la plus forte teneur en N minéral). D'autres études comparent le compostage de matières premières différentes : Hepperly *et al.* (2009) déterminent que la litière de volaille compostée induit moins de lixiviation que le fumier de bovin composté, mais ces travaux donnent peu de détails sur le procédé de compostage ou la composition des composts. Plus généralement concernant les composts, Amlinger *et al.* (2003) rapportent dans leur revue qu'apportés à dose agronomique réaliste, ceux-ci peuvent induire une lixiviation de 0 à 50 kgN-NO₃/ha.

Svoboda *et al.* (2013) rapportent que les résultats relatifs à la lixiviation induite par des apports de digestats sont rares et contradictoires ; leurs propres travaux montrent que les résidus de digestion de lisiers bovins et porcins induisent une lixiviation similaire aux lisiers non digérés, sous culture de maïs, malgré les caractéristiques différentes entre digestats et lisiers.

De nombreux travaux évaluent l'effet sur la lixiviation de différentes doses de la même MAFOR (ex. Chang et Entz, 1996 ; Bergström et Kirchmann, 2006). La plupart des études essaient de déterminer au-delà de quelle dose le risque de lixiviation est significatif, l'azote n'étant plus absorbé ou valorisé par la culture. Cette « dose agronomique » est bien sûre fonction de la MAFOR utilisée, de la culture fertilisée (Eriksen *et al.*, 1999), des modalités d'apport et du site étudié car le risque de lixiviation est tributaire du drainage. D'ailleurs des travaux de recherche réalisés en Europe du Sud, en climat plutôt sec, comme ceux de Mantovi *et al.* (2006) ou Dauden et Quilez (2004) montrent que l'effet prépondérant expliquant la lixiviation est celui du climat et non celui des apports d'azote car le drainage est souvent limitant. Dans des conditions d'épandage similaires, certains auteurs ne montrent pas d'effet de la dose, ni sur le rendement ni sur la lixiviation : c'est le cas par exemple de Dauden et Quilez (2004), mais les doses de lisier (ou lisier de porc + engrais minéral) de porc apportées sur le maïs dans cet essai de 3 ans sont très élevées : entre 340 et 730 kg N/ha. En outre, concernant les modalités d'apport, Mamo *et al.* (1999) montrent que 3 applications annuelles 90T/ha de compost engendrent moins de lixiviation que la même quantité apportée en 1 fois mais à dose très forte (270 T/ha sur 3 ans). Gottschall et al. (2009) ne montrent pas d'effet de la localisation (apport de surface suivi par une incorporation ou injection directe) sur la lixiviation de nitrate suite à l'épandage de boues de STEP déshydratées, alors que Powell *et al.* (2011) observent une lixiviation plus importante après incorporation de lisier de bovin qu'après injection ou apport de surface ; dans le dernier cas, l'apport de surface engendre de la volatilisation qui diminue la quantité d'azote disponible pour la plante et pour la lixiviation. En revanche, ces auteurs ne parviennent pas à expliquer le résultat relatif à l'injection qui serait similaire à un apport de surface, que l'on retrouve dans d'autres travaux sur prairie (Misselbrook *et al.*, 1996 ; Turpin *et al.* (2007) expliquent cela par la modification de la conductivité hydraulique du sol au fond du sillon d'injection, qui, de surcroît, diminue d'autant plus que le sol est humide.

La période d'apport est également un facteur qui a été beaucoup étudié et il a été montré que la période la plus favorable est le printemps plutôt que la fin d'été ou l'automne (avant début drainage) (ex. Eriksen *et al.*, 1999 ; Goulding *et al.*, 2000, mesures sur 8 ans / 157 ans d'essai), surtout pour les MAFOR contenant de l'azote rapidement disponible (ex. lisier, bous de STEP non traitées), et à des doses supérieures à la dose optimale. Beckwith *et al.* (1998) examinent plus en détails les apports d'automne-hiver (conditions nord-américaines) de différents effluents d'élevage et montrent des lixiviations supérieures au témoin pour des apports entre septembre et novembre, alors qu'il y a très peu de différence pour des apports de décembre et janvier ; ils montrent également des pertes par lixiviation plus importantes pour les apports de litières de volaille ou de lisier que pour le fumier, sauf en janvier (Figure 3-1-5).

Figure 3-1-5. Estimation des pertes d'azote par lixiviation (% de l'azote appliqué) après application de lisier et fumier en automne et en hiver. Moyenne des types de cultures.



Comme cela est mentionné plus haut, la lixiviation dépend de la culture fertilisée voire de la rotation culturale dans laquelle la MAFOR est apportée ; Hepperly *et al.* (2009) montrent les interactions entre MAFOR (fumier et compost) et légumineuses dans une rotation étudiée sur 8 ans, ainsi que la présence ou l'absence de cultures intermédiaires (CI) implantées en hiver. D'ailleurs, Eriksen *et al.* (1999) observent moins d'effet de l'apport de MAFOR (lisier ou lisier + fumier) que du type de culture dans un essai en système biologique (pâtures/cultures annuelles). De nombreux auteurs préconisent la mise en place de cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN) à l'automne lors d'épandages de fin d'été ou d'automne pour limiter significativement la lixiviation (ex. Askegaard *et al.*, 2005). L'effet de cultures intermédiaires (CI) (non légumineuses) réduit la lixiviation de nitrate si la dose de lisier n'est pas trop élevée, sauf les années très sèches qui empêchent une bonne implantation de la CI (Torstensson *et al.*, 2000). Beckwith *et al.* (1998) confirment ce résultat en montrant peu d'effet de CI et très peu du DCD (inhibiteur de dénitrification) lors d'un apport excessif d'effluent d'élevage. L'effet de l'implantation de CI après apport de lisier pour limiter la lixiviation a été évalué par modalisation dans le chapitre 10 de l'expertise collective « Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires »³.

Enfin, comme cela a été analysé dans la littérature sur la minéralisation, **l'apport de MAFOR peut engendrer des pertes de nitrates à plus long terme**. Pour un apport unique, le risque de lixiviation est plus important si l'on prend en compte plusieurs hivers consécutifs à l'épandage, car le fait de n'étudier que la période hivernale suivant l'épandage induit la sous-estimation de la lixiviation liée à l'apport de MAFOR (Thomsen, 2005 in Webb *et al.*, 2013). Hepperly *et al.* (2009) montrent que des apports répétés de composts et fumiers de bovin pendant 8 ans augmentent le stock d'azote du sol mais aussi la fourniture N du sol et donc le risque de lixiviation, ce qui doit être pris en compte dans le calcul des doses et la fréquence des apports de MAFOR. Les travaux de Gerke *et al.* (1999) rapportés dans la revue de Chalk *et al.* (2013), utilisant le modèle danois DAISY calibré avec des expériences d'incubation, permettent de calculer une dose de compost et des scénarios d'application permettant de limiter la lixiviation à long terme (50 ans).

Cas des biochars et des cendres

Contrairement aux MAFOR contenant de la matière organique décomposable qui peuvent potentiellement induire de la lixiviation car elles libèrent de l'azote, il semble que généralement les biochars réduisent la lixiviation, même si le mécanisme n'est pas clairement élucidé (Knowles *et al.*, 2011) : les hypothèses sont l'adsorption des ions sur les biochars, l'immobilisation de l'azote du sol si le biochar contient des molécules carbonées facilement décomposables, la toxicité de certaines molécules vis-à-vis des microorganismes du sol. Plusieurs études confirment cette tendance : diminution de la lixiviation lorsqu'on ajoute un biochar en quantité importante à un mélange sol+boue (Knowles *et al.* 2011), mais moins importante dans cas d'un ajout en quantité plus faible à un mélange lisier+sol (Laird *et al.*, 2010). Ding *et al.* (2010) montrent un effet adsorption de NH_4^+ mais les résultats ne sont pas clairs. Un résultat contradictoire de Lehmann *et al.* (2003) montre que les traitements fertilisés et avec apport de biochar induisent plus de lixiviation que les traitements sans biochar, mais les quantités lixiviées sont ici très faibles : moins de 1,5 kgN- NO_3^- /ha avec un apport important de biochar (dose correspondant à 10 et 20% de la masse de sol).

³ <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Cultures-intermediaires>

3.1.1.6. Estimation des flux d'azote liés aux apports de MAFOR par la modélisation

Même si les déterminants des différents processus déterminant la valeur azote des Mafor sont de mieux en mieux connus, il est difficile de prédire avec une précision convenable (utilisable par les praticiens de terrain) le devenir de l'azote des MAFOR en se référant seulement à leur origine ou aux traitements subis. C'est pourquoi de nombreux travaux de recherche visent à corrélérer la composition des MAFOR et leur devenir dans le sol. Sur ce sujet, un travail synthétique réalisé en France (Lashermes *et al.*, 2010) a été réalisé en utilisant la méthode des arbres de décision. Ce travail a été rapporté dans l'expertise collective « Flux d'azote dans les élevages » (p250-251, repris dans l'encadré 3-1).

Plus classiquement, on utilise depuis les années 1990 la modélisation mathématique afin de relier la composition des Mafor et leur valeur azotée, voire leurs transformations et transferts dans le sol et/ou vers l'eau et l'atmosphère. Elle est utilisée pour comprendre les processus ou pour prédire, estimer le devenir de l'azote des Mafor. Deux types d'approches sont possibles : d'une part l'établissement de relations empiriques, basées sur des calculs de régressions, qui permet d'établir une relation linéaire ou non entre les caractéristiques des Mafor et un taux ou un paramètre de cinétiques de minéralisation de l'azote ou de disponibilité de n'azote. D'autre part, la modélisation mécaniste qui décrit les processus par des équations mathématiques. Dans ce dernier cas, les modèles sont souvent des modèles dynamiques, simulant les flux d'azote dans le sol, vers l'eau et l'atmosphère à partir des caractéristiques des Mafor.

Estimation de l'azote disponible à court terme

Dans les études reliant caractéristiques des Mafor (voire de l'environnement) et minéralisation ou N disponible, la régression simple est très souvent utilisée pour évaluer les corrélations entre la concentration du résidu en certains composés et son taux de minéralisation d'azote. Parmi d'autres auteurs, Nahm (2005), rapporte dans sa revue différentes équations permettant d'estimer l'azote minéralisable ou l'azote disponible issu de l'épandage de Mafor (tableau 3-1-2), en fonction de caractéristiques des Mafor ou de la saison d'apport. D'autres auteurs comme Delin *et al.* (2012) ont également établi des corrélations entre des caractéristiques de 15 Mafor très variées et leur coefficient d'équivalents engrais. Comme Peltre *et al.* (2011), il conclut également que la Spectrométrie proche infra rouge (SPIR ; NIRS en anglais) peut être un bon indicateur de la valeur azotée des Mafor, cela nécessitant encore des recherches.

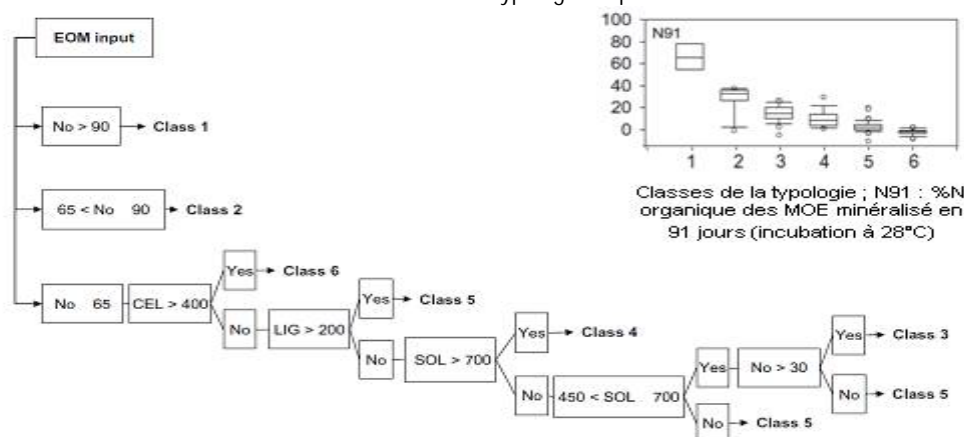
Tableau 3-1-2. Equations de calcul de l'azote disponible (Nahm, 2005) de différents types de Mafor (*ndlr*)

References	Azote disponible	Commentaires
Parker et Sommers (1983)	$\%SN = 6.37 * \%SON + 4.63$ ($r=0.77$)	$\%SN$ = % of added sludge N mineralized $\%SON$ = % of sludge organic N
Barbarika <i>et al.</i> , (1985)	$POMN = -148.7 + 29.73 * SRTIME + 13.63 * SRTEMP$	POMN = Percent organic N mineralization SRTIME = Spring time SRTEMP = Spring temperature
Sims (1983)	$AN = E_i Ni + 40 No$	AN = Available N E_i = Volatilization of NH_3 and leaching losses during the growing season Ni = Inorganic N = $NH_4^+ - N + NO_3^- - N$ No = Organic N = Total N - Ni
Bitzer et Sims (1988)	$PAN = 80\% Ni + 60\% No$	PAN = Predicted Available N Ni = $(NH_4^+ - N + NO_3^- - N)$ No = (Total N - Ni)
Douglas et Magdoff (1991)	$PAN = (INORG - N + MOIN)_{soil} + (INORG - N + MON)_{residue}$	PAN = Potentially Available N INORG - N = Inorganic N MON = Portion of organic N
Klausner <i>et al.</i> (1994)	$Y_p = A(1 - \exp(-C(B + X + X_m)))$	Y_p = Yield or N uptake X_m = The fertilizer N equivalence of manure X = The fertilizer N component A, B and C = Parameters
Gordillo et Cabrera (1997)	$PMN = -6.78 + 0.81ON$	PMN = Potentially Mineralizable N ON = Organic N
Gilmour et Skinner (1999)	$PAN = (-284 + 24.14 * Tissue\ N) / Rate$	PAN = Plant Available N PAN is in $kg\ N\ mg^{-1}$ dry biosolids and tissue N concentration is in $g\ N\ kg^{-1}$ biosolids Rate is the biosolids application rate in $mg\ ha^{-1}$

Encadré 3-1. Extrait du chapitre 6 du rapport d'expertise collective « Flux d'azote dans les élevages » (p250-251)⁴

De nombreuses références ont été acquises au laboratoire, et plusieurs typologies ont été élaborées sur une large gamme de produits organiques, dont la plus aboutie en termes de démarche et d'effectif est celle proposée par Lashermes *et al.* (2010) (Figure 6.2.3). Cette typologie permet de déterminer l'appartenance d'un produit à une classe de biodisponibilité fondée sur la prise en compte de critères de composition chimique (teneur en azote organique, No) et biochimiques (fractions données par l'analyse de Van Soest (1963)). Elle vise à permettre de mieux prédire le devenir du produit au champ. La même démarche mise en œuvre par Morvan *et al.* sur un effectif constitué exclusivement d'effluents d'élevage a permis de montrer que la classification pouvait conduire soit à confirmer que les produits d'un même type, comme les fumiers de bovins, se retrouvaient au sein de la même classe, soit à répartir certains produits, tels que les composts, dans des classes différentes (Morvan *et al.*, 2006). Cela signifie que les fumiers présentent une plus grande homogénéité de composition et de comportement que les composts. Des synthèses d'essais conduits au champ ont débouché sur une typologie en 6 classes de biodisponibilité des effluents solides (Bouthier *et al.*, 2009 ; Parnaudeau *et al.*, 2009a) (Figure 6.3).

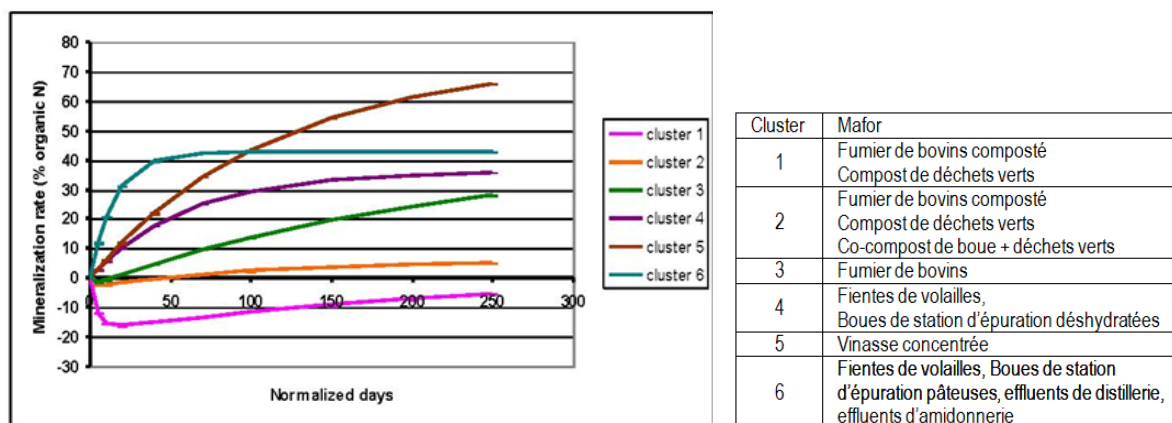
Figure 6.2.3 : Arbre de décision basé sur la composition chimique et biochimique des matières organiques exogènes (MOE), affectant chacune des MOE dans l'un des 6 classes de la typologie de prédiction de la vitesse de minéralisation



(EOM = MOE ; No : azote organique en g.kg-1 de MOE ; CEL, LIG, SOL : fractions biochimiques exprimées en g.kg-1 de MOE ; N91 : fraction de l'azote minéralisé au bout de 91 jours en conditions d'incubation standard à 28 °C) (d'après Lashermes *et al.*, 2010).

Il faut noter que ces travaux s'inscrivent dans une démarche nationale, rendue possible par la réalisation d'une base de données de l'ensemble des mesures de composition et de minéralisation des produits résiduaire organiques (PRO) réalisées par les laboratoires publics et privés, démarche sans équivalent au niveau international. L'ampleur de la base de données a permis de prendre en compte l'essentiel de la variabilité de composition et de potentiel de minéralisation des produits résiduaire organiques et d'obtenir des résultats génériques. On trouve par contre dans la bibliographie des travaux portant sur la recherche de facteurs explicatifs de la variabilité observée pour un type d'effluent : exemple de l'effet de la litière qui modifie peu le C/N mais agit sur la quantité de lignine et a donc un effet sur l'immobilisation (Beegle *et al.*, 2008). Qafoku *et al.* établissent également une corrélation très hautement significative entre l'azote potentiellement minéralisable (mesure de laboratoire) et la fraction d'azote soluble à l'eau ($r^2 = 0.86$), sur un échantillon de fumier de volailles (Qafoku *et al.*, 2001).

Figure 6.3 : Typologie obtenue par classification ascendante hiérarchique sur des cinétiques de minéralisation au champ (sol nu) d'effluent organique



⁴ <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Expertises/Toutes-les-actualites/Expertise-Les-flux-d-azote-lies-aux-elevages>

Certains outils d'aide à la décision (OAD) comme MANNER (Chambers *et al.*, 1999) calculent de façon assez simple l'azote disponible pour les cultures et les pertes d'azote vers l'environnement, en tenant compte de facteurs environnementaux et de quelques caractéristiques des cultures fertilisés. Cet outil calcule aussi la disponibilité d'autres nutriments et quelques indicateurs économiques.

Enfin d'autres modèles destinés à calculer la minéralisation de l'azote des Mafor tels que le modèle DECOMPOSITION (Gilmour et Clark, 1988) font appel à la modélisation plus mécaniste, basé sur des compartiments de matière organique décrit par leur C/N, comme les modèles de flux d'azote décrits plus loin dans cette partie. Gale *et al.* (2006) rapportent une surestimation de la minéralisation des Mafor contenant beaucoup de NH_4^+ ou induisant une minéralisation d'azote rapide avec ce modèle. Cependant le modèle est tout de même utilisé pour évaluer l'azote disponible issu des Mafor (Gilmour, 2009).

Estimation de l'azote disponible à moyen et long terme

En 1973, Pratt et ses collaborateurs (*in* Klausner *et al.*, 1994) proposent un concept, les « decay series », permettant de calculer la mise à disposition de l'N des Mafor au-delà de l'année d'apport. Chaque année, un coefficient de dégradation du pool d'azote organique restant est appliqué à ce pool. Le coefficient diminue chaque année.

Inspirés de ce concept, d'autres modèles simples (ex. Klausner *et al.*, 1994 ; Schröder *et al.*, 2007) ont été conçus pour calculer l'azote résiduel issu des effluents animaux. Le tableau 3-1-3 (Webb *et al.*, 2013) montre des résultats d'un de ces modèles, calibrés avec des données expérimentales.

Tableau 3-1-3. Effets résiduels N d'un apport unique et d'apports répétés de fumier exprimé en équivalent engrais minéral (% d'azote total appliqué par an).

Manure type	Repeated manure applications		
	1 year	2 years	10 years
Cattle slurry	3-5%	5-7%	9-14%
Pig slurry	2-3%	3-5%	6-8%
Solid manure	5-8%	7-13%	12-24%

Bien que nécessaires à la compréhension des processus et à la prédiction des flux, les travaux de modélisation sur le long terme sont beaucoup moins nombreux. Cependant, en 1992, l'effet d'apports répétés de fumiers de bovin a été pris en compte dans Century (Paustian *et al.*, 1992), modèle dédié initialement à l'évolution des flux de carbone sur le long terme. Un écart entre résultats observés et simulés au bout de 30 ans a été constaté. L'hypothèse était que la sous-estimation du stockage de N dans le sol était due à la sous-estimation de l'azote lié à la lignine qui devrait s'incorporer à la MO du sol. Le formalisme rejoint celui des modèles dynamiques développés dans le paragraphe suivant.

Estimation des flux d'azote liés à l'apport de Mafor

Les modèles mécanistes dynamiques simulant la minéralisation du carbone et de l'azote des matières organiques dans les sols sont très souvent des modèles à compartiments (Benbi et Richter, ; Schaffer *et al.*, 2001). Les compartiments représentent les différents types de matières organiques : matière organique du sol, biomasse microbienne, et matière organique exogène. Ces compartiments peuvent être eux-mêmes divisés en sous-compartiments : par exemple, la matière organique exogène peut être séparée en résidus végétaux et exsudats racinaires. De façon générale, chaque compartiment ou sous compartiment est caractérisé par sa taille (quantité d'azote et de carbone la plupart du temps) et une constante de décomposition uniforme. Les flux entre compartiments ou vers l'environnement sont modélisés par différentes équations mathématiques.

Les modèles prenant explicitement en compte les Mafor sont relativement peu nombreux et considèrent principalement les effluents animaux (Benbi et Richter, 2002 ; McGechan et Wu, 2001 ; Schaffer *et al.*, 2001 ; Wu et McGechan, 1998). A l'origine les modèles ne considèrent pas les Mafor : il faut alors les adapter, comme cela a par exemple été réalisé pour le modèle Daisy, auquel a été ajouté 3 compartiment permettant de décrire la matière organique des Mafor (Probert *et al.*, 2005). D'autres modèles, conçu pour d'autres types de Mafor, ont été testés et paramétrés en prenant en compte les caractéristiques de leur matière organique. C'est notamment le cas du modèle NCSOIL (Molina *et al.*, 1983) qui a été évalué pour les boues de stations d'épuration (Houot *et al.*, 1996 ; Houot *et al.*, 1998) et les composts urbains (Beraud *et al.*, 2005) ou une gamme de Mafor plus diverses (Corbeels *et al.*, 1999). Dans les travaux précédemment cités, les résultats montrent relativement

souvent des écarts entre mesures et prédictions, notamment en ce qui concerne l'azote ou la biomasse microbienne. C'est pourquoi certains paramètres sont optimisés à partir de résultats expérimentaux (Beraud *et al.*, 2005). Dans le cas où ces modèles sont utilisés pour prédire correctement les flux de carbone et d'azote, une difficulté majeure est l'obtention de paramètres robustes, qui seraient valables pour différents résidus organiques. Cette difficulté est accrue par le fait que certaines caractéristiques des compartiments sont difficiles à mesurer : une façon alternative de procéder pour estimer les valeurs des paramètres du modèle est alors de les optimiser par la « méthode inverse ». Cela consiste à ajuster les cinétiques de minéralisation à celles obtenues expérimentalement, et à optimiser les paramètres que l'on ne peut pas mesurer. Les valeurs de paramètres obtenues doivent ensuite être validées sur des jeux de données indépendants pour avoir une réelle valeur prédictive, ce qui n'est d'ailleurs pas systématiquement réalisé.

Cependant, même si ces modèles n'ont pas dans l'absolu une valeur prédictive très élevée, ils permettent toutefois de comparer des Mafor, leur modalités d'apport (Gerke *et al.*, 1999 ; Gabrielle *et al.*, 2005), ou de tester des stratégies de fertilisation (David *et al.*, 2005).

3.1.1.7. Variabilité de la valeur azotée des Mafor

Ce paragraphe complète les précédents, qui ont donné des résultats pour les Mafor les plus étudiées (travail à partir des articles les plus cités) ou des résultats à portée générique.

Effluents d'élevage : une synthèse très complète, reprise en partie ci-dessus a été réalisée par Webb *et al.*, 2013 ; des résultats synthétiques se trouvent aussi dans le tableau 6.11 (p 250) de l'expertise collective « Flux d'azote dans les élevages » ; <http://www6.paris.inra.fr/depe/Projets/Elevage-et-Azote>.

Cependant, dans la pratique, il est encore difficile de prédire avec une précision convenable (utilisable par les praticiens de terrain) le devenir de l'azote des MAFOR en se référant seulement à leur origine (mode d'élevage) ou aux traitements subis.

Boues de STEP : leurs caractéristiques très variables (Sims, 1995) induisent une valeur N très variable, qui diminue avec les traitements de stabilisation comme le compostage ; le C/N est bien corrélé à la minéralisation de N en conditions contrôlées (Parnaudeau *et al.*, 2004) ; la valeur N boues des boues digérée aérobie est supérieure à celle des boues digérées anaérobie (Parker et Sommers, 1983 ; Serna et Pomares, 1992) ; on observe parfois une valeur N différentes pour des boues traitées avec le même procédé (Sommers et Gordano, 1984).

Boues et effluents agro-industriels : leur valeur N très variable et difficile à relier à un critère de composition, en conditions contrôlées (Parnaudeau *et al.* 2006) et en conditions de plein champ (Parnaudeau *et al.*, 2009). Les vinasses de distillerie concentrées ont une valeur N très élevée (si les conditions d'épandage sont favorables), leur azote étant rapidement disponible car leur minéralisation est rapide et importante ; la valeur azotée diminue pour les vinasses diluées, qui peuvent même organiser de l'azote (Parnaudeau *et al.*, 2008).

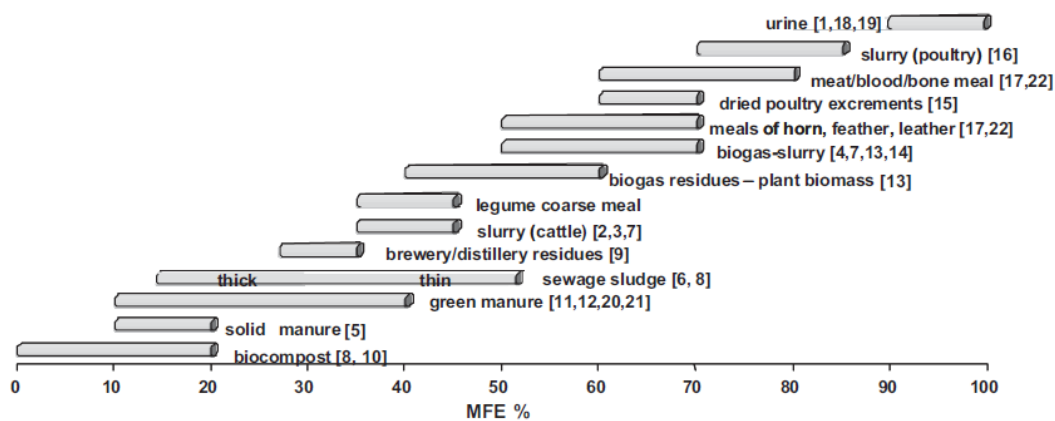
Composts : 2 synthèses, en partie citées ci-dessus, ont été réalisées par Chalk *et al.* (2013) et Amlinger *et al.* (2003) ; leur teneur en N plus faible que d'autres Mafor et le taux plutôt faible de minéralisation (5-20%) induisent peu de libération de N pour la culture en place si le compost est bien stabilisé. A moyen et long terme, l'effet est plus important lors d'apports répétés et peut conduire à diminuer la quantité de N apportée aux cultures.

Vermicompost (Chaoui *et al.*, 2003) : les vermicompost induisent une croissance de biomasse aérienne du blé et mais la quantité de N de cette biomasse est inférieures au traitement avec compost sauf si on augmente la dose ; on augmente la biomasse mais pas la quantité de N absorbé.

Cendres et biochars : ils génèrent peu d'azote disponible car ils contiennent peu d'azote ; ils peuvent induire une diminution de N disponible pour les cultures (immobilisation et adsorption, ou toxicité). Constatant que les affirmations concernant les bénéfices liés aux biochars sont variables et pas toujours clairs, Biederman et Harpole (2013) ont réalisé une méta-analyse à partir de 371 études indépendantes qui montre un effet positif de l'apport de biochar sur la productivité (parties aériennes) et l'azote total dans le sol. En revanche, aucun effet significatif ne se dégage quant à l'effet sur la quantité d'azote sous forme minéral dans le sol et la concentration en azote dans les tissus des plantes.

Enfin, Gutser *et al.* (2005) ont réalisé une synthèse issue de nombreux travaux et ont représenté la variabilité de la valeur azotée de Mafor organiques exprimée en équivalent engrais (Figure 3-1-6).

Figure 3-1-6. Equivalent-engrais de plusieurs Mafor durant l'année suivant l'épandage



[1] Amberger et al., 1982a; [2] Amberger et al., 1982b; [3] Ditter et al., 1998; [4] Dosch and Gutser, 1996a; [5] Dosch and Gutser, 1996b; [6] Furrer and Bolliger, 1978; [7] Gutser et al., 1987; [8] Gutser, 1996; [9] Gutser, 1998; [10] Gutser and Ebertseder, 2002b; [11] Gutser and Vilsmeier, 1987; [12] Honeycutt, 1999; [13] Kape et al., 2004, personal communication; [14] Messner and Amberger, 1987; [15] Nicholson et al., 1996; [16] Preusch et al., 2002; [17] Smith and Hadley, 1988; [18] Sørensen and Jensen, 1996; [19] Thomsen et al., 1997; [20] Thorup-Kristensen, 1994; [21] Vilsmeier and Gutser, 1987; [22] Warren et al., 1958.

Figure 5: Mineral-fertilizer equivalents (% MFE) for several organic fertilizers characterizing N availability in the year of application.

3.1.1.8. Conclusion sur les effets agronomiques et environnementaux des MAFOR concernant l'azote

La disponibilité de l'azote (N) des MAFOR à court terme dépend des formes de l'azote qu'elles contiennent et de leur proportion relative : d'une part l'azote minéral est immédiatement disponible pour les cultures mais peut être perdu facilement et rapidement par volatilisation, et d'autre part la proportion d'azote organique qui va être minéralisé à court terme. La part d'azote organique et minéral varie énormément d'un type de MAFOR à l'autre, voire au sein d'un même type de MAFOR. Les MAFOR peuvent également induire une réorganisation de l'azote minéral et donc une diminution de l'azote minéral dans le sol. C'est le cas si elles contiennent beaucoup de C labile relativement à leur teneur en N donc si elles ont C/N élevé, supérieur à 8 ou 10, mais ce critère n'est pas absolu et n'explique pas à lui seul la dynamique de l'azote. Par ailleurs des quantités significatives d'azote minéral peuvent être perdues par lixiviation suite à l'apport de MAFOR pour diverses raisons : période inadéquate d'apport en absence de culture et en période de drainage par exemple pour une MAFOR riche en N minéral, forte minéralisation à une période où les besoins des plantes sont faibles. Il est possible de donner une amplitude de variation de la valeur azotée « potentielle⁵ » pour des grands types de MAFOR (fumier, compost, lisier...), cette amplitude pouvant être élevée. Cependant, il est assez difficile de prédire la valeur azotée d'une MAFOR précise dans des conditions données, ce qui nuit à l'utilisation optimale des MAFOR sur le terrain (apport supplémentaire d'engrais minéraux par crainte d'une minéralisation trop lente, lixiviation du N minéral en raison de période d'apport inadéquate par rapport aux besoins des plantes...). La valeur fertilisante à court terme est exprimée sur le terrain par un coefficient d'équivalence engrais (de synthèse) issu d'expérimentations au champ qui peut varier de <10% (compost très stabilisé par exemple) à 90% (lisier par exemple) en fonction des MAFOR et des conditions d'apport.

A plus long terme, les processus sont plus complexes, du fait des interactions avec la matière organique du sol, à laquelle les MAFOR s'incorporent progressivement. Lors d'apports réguliers de MAFOR, on peut distinguer la fourniture directe en azote liée à la minéralisation à court terme du dernier apport de MAFOR, des effets indirects liés à l'augmentation de matière organique du sol suite aux apports répétés de MAFOR. Le recours à la modélisation basée sur la description de la composition des MAFOR permet de dissocier ces 2 sources de N disponibles pour les plantes. Pour les MAFOR plus facilement minéralisables, la part directe est plus importante, pour les MAFOR dont la matière organique est plus stabilisée, c'est la part indirecte qui devient prépondérante, les flux totaux pouvant être du même ordre de grandeur.

⁵ « Potentielle » est entendu ici dans des conditions qui favorisent les biotransformations de l'azote et limitent les pertes d'azote, ce qui revient à prendre en compte l'N minéral de la MAFOR et la minéralisation ou l'immobilisation, mais pas la volatilisation ni la lixiviation.

Un accent spécifique est mis sur la volatilisation, processus physico-chimique (et non biologique), qui peut aboutir à des pertes très importantes, pouvant représenter jusqu'à 100% du $N-NH_4^+$ (azote ammoniacal) apporté par le MAFOR. On peut hiérarchiser les paramètres des MAFOR dont dépend l'importance de la volatilisation : (i) mode et période d'apport : la volatilisation sera plus importante en cas d'apport en sol nu que sur culture, ou en cas d'apport en surface par rapport à l'injection dans le sol, (ii) le potentiel de volatilisation augmente avec la quantité de N sous forme minérale ammoniacale, (iii) les autres propriétés physico-chimiques des MAFOR comme la teneur en eau et la viscosité qui conditionnent l'infiltration qui elle limite la volatilisation, le pH (la volatilisation augmente avec le pH des MAFOR), et (iv) le climat (une température élevée et le vent favorise la volatilisation, la pluie la ralentit) et le type de sol : un sol filtrant ralentit la volatilisation, un pH basique favorise la volatilisation.

Il existe donc des moyens de limiter/réduire, voire annuler ces pertes : enfouissements rapides, mode d'apport par injection et choix de conditions climatiques (froid, pas de vent). La MAFOR et les pratiques culturales associées à sa valorisation conditionnent donc les possibilités de maîtrise des émissions (ex. peu de possibilité d'enfouissement sur une culture en place).

Enfin, l'expression de la valeur fertilisante potentielle est également conditionnée par la succession de cultures, l'itinéraire technique et la période d'apport : en effet, la forme utile aux plantes est aussi celle qui risque de poser des problèmes environnementaux via la lixiviation. On note aussi que certaines pratiques peuvent favoriser des transferts de pollution : limiter la volatilisation de l'ammoniac peut conduire à augmenter la lixiviation si les apports sont réalisés en contextes propices à la lixiviation. De même, les émissions de N_2O suite à un enfouissement de MAFOR pour limiter la volatilisation n'affectent pas forcément la valeur fertilisante des MAFOR car les quantités concernées sont relativement faibles (de l'ordre du kg N /an/ha alors que la volatilisation d'ammoniac et la lixiviation impliquent des quantités de l'ordre de quelques kg N /an/ha à quelques dizaines de kg N /an/ha), mais leur impact environnemental est global et très fort (pouvoir de réchauffement ~300 fois plus élevé que le CO_2 à 100 ans) (voir chapitre 4.7).

Les effets agronomiques et environnementaux liés à l'azote pour les différents types de MAFOR sont résumés dans le tableau 3-1-4.

Tableau 3-1-4. Bilan

Mafor \ Effet	Valeur fertilisante N	Emission de N_2O	Volatilisation de NH_3	Lixiviation de NO_3
Lisiers (porc ou bovin)	+++	++	++	++
Fumier	-/+→++	+	+++	++
Fientes	+++	+	++	++
Compost d'effluent d'élevage	+→++	+	+	
Boues brutes	+++	++	++	++
Boues compostées	+→++	+	+/+++	+
Boues chaulées	++	?	+++	+
Boues séchées thermiquement	+	?	0/ε	+
Digestats bruts (liquides)	+++	++	++	++
Digestats solides	++	+	+/++	++
Digestats compostés	+→++	+	0/ε	+
Composts DV	ε→++	0	?	+
Composts Biodéchets	ε→++	+	ε	+
Composts OM	+→++	+	+	+
Cendres biomasse	0	0	0	0

3.1.2. Accumulation et pertes influençant la valeur fertilisante phosphatée

Alain Mollier et Christian Morel

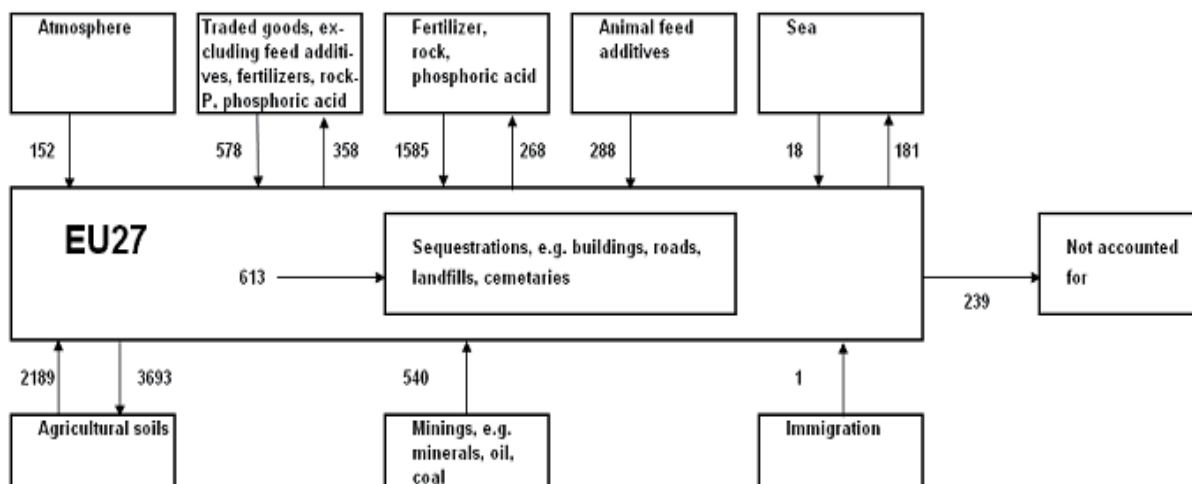
Introduction : contexte et quelques rappels sur le phosphore (P)

Le phosphore est un élément nutritif essentiel à la vie et non substituable (Raghothama, 1999). C'est le deuxième macroélément limitant la croissance des plantes après l'azote. Les végétaux contiennent en moyenne 5 g P / kg de matière sèche. Le phosphore est impliqué dans de nombreux processus métaboliques tels que la photosynthèse, la respiration, les transferts d'énergie et la synthèse des acides nucléiques et rentre dans la composition de structures comme les phospholipides (Vance *et al.*, 2003). Malgré son importance pour la croissance et le métabolisme des plantes, le phosphore est l'élément nutritif majeur le moins accessible et souvent limitant de la production en raison de sa faible disponibilité dans les sols. Bien que les sols contiennent des quantités importantes de P (de 300 à 9 000 kg P par hectare dans l'horizon 0-0,25 m), la biodisponibilité de cet élément pour les plantes est limitée du fait de ses fortes interactions physico-chimiques avec la phase solide du sol.

A la fin du XIXème et début du XXème, nombre de sols étaient, en France, déficients en phosphore suite à des siècles de culture et de bilan déficitaire. L'emploi des engrais phosphatés a permis d'augmenter le rendement agricole et ensuite de maintenir la production agricole à un niveau optimal (Cordell *et al.*, 2009). Pour lever les limitations par le P, l'application d'engrais P minéral fabriqués à partir de roches sédimentaires est une pratique agronomique qui s'est développée au début du XX^{ème} siècle. L'agriculture mondiale est devenue fortement dépendante des engrais de synthèse au cours des dernières décennies (Cordell *et al.*, 2009) : les apports d'engrais phosphatés (P) ont été multipliés par 3,5, à l'échelle mondiale entre 1960 et 1995 (Tilman *et al.*, 2002). Ce recours massif aux engrais P notamment a contribué à l'augmentation très forte de la productivité agricole en conditions occidentales notamment, illustrée par un doublement de la production mondiale de céréales entre 1960 et 2000 (Tilman *et al.*, 2002). D'un point de vue environnemental, le phosphore est un facteur déclencheur de l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques, terrestres, du littoral voir océanique ("dead zones"). Ainsi d'un point de vue agronomique, la gestion de la fertilisation P des cultures vise à optimiser la production végétale tout en limitant les pertes vers l'environnement.

Le phosphore est une ressource non renouvelable extrait des roches sédimentaires. La France, mais aussi quasiment toute l'Europe, n'a pas de gisements sédimentaires de phosphates naturels, minéral généralement constitué d'un mélange de carbonates et de phosphate apatitique, sur son territoire. Les gisements de phosphates naturels constituent la matière première à partir de laquelle sont fabriqués tous les engrais phosphatés. C'est une ressource fossile présente sur terre en quantités finies dont la formation a nécessité plusieurs centaines de milliers d'années. L'Union Européenne dépend à 95 % de l'importation pour ses phosphates qui sont utilisés principalement en engrais et en alimentation animale Richards et Dawsin, 2008) (Figure 3-1-7).

Figure 3-1-7. Flux de phosphore (kt/an de P) estimés dans l'Europe des 27 en 2006 d'après Richards et Dawson, 2008.

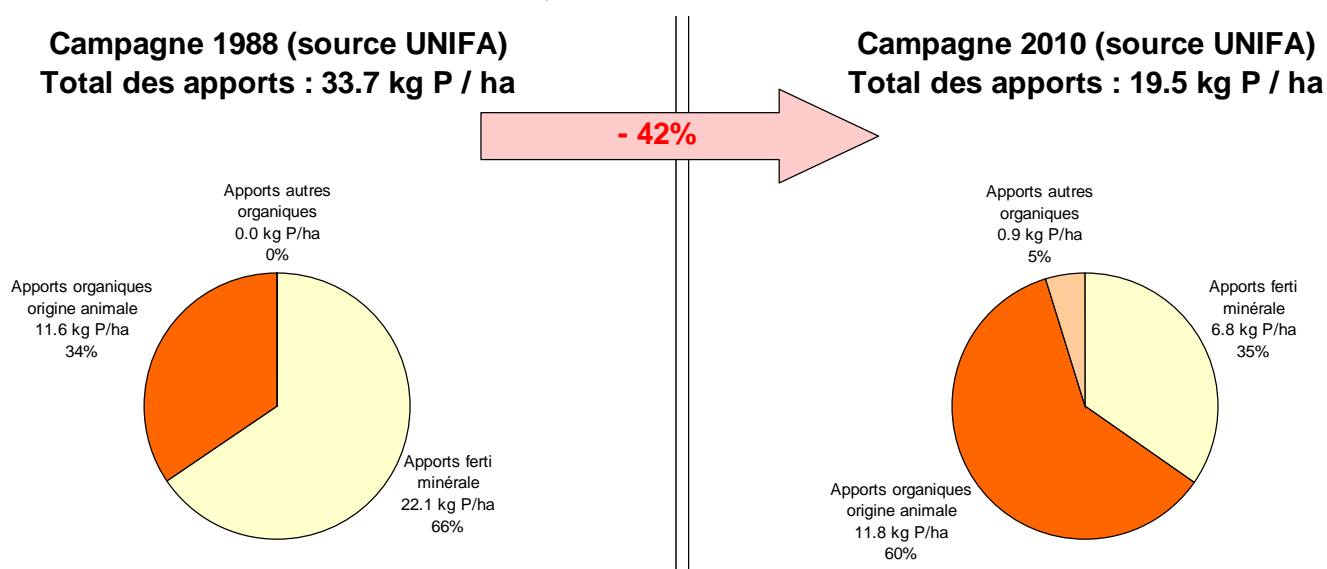


Compte tenu de l'augmentation de la demande associée à la démographie mondiale, au changement de régimes alimentaires et à la production de biomasse non alimentaire, le monde s'achemine vers un pic d'exploitation et de production des phosphates, comparable à celui de l'exploitation des hydrocarbures. A partir d'une estimation des réserves mondiales et de diverses considérations notamment sur le coût d'exploitation et l'évolution de la demande associée à l'augmentation de la population mondiale, Cordell *et al.* (2009) ont estimé que ce pic arriverait vers 2035. Ensuite, s'ensuivrait une lente mais constante diminution de la production mondiale de phosphates pendant plusieurs siècles. Même si il n'y a pas consensus sur la période de ce pic, tous les auteurs s'accordent sur ces scénarios.

Une autre donnée importante concernant la ressource en phosphates est qu'elle est très inégalement distribuée à l'échelle globale. Environ 85 % des réserves minières en phosphates sont contrôlées par cinq pays, dont les principaux acteurs sont le Maroc, la Chine et les USA et dans une moindre mesure l'Afrique du Sud et la Jordanie (USGS, 2010). Cette répartition des ressources phosphatées pourrait être à l'origine de tensions géopolitiques dans le futur. Il faut s'attendre à une hausse du prix des engrais minéraux phosphatés. Si le phosphate venait à manquer, les prix alimentaires exploseraient, et avec eux le nombre d'affamés. D'ores et déjà, l'inégale répartition de cette ressource a entraîné des tensions géopolitiques et sociales avec par exemple une augmentation temporaire de 800% du prix des phosphates en 2008.

L'agriculture française exporte chaque année des sols de l'ordre de 620 kt P/an (Senthilkumar *et al.*, 2012 ; Nesme *et al.*, 2012). Le total des entrées de phosphore dans les sols agricoles s'élève à 762 kt P/an apportées à 40 % sous forme de déjections animales (310 kt P/an), 37 % sous forme d'engrais (286 kt P/an), 14 % sous forme résidus de culture (112 kt P/an), 7 % sous forme de boues (24 kt P/an) et de composts urbains (30 kt P/an). D'après ces auteurs, 30 kt P/an sous forme de déchets municipaux incinérés puis enfouis et 16 kt P/an sous forme de boues de STEP incinérées puis enfouies pourraient être recyclés vers les sols. A ces quantités se rajouteraient le P issu des eaux usées qui pourraient être mieux recyclées en améliorant les processus d'épuration des eaux, mais cette fraction est difficile à quantifier (Senthilkumar *et al.*, 2014). Entre 1988 et 2010 à l'échelle de la France, les apports de P en agriculture ont baissé de 48%. Les apports moyens de P par ha de surface fertilisable sont passés de 33,7 kg P/ha à 19,5 kg P/ha (-42%) (Eveillard et Bortoletto, 2011). Comme le montre la Figure 3-1-8, cette diminution des apports de P est liée à une diminution très forte des apports de fertilisants minéraux P par unité de surface fertilisable (de 22,1 kg P/ha en 1988 à 6,8 kg P/ha en 2010 soit -69 %). Les apports de P d'origine animale ont diminué de 7 %. Cette baisse est liée à une légère réduction des effectifs d'animaux d'élevage, particulièrement des ruminants et volailles d'élevage. Les apports de P d'origine animale exprimés par unité de surface fertilisable sont quasiment stables (11,8 kg P/ha). Depuis 2005, il y a une augmentation des apports de P issu de boues de station d'épuration, écumes de sucrerie, composts (boues, ordures ménagères résiduelles et déchets verts), poudre de viandes, vinasse de betterave et importation de fientes, fumiers et composts (0,9 kg P/ha en 2010).

Figure 3-1-8. Evolution entre 1988 et 2010 des quantités et des sources de P utilisées comme fertilisant dans les parcelles agricoles (adapté d'après les sources UNIFA).



Cependant les « pertes » (transferts vers les eaux, enfouissement) de P restent importantes (Senthilkumar *et al.*, 2012). Elles représentent 137,5 k P an⁻¹, soit l'équivalent de 48 % des importations nettes de fertilisants en France. L'efficacité de la chaîne alimentaire est extrêmement faible puisque sur les 780 kt P an⁻¹ apportés au sol (engrais + effluents d'élevage + composts) seulement 78 kt P an⁻¹ sont contenus dans les produits alimentaires effectivement consommés en France. Les pertes *via* les déchets alimentaires sont importantes puisque environ 50 % du P contenu dans les produits alimentaires commercialisés se retrouvent dans les déchets ménagers. Enfin, le recyclage du P contenu dans les déchets est modeste (40 % pour les déchets municipaux, 30 % pour les eaux usées) (Senthilkumar *et al.*, 2012).

Les MAFOR contiennent entre autre les nutriments nécessaires à la production agricole comme l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K), éléments majeurs de la production agricole et représentent donc une valeur financière potentielle élevée. Par exemple, Bodet *et al.* (2001) chiffrèrent la valeur économique du gisement de NPK de l'élevage français à plus d'un milliard d'euros par an.

Aspects réglementaires

Du point de vu de la réglementation, les amendements organiques, les teneurs en phosphore ne doivent pas dépasser 3 % de P₂O₅ sur la masse brute (norme NFU 44-095).

La réglementation autorise l'épandage de boues urbaines à raison de 30 t MS ha⁻¹ tous les dix ans à la condition de ne pas dépasser les valeurs limites de teneurs et de flux d'éléments traces potentiellement toxiques. Si on considère que la teneur moyenne du phosphore dans ces MAFOR est de 25 g P (kg MS)⁻¹, 30 tonnes MS représentent un apport cumulé sur 10 ans de 750 kg P ha⁻¹ alors que dans le même temps l'exportation moyenne de phosphore dans les produits récoltés n'atteint pas plus de 300 kg P ha⁻¹ (en considérant des rendements de 10 tonnes de grain par hectare et par an contenant 3 g P (kg MS)⁻¹). Donc, en se basant sur le seuil haut réglementaire, l'épandage de boues de stations d'épurations urbaines conduit à une accumulation importante de phosphore dans les sols. Cette accumulation est un facteur de risque pour les eaux de surface puisque le transfert de ce phosphore diffus agricole vers les eaux de surface contribue, avec les rejets ponctuels d'origine urbaine, industrielle et agricole, à augmenter la concentration des phosphates dans les eaux de surface et déclencher leur dégradation par le processus d'eutrophisation (Pellerin *et al.*, 2005).

Il en va de même pour d'autres formes de MAFOR comme les fumiers. En Angleterre par exemple, le Code des Bonnes Pratiques Agricoles (COGAP Code of Good Agricultural Practice for the Protection of Water, HMSO, London, 1991) recommande un apport annuel maximum de 250 kg N /ha/an sous forme de fumier, ce qui conduit à apporter en moyenne 75 kg P/ha/an, c'est-à-dire 2-3 fois les besoins des cultures. En France c'est 170 kg N « organique » avec la possibilité de fertiliser aussi avec un engrais minéral phosphaté.

Bilan et limites à l'usage des MAFOR

Alors que les réserves mondiales s'épuisent, il devient nécessaire/obligatoire de recycler le phosphore et de réduire ses pertes. Sur le long terme, il n'y a pas d'autre alternative que de recycler cette ressource (Schröder *et al.*, 2010 ; Bergès, 2013 ; Pellerin *et al.*, 2005).

Les verrous pour l'expansion de l'utilisation des MAFOR comme fertilisant P sont le manque de données sur leur valeur fertilisante en fonction des produits et des contextes pour raisonner leur épandage en agriculture, les incertitudes sur leurs impacts environnementaux

Corpus bibliographique utilisé

Construction du corpus

Notre démarche pour la constitution du corpus pour traiter de la valeur fertilisante en P des MAFOR et les risques de fuites vers l'environnement a consisté à croiser 5 requêtes:

1. Liste exhaustive de MAFOR commune à l'ensemble des experts
2. Liste générique en référence au phosphore
3. Liste de composantes agronomiques par rapport aux cultures, agrosystèmes
4. Liste en référence au transfert sol-plante, prélèvement, valeur fertilisante
5. Liste en référence au domaine, milieu d'étude

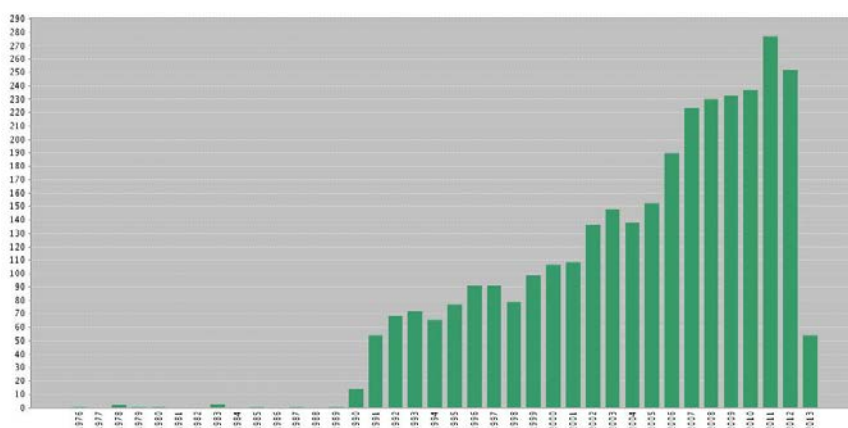
En excluant des mots-clefs qui collectent des références traitant de milieux ou d'objets hors ESCo.

→ le corpus contenait environ 600 références dont environ 150 ACL + 53 reviews ont été retenues.

Description du corpus analysé

- Répartition par année du corpus de base (3226 références)

On note depuis le début des années 90 une augmentation quasi constante du nombre d'articles sur le sujet.



- Contexte géographique :

Les ACL sont principalement produits par les USA-Canada; l'Europe occidentale, et les pays où les problèmes de recyclage et de production agricole sont prégnants (Inde, Nouvelle Zélande...)

Countries/Territories	records	% of 3212
USA	768	23.91
INDIA	384	11.955
CANADA	254	7.908
AUSTRALIA	241	7.503
BRAZIL	217	6.756
PEOPLES R CHINA	191	5.946
GERMANY	164	5.106
SPAIN	125	3.892
ENGLAND	112	3.487
JAPAN	105	3.269
NEW ZEALAND	103	3.207
NETHERLANDS	83	2.584
KENYA	68	2.117
FRANCE	67	2.086
ITALY	58	1.806
SWEDEN	53	1.65
NIGERIA	45	1.401
FINLAND	44	1.37
SWITZERLAND	38	1.183
DENMARK	36	1.121
NORWAY	35	1.09
PAKISTAN	34	1.059
IRAN	33	1.027

- Principaux objets des travaux:

- o L'ensemble des MAFOR identifiés semblent être présents dans le corpus (lisiers, fumiers, composts, effluents d'élevage, eaux usées de STEP)+(résidus de culture)+(cendres, biochars)+(struvite et autres formes précipitées).
- o Données sur leur composition CNP généralement disponible
- o Les milieux étudiés concernent principalement les grandes cultures
- o La valeur fertilisante P est évaluée soit au laboratoire, soit au champ à court et long terme généralement en référence à une fertilisation minérale NPK. Pas/peu de travaux dédiés spécifiquement à P pour évaluer la valeur fertilisante P (raisonnement des traitements par rapport à la teneur en N conformément à la réglementation qui concerne N)
- o Beaucoup de travaux sur les fuites vers l'environnement de P (problématique majeure pour l'usage des MAFOR).
- o Beaucoup de travaux sur les effets indirects des modifications des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols associées à l'usage des MAFOR et leurs conséquences sur la nutrition P des cultures et les fuites vers l'environnement.

A la lecture approfondie des articles initialement sélectionnés, il s'est avéré que:

De nombreux travaux sur l'utilisation des MAFOR avaient été conduits en dehors des zones tempérées, dans des milieux où la production est généralement limitée par la disponibilité en P des sols, où l'accès aux engrais P minéraux est limité tandis que des sources de MAFOR sont disponibles (zones tropicales et sub-tropicales, Chine). Pour l'ESCo, nous avons retenus les données sur la typologie des MAFOR de ces articles. Concernant les résultats sur les valeurs fertilisantes qui sont difficilement transposables au contexte Européen, nous avons mentionné l'origine géographique de ces résultats.

L'analyse des résultats mentionnés dans les articles de type review a nécessité de lire les articles sources. Ceux-ci ont été rajoutés dans le corpus et cités dans la liste bibliographique.

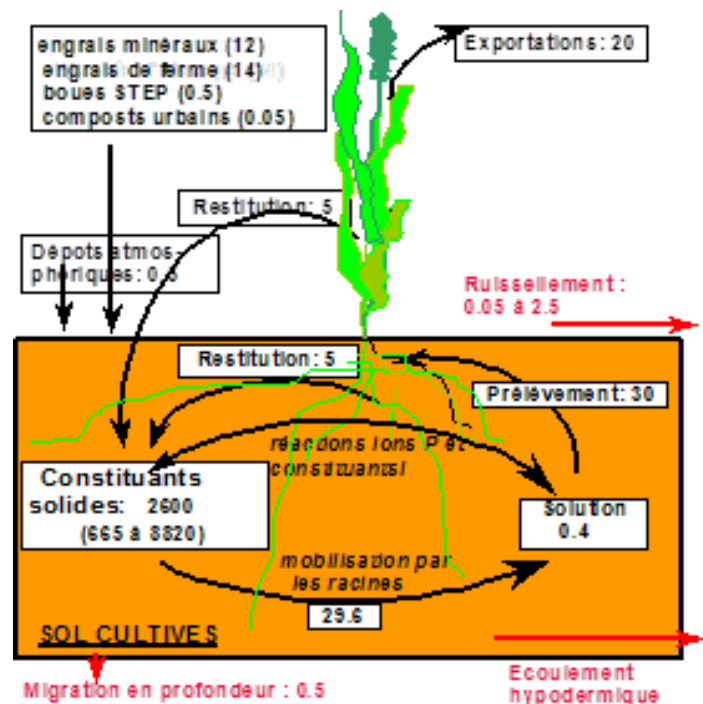
Parallèlement, ce corpus est complété par de la littérature grise (articles dans congrès internationaux et nationaux; thèses de doctorat d'université; documents ADEME; revue agriculture et environnement INRA; livres (cycles biogéochimiques Acad Sciences); CR Acad. Agriculture...). Ils représentent environ une dizaine de références sélectionnées sur notre expertise du sujet, la qualité des organismes qui ont conduit ces études. Ils apportent en plus de la littérature académique des bases de données détaillées obtenues dans des contextes agricoles Français ou similaires. Ils permettent ainsi d'étayer les tendances observées dans la littérature académique.

3.1.2.1. Le cycle du phosphore dans les écosystèmes cultivés

Une représentation générale du cycle biogéochimique du phosphore est proposée dans la Figure 3-1-9 d'après Morel (2009).

Figure 3-1-9. Représentation générale des flux et des stocks de phosphore engagés dans le fonctionnement du cycle du phosphore à l'échelle d'un écosystème cultivé.

Les chiffres sont donnés à titre d'exemple. Il s'agit d'ordres de grandeur des stocks (en kg P ha⁻¹) et des flux de P (en kg P ha⁻¹ an⁻¹) pour des parcelles labourées et cultivées de longue date sous grandes cultures en climat tempéré. L'apport de P sous forme d'engrais minéraux correspond à la livraison nationale lors de la campagne 2004-2005 (Eveillard, et Bortoletto, 2011).



Cette représentation du cycle biogéochimique du P dans les écosystèmes cultivés intègre l'ensemble des stocks de P dans le sol, des réactions de transformation et des flux de P impliqués dans sa circulation entre les différentes composantes de l'écosystème. Les intrants (I) peuvent être des engrais minéraux ou des produits résiduaire de ferme (fumiers, fientes, lisiers...), des produits résiduaire organiques d'origine urbaine (boues de stations d'épuration, composts...) ou bien encore des dépôts atmosphériques (DA). Les sorties sont les exportations dans les produits récoltés (Pexp), les pertes par migration en profondeur (Mp), par ruissellement et érosion (RER) et écoulement latéral hypodermique (EH). Le nombre et l'intensité des différents flux d'entrées et de sorties, des stocks et de leur transformation qui interviennent dans le fonctionnement du cycle varient suivant le type de sol, son mode d'occupation et les pratiques agricoles.

Les chiffres mentionnés dans la Figure 3-1-8 correspondent à des valeurs moyennes, établies à partir de la littérature (Eveillard, et Bortoletto, 2011), pour des parcelles cultivées sous grande culture, labourées et fertilisées de longue date dans une région à climat tempéré. Les valeurs seraient notablement différentes pour d'autres contextes que ce soit des écosystèmes prairiaux (Stroia, 2007 ; Oberson *et al.*, 1999) ou forestiers (Augusto *et al.*, 2011). Pour ce qui concerne le contexte spécifique de la Figure 3-1-8, le flux annuel, quantitativement le plus important, est le prélèvement de P qui représente de l'ordre de 30 kg P ha⁻¹ dont environ 20 kg P ha⁻¹ sont exportés hors de la parcelle avec les 6-7 t ha⁻¹ de grains récoltés. Parmi les autres flux potentiels de sortie figurent les pertes par transfert latéral liées au processus d'érosion, de ruissellement et d'écoulement de sub-surface ainsi que les pertes par transfert vertical ou lixiviation. Sauf cas particuliers, ils représentent en général moins de quelques centaines de grammes de P par hectare et par an et peuvent être considérés en première analyse comme des flux qui interviennent de manière non significative dans le fonctionnement du cycle. Certains de ces flux peuvent néanmoins devenir parfois très élevés. Par exemple pour les parcelles recevant des doses massives d'effluents d'élevage, les transferts de P par érosion et ruissellement peuvent devenir significatifs et du même ordre de grandeur voire très supérieure à la sortie de P dans les produits récoltés (Pellerin et al, 2005).

Le flux majeur conditionnant la circulation de P au sein de l'écosystème cultivé est généralement le passage du P du sol vers la culture. Ce flux est sous le contrôle de nombreux mécanismes physico-chimiques et biologiques qui déterminent la biodisponibilité du P dans les sols. Le P est prélevé par les racines des plantes dans la solution du sol à l'état ionique dissous (HPO₄²⁻ ou H₂PO₄). Bien que les sols contiennent des quantités importantes de P (de 300 à 9 000 kg P par hectare dans l'horizon 0-0,25 m), la biodisponibilité de cet élément pour les organismes vivants, les plantes en particulier, est limitée du fait de ses fortes interactions physico-chimiques avec la phase solide du sol. Le compartiment central est la solution de sol car c'est par son intermédiaire qu'ont lieu les échanges entre le sol et les organismes vivants. La quantité de P contenue dans la solution de sol est cependant faible: entre 0,05 et 2 mg L⁻¹ de P, ce qui représente entre 0,04 et 1,6 kg P par hectare (pour une teneur en eau volumique de 0,33 m³ m⁻³). La plus grande partie du P est liée à la phase solide, sous forme minérale ou organique: ions phosphates sorbés à la surface de constituants du sol, P entrant dans la constitution de minéraux phosphatés tels que les phosphates de fer, d'aluminium ou de calcium, P entrant dans la constitution de molécules organiques tels que les inositols hexaphosphates par exemple. La biodisponibilité du P est de ce fait fortement contrôlée par les échanges de P intervenant entre ces compartiments et la solution du sol *via* des transformations de type physico-chimique d'adsorption/désorption ou complexation avec certains constituants du sol (argiles, oxyhydroxydes de fer et d'aluminium, matière organique, carbonates), de diffusion intra-particulaire, de précipitation/dissolution des minéraux phosphatés ou de type biologique de minéralisation/organisation (Hinsinger, 2001 ; Shen *et al.*, 2011).

Comme pour la minéralisation de l'azote organique, la minéralisation du P organique est réalisée par les microorganismes du sol, et la vitesse et le mode de minéralisation sont régulés par les conditions environnementales et la qualité des produits organiques. Les variations de l'humidité du sol et de la température influencent l'activité microbienne et donc sont susceptibles d'affecter la minéralisation du P. La minéralisation nette du P (P libéré de la matière organique) est généralement corrélée positivement à la teneur en P des produits et négativement corrélée au rapport C/P (Hundal, *et al.*, 1987), la teneur en lignine ou le rapport lignine/P (Lupwayi *et al.*, 2007 ; Lupwayi et Haque, 1999).

3.1.2.2. La fertilisation phosphatée des plantes de grandes cultures

La fertilisation phosphatée a pour objectif de compléter l'offre du sol en phosphore phytodisponible et de remplacer les sorties de P dans les organes récoltés et exportés (rendement en grains ou autres et, éventuellement les résidus de culture lorsqu'ils ne sont pas restitués). Le raisonnement de la fertilisation phosphatée des plantes de grandes cultures est essentiellement basé sur deux types de connaissances :

- des courbes de réponses mettant en relation un indice de rendement avec la teneur de P phytodisponible du sol (Morel *et al.*, 1992 ; Hilton *et al.*, 2010 ; Denoroy *et al.*, 2010); Les courbes de réponse permettent d'établir des seuils analytiques au-delà desquelles soit il n'y pas d'augmentation de rendement soit il y a une perte de rendement.
- des relations décrivant l'évolution sur plusieurs décennies de la teneur de P phytodisponible dans le sol en fonction du bilan cumulé entre le P apporté et celui exporté hors de la parcelle par les organes récoltés (Boniface et Trocme, 1988 ; Messiga *et al.*, 2010). Pour un sol donné, cette relation dépend de la méthode utilisée pour

quantifier l'offre du sol phosphore phytodisponible. Pour une méthode donnée, elle dépend du type de sol. Avec l'extraction Olsen, la proportion du bilan recouvré à l'analyse varie entre 5 et 15% suivant le pouvoir fixateur du sol (Boniface et Trocme, 1988).

Quand le sol contient suffisamment de phosphore phytodisponible, on peut faire une impasse de fertilisation dont la durée est proportionnelle à l'écart entre la teneur mesurée et le seuil d'impasse. Dans de nombreux essais de longue durée conduits sur la fertilisation phosphatée cette durée d'impasse était de plusieurs dizaines d'années (Martinez, 1990 #5934). L'essentiel des connaissances acquises pour raisonner la fertilisation phosphatée des cultures à partir de l'interprétation des analyses du P phytodisponible du sol sont désormais intégrées dans un logiciel appelé REGIFERT, pour références REGionales et FERTilisation raisonnée (Denoroy *et al.*, 2004). Les principales évolutions des deux dernières décennies ont été : i) de remettre en cause le dogme de l'effet « vieille graisse » (Gachon, 1977) avec pour conséquence l'abandon des notions d'entretien et de correction qui s'y rattachait. ii) d'utiliser l'extraction Olsen comme méthode d'analyse chimique du P du sol (Fardeau *et al.*, 1988) ; iii) de reconsidérer les teneurs en P des organes récoltés (Table-plaquette du COMIFER). Ces évolutions du raisonnement de la fertilisation phosphatée des grandes cultures ont conduit à réduire la fumure. Ainsi, les préconisations de fumure avec REGIFERT sont inférieures de moitié à celles des anciens systèmes de prescription (Pellerin *et al.*, 2000).

Des avancées dans la caractérisation de la quantité de phosphore phytodisponible du sol couplée à la modélisation quantitative pourraient permettre d'affiner encore le conseil de fertilisation. Un point faible du raisonnement porte sur l'analyse de terre. Une extraction chimique, quelle qu'elle soit, est insuffisante pour rendre compte et expliquer la variabilité expérimentale des courbes « diagnostic » d'un ensemble de dispositifs de longue durée (Messiga *et al.*, 2010). Un réactif chimique (ou même plusieurs mélangés) ne peuvent rendre compte du fonctionnement de la racine, des mécanismes mis en œuvre pour absorber les ions phosphate et de leurs cinétiques. En utilisant une approche mécaniste hiérarchisée pour quantifier le P disponible du sol, qui chiffre les ions phosphate dissous et ceux susceptibles d'équilibrer au cours du temps la solution sous l'effet d'un gradient de concentration, Denoroy *et al.* (2010) ont obtenu une amélioration de la capacité explicative du comportement des cultures avec une courbe « diagnostic » indépendante du site.

3.1.2.3. Teneur et spéciation du phosphore dans les MAFOR et éléments majeurs associés

Les MAFOR contiennent des éléments fertilisants (N, P, K, oligoéléments) nécessaires à la croissance et au développement des plantes cultivées ainsi que des éléments ayant une valeur amendante (C, Ca, Mg) qui améliore les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols.

Comme pour l'azote la valeur fertilisante P d'une MAFOR correspond au P issu de l'apport de cette MAFOR qui est ou va être disponible sous une forme de P minérale (HPO_4^{2-} ou H_2PO_4^-) susceptible d'être prélevée par les racines d'une culture. Ces ions phosphates peuvent être initialement présents dans la MAFOR, soit provenir de la minéralisation du P organique de la MAFOR, soit être issus de la mobilisation de P minéral et/ou organique du sol induite par des effets indirects de la MAFOR sur les propriétés biogéochimiques du sol (modification du pH, apport de C et N, apport ions...). L'apport de P par la MAFOR peut donc contribuer au prélèvement par la culture, à augmenter le stock de P du sol et être ainsi soumis aux différents flux du cycle biogéochimique du P (voir Figure 3-1-9).

Le premier déterminant de la valeur fertilisante P de la MAFOR est donc sa teneur en P. La teneur en P total des MAFOR est généralement déterminée sur des échantillons séchés et calcinés, puis minéralisés par attaque acide ($0.5 \text{ M H}_2\text{SO}_4$). Le phosphore est alors dosé par colorimétrie ou spectrométrie par torche à plasma (ICP). **La teneur en P total** ne renseigne pas sur les formes de P qui composent le produit et donc pas sur la biodisponibilité en P de ces produits.

Dans la littérature, différentes méthodes d'extractions séquentielles utilisées sur les sols ont été adaptées pour les MAFOR. Par l'utilisation d'extractants chimiques variables, différentes fractions de P sont extraites et analysées. Des méthodes visent à séparer le P en 4 fractions: les phospholipides, P inorganique, P organique soluble en milieu acide et le P "résiduel" (Barnett, 1994 ; Peperzak, *et al.*, 1959). Plus récemment, la méthode de fractionnement chimique développée par Hedley *et al.* (1982) a été adaptée et modifiée pour les fumiers (Sharpley et Moyer, 2000). Dans cette approche le P est extrait à l'eau (ou par une résine), au carbonate de

sodium (NaHCO_3), à la soude (NaOH ou NaOH-EDTA , (Bowman et Moir, 1993) et à l'acide HCl ou H_2SO_4 , (Saunders et Williams, 1955). Le P organique dans chaque extrait est estimé par différence entre le P total (Pt) et le P inorganique (Pi).

La technique de spectroscopie par résonance magnétique nucléaire (RMN) du ^{31}P permet de renseigner sur la spéciation du P (Cade-Menun, 2005). Cette méthode semi-quantitative permet d'identifier les espèces chimiques suivantes du P dans l'échantillon : P sous forme inorganique : orthophosphates, polyphosphates, pyrophosphate, phosphonates et phosphates précipités ; P organique: orthophosphate monoester (inositol phosphates, sucres phosphatés, les mononucléotides, ATP), orthophosphates diesters (phospholipides, ARN, ADN, acide techoïde). Une limite de la méthode est qu'elle nécessite une extraction généralement à la soude (NaOH) qui peut hydrolyser une partie du P organique.

Des méthodes par hydrolyse enzymatique permettent également de renseigner sur la composition du P organique. L'utilisation de différentes enzymes permet de classer les composés du P organique en différents groupes. Par exemple, la phosphatase acide ou alcaline hydrolyse les orthophosphates monoesters en général, tandis que la phytase hydrolyse spécifiquement une orthophosphate monoester, l'acide phytique (*myo*-inositol hexakisphosphate) (He *et al.*, 2004 ; Turner *et al.*, 2002 ; Toor *et al.*, 2003).

Teneur totale

Le Tableau 3-1-5 présente une synthèse bibliographique de l'ordre de grandeur de la teneur en P, en C et en N des MAFOR. La teneur en P des produits de recyclage issus du traitement de lisier, d'eaux usées, d'effluents agroalimentaires est la plus élevée des MAFOR bien qu'inférieure aux engrais. La teneur la plus faible est 100 fois plus faible que celle du TSP et du DAP.

Tableau 3-1-5. Ordre de grandeur des teneurs en P, C, N (en g/kg MS) suivant les MAFOR en comparaison des engrais

		teneur P	teneur C	teneur N
	Engrais TSP	197		
	Engrais DAP	210		
	Engrais phosphate naturel	118		
MOYENNE	Produits de recyclage	115	nd	41
MOYENNE	Cendres	63	nd	nd
MOYENNE	Boue de STEP	19	311	28
MOYENNE	effluents d'élevage	10	271	27
Moyenne	Déchets de homard	9	157	11
MOYENNE	Composts	6	279	21
Moyenne	résidus de la transformation de pomme de terre	2	338	11

En fonction de cette composition chimique, les épandages de MAFOR apportent donc aux sols des quantités d'éléments très différentes. Les engrais n'apportent en général que du P alors que pour un même apport de P, les MAFOR apportent des quantités de C et de N extrêmement variables. Le tableau 3-1-6 donne des exemples d'apport en C et N correspondant à une fertilisation phosphatée annuelle de 30 kg P/ha (correspondant à ~70 kg P_2O_5 /ha).

Tableau 3-1-6. Apports en C et N (en kg/ha) correspondant à une fertilisation phosphatée annuelle de 30 kg P/ha avec différents MAFOR

	C apporté	N apporté
Produits de recyclage	nd	11
Cendres	nd	nd
Boue de step	497	45
effluents d'élevage	790	79
Déchets de homard	565	39
Composts	1397	106
résidus de la transformation de pomme de terre	6457	210

De même, si l'épandage de MAFOR est raisonné sur le C ou l'N, un même apport de C (ou de N) se traduira par des flux de phosphore parfois inférieurs, équivalents ou souvent très supérieurs aux besoins des cultures.

Formes du phosphore

Alors que les engrais contiennent en général une seule forme de phosphore, le phosphate monocalcique ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$) pour le triplesuper phosphate (TSP), le diammonium phosphate ($(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$) pour le DAP, le phosphate apatitique extrêmement insoluble des phosphates naturels, le phosphore est présent dans les MAFOR sous différentes formes. La caractérisation de toutes ces formes est délicate en raison de la multitude des combinaisons organo-minérales dans lesquelles le groupement phosphate peut être associé. Il n'existe pas de méthodes d'analyses qui permettent d'identifier et de quantifier précisément et complètement la multitude des composés présents dans les MAFOR.

Dans les cendres et les produits de recyclage le P est présent sous formes phosphates inorganiques. Suivant les procédés d'obtention, le P présent dans les cendres est sous forme de phosphates de calcium insoluble comme la chlorapatite, de phosphates de magnésium comme la farringtonite et des phosphate de calcium et de magnésium comme la standfieldite (Nanzer *et al.*, 2012). Dans les produits de recyclage extraits d'eaux usées domestiques, de lisiers, d'urine, d'effluents d'élevage, par différents du traitement (acidification puis ajout de MgO ; ajout de carbonates), le phosphore précipite sous forme de minéraux plus ou moins bien cristallisés comparables à de la struvite (Massey *et al.*, 2009 ; Cabeza *et al.*, 2011 ; Antonini *et al.*, 2012 ; Capdevielle *et al.*, 2013), de la dittmarite (Massey *et al.*, 2009) et/ou différentes formes de phosphates calciques allant jusqu'à l'hydroxyapatite (Massey *et al.*, 2009 ; Cabeza *et al.*, 2011 ; Manas *et al.*, 2012a ; Manas *et al.*, 2012b).

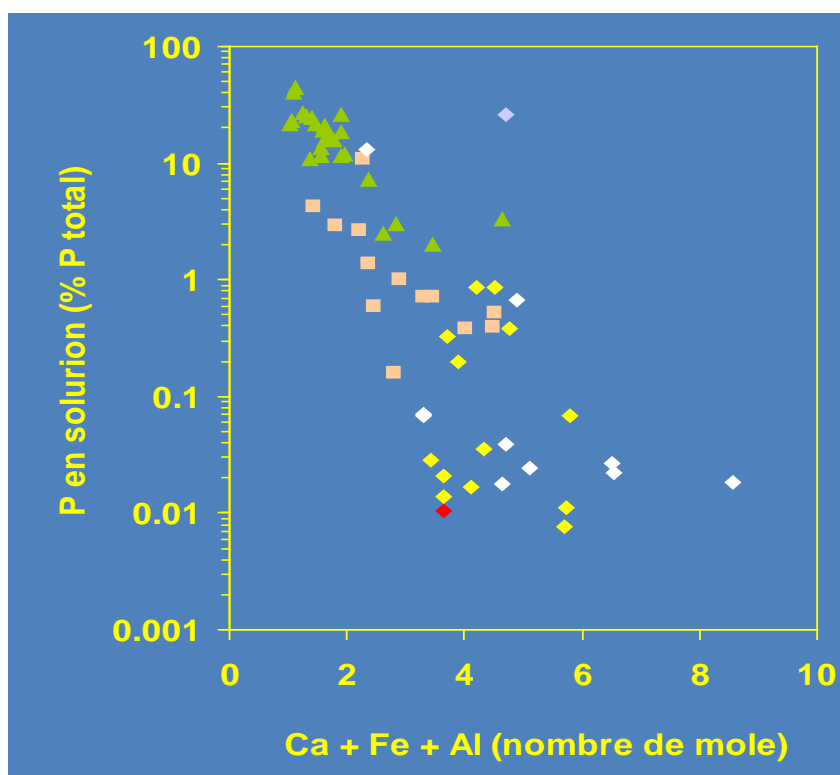
Dans les MAFOR telles que les boues de STEP, les composts urbains et les effluents d'élevage, le phosphore est présent sous des formes minérales et organiques. Bien que les formes varient en fonction de la nature du MAFOR et des procédés de traitement, on peut signaler que :

- Les formes minérales sont très majoritaires. Par exemple, pour un ensemble de 74 boues de stations d'épuration urbaines la proportion moyenne de P présent sous forme inorganique est de 82% avec des valeurs comprises entre 56% pour une boue biologique et 100% pour une boue biologique, digérée puis traitée thermiquement (Guivarch et Morel, 2001).
- Une fraction minoritaire du phosphore est sous forme organique. Toujours en considérant l'exemple précédent des boues de stations d'épuration urbaines, la teneur moyenne du P présent sous forme organique est de 18%.

Des proportions similaires ont également été observées dans différents types de composts (Traore *et al.*, 1999 ; Frossard *et al.*, 2002).

Les formes minérales et organiques varient en fonction de la nature du MAFOR et des procédés de traitement. Le phosphore est présent soit en solution, soit associé aux constituants solides du MAFOR. La filière de traitement des eaux usées domestiques et des boues dans les stations d'épuration urbaines modifie considérablement la solubilité du P de la boue (Guivarch et Morel, 2001). La proportion de P en solution varie d'un facteur proche de 10 000 entre des boues biologiques non traitées et des boues traitées aux sels de fer ou d'aluminium et/ou chaulées (Figure 3-1-10). Dans le même temps la mobilité des ions phosphates associés à la phase solide de la boue augmente avec l'insolubilisation du P montrant toute l'efficacité des traitements mis en œuvre pour « piéger » des ions phosphates par ajout de réactifs comme les sels de fer, d'aluminium et de carbonates de calcium (Sommelier *et al.*, 1996). Les ions phosphate sont adsorbés sur des sites de réaction des carbonates de calcium et des oxihydroxides de fer et d'aluminium voire précipités sous formes de minéraux phosphatés plus ou moins bien cristallisés, comme des phosphates calciques (brushite, phosphate tricalcique, octocalcique et apatitique ou des phosphates de calcium amorphes) ou des phosphates de fer comme la vivianite après ajout de FeSO_4 (Frossard *et al.*, 1996). Avec une déphosphatation biologique par des bactéries aérobies du genre *Acinetobacter* qui, en conditions d'anaérobiose, peuvent stocker des quantités importantes de P sous forme de polyphosphates.

Figure 3-1-10. Evolution de la solubilité du phosphore dans les boues de stations d'épuration en fonction des traitements (Guivarch et Morel, 2001).



Symboles : ▲ Boues produites sans apport ni de fer ni calcium ; ■ boues produites avec ajout de sels de fer ; ◆ boues produites avec ajout de calcium ; ◆ boues produites avec ajout de calcium et de fer ; ◆ boue produites avec ajout d'aluminium ; ◆ boues séchées sur lit.

Les composés organiques identifiés dans les boues sont essentiellement des esters phosphatés comme des inositols phosphates et des phospholipides (Sommelier *et al.*, 1996).

Les digestats

Source: ADEME, 2011

Les digestats d'origine agricole et de matières végétales: Leurs teneurs en P total sont extrêmement variables. Elles varient de 4 à 20 g P/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier de porc et des sous-produits animaux. A l'opposé les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets et de déchets verts.

Les digestats d'origine urbaine: Les teneurs en P total des digestats issus de la méthanisation de boues de traitement des eaux usées BTU (21,2 g P/kg MS) sont supérieures à celles des autres substrats. Les teneurs en P sont en moyenne plus élevées dans des digestats à base de BTU ayant subi un post-traitement, à l'exception du compostage. La déshydratation, le séchage et le chaulage des BTU méthanisées présentent des teneurs en P plus élevées par rapport au compostage. Lors de la méthanisation, une partie du phosphore (1/3 environ) est solubilisée dans la fraction liquide pour ensuite former des substances minérales comme la struvite ($MgNH_4PO_4$) et le phosphate de calcium (hydroxyapatite).

Fumiers et lisiers

Fumiers de volaille

Les teneurs en P total des **fumiers de volaille** sont en moyenne de 14,2 g P/kg MS (ET=0.95) avec des rapports C/P=21 et C/N=8 (Slaton *et al.*, 2013).

Les teneurs en P dans les litières de volailles (14.65 g P/kg MS) sont supérieures à celles des fumiers de bétail et de chèvres (Azeez et Van Averbek, 2010). Les C/N; C/P et N/P plus faibles dans les litières de volailles par rapport aux fumiers de bétail et de chèvres suggèrent une minéralisation plus rapide des litières de volailles, tandis que pour les autres produits on peut s'attendre à une immobilisation.

Fumiers de vaches laitières (dairy manure)

Effectif n	P total g P / kg MS				références
	Valeur min	Valeur max	Moyenne	Ecart type	
13	4.1	18.3	9.1	3	He <i>et al.</i> , 2004
15	6	16	9.3	3	Barnett, 1994
24	1.5	7.8	3.5	2	Sharpley et Moyer, 2000
			5.5		Sui, <i>et al.</i> 1999

Les teneurs en P et N des fumiers de volailles et des lisiers de porcs sont les plus élevées en moyenne, 27,8 et 32,6 g P /kg respectivement (Sharpley *et al.*, 2004). Concernant le P, il s'agit majoritairement de P inorganique : 63 % pour le fumier de vaches laitières et 92-84 % du P total pour les lisiers de porcs et fumiers de volailles compostés ou non (Sharpley et Moyer, 2000 ; He *et al.*, 2004) voire 100 % (He *et al.*, 2009).

Il y a une grande diversité de composition entre les lisiers et composts, qui dépend de l'alimentation des animaux, des conditions d'élevage, du matériel utilisé pour le compostage et des conditions de stockage du fumier. Le coefficient de variation des teneurs en P et N est similaire entre les lisiers et composts (21,4 % - 18,5 %) excepté pour le fumier de vaches laitières (>50%) (Sharpley *et al.*, 2004).

Les biochars

La composition et les propriétés physico-chimiques des biochars dépendent des matériaux utilisés et des conditions de pyrolyse (concentration en oxygène et température) (voir table 1 de Atkinson *et al.* (2010) les valeurs sont incluses dans le tableau en annexe 3-1-1 de la section 3.1) 0,2 g P/kg MS biochars d'engrais verts à 73-480 g P/kg MS biochars déchets d'élevage de volaille). L'influence des produits utilisés pour la production des biochars est importante. Les biochars issus de produits d'origine animale (boues, litière d'élevage) ont des teneurs en P très supérieures à celles de biochars issus de produits végétaux (bois, résidus de culture). De plus, pour un même produit on peut observer une grande variabilité de teneur en P du biochar en fonction de l'origine du produit et du processus de fabrication.

La pyrolyse augmente la teneur en P lorsqu'elle est réalisée à des températures entre 450 et 550°C. En effet, le C se volatilise à basse température (100°C) alors que le P nécessite des températures d'au moins 700°C pour se volatiliser. Conséquences, les rapports C/P et N/P sont généralement très faibles (7 et 0,5 en moyenne respectivement) sauf pour les biochars issus de bois ou de résidus de culture qui sont pauvres en P (C/P=100-3400).

La température influence la formation des micropores associée à la déshydratation des produits. L'augmentation de la porosité conduit à multiplier par 3 les surfaces réactives et influence la rétention en eau et les interactions avec les nutriments dont le phosphore.

3.1.2.4. Influence des MAFOR sur la disponibilité du P du sol pour les plantes

L'évaluation de l'efficacité du P des MAFOR a été faite en utilisant un grand nombre d'approches méthodologiques et d'indicateurs. Le principe est identique à celui de l'évaluation du P des engrais phosphatés. L'effet de l'apport d'une source de phosphore sur une grandeur donnée est exprimé en pourcents de l'effet obtenu avec le même apport fait sous une forme de référence d'engrais. Cette dernière est une forme d'engrais caractérisée par une solubilité élevée dans l'eau et le citrate d'ammonium neutre. La forme souvent utilisée comme engrais de référence est le triple superphosphate.

Les indicateurs utilisés sont variés. Schématiquement, le P apporté au sol peut affecter des indicateurs relatifs à :
 - la croissance et le développement de la culture ainsi que sa nutrition phosphatée. Les indicateurs utilisés sont généralement une production de biomasse, une teneur en P des organes récoltés, un prélèvement total de phosphore dans des organes récoltés. A l'aide d'une technique de marquage isotopique, l'indicateur d'efficacité peut être la part de phosphore originaire de l'apport, qui a été prélevée par la plante.

- la fraction phytodisponible du P du sol dont on a présenté auparavant la diversité des méthodes.

L'efficacité relative (ER-P%) du P apporté sous forme de MAFOR est calculée en utilisant un des indicateurs précédents et la relation suivante :

$$ER-P\% = \frac{(\text{MAFOR testée} - \text{Contrôle non fertilisé})}{(\text{Engrais de référence} - \text{Contrôle non fertilisé})} \quad \text{Equation 1}$$

Lorsque l'indicateur utilisé est la quantité de phosphore prélevé par la plante, l'efficacité relative est souvent appelée valeur fertilisante phosphatée (VFP%) du produit testé ou coefficient d'équivalence engrais. Cette grandeur exprime la phytodisponibilité du P du MAFOR par rapport à celle la forme d'engrais de référence.

Les conditions de l'évaluation sont également extrêmement diverses. L'idéal serait de disposer pour chaque MAFOR d'essais au champ conduits sur différents types de sol et de culture pendant plusieurs années. Pour des raisons de coût, il est impossible d'établir la VFP% dans les conditions du champ compte tenu du nombre et de la diversité des MAFOR. En France, plusieurs essais ont été mis en place SOERE-PRO Ensisheim (boues de STEP) (Morel *et al.*, 2013), La Jaillièrre (Arvalis) (engrais de ferme), Qualiagro (composts), EFELE (effluents d'élevage), INRA Colmar (boue d'épuration urbaine, biodéchet, effluent d'élevage)

Pour raisonner l'apport du P des MAFOR sur grandes cultures il est indispensable de construire un référentiel, le plus complet possible, de la VFP pour un grand nombre de produits. Pour ce faire, des études en pots de culture sont réalisées avec une plante-test cultivée sur une période de 2 à 3 mois. La plante-test est cultivée sur un sol témoin (=contrôle non fertilisé), sur la même terre recevant la même dose de P, soit sous forme de MAFOR, soit avec la forme d'engrais de référence. La culture est généralement réalisée dans des conditions climatiques contrôlées en optimisant l'alimentation hydrique (de l'ordre de 70 à 80 % de la capacité au champ) et en apportant une solution nutritive contenant tous les nutriments à l'exception du phosphore afin de satisfaire les besoins de la plante. Ces études en pots de culture permettent de chiffrer la valeur fertilisante à court terme, d'identifier les produits ayant une faible valeur fertilisante pour éventuellement les étudier dans les conditions du champ afin de connaître les valeurs fertilisantes à long terme.

Valeur fertilisante phosphatée des MAFOR dans des essais au champ.

Les essais de plein champ représentent la seule approche expérimentale fiable et pertinente pour véritablement évaluer *in situ*, et sur le moyen-long terme, la phytodisponibilité du P de MAFOR et leur valeur fertilisante phosphatée. C'est d'ailleurs l'approche qui a été privilégiée pour établir celle de différentes formes d'engrais minéraux phosphatés en fonction des sols et construire les règles de raisonnement de la fertilisation phosphatée (Boniface et Trocme, 1988 ; Morel *et al.*, 1992 ; Gallet *et al.*, 2003).

Des essais de longue durée ont été mis en place dans les années 70-80 pour étudier et analyser l'effet de l'épandage de MAFOR sur les rendements des cultures, la nutrition phosphatée, les modifications du statut phosphaté du sol, et en particulier la disponibilité du P, et les propriétés physico-chimiques. Les MAFOR étudiées étaient des boues floculées avec de la chaux, du sulfate d'alumine et/ou du chlorure ou sulfate ferrique (Sikora *et al.*, 1982 ; McCoy *et al.*, 1986 ; Sommelier *et al.*, 1996).

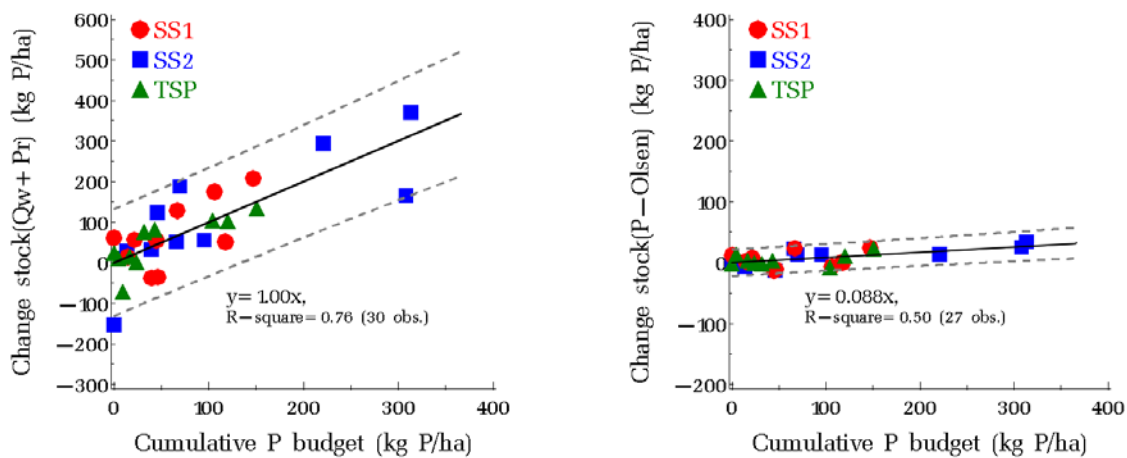
Ces résultats ont été obtenus avec des apports cumulés de boues allant de 100 à 200 t de matière sèche par ha en quelques années soit des niveaux 50 à 100 fois supérieurs aux doses communément pratiquées et autorisées aujourd'hui (30 t MS ha⁻¹ pendant 10 ans). Le P apporté représentaient des doses considérables, de l'ordre de 2 000 kg P ha⁻¹ soit environ un siècle d'exportation de P par des grandes cultures cultivées en continue. Par ailleurs, les caractéristiques de ces produits ne sont pas représentatives de celles des MAFOR actuels. De telles doses induisaient aussi des modifications importantes des propriétés du sol en ajoutant du phosphore avec les MAFOR mais aussi beaucoup de carbone avec un rapport C/N relativement élevée, des sels de calcium, de fer et/ou d'aluminium dans les sols (McCoy *et al.*, 1986 ; Sikora *et al.*, 1982). Cette « transformation » du sol rend délicate toute analyse et interprétation des résultats puisque avec la forme de référence les propriétés du sol (à l'exception du statut phosphaté) ne sont que peu ou pas perturbées.

Pour l'analyse de la valeur fertilisante phosphatée de MAFOR, des essais au champ plus récents et représentatifs des produits et des pratiques actuelles ont été retenus. Du fait du mode de raisonnement des apports de MAFOR généralement fondés soit sur leur teneur en C ou N, l'apport de phosphore varie largement suivant le MAFOR et diffère de celui de l'engrais de référence. En ne prenant pas en compte la différence de P

apporté, l'effet d'un MAFOR sur la nutrition phosphatée ou sur un indicateur de disponibilité du P du sol pour les plantes peut évidemment être supérieur, voire très supérieur, à celui de la forme de référence apportée à une dose beaucoup plus petite. Pour prendre en considération ces écarts d'apports de P entre traitements, susceptibles d'affecter la production de biomasse et la quantité de P prélevé et exporté hors de la parcelle, l'analyse la plus appropriée consiste à comparer la variation d'un indicateur de phytodisponibilité du P dans la couche arable de sol pour un même bilan de P. Ce dernier est calculé de manière simplifiée comme la différence, cumulée après chaque année d'expérimentation, entre le P apporté et celui exporté dans les récoltes puisque les autres entrées et sorties de P sont généralement négligeables.

Par exemple, l'effet de l'épandage de boues de stations d'épuration urbaines sur des indicateurs de disponibilité du P du sol est présenté dans la Figure 3.1.2.5 pour un essai qui a duré 11 ans (Morel *et al.*, 2013). Deux types de boues, une biologique (SS1) et une biologique chaulée (SS2), y étaient étudiés en comparaison du triple superphosphate (TSP). La couche travaillée (0-20 cm) du sol a une texture limono-argilo-sableuse, un pH de 6,0, une teneur en MO de 18,6 mg kg⁻¹ sol et une densité apparente avant préparation du sol de 1,6 g cm⁻³. Le stock de phosphore phytodisponible a été évalué, sur des échantillons prélevés pratiquement tous les ans, en déterminant l'ensemble des ions phosphates dissous et diffusibles⁶ sur une période de un an; et la quantité de P extrait par la méthode Olsen. Durant les 11 années d'expérimentation, l'augmentation du stock de P phytodisponible a été proportionnelle au bilan cumulé de phosphore (Figure 3-1-11). Les droites de régression ne diffèrent pas significativement entre traitements pour chacune des deux méthodes d'analyse ; en conséquence la valeur fertilisante phosphatée des deux boues est donc égale à celle du triple superphosphate que les boues soient chaulées ou non. Un résultat similaire a été obtenu dans un essai suédois suite à des épandages successifs de boues biologiques, biologiques chaulées et biologiques chaulées traitées sels de fer (Morel *et al.*, 2005 ; Kvarnström, 2001).

Figure 3-1-11. Variations du stock d'ions phosphate dissous et diffusibles sur une période de 1an ($Q_w + P_r(1yr)$) (gauche) et de P_{Olsen} (droite) en fonction du bilan des entrées et des sorties de P.



Chaque point est la moyenne de 4 blocs ; SS1 : boues biologiques non chaulées ; SS2 : boues biologiques chaulées ; TSP : triplesuperphosphate.

Ce type de résultat a également été observé pour d'autres types de boues urbaines comme des boues biologiques traitées avec des sels de fer (Kvarnström, 2001). De même, pour des apports de litière de volaille, une droite unique relie entre la teneur en P du sol (P-Total, P-Olsen, P extrait eau) avec le bilan simplifié de P (apports moins les exportations) pour des apports de P sous forme de **litière de volaille** ou de triple super phosphate. Il en résulte que le P apporté par les litières de volaille à **la même valeur fertilisante P que le TSP, coefficient-équivalent engrais de 100%** (Shepherd et Withers, 1999).

⁶ Diffusible : se rapporte ici au mécanisme de diffusion à l'interface solide-solution du sol. La diffusion est un mécanisme très général mais qui se rapporte ici au déplacement des ions phosphate entre la phase solide du sol et la solution sous l'influence de différences de concentrations entre les deux phases. L'existence de ce gradient fait que les ions phosphate se déplacent dans le sens d'homogénéisation du milieu.

Valeur fertilisante phosphatée des MAFOR estimée dans des biotests.

Le nombre et de la nature des MAFOR est en constante augmentation. Il est impossible pour des raisons pratiques et financières d'établir la valeur fertilisante phosphatée de chacun d'eux dans des essais au champ suivis sur une dizaine d'année. Pour étudier et établir la valeur fertilisante phosphatée d'un grand nombre de produits, on utilise des biotests qui consistent à étudier la production de biomasse et le prélèvement de phosphore par une plante cultivée dans des pots de culture pour des conditions expérimentales standardisées. La température, la lumière et l'humidité du sol sont généralement à des niveaux optimaux pour la croissance des plantes. Une solution nutritive basale contenant en particulier de l'azote, du potassium et les principaux oligoéléments est ajoutée afin que le phosphore puisse être considéré comme le seul élément limitant de la production de biomasse.

Le prélèvement de phosphore par les plantes est le résultat de l'interception par les racines d'une fraction du phosphore phytodisponible du sol et du phosphore ajouté sous forme de MAFOR. Le prélèvement total est donc la somme de deux prélèvements, celui originaire du phosphore phytodisponible du sol et celui provenant de l'apport. La valeur fertilisante phosphatée suppose que la contribution du phosphore du sol est invariante et égale à la quantité de phosphore prélevé du traitement témoin. En cas d'interaction positive ou négative de l'apport (MAFOR ou forme d'engrais de référence) sur l'interception par les racines, la variation de prélèvement (MAFOR testée – contrôle non fertilisé) est différente de la quantité effectivement prélevée du produit. Si l'interaction est positive comme par exemple dans le cas d'un sol déficient en phosphore phytodisponible, la croissance des racines est plus ou moins stimulée suivant le degré de carence en P et le prélèvement de phosphore phytodisponible du sol sera plus élevée que celui du témoin. La variation de prélèvement (MAFOR testée – contrôle non fertilisé) surestimera dans ce cas la part du MAFOR dans la nutrition phosphatée de la plante. Cette situation a par exemple été observée lors de l'évaluation de la valeur fertilisante du P de phosphates naturels (Morel et Fardeau, 1989 ; 1990). L'emploi d'une technique de marquage permet de quantifier exactement d'une part la quantité de P prélevé soit de l'apport, soit du phosphore disponible du sol et d'autre part d'apprécier s'il y a eu ou non une interaction, positive ou négative, en calculant l'écart entre le P prélevé en présence ou en l'absence d'apport.

L'étude de Mohanty *et al.* (2006) illustre parfaitement l'intérêt du traçage isotopique pour comprendre la complexité des effets qui se produisent sur l'absorption par une culture du phosphore apporté sous forme de MAFOR dans le système (sol×MAFOR×plante). Ce travail explique aussi la variabilité des valeurs rencontrées dans la littérature. Il souligne également le décalage qui peut exister entre une VFP% calculée en considérant la variation de prélèvement ou en déterminant à l'aide du traçage isotopique la quantité exacte de P prélevé du produit. Quatre MAFOR (un fumier de bovins, un fumier de volailles, un vermicompost, une boue d'une station d'épuration urbaine) étaient testés en pots avec une culture d'arachide. Le triplesuperphosphate était la forme d'engrais de référence. Le tableau 3-1-7 présente pour les différents traitements la quantité de phosphore totale prélevé en différenciant l'origine de ce prélèvement soit le sol soit l'apport. A partir de ces valeurs, on a calculé la contribution de P de l'apport à la nutrition phosphatée (Pdff%), qui est le rapport exprimé en pourcents de la quantité de P prélevé du produit divisée par la quantité totale de P prélevé, et l'écart de prélèvement du P du sol avec et sans apport.

Tableau 3-1-7. Quantité totale de phosphore prélevé selon les traitements subis par la Mafor

{Mohanty, 2006 #5919}	P-Total	P-Apport	P-sol	Pdff%	écart P _{sf} - P _{s0}	VFPI%	VFPni%
	mg P/pot	mg P/pot	mg P/pot	%	mg P/pot	%	%
témoin 0	37.4	0.0	37.4	0	0		
Fumier de ferme	64.2	14.3	49.9	22%	12.5	68%	207%
Fumier de volailles	90.1	12.6	77.5	14%	40.1	43%	407%
vermicompost	50.0	11.9	38.1	24%	0.7	73%	97%
Boue de station d'épuration urbaine	43.0	22.9	20.1	53%	-17.3	163%	43%
TripleSuperPhosphate	50.4	16.5	33.9	33%	-3.5	100%	100%

La VFP% calculée en utilisant le marquage isotopique et désignée par VFPI% est le rapport du Pdff% du MAFOR au Pdff% du TSP. Le calcul habituel de la VFPni% (sans utilisation du traçage isotopique) est fait avec l'équation 1.

La VFPni% est comprise entre 407 % pour le fumier de volaille et 43 % pour la boue de station d'épuration. La VFPI% est de 163 % pour la boue de station d'épuration et de 43 % pour le fumier de volaille. Suivant que l'on utilise la VFPI% ou la VFPni% les conclusions sont parfaitement contradictoires. Par exemple, la VFP% du fumier de volaille est soit très supérieure (4 fois) à celle du TSP en utilisant l'approche sans isotope, soit inférieure de

plus de la moitié en utilisant l'approche avec radio-isotopes. L'explication réside dans l'analyse des interactions sol×MAFOR sur le P prélevé du sol. L'utilisation du traçage isotopique permet de différencier l'origine du phosphore prélevé, soit le phosphore disponible du sol soit le phosphore apporté avec le MAFOR. Dans cette étude de Mohanty *et al.* (2006), l'apport du MAFOR a considérablement influé sur la quantité de P strictement prélevé du sol avec augmentation de + 40,1 mg P pour le fumier de volaille et une diminution de -17,3 mg P pour la boue de station d'épuration urbaine (Tableau 3.1.2.7). Ces résultats sont probablement expliqués par les éléments associés à l'apport de P-MAFOR comme l'azote, le carbone et le rapport C/N. Le fumier de volaille a apporté une quantité importante d'azote minéral et/ou facilement minéralisable avec pour conséquence une augmentation de la croissance des racines et des parties aériennes et de la production de cacahuètes. La meilleure exploration de la masse de sol dans le pot de culture par les racines se traduit par une augmentation de + 107 % du P prélevé du sol (et par voie de conséquence du P prélevé de l'apport). L'azote et le carbone associé à l'apport de P sous forme de boue a probablement entraîné un effet contraire en exacerbant l'organisation microbienne de l'azote du sol et du produit (et donc aussi d'une fraction du P apporté). Cette organisation microbienne en immobilisant de l'azote a abaissé la disponibilité de l'azote pour la plante. Elle a donc ralenti la croissance et le développement des racines et parties aériennes avec pour conséquence une nette diminution (-46 % par rapport au témoin sans apport) du prélèvement du P du sol.

Cet exemple montre sans ambiguïté l'influence des éléments associés à l'apport de P sous forme de MAFOR. Il est d'autant plus démonstratif que la solution nutritive basale utilisée dans cette étude pour uniformiser les apports d'éléments autre que le phosphore, n'apportait que peu d'azote en comparaison de celui apporté par les MAFOR étudiés. Guivarch et Morel (2001) ont également mis en évidence pour les boues de stations d'épuration urbaines ces interactions qui sont une source de variabilité de la valeur fertilisante phosphatée à court terme des MAFOR.

Pour obtenir les valeurs les plus précises possibles de la valeur fertilisante phosphatée pour les MAFOR, l'utilisation de la technique de traçage isotopique est intéressante puisqu'elle permet de s'affranchir et de comprendre l'impact des interactions des autres éléments sur le fonctionnement du système (sol×MAFOR×plante). Cette technique permet i) de déterminer la contribution du P d'un MAFOR à la nutrition phosphatée d'une plante ainsi que celle du triple superphosphate et ii) ensuite d'exprimer la première en pourcentage de la seconde. Le tableau 3-1-8 présente cette valeur fertilisante phosphatée pour différents MAFOR.

La valeur fertilisante à court terme du phosphore, déterminée à l'aide du traçage isotopique, varie entre 5 et 128 % suivant les MAFOR et les filières de traitement. Les boues biologiques, de déphosphatation biologique, traitées ou non aux sels de fer et/ou chaulées, ont une efficacité équivalente à celle de la source de référence (Frossard *et al.*, 1992 ; Frossard *et al.*, 1996 ; Guivarch et Morel, 2001). L'irradiation des boues pour les aseptiser ne modifient pas significativement la disponibilité du P (Zapata et Zaharah, 2002 ; El-Motaium et Morel, 2007). Certains traitements des boues de station d'épuration urbaine, comme la digestion, le traitement thermique à 195°C pendant 45 minutes à 18 bars, et le compostage diminuent légèrement cette valeur fertilisante phosphatée. Cependant cette diminution est expliquée plutôt par l'interaction des transformations du carbone et de l'azote (organisation/minéralisation) dans le système (sol×MAFOR×plante) sur le prélèvement de phosphore par la culture que par une véritable baisse de la disponibilité intrinsèque du phosphore du produit (Morel *et al.*, 2005). La même tendance est observée pour les effluents d'élevage et les déchets urbains. Pour ces produits, les caractéristiques du sol (statut phosphaté, pH, texture...) ne semblent pas influencer significativement cette valeur fertilisante.

L'urine humaine (Kirchmann et Pettersson, 1995), les produits de recyclage du phosphore à partir de différents effluents (lisiers de porc, effluent de fromagerie) selon différents procédés (Achat *et al.*, 2014), et les matériaux grossiers utilisés en lit d'épandage pour filtrer et épurer les eaux domestiques (Kvarnstrom *et al.*, 2004), ont également une valeur fertilisante phosphatée équivalente au TSP.

Par contre pour des cendres de boues traitées aux chlorure de calcium ou de magnésium, qui contiennent des phosphates calciques et magnésiens amorphes et plus ou moins cristallisés, le pH et dans une moindre mesure le statut phosphaté du sol sont des propriétés qui modifient la solubilité des phosphates calciques en particulier (Nanzer *et al.*, 2012). Ainsi, l'acidité du sol et la déficience en phosphore augmente la VFPI e ces cendres de boues.

3.1.2.5. Conclusions

Le P est majoritairement sous forme minérale dans les MAFOR. La proportion moyenne sous forme organique est de l'ordre de 20-30 %. Les MAFOR, contrairement aux engrais minéraux, apportent avec le phosphore des quantités de carbone et d'azote extrêmement variables suivant la nature du MAFOR.

A l'exception des cendres et de certains produits de recyclage, dans lesquelles il y a précipitation de phosphates de calcium de plus en plus insolubles, parfois de nature apatitique, la disponibilité pour les plantes du P des MAFOR ne diffère pas significativement de celle de l'engrais de référence. Une légère baisse est cependant observée avec des MAFOR ayant une faible teneur en P avec un rapport C/N élevé (biochar, certains composts et boues de STEP). Cette baisse est expliquée par une stimulation de l'organisation microbienne particulièrement exacerbée dans les conditions d'étude en pots de culture à l'origine d'une immobilisation nette et transitoire d'azote et de phosphore. Le P des cendres a une valeur fertilisante qui augmente avec l'acidité du sol, principal déterminant physico-chimique de la dissolution de phosphates calciques insolubles.

La majorité des références sur la valeur fertilisante du P d'un MAFOR ont été obtenues dans des études en pots de culture. Pour un MAFOR donné, elle peut varier avec les conditions opératoires (choix du sol, de la dose d'apport, des conditions de culture, des indicateurs utilisés (variation de biomasse et/ou de P prélevé entre un traitement avec et sans apport), l'utilisation ou non d'une technique de marquage isotopique). De plus, l'ajout de MAFOR, contrairement à celui de l'engrais de référence, peut modifier les propriétés physico-chimiques du sol et ainsi changer la disponibilité du P du sol ce qui rend difficile l'évaluation spécifique de la disponibilité du P-MAFOR pour les plantes.

Tableau 3-1-8. Valeur fertilisante à court terme du phosphore de différents MAFOR. La valeur fertilisante est la contribution du phosphore du déchet à la nutrition phosphatée exprimée en pourcentage de celle de l'engrais de référence.

MAFOR	Procédés de traitement	VFPI
Boue de STEP	Boues issues du traitement de déphosphatation biologique des eaux usées	98%
Boue de STEP	Boues issues du traitement biologique des eaux usées	90%
Boue de STEP	Boues de lagunage	89%
Boue de STEP	Boues issues du traitement physico-chimique des eaux usées avec des sels de fer et/ou de la chaux	88%
Boue de STEP	Boues issues du traitement biologique des eaux usées traitées sels de fer	87%
Boue de STEP	Boues issues du traitement biologique des eaux usées puis digestion	73%
Boue de STEP	Boues issues du traitement biologique des eaux usées puis digestion et traitement thermique (45 minutes à 195°C et 18 bars)	73%
Boue de STEP	Boues issues du traitement biologique des eaux usées puis digestion et compostage	67%
Effluents d'élevage	Fumier de bovins	85%
Effluents d'élevage	Fientes de volaille	82%
Effluents d'élevage	Litières de porc ; refus de séparation ; boues biologiques	94%
Déchets urbains	Ordures ménagères grises	84%
Déchets urbains	Compost de la fraction fermentescible d'ordures ménagères et de déchets verts	64%
Matériaux grossiers utilisés en lits d'épandage pour filtrer les eaux usées (assainissement eaux usées)		93%
Cendres de boues de STEP	Cendres de boues de STEP traitées au MgCl ₂ ou au CaCl ₂	35% (5% à 86%)
Urine humaine	Séparation dans les toilettes	128%
Produit de recyclage	Produits issus de l'extraction du P de lisier de porcs par acidification et ajout de magnésie	91%
Produit de recyclage	Produit issu de l'extraction du P d'effluent de fromagerie par bioprécipitation	85%

Synthèse des données publiées par Frossard *et al.* (1996) ; Frossard *et al.* (1992) ; Kirchmann et Pettersson (1995) ; Guivarch et Morel (2001) ; Manga *et al.* (2003) ; Kvarnstrom *et al.* (2004) ; El-Motaium et Morel (2007) ; Nanzer *et al.* (2012) ; Achat *et al.* (2014).

Annexe 3-1-1. Teneurs en P, C et N de Mafor relevées dans la littérature

Référence	Mafor	nombre échantillons	teneur P	teneur P	teneur P	Teneur Porg	C	N
			g/kg MS					
			moyenne	min	max			
	Engrais	TSP	197					
	Engrais	DAP	210					
	Engrais	phosphate naturel	118					
Sikora <i>et al.</i> , 1982	boue STEP compostée	1	15				190	11
McCoy <i>et al.</i> , 1986	boue STEP compostée	4	13.1	12.5	14.1	0.46 (3.5%)	192	13.6
Frossard <i>et al.</i> , 1992	Boues de STEP							
Pommel, 1995	Boues de STEP	1	31.8			0.85 (3%)		
Frossard <i>et al.</i> , 1996	Boues de STEP	4	31	18	61	nd		
Traore <i>et al.</i> , 1999	Boues de STEP	2	8.2			2.0 (24%)	317	21.5
Guivarch et Morel, 2001	Boues de STEP	74	19.5	1	40.6	3.4 (17%)	295	29.9
Zapata et Zaharah, 2002	Boues de STEP	1	27.3			nd	nd	nd
Petersen <i>et al.</i> , 2003	Boues de STEP	2	33.5	32	35		273.5	44.5
Gavalda <i>et al.</i> , 2005	Boues de STEP	1	19.1				481	44.9
Mohanty <i>et al.</i> , 2006	Boues de STEP	1	2.2				ND	15.6
El-Molaium et Morel, 2007	Boues de STEP	5	8.6	6.2	13.8		267.9	28.3
Andres <i>et al.</i> , 2011	Boues de STEP	3	17.5	15.6	19.1		471.7	41.6
Morel, 2009	Boues de STEP	2	21.6	21.4	21.7			
Sui <i>et al.</i> , 1999	Boues de STEP		22			1 (4.5%)		
Ajiboye <i>et al.</i> , 2004	Boues de STEP	2	15	18	13	2.6 (17%)		
He <i>et al.</i> , 2010	Boues de STEP	3	27					
Traore <i>et al.</i> , 1999	composts urbains	2	4.4			0.6 (12%)	259	15
Traore <i>et al.</i> , 1999	composts déchets alimentaires	2	5.2			1.1 (20%)	310	36
Frossard <i>et al.</i> , 2002	Composts urbains	17	3.4	2.1	7.2	1.0 (29%)	200	13
Gagnon <i>et al.</i> , 2012	composts biosolids municipaux avec déchets de bois	1	11.4				347	20.8
			total P				total C	total N
Guivarch et Morel, 2001	Fumier de bovins	1	10.0			2.37 (24%)	248	24.0
Azeez et Van Averbeke, 2010	Fumier de bovins	3	4.2				174	17
Ajiboye <i>et al.</i> , 2004	Fumier de bovins		2.5			1.0 (40%)		
Waldrip-Dail <i>et al.</i> , 2009	Fumier de vaches laitières		9			0.8 (9%)		
He <i>et al.</i> , 2004	Fumier de vaches laitières	13	9.1	18.3	4.1			
Sharpley <i>et al.</i> , 2004	Fumier de vaches laitières	24	3.5	1.7	7.8	1 (28.5%)	351	18.5
Ajiboye <i>et al.</i> , 2004	Fumier de vaches laitières		5.5			1.4 (25.4%)		
Gagnon <i>et al.</i> , 2012	fumier de vache laitière avec paille		3.7				436	17.7
Gagnon <i>et al.</i> , 2012	fumier de bovins (feedlot) avec de la paille		4.3				133	13.9
Sharpley <i>et al.</i> , 2004	Fumier de vaches laitières composté	24	16.3	8.4	19.9	0.9 (5.5%)	241	25.1
Sharpley <i>et al.</i> , 2004	Lisier de porc	24	32.6	23	39.3	2.5 (7.7%)	260	63.7
Gagnon <i>et al.</i> , 2012	fraction solide de lisier de porc		7.1				289	24.8

Azeez et Van Averbeke, 2010	Fumier de chèvres (Goat)	3	4.3				250	22
Slaton <i>et al.</i> , 2013	Fientes de volailles	6	14.2	13.2	15.5		304	38.5
Guivarch et Morel, 2001	Fientes de volailles	1	24.0			7.12 (30%)	191	62.8
Sharpley <i>et al.</i> , 2004	Fientes de volailles	24	28	19.5	36.1	3.9 (20%)	364	50.2
Waldrup-Dail <i>et al.</i> , 2009	Fientes de volailles (formulation commerciale)	1	19			5.1 (27%)	278	
Cooperband <i>et al.</i> , 2002	Litière de volailles	2	25	23	27		318.5	50.8
Sharpley <i>et al.</i> , 2004	Litière de volailles	24	16	12	18	1.5 (9.4%)	371	38.8
Cooperband <i>et al.</i> , 2002	Compost de litière de volaille (1 à 15 mois)	6	8.0	4	12		124	9
Azeez et Van Averbeke, 2010	Compost de litière de volaille	3	15				355	37
Sharpley <i>et al.</i> , 2004	Compost de litière de volaille	24	9	6	12	2.5 (27%)	114	14
Shepherd et Withers, 1999	Compost de litière de volaille	4	8.2				255	8.1
Gagnon <i>et al.</i> , 2012	compost de fumier de volaille et de sciure	1	13.8				329	19.3
Gagnon <i>et al.</i> , 2012	résidus de la transformation de pomme de terre		1.6				338	11
Gagnon <i>et al.</i> , 2012	Déchets de homard		8.5				157	10.8
Atkinson <i>et al.</i> , 2010 ; Lehmann <i>et al.</i> , 2003	Biochar de bois		6.8				708	10.9
Rondon <i>et al.</i> , 2007	Biochars: Eucalyptus		0.6				824	5.7
DeLuca <i>et al.</i> , 2006	Biochars: Pin		13.7				740	16.6
Atkinson <i>et al.</i> , 2010 ; Bridle et Pritchard, 2004	Biochar de boues de STEP		56				470	64
Atkinson <i>et al.</i> , 2010 ; Chan <i>et al.</i> , 2007	Biochar de litière de volailles		25.2				380	20
Lima et Marshal, 2005	Biochars "Poultry: Broiler litter"		48				258	7.5
Atkinson <i>et al.</i> , 2010 ; Lima et Marshal, 2005	Biochar "Poultry: Broiler cake"		73				172	6.0
Uzoma <i>et al.</i> , 2011	Biochars de fumier de bovins		8.14				34	1.5
Chan <i>et al.</i> , 2007	Biochars résidus déchets verts (T° 450°C)		0.2				680	1.7
Kalmykova et Fedge, 2013	cendres de déchets solides municipaux	1	5.9					
Levlin <i>et al.</i> , 2005 (in Kalmykova et Fedge, 2013)	cendres de boues	1	81					
Kaikake <i>et al.</i> , 2009	cendres de fumier de poulets	1	85					
Pettersson <i>et al.</i> , 2008	endre de boues et de bois	min	17					
Pettersson <i>et al.</i> , 2008	endre de boues et de bois	max	66					
Wang <i>et al.</i> , 2008	cendres de déchets municipaux solides	1	6.3					
Nanzer <i>et al.</i> , 2012	cendres de boues traitées CaCl ₂	1	59					
Nanzer <i>et al.</i> , 2012	cendres de boues traitées MgCl ₂	1	62					
Bierman et Rosen, 1994	cendres de boues de STEP (St Paul, Minnessota)	1	74					
Mellbye <i>et al.</i> , 1982	cendres de boues STEP chaulée	1	41					
Mellbye <i>et al.</i> , 1982	cendres de boues STEP traitées aluminium	1	58					
Mellbye <i>et al.</i> , 1982	cendres de farine de viande, de carbonate de sodium et de silice	Sinter-P	113					
Cabeza <i>et al.</i> , 2011	cendres de boues avec ajout de calcaire ou de dolomie	Cupola slag	29					
Cabeza <i>et al.</i> , 2011	cendres de boues	Sl-ash	78					
Cabeza <i>et al.</i> , 2011	cendres de farine de viande et d'os	MB meal ash	164					

Cabeza <i>et al.</i> , 2011	produits de recyclage	Phosphorus precipitated as calcium phosphate (Ca-P) by crystallization of P from wastewater with tobermorite ($\text{Ca}_5\text{Si}_6\text{O}_{16}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), a calcium silicate hydrate (CSH) mineral	111				non fourni	non fourni
Cabeza <i>et al.</i> , 2011	produits de recyclage	Phosphorus from sewage sludge precipitated by different procedures as magnesium-ammonium-phosphate ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) =struvite)	non fourni				non fourni	non fourni
Cabeza <i>et al.</i> , 2011	produits de recyclage	Provided by the Seaborne wastewater treatment plant at Owschlag	110				non fourni	non fourni
Cabeza <i>et al.</i> , 2011	produits de recyclage	Provided by the Gifhorn wastewater treatment plant	96				non fourni	non fourni
Cabeza <i>et al.</i> , 2011	produits de recyclage	Provided by the Department of Wastewater Management	118				non fourni	non fourni
Antonini <i>et al.</i> , 2012	urine-derived struvite	sediment from a storage tank connected to a waterless urinal	114					45
Antonini <i>et al.</i> , 2012	urine-derived struvite	struvite precipitation from undiluted urine by MgO addition	126					53
Antonini <i>et al.</i> , 2012	urine-derived struvite	struvite precipitation from undiluted urine by MgO addition	97					43
Antonini <i>et al.</i> , 2012	urine-derived struvite	struvite precipitation from undiluted urine by circulation through a filter bag containing MgO	72					29
Antonini <i>et al.</i> , 2012	urine-derived struvite	struvite precipitation from undiluted urine by MgO addition	110					56
Antonini <i>et al.</i> , 2012	urine-derived struvite	struvite precipitation from undiluted urine by MgO addition	180					60
Antonini <i>et al.</i> , 2012	Cederan phosphate fertilizer	common mineral P fertilizer	89					1.6
Massey <i>et al.</i> , 2009	Struvite obtenue à partir de produits laitiers		123				non fourni	non fourni
Massey <i>et al.</i> , 2009	Dittmarite ($(\text{NH}_4)\text{Mg}(\text{PO}_4) \cdot \text{H}_2\text{O}$) produite à partir du traitement d'aliments		198				non fourni	non fourni
Massey <i>et al.</i> , 2009	Colorado products (mélange de carbonate fluorapatite, magnesium phosphate et grains de sable dans une boue de lagunage d'effluents de produits laitiers)		71				non fourni	non fourni

Annexe 3-1-2. Constitution des corpus bibliographiques

Section 3.1.1.

Un ensemble de mots-clés est commun aux requêtes VP1 VP2 et SG1 : la liste des Mafor commune aux experts, avec un petit élargissement des MAFOR : (organic and *fertiliz*) or (organic and *fertiliz*)

Par ailleurs, la requête sur les MAFOR est réalisée sur les titres (title) des articles et pas en sujet (topic), ce qui justifie aussi d'avoir ajouté « *fertiliz* » dans la liste des MAFOR pour être plus exhaustif.

Un 1^{er} examen permet de constater que plusieurs types de mots-clés apportent beaucoup de références non pertinentes : résidus de culture (crop residues), engrais verts (green manure) et divers contaminants traces organiques ou métalliques (liste issue du chapitre sur les contaminants). Les articles concernant ces mots-clés en titre sont éliminés des références car la valeur azotée des MAFOR n'y est pas le principal sujet.

Il n'est pas justifié de limiter les recherches dans le temps.

Détail des composantes croisées

	détail des mots-clefs utilisés pour les requêtes VP1, VP2 et SG1	champ exploré
1	liste des Mafor étendue avec ((organic and *fertiliz*) or (organic and *fertiliz*))	Titre
2	(Nitrate OR nitrogen OR ammonium OR "inorganic N*" OR "mineral N*" or N or *nutrient*)	Titre
3	(plant* or crop* or grain* or yield* or harvest* or seed* or leave* or leaf or shoot* or root* or biomass or grass*)	Topic
4	(fertili* OR *availab* OR uptake OR transfer* or absorp* or absorb* or efficien* or effectiv* or acquisit* or flux* or dynamic* or *transform* or mineraliz* or mineralis*)	Titre
5	(groundwater* or leaching or "water* quality" or "soil water" or "surface water" or "vadose zone" or transfer* or transport*)	Titre
6	((ammonia OR NH3) AND (volatili* OR emission*))	Topic
7	(soil* or field* or arable* or agricul* or agronom*)	Topic
8	(appli* or spread* or dispos* or amend* or improv*)	Topic
9	("crop residu*" or "plant residu*" or "maize residu*" or "corn residu*" or "wheat residu*" or "green manur*" or "legume residu*")	Titre
10	("organic pollut*" or "organic micropollut*" or "organic contamin*" or xenobiotic* or POP or pesticide* or herbicide* or insecticide* or fungicide* or biocid* or bactericide* or bactericide* or pharmaceutical* or antibiotic* or drug* or hormone* or veterinary or medicine* or PPCP* or PAE* or steroid* or antimicrobial or antiviral or antimycotic or antifungal or beta-blocker or analgesic or anticonvulsant or antidepressant or anti-inflammatory or antineoplas* or antihistamine or fragranc* or musk* or "personal care product" or phthalat* or phtalat* or DEHP or DBP or plasticizer* or halogen* or "endocrine disrupt*" or LAS or "linear alkylbenzene sulfonate*" or PFOS or PFOA or perfluoro* or PAH* or PCB* or nonylphenol* or dioxin* or furan* or PCDD* or PCDF* or PBDE* or "flame retardant*" or BPA or bisphenol* or organotin* or polybrom* or polychlor* or polydimethylsiloxane* or surfactant* or detergent* or polymer* or "quaternary ammonium" or ethoxylate* or triclosan or triclocarban or alkylphenol* or "polyaromatic hydrocarb*")	Titre
11	("trace element*" or metal* or "inorganic contam*" or "inorganic pollut*" or antimony or arsenic or cadmium or chromium or copper or lead or mercury or nickel or selenium or tin or tellurium or thallium or iron or zinc or silver or vanadium)	Titre

VP1 = Valeur fertilisante N : 1 et 2 et 3 et 4 et 7 et 8 NOT (9 or 10 or 11)

VP2 = Valeur lixiviation N : 1 et 2 et 5 et 4 NOT (9 or 10 or 11)

Méthodologie de tri des références pour les résultats des requêtes VP1 et VP2 :

Un 1^{er} tri manuel des références a été réalisé sur la base de leur titre, afin d'identifier les papiers hors sujet, impossibles à éliminer par les mots-clés des requêtes sans éliminer aussi des papiers pertinents. La plupart des papiers éliminés traitent des engrais de synthèse, de résidus de culture, d'autres nutriments que N, des prairies pâturées et des sédiments en milieu aquatiques. Par ailleurs, on exclut également les articles traitant d'effluents comme les effluents domestiques bruts qui ne sont pas épandus en France.

Devant le très grand nombre de références pertinentes sur cette thématique très explorée, seuls les articles les plus récents et les plus cités dans la littérature scientifique ont été retenus par l'analyse. Pour les Mafor qui n'étaient pas ou peu représentées dans les références ainsi sélectionnées, des recherches spécifiques ont été lancées dans l'ensemble du corpus pour collecter des articles supplémentaires.

SG1 = Volatilisation NH3 des MAFOR : 1 et 6 et 7 et 8 NOT 9

Section 3.1.2.

Détail des mots-clefs de la requête **Valeur fertilisante P**

1 - liste des mafor	
2 - phosphore	(phosphor* or phospha* or phytate*)
3 - cultures, agrosystèmes	(plant* or crop* or grain* or yield* or harvest* or seed* or leave* or leaf or shoot* or root* or biomass or grass*)
4 - transfert sol-plante, prélèvement, valeur fertilisante	(fertile* OR *availab* OR uptake OR transfer* or absorp* or absorb* or efficien* or effectiv* or acquisit*)
5 - domaine, milieu d'étude	(soil* or field* or arable* or agricul* or agronom*)
6- exclusions ⁷	(aqua* or coastal* or lake* or glacier* or sea or mangrove* or pinus or tree* or palm* or toxicit* or watershed* or algae* or desert* or rainforest*)

Valeur fertilisante P = 1 AND 2 AND 3 AND 4 AND 5 NOT 6

L'ensemble des composantes ont été recherchées dans tout le Topic des références.

⁷ La composante "6- exclusions" a été construite après examen des résultats de la première requête 1 AND 2 AND 3 AND 4 AND 5 : Ces références ont été importées dans une base Endnote et Excel, et nous avons examiné les mots-clefs pour éliminer les références traitant des milieux ou d'objets hors sujet.

3.2. Effet des apports de Mafor sur les teneurs en matière organique des sols

Sabine Houot

La plupart des Mafor sont de nature organique. Leur apport est donc susceptible d'augmenter les teneurs en carbone (C) organique des sols. La valeur amendante des Mafor est définie comme étant la capacité des Mafor à augmenter la matière organique (MO) des sols.

Introduction : rôle majeur de la MO dans les sols

- Déterminant de la fertilité

La matière organique des sols est un déterminant majeur de la fertilité des sols, donc de la production végétale (Loveland et Webb, 2003). De nombreuses propriétés des sols qui conditionnent sa fertilité dépendent de la teneur en MO des sols. On distingue classiquement les 3 composantes de la fertilité des sols :

- Fertilité physique : la teneur en MO des sols conditionne la porosité, la stabilité de la structure, les propriétés de rétention en eau ; de ces propriétés dépend la capacité des plantes à développer leur système racinaire, à s'approvisionner en eau. La stabilité de la structure est un déterminant de l'érosion des sols et donc régule les risques de perte de sol (cf section 3.3).
- Fertilité chimique : la teneur en MO des sols conditionne la capacité d'échange cationique, capacité des sols à fixer des cations, et donc en particulier les éléments nutritifs pour les plantes. Une grande partie de l'azote nécessaire aux plantes provient de la minéralisation de la MO des sols (cf section 3.1.1 et 3.3).
- Fertilité biologique : la teneur en MO des sols conditionne l'activité biologique des sols, taille de la microflore, de la micro et mésofaune, diversité des organismes... (cf section 3.5).

La teneur en MO des sols est mesurée via les teneurs en C organique (mesure élémentaire ou par oxydation) ou directement par mesure de la perte de masse après passage à température à 550°C. Des coefficients de proportionnalité sont définis pour passer des teneurs en C organique aux teneurs en MO : $MO = (1.72 \text{ à } 2) * C_{org}$. Loveland et Webb (2003) mentionnent l'existence d'une teneur critique en C organique aux alentours de 2% dans les sols des régions tempérées, ce seuil variant d'un type de sol à l'autre. Cependant, il existerait assez peu d'évidences quantitatives de l'existence de ce seuil. Par ailleurs, Loveland et Webb rappellent l'importance de distinguer différents compartiments de MO dans les sols ayant des dynamiques plus ou moins rapides. La MO « fraîche » est la MO venant d'être apportée au sol (résidus de récolte, litière), les MO actives ont des temps de turnover variant de l'année à quelques dizaines d'année, la MO inerte n'évolue pas à l'échelle humaine. La plupart des propriétés des sols liées à leur fertilité sont conditionnées par les dynamiques des 2 premiers compartiments.

La baisse des teneurs en MO des sols est une des menaces listées par la commission européenne au moment des réflexions sur la mise en place d'une directive sur les sols au début des années 2000¹ et dans les réflexions pour pallier ces diminutions, le retour au sols des matières organiques exogènes donc des Mafor fait partie des recommandations (Marmo et al., 2004).

- Rôle de la MO des sols dans l'atténuation du changement climatique

Plus récemment, on considère que la gestion des stocks de MO dans les sols peut contribuer à l'atténuation du changement climatique. Lal (2004) rapporte que 30% des émissions de CO₂ sont dues aux effets des changements d'utilisation des terres sur la minéralisation des stocks de C des sols. Il estime que l'adoption de pratiques permettant d'augmenter les stocks de MO des sols pourrait permettre de compenser ¼ à 1/3 de l'augmentation annuelle des émissions de CO₂, soit 3 PgC/an. Parmi les stratégies proposées pour augmenter les stocks de C des sols est proposée le retour au sol des matières organiques d'origine résiduaire (fumier, compost, boue...). Smith et Powlson (2000) avaient déjà estimé précédemment que le retour au sol des 820 millions de tonnes de fumier

¹ Voir Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen, Comité économique et social Européen et au Comité des Régions - Stratégie thématique en faveur de la protection des sols (COM/2006/0231) disponible sur <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52006DC0231>

produits annuellement en Europe pouvait aboutir à une séquestration de 6.8 TgC/year, soit l'équivalent de 0.8% des émissions de C-CO₂ en Europe en 1990. Dans les rapports du GIEC (groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat), la séquestration du C est toujours le mécanisme majeur de l'agriculture pour lutter contre le changement climatique. Au sein des leviers d'action apparaissent la meilleure gestion agronomique des cultures, la meilleure utilisation de l'azote des Mafor (Smith et al., 2007). Récemment apparaissent le développement de la bioénergie (cultures énergétiques, méthanisation) et l'utilisation des biochars dans les sols comme moyens d'atténuation du changement climatique (IPCC, 2014 ; Macias et Arbestain, 2010).

En 1997, Smith et al. comparent différents scénarios pour augmenter la séquestration du C dans les sols incluant l'amendement des sols avec des fumiers ou des boues. Ces pratiques semblent moins efficaces (<15 TgC an⁻¹) par rapport à d'autres scénarios tels que l'extensification de l'agriculture (40 TgC an⁻¹) ou la reforestation (50 TgC an⁻¹).

Dans l'analyse de l'efficacité potentielle d'une pratique culturale pour atténuer le changement climatique, outre son efficacité à augmenter les stocks de C des sols, il faut également prendre en compte : les émissions de GES (CO₂, CH₄ et N₂O) qui pourraient annuler les effets bénéfiques de l'augmentation des stocks de C dans les sols. Peuvent également être pris en compte les effets indirects de l'augmentation des stocks de C dans les sols, à savoir par exemple la fourniture d'éléments fertilisants azoté qui se substitueraient aux engrais minéraux et donc diminuerait le bilan environnemental de la culture. On ne traitera ici que de l'effet des apports de Mafor sur les stocks de C dans les sols mais il est important de faire le lien avec les effets des apports de Mafor sur les émissions de GES (cf partie de S. Générumont) et les conséquences des apports de Mafor sur la disponibilité en N pour les cultures (cf. partie de V. Parnaudeau).

Dans l'expertise INRA sur le stockage du C (Houot dans Arrouays et al., 2002), la potentialité de stockage de C associée à l'épandage de différentes Mafor était calculée :

- 0.23 t C/tC apportée pour les fumiers
- 0.70 t C/tC apporté pour les composts de boue ou de déchets verts
- 0.60 t C/tC apporté pour les composts de biodéchets
- 0.30 t C/tC apporté pour les composts d'ordures ménagères.

Le retour au sol de Mafor est donc une pratique permettant de stocker du C dans les sols, mais à l'échelle nationale elle reste limitée comme voie d'augmentation des stocks étant donné qu'une large proportion des ressources est déjà valorisée en agriculture (effluents d'élevage).

A noter que dans cette expertise tout comme dans les recommandations du GIEC (IPCC, 1996), les effets des changements de pratiques ou d'usage des sols sur les bilans de C sont calculés pour une échelle de temps de 20 ans. Cette échelle de temps est plus courte que celle utilisée dans les analyses environnementales de type ACV où l'échelle de temps est plutôt de 100 ans.

- Quelques définitions

Stockage de C/ Séquestration de C

Feller et Bernoux (2008) propose une différenciation entre ces 2 notions qui sont très souvent considérées comme équivalentes dans la littérature scientifique. Le stockage de C correspond à l'augmentation des stocks de C dans les sols. Ces stocks de C sont mesurés en multipliant la concentration en C par la masse de terre. Il est recommandé de comparer des stocks de C par rapport à une même masse de terre (Ellert and Bettany, 1995), ce qui suppose de connaître la densité des horizons de sol considérés.

La séquestration de C prend en compte dans l'estimation du bilan C les émissions de GES. La séquestration du C s'exprime donc plutôt en équivalent C-CO₂. C'est cette notion qui permettra de statuer à l'efficacité d'une pratique à augmenter les puits de C dans les sols et contribuer à l'atténuation du changement climatique.

On ne s'intéressera ici qu'aux effets des Mafor sur les stocks de C des sols. Le bilan de cette pratique en termes de séquestration de C, nécessitera d'agréger à ces résultats, les émissions de GES qui sont rarement mesurés simultanément au stockage du C.

Saturation des sols

Toute pratique culturale maintenue dans le temps conduit à un équilibre des stocks de C représentatif de la pratique. On observe souvent que le niveau de stock de C organique dans les sols augmente avec les flux de C

apportés. La notion de proportionnalité est souvent incluse dans les modèles décrivant la dynamique des MO dans les sols. Cependant, la notion de saturation en C organique des sols a été introduite (Six et al., 2002) : les stocks à l'équilibre n'augmentent pas indéfiniment en fonction des doses de C apportées mais il existe un maximum au stockage potentiel de C dans la matière organique des sols. Au-delà de ce niveau de saturation, les matières organiques ajoutées ne sont pas intégrées à la MO du sol sans « bénéficier » des processus de stabilisation des MO dans les sols. Ingram et Fernandes (2001) distinguent les niveaux potentiellement atteignables (qu'il est raisonnable de pouvoir atteindre) des niveaux maximum atteignables.

- Rôle de la MO des sols dans les services écosystémiques rendus par les sols agricoles

Les sols jouent un rôle important dans les services rendus par les écosystèmes à l'humanité (Millennium Ecosystem Assessment). La MO est une composante majeure du rôle des sols dans ces services rendus par les sols. Dans les agrosystèmes, toute pratique permettant le maintien ou l'augmentation des stocks de MO contribuera à l'amélioration des services écosystémiques. Là encore le stockage de C ne peut être dissocié des émissions polluantes associées (gazeuses ou autres). On retrouve les liens entre MO et propriétés des sols listés précédemment dans l'évaluation des services écosystémiques auxquels serait ajouté le rôle des sols et donc de la MO dans la régulation du climat.

L'amélioration des pratiques de recyclage est clairement identifiée comme pratique pouvant contribuer au développement des services écosystémiques rendus par les sols (Powlson et al., 2011).

- Objectif de cette contribution

L'objectif est ici d'analyser la bibliographie pour évaluer les potentialités d'augmentation des stocks de C dans les sols. L'intensité de cette augmentation va dépendre de nombreux facteurs :

- Fréquences et doses d'application des Mafor
- Caractéristiques de la matière organique des Mafor apportées
- Conditions pédo-climatiques : la température et la pluviométrie vont influencer énormément les vitesses de transformation (dégradation, humification, minéralisation) dans les sols après apport. Cela a largement été étudié pour les résidus végétaux

On s'intéressera essentiellement à l'**analyse de l'efficacité des différentes Mafor** sans considérer l'importance de la fréquence ni de la dose et très peu aux interactions avec le type de sol et climat qui sont ne sont pas spécifiques aux Mafor mais déjà largement étudiées pour les résidus végétaux.

On analysera également la **prise en compte des Mafor dans les modèles de dynamique de MO** dans les sols car ce sont les outils qui permettent de mettre en place des scénarios de gestion des apports de Mafor.

Enfin on abordera les effets des **apports de Mafor sur la qualité des MO des sols**. En effet on a vu précédemment que les stocks de C ne suffisaient pas à expliquer le lien entre MO et propriétés des sols, mais que la qualité des MO était également très importante.

Littérature analysée

Le croisement de la liste des termes bibliographiques des Mafor avec la notion de matière organique et sol et la notion de longue durée² conduit à 1874 références en excluant les congrès. En se limitant aux articles après 2000, on arrive à 1595 références. Le croisement avec « review » donne 58 références. Cette recherche bibliographique est assez difficile car les effets des apports de Mafor ne sont pas forcément l'objectif premier des articles, ce qui génère beaucoup de « bruit ». En tout, environ 250 références ont été analysées.

² TS=(waste* or sludge* or sewage* or biosolid* or compost* or digestate* or "anaerobic digest*" or manure* or slurr* or effluent* or biochar* or "by-product*" or "by product*" or dairy or "organic amendment*") AND TS=("organic matter" or "organic carbon") AND TS=("long-term" AND soil)

3.2.1. Méthodes et indicateurs pour évaluer la valeur amendante des Mafor

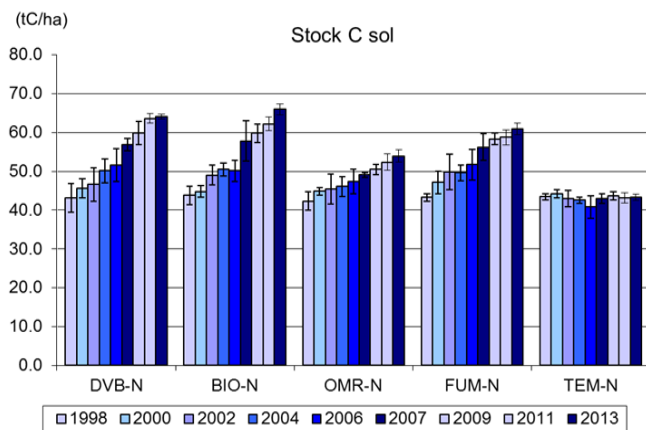
3.2.1.1. Essais au champ

Les essais au champ de moyenne/longue durée constituent des outils de choix pour évaluer les effets de pratiques culturales (Jenkinson, 1991 ; Janzen, 1995). Ils sont donc l'approche la plus adéquate pour évaluer la valeur amendante des Mafor. Ces essais permettent de quantifier les effets d'apports réguliers d'un même type de Mafor. Une recherche bibliographique a été effectuée sur les essais au champ visant à évaluer les effets des apports de Mafor sur la MO des sols. L'analyse des résultats fait l'objet du point suivant.

La plupart des essais recensés sont de moyenne durée (<30 ans) et montre des réponses quasiment linéaires des teneurs en C des sols au nombre d'apport (exemple du site Qualiagro dans la figure 3-2-1). Ces cinétiques « linéaires » seront utilisées pour calculer les efficacités des Mafor à augmenter les stocks de C organique des sols au point 3 suivant.

Figure 3-2-1. Augmentation des stocks de C organique dans les différents traitements du site Qualiagro.

Différents types de Mafor sont apportés tous les 2 ans à hauteur de 4tC /ha : compost de boue (DVB), compost de biodéchets (BIO), composts d'ordures ménagères résiduelles (OMR), fumier de bovins (FUM). Aucun apport organique n'est réalisé dans le traitement témoin (TEM)



Cependant l'augmentation des teneurs en C des sols n'est pas infinie. Après un certain temps, un équilibre est atteint représentatif des flux d'apport et de la dynamique des matières organiques dans des conditions pédo-climatiques données. Ces conditions d'équilibre ont permis de développer les modèles simulant la dynamique des MO dans les sols. C'est par exemple le cas des essais de longue durée de Rothamsted qui ont servi au développement du modèle RothC (figure 3-2-2). On voit dans ces essais que les apports réguliers de fumier permettent d'atteindre un niveau de stock de MO correspondant aux potentialités de stockage de C associées aux doses de fumier apportées, aux caractéristiques du fumier mais également aux conditions pédo-climatiques du site.

Figure 3-2-2. Evolution des stocks de C dans l'horizon de labour des essais de longue durée à Rothamsted

Cette évolution met en évidence l'atteinte d'une asymptote dans la dynamique d'augmentation des stocks et correspondant à l'équilibre atteint pour les traitements appliqués (Powlson et al., 2012)

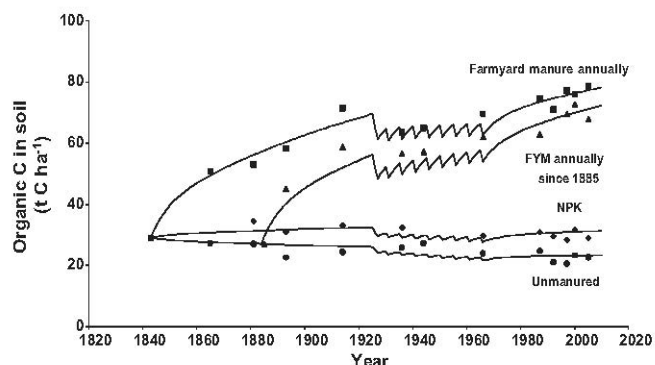


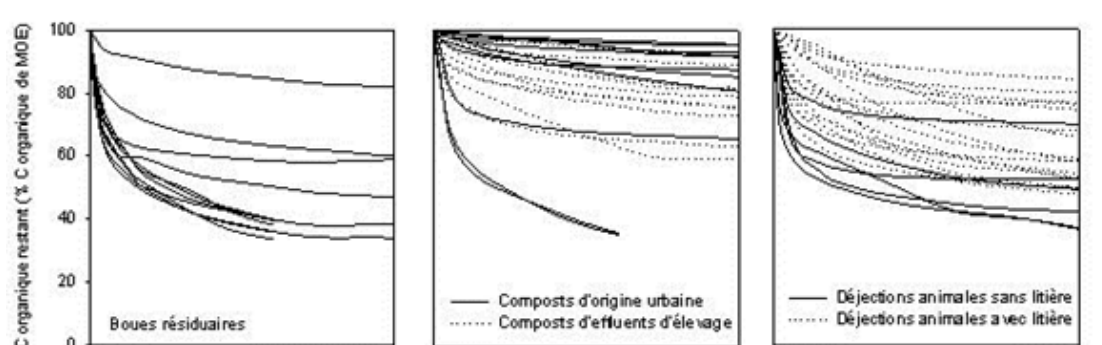
Fig. 2. Changes in SOC (0–23 cm) on Broadbalk, for plots given Farm Yard Manure (FYM) annually since 1843 (■) or 1885 (▲), and those given mineral fertilisers only (◆), including N, P and K at 144, 35 and 90 kg ha⁻¹ respectively, and the unmanured control (●). Solid lines derived from RothC model.

3.2.1.2. Approches expérimentales de l'évaluation du potentiel amendant des Mafor

La méthode la plus largement utilisée consiste à mesurer en microcosmes de laboratoire la dynamique de minéralisation du C des Mafor après apport à un sol. Cette approche expérimentale fait l'objet d'un mode opératoire normalisé (XPU44-163) qui permet de pouvoir comparer les résultats obtenus par différents opérateurs.

Ainsi, la Figure 3-2-3 met en évidence des différences entre types de Mafor (déjections avec ou sans litière, par exemple) ou entre les composts et les effluents d'origine (la MO des composts est moins dégradabile), mais aussi la variabilité importante existant au sein d'un type de Mafor.

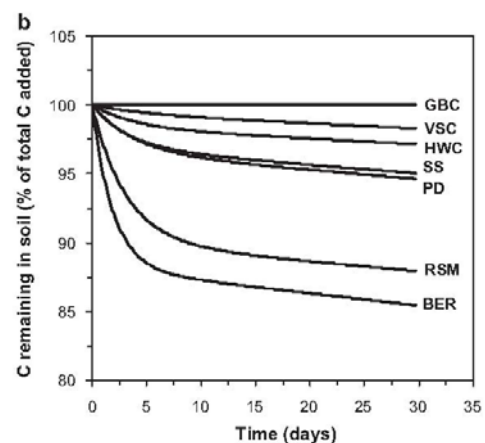
Figure 3-2-3. Vitesse de dégradation de la MO contenue dans divers types de Mafor ("MOE" pour matière organique exogène) D'après Lashermes et al., 2007, 2010.



Cette uniformité des protocoles de mesure est absente dans la bibliographie internationale où ces expérimentations se font à des températures variant entre 15 et 30°C, à des humidités variables, après séchage/broyage des Mafor ou non. Le potentiel amendant est alors déduit du C résiduel en fin d'incubation calculé le plus souvent par différence avec la proportion de C minéralisée au cours des incubations. Dans la plupart des cas, on suppose qu'il n'y a pas d'effet de l'apport de Mafor sur la dynamique de minéralisation de la MO du sol (absence de priming-effect) et la minéralisation de la MO de la Mafor est mesurée par différence entre les traitements avec et sans Mafor. La littérature est très abondante sur ce type d'expérimentations et n'a pas fait l'objet d'une analyse exhaustive. Nous avons plutôt mis l'accent sur des Mafor non étudiées dans les essais au champ.

Les résultats des incubations sont souvent utilisés pour modéliser les cinétiques de minéralisation du C ou d'évolution du C résiduel en ajustant des modèles mathématiques qui permettent ensuite d'extrapoler ces résultats à des durées plus longues. Ainsi par exemple dans la figure 3-2-4 les cinétiques d'évolution du C résiduel de Mafor sont ajustées au modèle à 2 compartiments $C_{\text{résiduel}} = f \exp(-k_1t) + (100-f) \exp(-k_2t)$ avec f la fraction labile et 100-f une fraction plus récalcitrante. Ces cinétiques peuvent être extrapolées pour calculer la proportion h de C résiduel après 1 an dans les conditions climatiques représentatives d'un endroit donné. Cette proportion h est définie comme étant le coefficient d'humification de la Mafor (Janssen, 1984).

Figure 3-2-4. Cinétique d'évolution du C résiduel de Mafor au cours d'incubations en condition contrôlée en mélange dans un sol, calculées d'après celles de C minéralisé au cours des incubations (exemple pris dans Galvez et al.2012)



3.2.1.3. Indicateurs du potentiel amendant des Mafor

Le potentiel amendant des Mafor est très variable entre Mafor, ceci étant lié aux caractéristiques de la MO des Mafor lui conférant une biodégradabilité plus ou moins rapide et importante. Le potentiel amendant est directement lié au degré de stabilité de la MO des Mafor (inverse de la biodégradabilité). Ce degré de stabilité est expliqué par les caractéristiques chimique et biochimique de la MO des Mafor. La récalcitrance de la MO des Mafor peut avoir une double origine :

- récalcitrance intrinsèque de la fraction biochimique : la lignine est une fraction biochimique plus lentement biodégradable que les autres fractions biochimiques initiales
- transformation et stabilisation au cours du procédé de traitement avant épandage : par exemple, au cours du compostage ou de la digestion anaérobie, les fractions labiles de la MO initiale se dégradent et se transforment en MO humifiée et stabilisée ; la carbonisation des biochars leur confère une stabilité importante.

Les approches expérimentales du potentiel amendant sur la base des résultats d'incubations sont lourdes à mettre en œuvre et coûteuses en temps d'expérimentation. C'est pourquoi, des relations sont recherchées entre les caractéristiques biochimiques de la MO des Mafor, son degré de stabilité et le potentiel amendant des Mafor. Des indicateurs prédictifs de ce potentiel amendant sont ensuite construits à partir des caractéristiques biochimiques des Mafor. Lashermes et al (2009) ont défini le potentiel amendant des Mafor comme étant la proportion de C résiduel de la Mafor quand sa vitesse de minéralisation était similaire à celle de la MO active du sol (2% par an). Une relation entre ces valeurs de C résiduel et les caractéristiques biochimiques des Mafor a ensuite été recherchée pour définir l'indice de stabilité de la MO (ISMO) qui a fait l'objet d'une normalisation du mode opératoire de mesure (XPU 44-162)³.

$$\text{ISMO (\% C organique)} = 44.5 + 0.5 \text{ SOL} - 0.2 \text{ CEL} + 0.7 \text{ LIC} - 2.3 \text{ MinC3}$$

avec SOL, CEL et LIC les fractions biochimiques (% MO) mesurées à l'aide de la méthode de fractionnement Van Soest modifiée tel que décrit dans le mode opératoire ; et MinC3, la proportion de C organique minéralisée pendant les 3 premiers jours d'incubation.

L'indice ISMO est un indicateur de la valeur amendante des Mafor au même titre que le coefficient h mentionné précédemment. Il représente la proportion de la MO apportée qui va contribuer à l'entretien des stocks de C dans les sols. Une base de données de valeurs d'ISMO pour des Mafor diverses a été élaborée (Figure 3-2-5).

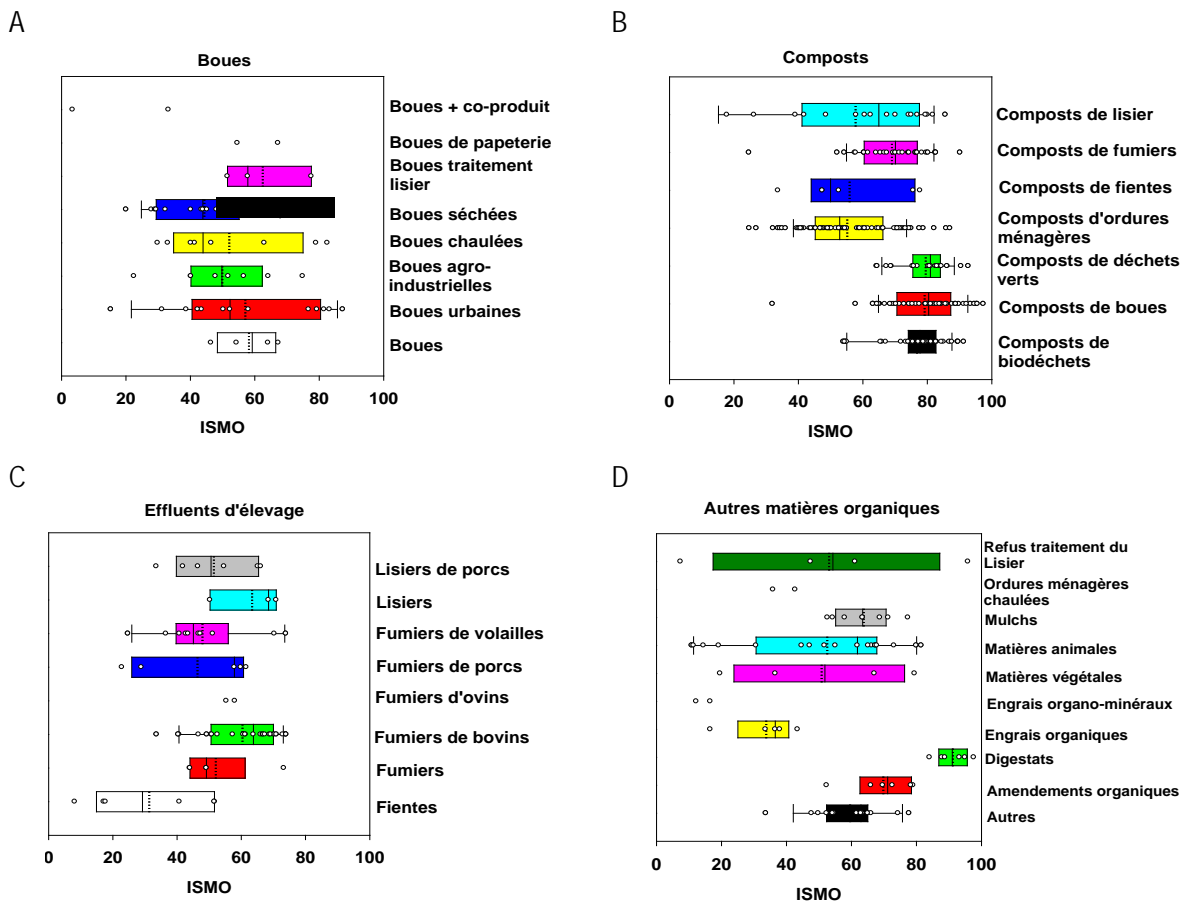
Cet indicateur montre que les composts ont une valeur amendante variant de 50 à 80% (valeurs médianes par type), celles des boues varient entre 45 et 55%, 30 à 60% pour les effluents d'élevage, très variables pour les autres Mafor.

Egalement basé sur les fractions biochimiques des Mafor, le modèle TAO (Pansu et Thuriès, 2003) permet de prédire la cinétique de minéralisation du C et N des Mafor et donc le C résiduel dans les sols et le N potentiellement disponible pour les plantes.

³ Deux indicateurs précurseurs avaient été au préalable élaborés : l'Indice de Stabilité Biologique (ISB) élaboré par Linères et Djakovitch (1993) et le taux résiduel de MO (Tr) développé par Robin (1997)

Figure 3-2-5. Distribution des valeurs de l'indicateur ISMO, calculé par l'équation 2 pour différents types de MOE : (A) les boues, (B) les composts, (C) les effluents d'élevage et (D) les autres produits organiques.

La limite gauche de la boîte est définie par le 1er quartile, la limite droite par le 3ème quartile, la médiane est représentée par le trait fin qui partage la boîte, la moyenne par le trait en pointillés. Les valeurs extrêmes ne sont pas prises en compte. (Lashermes et al., 2009)



3.2.2. Apport des essais au champ de moyenne/ longue durée : information sur les fumiers, les composts, les boues d'épuration et les lisiers

3.2.2.1. Recensement des essais

En tout, **54 essais** ont été répertoriés (Tableau 3-2-5). Ces essais sont localisés en Europe (30), en Amérique du Nord (10), en Chine (8), en Inde (3), en Iran (1), Nouvelle-Zélande (1) et Amérique du sud (1).

Ils concernent essentiellement **des grandes cultures**. Trois références traitent de viticulture (Coll et al., 2011 ; Pergrina et al., 2012 ; Morlat et Chaussod, 2008) ; les publications de Lopez-Pineiro et al. (2007, 2008, 2011a et 2011b), Carbonell-Bojollo (2010) et Garcia-Ruiz et al. (2012) concernent la valorisation de grignon d'olives ; celle de Canali et al. (2004) concerne des vergers et celle de Pritchett et al. (2011) et Peltre et al., (2012) des systèmes maraichers.

Ce sont pour la plupart des **essais classiques en « blocs »** avec répétition des différents traitements avec apports de Mafor ou engrais minéraux... Quelques publications portent sur des essais « systèmes » comparant des modes de conduites de systèmes de cultures avec ou sans apport de Mafor organiques (Chirinda et al., 2010 ; Carter et al., 2004, 2007 ; Fliessbach et al. (2007).

Les durées réelles des essais vont de **3 ans à plus de 100 ans**. Etant données les localisations variées de ces essais et donc les conditions climatiques très différentes, leur durée a été recalculée par rapport à une même température moyenne de référence de 10°C en utilisant la fonction de température utilisée dans le modèle

STICS pour les sols (Brissson et al., 2003). La durée équivalente à 10°C est recalculée selon D_{10} (ans) = $D_T \cdot \exp(0.092(T-10))$ où T est la température moyenne à l'endroit de l'essai et D_T la durée réelle de l'essai. Cela modifie très légèrement la distribution des essais selon leur durée équivalente (tableau 3-2-1).

Tableau 3-2-1. Distribution des durées (en ans) des essais au champ recensés dans la littérature scientifique et permettant de calculer une efficacité des Mafor à augmenter les stocks de C dans les sols.

Classes de durée (ans)	Nombre par classe (durée réelle)	Nombre par classe (durée équivalente 10°C)
0-10	19	16
10 à 20	17	19
20 à 30	13	9
30 à 40	1	3
40 à 50	1	2
50 à 60	1	0
60 à 70	0	0
70 à 80	0	0
80 à 90	0	1
90 à 100	1	2
Plus de 100	1	2
total	54	54

Deux publications sont des synthèses de résultats d'essais de longue durée:

- **Pathak et al, 2011** : 26 essais de longue durée sont analysés en Inde pour évaluer le potentiel de stockage de C dans les sols lié à des apports réguliers de fumier de bovins au sol. L'analyse des essais montre que des apports réguliers de **fumier** permettent de stocker du C dans les sols à hauteur de **0.065 ± 0.086 g C sol/g de C apporté** par les fumiers pendant la durée des essais, la comparaison des stocks de C se faisant par rapport à des pratiques de fertilisation minérale.
- **Powlson et al., 2012** : les auteurs font une synthèse des résultats expérimentaux existant en UK sur les augmentations de stocks de C mesurées dans des essais recevant régulièrement des Mafor organiques. Les Mafor recensées sont des effluents d'élevage, des boues, des composts, des « nouvelles ressources » telles que des déchets de papier. Les résultats des essais sont synthétisés pour calculer le potentiel d'augmentation du C organique des sols par tonne de Mafor apportée, qui peut se retranscrire en proportion du C apporté en utilisant les teneurs moyennes en C de ces Mafor. Les résultats sont résumés dans le tableau 3-2-2. Les effluents d'élevage incluent des fumiers, des lisiers, des fientes de volaille.

Tableau 3-2-2. Augmentation potentielle des stocks de C organique des sols suivant l'apport de différentes Mafor organiques à des doses équivalentes à 250 kg N/ha (Powlson et al., 2012)

Mafor	Doses d'application (T MS ha ⁻¹ an ⁻¹)	Teneur en C organique (%MS)	Augmentation du C organique du sol kgC ha ⁻¹ T ⁻¹ MS	Augmentation du C organique du sol gC sol/g C apporté
Effluents d'élevage	10.5	32	60 ± 20 (20-100)	0.19
Boues digérées	8.3	35	180 ± 24 (130-230)	0.51
Compost DV	23	13	60 ± 10 (40-80)	0.46
Déchets de papier	30	37	60	0.16

3.2.2.2. Types de Mafor testées dans les essais

La très grande majorité des résultats concernent les fumiers (30 résultats), les composts (37 résultats). Les résultats concernant les boues d'épuration (10) et les lisiers (6) sont beaucoup moins nombreux. On recense également quelques données sur des essais avec tourbe, sciure, digestat, grignon d'olive, litières de volaille. On rassemble sous l'appellation composts des Mafor aux caractéristiques sans doute assez différentes. Cela inclut les composts de biodéchets (ou VFG pour Vegetable- Fruit – Garden), les composts de déchets verts, les composts de boue, les composts d'effluents d'élevage.... Il existe également des essais testant différentes doses d'un même Mafor.

3.2.3.3. Calcul de l'efficacité des Mafor à augmenter les stocks de C dans les sols

Dans la plupart des cas, on observe une augmentation des teneurs en C des sols soumis à apport de Mafor organiques. Mais la simple comparaison des concentrations en C organique ne permet pas d'évaluer l'efficacité des Mafor à augmenter les stocks de C des sols. Celle-ci est calculée selon :

$$C_{\text{eff}} (\text{gC sol/g C Mafor}) = [\text{Stock C avec Mafor} - \text{Stock C dans un traitement témoin}] / \text{C Mafor}$$

Où :

- Stock C avec Mafor : stock de C mesuré dans l'horizon d'enfouissement des Mafor (tC/ha)
- Stock C témoin : stock de C mesuré dans le même horizon dans un traitement témoin sans apport de Mafor (tC/ha)
- C Mafor : quantité totale de C apportée par la Mafor depuis la mise en place de l'essai (tC/ha)

Pour calculer ces stocks de C, il est nécessaire de connaître la profondeur d'enfouissement des Mafor, de labour, de prélèvement des sols pour analyse. Il faut également connaître la densité des horizons étudiés. En effet le stock de C se mesure selon :

$$\text{Stock C (T C/ha)} = \text{Profondeur horizon (m)} * 10000 \text{ m}^2 * \text{teneur en C (g/kg)} * \text{densité}/1000$$

Quand on compare différentes pratiques et leurs effets sur les stocks en C organique, il est important de calculer ces stocks de C à masse de terre équivalente (Ellert et Bettany, 1995).

Dans beaucoup des essais recensés, la densité des sols n'est pas donnée (références marquées d'une *). Une densité de 1.3 a été alors utilisée. Quand elle est donnée et varie d'un traitement à l'autre, il est impossible de faire les calculs à masse de terre équivalente car la densité n'est donnée que pour un horizon (voir Ellert & Bettany, 1995 pour plus de détails). Les profondeurs d'enfouissement et de prélèvement ne sont pas toujours connues. Quand les densités des sols sont données, on calcule l'augmentation du stock à partir de la différence de concentration en C dans les sols et la densité du traitement amendé.

Le traitement témoin privilégié est un traitement sans apport de Mafor mais recevant une fertilisation minérale. En effet, les différences de stocks de C dans les sols sont dues aux apports de Mafor mais également aux différences d'apports de C via les résidus de récolte plus ou moins abondants en fonction des rendements. Une fertilisation minérale dans le traitement témoin assure des rendements similaires à ceux du traitement avec Mafor. Les différences de stocks de C sont alors bien dues aux apports de Mafor uniquement. De plus, on privilégie dans le calcul de la différence de stock entre traitement amendé et témoin, le calcul du stock de C dans le traitement témoin lors de l'année de mesure en fin d'essai. En effet il peut y avoir eu une diminution du stock de C dans le traitement témoin. Les apports de Mafor permettent donc à la fois de compenser les baisses observées dans le témoin et d'augmenter les stocks par rapport au début de l'essai.

Dans certains cas, les calculs sont faits par les auteurs ou peuvent être faits directement à partir des résultats donnés par les auteurs quand les stocks de C sont donnés par exemple. Mais parfois les calculs ne sont pas possibles par manque d'information sur la profondeur d'enfouissement des Mafor par rapport à la profondeur de prélèvement des sols pour analyse, quand l'augmentation calculée des stocks de C est supérieure aux quantités apportées... Ainsi dans la plupart des essais systèmes, les calculs ont été impossibles, ce qui témoigne de l'importance d'essais ciblés sur le comportement des Mafor pour obtenir des informations précises sur leur devenir et leurs effets.

3.2.2.4. Synthèse des résultats des essais recensés

Sur la base des calculs présentés ci-dessus l'efficacité des principaux types de Mafor recensés est calculée. Dans les cas où plusieurs doses sont testées, les résultats des différentes doses sont moyennés. Pour les quelques Mafor largement représentées dans les essais, des statistiques descriptives sont effectuées (Tableau 3-2-3).

Les composts sont les Mafor les plus efficaces (moyenne de 0.407 gC sol/gC Mafor) suivies des boues d'épuration (0.252) et des fumiers (0.251) qui ont des valeurs équivalents puis des lisiers (0.209) ayant les efficacités les plus faibles.

Pour un même type de Mafor, on constate une forte variabilité de ces efficacités qui peut être due à la durée des essais, aux conditions climatiques (on a vu que l'efficacité des fumiers en climat tropical indien était en moyenne de 0.065 ± 0.086 g C sol/g de C apporté contre 0.251 ± 0.129 dans l'ensemble des essais recensés), aux hypothèses faites pour les calculs en cas d'informations incomplètes.

Tableau 3-2-3. Analyse statistique des valeurs d'efficacité des Mafor à augmenter les stocks de C organique dans les sols calculées à partir des résultats des essais au champ (en gC sol/g C Mafor).

Statistique	boue	compost	FYM	lisier
Nb. d'observations	10	37	30	6
Minimum	0.106	0.101	0.045	0.092
Maximum	0.429	1.007	0.556	0.301
1er Quartile	0.124	0.267	0.156	0.156
Médiane	0.284	0.356	0.230	0.224
3ème Quartile	0.340	0.589	0.320	0.267
Moyenne	0.252	0.407	0.251	0.209
Variance (n-1)	0.015	0.049	0.017	0.007
Ecart-type (n-1)	0.122	0.221	0.129	0.081

Le tableau 3-2-4 présente les résultats d'efficacité pour quelques autres Mafor. Ils sont trop peu nombreux pour conclure. On constate également une forte dispersion pour certaines Mafor comme par exemple les 2 résultats de litière de volaille.

Tableau 3-2-4. Bilan des efficacités (gC sol/gC Mafor) obtenues à partir de résultats expérimentaux au champ pour quelques autres Mafor

Mafor	Nbre	Efficacité
dechet papeterie		0.41
papier		0.16
Digestat		0.00
Boues digérées (Powlson et al., 2012)	10	0.51
engrais vert		0.03
Grignon	3	0.38 +/- 0.28
litière de volaille		0.96
litière de volaille		0.18
sarment		0.42
sciure	2	0.19 +/- 0.11
tourbe	3	0.48 +/- 0.08

Tableau 3-2-5. Calcul des rendements en C des sols liés aux apports répétés de Mafor dans des essais de moyenne/longue durée (Rendement en C exprimé en gC sol/g C apporté). Les traitements de référence sont surlignés en jaune

Reference	MAFOR	Lieu	Unité du C	C initial ou témoin	C final	Delta C	Delta C g/g témoin	Delta C t/ha	C apporté t/ha	Rendement C ratio	TMA (°C)	Durée an	Durée équivalente à 10°C	Pluviométrie mm
Arthur et al., 2011; 2012	Compost VFG	Kruishoutem, Belgique	%	1,54	1,85	0,31	0,20	13,7	10,3		10	10	10,0	800
	Compost DV		%	1,54	1,86	0,32	0,21	14,1	8,2		10	10	10,0	800
	Compost de fumier de champignonnière		%	1,54	1,78	0,24	0,16	10,2	7,7		10	10	10,0	800
	Témoin		%	1,54	1,54			0,0						
Kong et al., 2005	Témoin	Davis, Californie, USA	Mg/ha	17,3	17,7				51,8					
	Composted manure		Mg/ha	17,2	22,8	5,1	0,29	5,1	89,6	0,13	16	10	17,4	
Hemmat et al., 2010	25 Boue Step	Isfahan Iran	g/100g	0,5	1,62	0,61	0,60	16,1	31,5	0,51	14,5	7	10,6	140
	50 Boue Step		g/100g	0,5	2,26	1,25	1,24	30,5	63,0	0,48	14,5	7	10,6	
	100 Boue Step		g/100g	0,5	2,8	1,79	1,77	36,9	126,0	0,29	14,5	7	10,6	
	25 Compost MSW		g/100g	0,5	1,45	0,44	0,44	11,7	28,0	0,42	14,5	7	10,6	
	50 Compost MSW		g/100g	0,5	1,72	0,71	0,70	18,2	56,0	0,32	14,5	7	10,6	
	100 Compost MSW		g/100g	0,5	2,22	1,21	1,20	24,9	112,0	0,22	14,5	7	10,6	
	25 FYM		g/100g	0,5	1,49	0,48	0,48	12,7	43,8	0,29	14,5	7	10,6	
	50 FYM		g/100g	0,5	1,97	0,96	0,95	23,6	87,5	0,27	14,5	7	10,6	
	100 FYM		g/100g	0,5	2,24	1,23	1,22	26,1	175,0	0,15	14,5	7	10,6	
	Témoin					1,01	0							
Odlare et al., 2011*	Témoin	Suède (1998)	%	1,3	1,29									
	Digestats (déchets ménagers/fourrage)		%	1,3	1,3	0	0	0,0	1,7	0,00	7,6	8	6,4	
	compost (VFG)		%	1,3	1,35	0,05	0,04	1,3	9,0	0,14	7,6	8	6,4	
Chirinda et al., 2010	Témoin	Fouloum DK	g/kg	21	19	-2								
	pas d'augmentation		g/kg	26	24	5				7,3	11	8,6	704	
	essai système de culture		g/kg	24	23	4					7,3	11	8,6	
	Lisier + cultures intermédiaires + résidus		g/kg	23	20	1					7,3	11	8,6	
	Digestat de lisier + cultures intermédiaires + résidus		g/kg	25	24	5					7,3	11	8,6	
Weber et al., 2007*	Control NPK	Wroclaw, Pologne	g/kg	5	5,54									
	18 MSW compost 1		g/kg	5	6,16	0,62	0,11	0,4	2,5	0,15	8,2	3	2,5	
	36 MSW compost 1		g/kg	5	6,38	0,84	0,15	0,5	4,9	0,10	8,2	3	2,5	
	72 MSW compost 1		g/kg	5	6,75	1,21	0,22	0,7	9,9	0,07	8,2	3	2,5	
	18 MSW compost 2		g/kg	5	6,22	0,68	0,12	0,4	3,0	0,13	8,2	3	2,5	
	36 MSW compost 2		g/kg	5	6,37	0,83	0,15	0,5	6,0	0,08	8,2	3	2,5	
	72 MSW compost 2		g/kg	5	7,04	1,5	0,27	0,9	12,0	0,07	8,2	3	2,5	
											0,10			
Speir et al., 2004*	36 Compost de boue	Wellington, New-Zealand (1999)	%	4,2	5,4	1,2	0,29	23,4	49,4	0,47	12,5	5	6,3	
	200 Compost de boue		%	4,2	10,2	6	1,43	117,0	274,4	0,43	12,5	5	6,3	
	36 Compost de boue + chaux		%	3,7	4,5	0,8	0,22	15,6	49,4	0,32	12,5	5	6,3	
	200 Compost de boue + chaux		%	3,7	9,8	6,1	1,65	119,0	274,4	0,43	12,5	5	6,3	
									0,41					
Baldantoni et al., 2010* lovierno, 2009	Control	Campanie; Italie	%	0,754	0,812	0			0,0		14,04	3	4,4	960
	15 Compost VFG		%	0,754	0,928	0,116	0,15	2,9	12,74	0,22	14,04	3	4,4	960
	30 Compost VFG		%	0,754	1,044	0,232	0,31	6,4	25,47	0,25	14,04	3	4,4	960
	45 Compost VFG		%	0,754	1,044	0,232	0,31	6,4	38,21	0,17	14,04	3	4,4	960
Morra et al., 2010	15 Compost VFG	Salerne Italie (2003) maraichage	g/kg	26	27,3	1,3		4,1	18,0	0,23	16,1	4	7,0	
	30 Compost VFG		g/kg	26	31	5		13,2	36,0	0,37	16,1	4	7,0	
	45 Compost VFG		g/kg	26	31,7	5,7		15,3	53,0	0,29	16,1	4	7,0	

Reference	MAFOR	Lieu	Unité du C	C initial ou témoin	C final	Delta C	Delta C g/g témoin	Delta C t/ha	C apporté t/ha	Rendement C ratio	TMA (°C)	Durée an	Durée équivalente à 10°C	Pluviométrie mm
Leroy et al., 2008 <i>Pedobiologia</i>	FYM	Ghent, Belgique (2005)	%	1,01	1,16	0,2	0,21	5,3	11,5	0,46	13,25	3	4,0	726
	Compost VFG		%	1,01	1,19	0,23	0,24	6,1	11,5	0,53	13,25	3	4,0	
	Compost DV 1 (DV ligneux C/N20-40)		%	1,01	1,11	0,15	0,16	4,0	11,5	0,35	13,25	3	4,0	
	Compost DV 2 (DV C/N10-20)		%	1,01	1,13	0,17	0,18	4,5	11,5	0,39	13,25	3	4,0	
	lisier + résidus récolte		%	1,01	1,09	0,13	0,14	3,5	11,5	0,30	13,25	3	4,0	
	Témoin +N		%	1,01	0,96	0		0,0						
Leroy et al., 2008 <i>Compost Science</i>	Témoin	ghent Belgique (1997)	%	1,56	1,42	0								
	Compost VFG 22.5		%	1,56	1,72	0,3	0,21	12,2	65,8	0,19	13,25	5	6,7	726
	Compost VGF 45		%	1,56	1,87	0,45	0,32	18,0	65,8	0,27	13,25	5	6,7	727
	Lisier + résidus récolte		%	1,56	1,47	0,05	0,04	2,0	22,1	0,09	13,25	5	6,7	728
Moeskops et al., 2012 <i>Pedobiologia</i>	Témoin +N	Ghent, Belgique (2005)	%	1,01	1,05									
	FYM		%	1,01	1,38	0,33	0,31	7,9	15,9	0,50	13,25	5	6,7	726
	Compost VFG		%	1,01	1,46	0,41	0,39	9,5	15,9	0,60	13,25	5	6,7	
	Compost DV 1 (DV ligneux C/N20-40)		%	1,01	1,26	0,21	0,20	5,5	15,9	0,35	13,25	5	6,7	
	Compost DV 2 (DV C/N10-20)		%	1,01	1,37	0,32	0,30	7,7	15,9	0,49	13,25	5	6,7	
	Lisier + résidus récolte		%	1,01	1,25	0,2	0,19	5,3	15,9	0,34	13,25	5	6,7	
Gong et al., 2009	1.4 compost mélange tourteau de colza, graine de coton et paille de blé	Chine, Nord (1989)	g/kg	4,42	7,16	2,74	0,62	6,9	10,5	0,66	13,9	18	25,8	
	2.8 compost mélange tourteau de colza, graine de coton et paille de blé		g/kg	4,42	9,41	4,99	1,13	12,0	21,0	0,57	13,9	18	25,8	
	Témoin		g/kg	4,42	5,59									
Wu et al., 2004	75 Lisier	Chine	Mg/ha	15,9	26	10,1	0,64		33,8	0,30	10,2	20	20,4	560
	76 Lisier + NP		Mg/ha	15,9	24	8,1	0,51		33,8	0,24	10,2	20	20,4	
Yang et al., 2007	FYM porc	Gansy, Chine	kg/ha	22289	32740	10451	0,47	10,5	19,1	0,55	7	22	16,7	1990
Wu et al., 2006	45 FYM Jiaxing	chine sols argileux hydromorphe	g/kg	1,7922				6,4	33,7	0,19	15,8	10	17,1	1194
	45 FYM Quzhou	Chine sol rouge	g/kg	1,305				12,6	54,3	0,23	17,3	10	19,6	1378
Liu et al., 2010*	30 Fumier porc composté	Chine	g/kg	16,4	22,4	6			359,3		5,5	29	19,2	
	60 Fumier porc composté		g/kg	16,4	27,9	11,5			359,3		5,5	29	19,2	
Zhao et al., 2009	Control NP	NW Chine (1978)	g/kg	5,6	8,27									
	FYM		g/kg	5,6	12,14	3,87	0,47	7,0	42,2	0,17		25	10,0	573
Liu et al., 2010	Control (NPK)	Jilin Province, Chine (1980)	g/kg	0-20 cm	16,9				0,0		5,5	29	19,2	575
			g/kg	20-40 cm	10,9									
	30 Fumier porc composté		g/kg	0-20 cm	22,4	5,5	0,33	14,3	142,7	0,22	5,5	29	19,2	575
			g/kg	20-40 cm	17,3	6,4	0,59	16,6						
Ghosh et al. 2010 dans Pathak et al., 2011	FYM	India West Bengal (1986)	g/kg	8,8	19,5	3,5	0,22			0,15	27	19	90,8	
	Paille de riz		g/kg		20	4	0,25			0,10	27	19	90,8	
	Engrais vert		g/kg		18,3	2,3	0,14			0,03	27	19	90,8	
	Control +NPK		g/kg		16									
Hati et al., 2008 dans Pathak et al., 2011	FYM	Ranchi, INDIA (1972)	t/ha	15,5	21,5	2,7	0,1741			0,05	23,1	29	96,8	8450
	NPK		t/ha		18,8				59,5					
Hati et al., 2007	NPK	Jabalpur India	t/ha	11,4	13,9	3,9			57,4	0,07				
	Control		t/ha	11,4	11,2									1253
	FYM		t/ha	11,4	17,8	6,4			57,4	0,11	25,5	28	116,5	

Reference	MAFOR	Lieu	Unité du C	C initial ou témoin	C final	Delta C	Delta C g/g témoin	Delta C t/ha	C apporté t/ha	Rendement C ratio	TMA (°C)	Durée an	Durée équivalente à 10°C	Pluviométrie mm
Pathak et al., 2011	FYM	INDE								0,07	ET: 0,086			
Lynch et al., 2005	Boue compostée 1	Nouvelle Ecosse, Canada	Mg/ha	16,7	24	7,3	0,44		10,9	0,79	6,2	2	1,4	
Lynch et al., 2006	Boue compostée 2		Mg/ha	16,7	22,2	5,5	0,33		10,9	0,52	6,2	3	2,1	
1 seul apport	FYM compost 1		Mg/ha	16,7	25,2	8,5	0,51		10,0	0,85	6,2	2	1,4	
	FYM compost 2		Mg/ha	16,7	22,8	6,1	0,37		10,0	0,42	6,2	3	2,1	
	Compost d'ensilage de maïs 1		Mg/ha	16,7	25,1	8,4	0,50		9,2	0,97	6,2	2	1,4	
	Compost d'ensilage de maïs 2		Mg/ha	16,7	24,3	7,6	0,46		9,2	0,89	6,2	3	2,1	
Gulde et al., 2008	Témoin				58				0,0					
aussi Gao et Chang, 1996	60 FYM stocké	Alberta, Canada	t/ha		100,0 288	42,03	0,72	42,0	211,2	0,20	5,2	32	20,6	549
Hao et al., 2003	120 FYM stocké	Lethbridge Res Cent.	t/ha		132,1 888	74,19	1,28	74,2	403,2	0,18	5,2	32	20,6	
	180 FYM stocké		-1973 t/ha		156,4 256	98,43	1,70	98,4	582,4	0,17	5,2	32	20,6	
Schroder et al., 2008	45 Boue step	Oklahoma, USA (1993)	g/kg	6,43	7,47	1,04	0,16	2,1	5,4	0,38	16	13	22,6	860
	90 Boue step		g/kg	6,43	6,47	0,04	0,01	0,1	10,8	0,01	16	13	22,6	
	180 Boue Step		g/kg	6,43	10,6	4,17	0,65	8,3	21,4	0,39	16	13	22,6	
	269 Boue step		g/kg	6,43	10,3	3,87	0,60	7,7	32,0	0,24	16	13	22,6	
	539 Boue step		g/kg	6,43	15,8	9,37	1,46	18,7	64,2	0,29	16	13	22,6	
										0,33				
Pritchett et al., 2011	Litière de volaille	Washington S, USA	kg/m³	17,5	20,5	3	0,17	6,8	7,0	0,96	11	3	3,3	1030
systèmes maraichers	Compost de fumier		kg/m³	17,5	22,5	5	0,29	11,3	25,1	0,45	11	3	3,3	
Carter et al., 2004	Compost sciure et fumier	canada, Prince Edward Island (1992)	g/kg	18,6	21,8	3,2		9,3	5,3		3,8	5	2,8	
Carter, 2007 (système)	Compost sciure et fumier		t/ha	23,39	23,46	0,07		10,7			3,8	12	6,8	
Rotenberg et al., 2005	Paper mill residuals, PMR	wisconsin, USA (1998)	t/ha	15	30	15	0,5		36,8	0,41	7,25	4	3,1	
	Low paper mill residuals, PMR		t/ha	15					24,4		7,25	4	3,1	
	PMR compost		t/ha	15	35	20	0,57		62,0	0,32	7,25	4	3,1	
	Low PMR compost		t/ha	15					30,4		7,25	4	3,1	
	PMR compost + bark		t/ha	15	44	29	0,66		104,0	0,28	7,25	4	3,1	
	Low PMR compost + bark		t/ha	15					50,4		7,25	4	3,1	
Gao et Chang, 1996	Control	Alberta Canada (1973)	g/kg	2,18	2,18				0,0		5,6	18	12,0	389
Sommerfeldt et Chang, 1988	30 FYM			2,18	3,46	1,28	0,56	25,9	103,2	0,25	5,6	18	12,0	
	60 FYM			2,18	4,79	2,61	1,13	52,9	206,4	0,26	5,6	18	12,0	
	90 FYM			2,18	7,25	5,07	2,20	102,7	309,6	0,33	5,6	18	12,0	
Li et Evanylo, 2013	Site 1 (2000) litière volaille	Virginie USA (2000)		17,7					10,5	0,18	15	11	17,4	1100
	Site 1 Boue compostée			17,7					41,3	0,30	15	11	17,4	
	Site 1 compost de litière volaille			17,7					76,0	0,21	15	11	17,4	
	Site 2 boue X1 (1984)			10,5					13,4	0,13	15	27	42,8	
	Site 2 boue X2 (1984)								26,9	0,07	15	27	42,8	
	Site 2 boue X3 (1984)								40,3	0,12	15	27	42,8	
	Site 2 boue X4 (1984)								53,8	0,11	15	27	42,8	
	Site 2 boue X5 (1984)								77,2	0,12	15	27	42,8	
	Site 3 boue X1 (1996)			11,6					5,0	0,34	15	15	23,8	
	Site 3 boue X3 (1996)								15,0	0,23	15	15	23,8	
	Site 3 boue X5 (1996)								25,1	0,22	15	15	23,8	
	Site 3 boue X7 (1996)								35,1	0,18	15	15	23,8	
	Site 3 boue 3X+sciure			11,6					41,6	0,15	15	15	23,8	
	Site 3 boue 7X+sciure								97,3	0,06	15	15	23,8	

Reference	MAFOR	Lieu	Unité du C	C initial ou témoin	C final	Delta C	Delta C g/g témoin	Delta C t/ha	C apporté t/ha	Rendement C ratio	TMA (°C)	Durée an	Durée équivalente à 10°C	Pluviométrie mm
Dersch et Bohm, 2001	FYM	Autriche (1974)		11	11,4			3,4	27,3	0,12	8,5	21	18,3	836
Ros et al., 2006*	Témoin N	Linz Autriche (1991)	g/kg	11	13,4	2	0,18	7,8	33,6	0,23	9	12	10,9	708
	VFG compost			11	14,2	2,8	0,25	10,9	27,4	0,40	9	12	10,9	
	Compost DV			11	12,6	1,2	0,11	4,7	21,0	0,22	9	12	10,9	
	Fumier composté			11	14,3	2,9	0,25	11,3	33,6	0,34	9	12	10,9	
	Compost de boue			11	14,3	2,9	0,25	11,3	33,6	0,34	9	12	10,9	
Dorado et al., 2003*	FYM	Espagne Toledo	g/kg	7,3	9,6	2,3	0,45	11,7	51,2	0,23	15,4	16	26,3	400
	Control			4,6	5,1	0,5								
Bertora et al., 2009	50 Lisier	Piemont, Italie (1992)	Mg/ha	44,6	47,5	2,9	0,07		11,3	0,26	12,3	11	13,6	740
	100 Lisier		Mg/ha	44,6	50,6	6	0,13		22,7	0,26	12,3	11	13,6	
	20 FYM		Mg/ha	44,6	51,5	6,9	0,15		16,5	0,42	12,3	11	13,6	
	40 FYM		Mg/ha	44,6	57,5	12,9	0,29		33,0	0,39	12,3	11	13,6	
McGrath et al., 2000	Boue 1	Woburn, UK (1942)							89,0	0,35	9,5	18	17,2	750
	Boue 2		1960,0						177,0	0,34	9,5	18	17,2	750
	Boue compostée 1								64,0	0,41	9,5	18	17,2	750
	Boue compostée 2								128,0	0,35	9,5	18	17,2	750
	FYM 1								59,0	0,24	9,5	18	17,2	750
	FYM 2								118,0	0,29	9,5	18	17,2	750
	Boue 1		1984,0						95,0	0,17	9,5	19+23		750
	Boue 2								191,0	0,15	9,5	19+24		750
	Boue compostée 1								69,0	0,23	9,5	19+25		750
	Boue compostée 2								138,0	0,12	9,5	19+26		750
	FYM 1								79,0	0,12	9,5	25+17		750
	FYM 2								158,0	0,13	9,5	25+18		750
Powelson et al., 2012 synthèse	Effluents d'élevage	UK								0,19				
	Boues digérées									0,51				
	Boues									0,33				
	Compost DV									0,46				
	Broyat de papiers									0,16				
Blair et al., 2006a	FYM	Broadbalk; Rothamsted, UK	g/kg	12,4	27,3	14,9	1,20	37,5	246,0	0,15	9,1	155	142,7	693
Jenkinson et Rayner, 1977	NPK (N5)	saturation après 82 ans			12,4									
Blair et al., 2006b*	FYM	Bad Lauchstadt	g/kg	16,2	16,2	0								
	FYM	static experiment (1902)		16,2	20,8	4,6	0,28	17,9	82,3	0,22	8,7	96	85,2	484
	FYM			16,2	22	5,8	0,36	22,6	123,4	0,18				
Blair et al., 2006b*	FYM	Bad Lauchstadt	g/kg	19,3	19,3	0								
	FYM	extreme FYM (1984)		19,3	24	4,7	0,24	18,3	60,0	0,31	8,7	14	12,4	484
	FYM			19,3	28,7	9,4	0,49	36,7	120,0	0,31				
	FYM			19,3	37,7	18,4	0,95	71,8	240,0	0,30				

Reference	MAFOR	Lieu	Unité du C	C initial ou témoin	C final	Delta C	Delta C g/g témoin	Delta C t/ha	C apporté t/ha	Rendement C ratio	TMA (°C)	Durée an	Durée équivalente à 10°C	Pluviométrie mm
Heitkamp et al., 2012	Control N0	Puch, Allemagne (1983)	t/ha	41	38				25,2		8,4	21	18,1	
	Control N1		t/ha	41	38				27,3		8,4	21	18,1	
	Control N2		t/ha	41	38				29,4		8,4	21	18,1	
	Control N3		t/ha	41	38				31,5		8,4	21	18,1	
	Control N4		t/ha	41	38				33,6		8,4	21	18,1	
Heitkamp et al., 2012	Lisier N0	Puch, Allemagne (1983)	t/ha	40	41,5	3,5			44,1	0,19	8,4	21	18,1	868
	Lisier N1		t/ha	40	40	2			46,2	0,11	8,4	21	18,1	
	Lisier N2		t/ha	40	40	2			48,3	0,11	8,4	21	18,1	
	Lisier N3		t/ha	40	41,5	3,5			50,4	0,19	8,4	21	18,1	
	Lisier N4		t/ha	40	38	0			51,5	0,00	8,4	21	18,1	
	FYM tous les 3 ans N0		t/ha	41	39	1			46,2	0,05	8,4	21	18,1	
	FYM tous les 3 ans N1		t/ha	41	42	4			49,4	0,18	8,4	21	18,1	
	FYM tous les 3 ans N2		t/ha	41	41	3			52,5	0,13	8,4	21	18,1	
	FYM tous les 3 ans N3		t/ha	41	42	4			54,6	0,17	8,4	21	18,1	
	FYM tous les 3 ans N4		t/ha	41	42	4			56,7	0,17	8,4	21	18,1	
	Paille N0		t/ha	39	35	-3			37,8	-0,24	8,4	21	18,1	
	Paille N1		t/ha	39	37	-1			48,3	-0,05	8,4	21	18,1	
	Paille N2		t/ha	39	38	0			59,9	0,00	8,4	21	18,1	
	Paille N3		t/ha	39	38	0			69,3	0,00	8,4	21	18,1	
	Paille N4		t/ha	39	39	1			78,8	0,02	8,4	21	18,1	
	Paille + lisier N0		t/ha	40	44	6			66,2	0,15	8,4	21	18,1	
	Paille + lisier N1		t/ha	40	47	9			79,8	0,17	8,4	21	18,1	
	Paille + lisier N2		t/ha	40	44	6			90,3	0,10	8,4	21	18,1	
	Paille + lisier N3		t/ha	40	43	5			98,7	0,07	8,4	21	18,1	
Paille + lisier N4	t/ha	40	44	6			102,9	0,09	8,4	21	18,1			
Fliessbach et al., 2007 pas d'augmentation essai système de culture	1/2 FYM composté + lisier	Bale Suisse (1978)	mg/g	16	13,4	-2,6			18,7		9,5	21	20,1	785
	FYM composté + lisier		mg/g	16	14,91	-1,09			37,4		9,5	21	20,1	
	1/2 FYM décomposé & lisier		mg/g	14,8	12,25	-2,55			23,5		9,5	21	20,1	
	FYM décomposé + lisier		mg/g	14,8	13,3	-1,5			47,0		9,5	21	20,1	
	1/2 stocké FYM + slurry		mg/g	14	11,89	-2,11			22,9		9,5	21	20,1	
	Stocké FYM + slurry		mg/g	14	13,34	-0,66			45,8		9,5	21	20,1	
Berner et al., 2008 essai système de culture	Lisier	Frick Suisse (2002)	%	2,2	2,14	-0,06			1,9		8,9	3	2,7	1000
	FYM compost		%	2,2	2,21	0,01			3,1		8,9	3	2,7	
	Control		%	2,2										
Pires Bueno et al., 2011*	10 Boue step	Campinas, Bresil	g/kg	12,72	15,75	3,03	0,24	7,9	19,5	0,40	20,5	7	18,4	1400
	20 Boue step		g/kg	12,72	17,74	5,02	0,39	13,1	39,1	0,33	20,5	7	18,4	
Peltre et al., 2012	Référence	Askow, DK	Mg/ha		21,2									
	Paille		Mg/ha	11,4	37,9	16,7	0,79		96,0	0,17	7,4	30	23,6	
	Sciure		Mg/ha	11,4	48	26,8	1,26		102,0	0,26	7,4	30	23,6	
	FYM		Mg/ha	11,4	46,1	24,9	1,17		72,0	0,35	7,4	30	23,6	
	Tourbe		Mg/ha	11,4	76,3	55,1	2,60		105,0	0,52	7,4	30	23,6	
Peltre et al., 2012	REF+	Qualiagro, FR			42,3									
	Ref				38,9									
	Compost MSWc+		Mg/ha	41,8	47,5	8,6	0,20		25,3	0,34	11	11	12,1	
	Compost MSWc-		Mg/ha	41,8	49,1	6,8	0,17		25,3	0,27	11	11	12,1	
	FYM+		Mg/ha	41,8	56	17,1	0,40		28,6	0,60	11	11	12,1	
	FYM-		Mg/ha	41,8	57	14,7	0,38		28,6	0,51	11	11	12,1	
	Compost boue+		Mg/ha	41,8	58,5	19,6	0,46		29,7	0,66	11	11	12,1	
	Compost boue -		Mg/ha	41,8	58,6	16,3	0,42		29,7	0,55	11	11	12,1	
	Compost biodéchets+		Mg/ha	41,8	56,1	17,2	0,41		26,4	0,65	11	11	12,1	
	Compost biodéchets-		Mg/ha	41,8	58,6	16,3	0,42		26,4	0,62	11	11	12,1	

Reference	MAFOR	Lieu	Unité du C	C initial ou témoin	C final	Delta C	Delta C g/g témoin	Delta C t/ha	C apporté t/ha	Rendement C ratio	TMA (°C)	Durée an	Durée équivalente à 10°C	Pluvio-métrie mm	
Kirchmann et al., 2004	FYM	Ultuna plots Uppsala Suède	g/kg	15	22,5	10,8	0,92	25,5	96,6	0,34	5,5	42	27,8		
	Tourbe		g/kg	15	32	20,3	1,74	37,7	92,4	0,53	5,5	42	27,8		
	Control sans NPK		g/kg	15	11,7	-3,3			20,7						
Peltre et al., 2012	Paille-	Ultuna P	Mg/ha	43,2	41,4	4,4	0,14		98,8	0,04	5,7	52	35,0		
	Paille+		Mg/ha	43,2	49,9	12,9	0,42		98,8	0,13	5,7	52	35,0		
	Engrais vert		Mg/ha	43,2	43	6	0,16		98,8	0,06	5,7	52	35,0		
	Sciure -		Mg/ha	43,2	48,1	11,1	0,36		98,8	0,11	5,7	52	35,0		
	Sciure +		Mg/ha	43,2	56,5	19,5	0,64		98,8	0,20	5,7	52	35,0		
	FYM-		Mg/ha	43,2	54,9	17,9	0,59		98,8	0,18	5,7	52	35,0		
	FYM+		Mg/ha	43,2	54,8	17,8	0,58		98,8	0,18	5,7	52	35,0		
	Boue step		Mg/ha	43,2	48,1	11,1	0,36		98,8	0,11	5,7	52	35,0		
	Tourbe -		Mg/ha	43,2	70	33	1,08		98,8	0,33	5,7	52	35,0		
	Tourbe +		Mg/ha	43,2	81,2	44,2	1,45		98,8	0,45	5,7	52	35,0		
	Control -N			43,2	30,5	0									
	Control+N			43,2	37	0									
	Persson et Kirchmann, 1994		Control +N	Ultuna (1956)	t/ha	43,2	40,9	0			0,0		5,7	35	23,6
Paille		t/ha	43,5		47,1	6,2	0,15		67,0	0,05	5,7	35	23,6		
Pailles +N		t/ha	44,1		55,4	14,5	0,35		67,0	0,17	5,7	35	23,6		
Engrais vert		t/ha	41,8		50	9,1	0,22		67,1	0,12	5,7	35	23,6		
Fumier		t/ha	42,9		60,5	19,6	0,48		66,0	0,30	5,7	35	23,6		
Sciure									67,6		5,7	35	23,6		
Sciure +N									67,6		5,7	35	23,6		
Tourbe		t/ha	42,3		81,7	40,8	1,00		67,9	0,60	5,7	35	23,6		
Tourbe +N		t/ha	44		89	48,1	1,18		67,9	0,71	5,7	35	23,6		
Boue step									64,8		5,7	35	23,6		
Gerzabeck et al., 2001	Control +N	Ultuna (1956)	g/kg		14,22										
	Engrais vert			18,16	3,94	0,28	10,6	84,0	0,13			42			
	Fumier			22,54	8,32	0,59	21,3	84,0	0,25						
	Boue step			25,84	11,62	0,82	25,8	84,0	0,31						
	Tourbe			32	17,78	1,25	41,2	84,0	0,49						
Gerzabeck et al., 1999 <i>Agronomie</i>	Engrais vert	Ultuna (1956)	g/kg	15	16,4	1,5	0,10	4,0	74,0	0,05		37			
	Fumier			15	21,4	6,5	0,44	16,6	74,0	0,22					
	Tourbe			15	30,6	15,7	1,05	36,4	74,0	0,49					
	Boue			15	24,2	9,3	0,62	20,6	74,0	0,28					
	Control +N			15	14,9										
Hyvonen et al., 1996	Engrais vert	Ultuna (1956)								0,14		35			
	Paille									0,18					
	Sciure										0,29				
	Fumier										0,30				
	Boue										0,55				
	Tourbe										0,69				
Canali et al., 2004 pas d'augmentation	Compost de déchets de distillerie	Sicile Italy (1996) vergiers	g/kg	17,3	18,3	1			13,1		14,9	6	9,4		
	Compost de fumier		g/kg	17,3	20,5	3,2			15,0		14,9	6	9,4		
	fiente de volailles		g/kg	17,3	19,3	2			9,6		14,9	6	9,4		
Carbonell-Bojollo et al., 2010	7.5 Alperujo -Grignon	Cordoba, Espagne (2004) Oliveraie	Mg/ha	16	18,3	2,3	0,14		13,8	0,17	16,3	3	5,4	600	
	15 Alperujo -Grignon		Mg/ha	16	21	5	0,31		27,9	0,18	16,3	3	5,4		

Reference	MAFOR	Lieu	Unité du C	C initial ou témoin	C final	Delta C	Delta C g/g témoin	Delta C t/ha	C apporté t/ha	Rendement C ratio	TMA (°C)	Durée an	Durée équivalente à 10°C	Pluviométrie mm		
Peltre et al., 2012	Ref+	Serail, FR			34,9											
	Ref-			35,2												
	Dry FYM1		Mg/ha	38	44	9,1	0,26		28,0	0,33	12,9	14	18,3			
	Dry FYM2		Mg/ha	38	43,5	8,3	0,24		28,0	0,30	12,9	14	18,3			
	Fresh FYM1		Mg/ha	38	45	10,1	0,29		28,0	0,36	12,9	14	18,3			
	Fresh FYM2		Mg/ha	38	44,2	9	0,26		26,6	0,34	12,9	14	18,3			
	Coffee cake compost 1		Mg/ha	38	45,1	10,2	0,29		28,0	0,36	12,9	14	18,3			
	Coffee cake compost 2		Mg/ha	38	42,8	7,6	0,22		12,6	0,60	12,9	14	18,3			
	Bark compost 1		Mg/ha	38	50,1	15,2	0,43		28,0	0,54	12,9	14	18,3			
	Bark compost 2		Mg/ha	38	50,4	15,2	0,43		19,6	0,78	12,9	14	18,3			
	Compost DV1		Mg/ha	38	63,1	28,2	0,81		28,0	1,01	12,9	14	18,3			
Compost DV2	Mg/ha	38	52,2	17	0,49		14,0	1,21	12,9	14	18,3					
Lopez Pineiro et al., 2011 <i>Soil Tillage Research</i> Lopez Pineiro et al., 2007, 2008	Control 2006	Portugal		13,3	11,07											
	Control 2008			13,3	10,26											
	27 Grignon après seconde extraction		g/kg	13,3	35,7	24,63	2,22	67,7	99,1	0,68	16,7	8	14,8			
	54 Grignon après seconde extraction		g/kg	13,3	55,9	44,83	4,05	123,3	154,8	0,80	16,7	8	14,8			
	8 ans 27 Grignon, 2 ans rien		g/kg	13,3	33,5	23,24	2,27	63,9	99,1	0,65	16,7	10	18,5			
8 ans 54 Grignon, 2 ans rien	g/kg	13,3	48,1	37,84	3,69	104,1	154,8	0,67	16,7	10	18,5					
Lopez Pineiro et al., 2011 <i>Soil Sci. Soc. Am. J</i> Lopez Pineiro et al., 2007, 2008	Control 2006	Portugal oliveraie			11,07											
	Control 2008				10,26											
	30 Grignon d'olive		g/kg	13,3	26,16	15,09	1,36	47,2	128,4	0,37	16,7	8	14,8			
	60 Grignon d'olive		g/kg	13,3	36,42	25,35	2,29	67,2	256,8	0,26	16,7	8	14,8			
	8 ans 30 Grignon d'olive, 2 ans rien		g/kg	13,3	23,92	13,66	1,33	36,2	128,4	0,28	16,7	10	18,5			
8 ans 60 Grignon d'olive, 2 ans rien	g/kg	13,3	33,83	23,57	2,30	59,5	256,8	0,23	16,7	10	18,5					
Garcia-Ruiz et al., 2012 impossible calculer	Compost de grignon d'olive olvera	Espagne Andalousie oliveraie	%	2	2,29	0,29	0,15		2,7		17,33	3	5,9			
	Compost de grignon d'olive reja		%	2,3	4,84	2,54	1,10		3,5		17,33	4	7,9			
	Compost de grignon d'olive tobazo		%	1,39	3,66	2,27	1,63		8,0		17,33	9	17,7			
	Compost de grignon d'olive andujar		%	1,09	8,49	7,4	6,79		14,2		17,33	16	31,4			
Coll et al., 2011	Compost 7ans	Languedoc-Roussillon France vigne	mg/g	10,2	10,8	0,6		2,0	1,6		14,7	7	10,8	600		
	Compost 11ans		mg/g	10,2	12,4	2,2		7,8	2,5		14,7	11	17,0			
	Compost 17ans		mg/g	10,2	13,5	3,3		10,6	3,8		14,7	17	26,2			
Peregrina et al., 2012 impossible calculer	Control	Rioja, Espagne (2006) viticulture		0,54	0,6											
	8 Fumier champignonnière		%	0,54	1,03	0,43	0,72	7,4	6,3		9,96	4	4,0	494		
	25 Fumier champignonnière		%	0,54	1,70	1,10	1,83	17,4	19,6		9,96	4	4,0			
	8 Fumier champignonnière composté		%	0,54	0,93	0,33	0,56	5,9	3,8		9,96	4	4,0			
	25 Fumier champignonnière composté		%	0,54	1,53	0,93	1,56	14,9	12,0		9,96	4	4,0			
Morlat et Chaussod, 2008	Control	Chinon, France (1976) viticulture		7,8	6,3											
	2 Sarment		g/kg	8,5	7,9	1,6	0,25	8,0	19,2	0,42	12,83	24	31,1	525		
	10 FYM compost		g/kg	7,3	9,2	2,9	0,46	13,0	20,6	0,63	12,83	24	31,1			
	20 FYM compost		g/kg	9	12,1	5,8	0,92	27,0	41,2	0,66	12,83	24	31,1			
	8 Compost de champignonnière		g/kg	7,2	9,6	3,3	0,52	14,0	18,5	0,76	12,83	24	31,1			
	16 Compost de champignonnière		g/kg	8,4	13,4	7,1	1,13	32,0	37,0	0,86	12,83	24	31,1			

3.2.3. Autres informations sur les valeurs amendantes des Mafor

3.2.3.1. Les effluents d'élevage

A partir des essais de longue durée, la moyenne des rendements en C sol est de **25%⁴ pour le C des fumiers et 21% pour le C des lisiers**, valeurs supérieures à la valeur de 19% du C apporté proposée par Powlson et al. (2012).

Les références sont très nombreuses rapportant les effets positifs sur les teneurs en C des apports réguliers de fumiers. Les fumiers sont toujours plus efficaces que les lisiers. Ces différences d'efficacité entre effluents d'élevage sont liées aux différences de biodégradabilité du C dans ces effluents. Diacono et Montemurro (2010) dans leur synthèse bibliographique sur les effets à long terme des apports d'amendements organiques sur la fertilité des sols rapportent des proportions variables de stockage de C équivalentes à **8.1% ou 25%** du carbone apporté pour des fumiers mais seulement **3.8 à 3.7%** pour des lisiers. Haynes et Naidu (1998) dans une autre synthèse bibliographique confirme l'ordre lisier < fumier < fumier composté pour leur valeur amendante. Des proportions de **44 et 25%** du fumier non composté et de **62 et 31%** du fumier composté sont retrouvés dans le sol après 8 et 25 d'apports tous les 2 ans (Johnston, 1975 in Haynes et Naidu, 1998) ; les proportions plus importantes pour le fumier composté étant dues au degré de stabilité plus important des composts après dégradation des fractions labiles pendant le compostage. Ndayegamiye et Coté (1989) observent une augmentation du C du sol de 12 à 50% après apport de doses croissantes de fumiers (20 à 60 t /ha) mais seulement de 11 à 38% avec apport de 60 à 120 m³ de lisier/ha.

Après 13 ans d'apports de compost de biodéchets, de fumier ou de boue d'épuration en Suède, les coefficients d'humification des apports sont de **43% pour le fumier, 40% pour la boue et 68% pour le compost** quand le bilan est fait sur l'horizon d'enfouissement des apports. Quand on considère en plus l'horizon sous-jacent, ces coefficients d'humification passent à 52% pour le fumier, 44% pour la boue et 84% pour le compost (Katterer et al., 2014). Ces variations montrent bien l'importance de prendre en compte l'ensemble des horizons affectés par les apports.

Les fumiers de volailles sont en général caractérisés par une biodégradabilité importante (50% du C minéralisé donné par Cayuela et al., 2010b). Cependant Brown et al (2011) rapportent un rendement de 0.35 t C sol /t de fientes de volaille apporté, denotant un potentiel de stockage de C avec ce type d'effluent d'élevage également.

L'irrigation de sols avec les eaux de lavage de salle de traite peut également conduire à une faible augmentation des teneurs en C organique des sols (Barkle et al., 2000), qui peut être plus élevée (6 à 7%) avec d'autres effluent liquides provenant d'abattoirs (Ross et al., 1982).

Morvan et al. (2006) font le lien entre les caractéristiques biochimiques des effluents d'élevage et le comportement de minéralisation dans les sols : la biodégradabilité des effluents est fortement corrélée avec la proportion de C extractible à l'eau à 20°C et négativement corrélée avec la teneur en lignine. Les effluents les plus labiles sont les lisiers et litières de volailles, les plus stables sont les effluents compostés. Les fractions solubles de C contribuent largement à la biodégradabilité des lisiers ; pour les fumiers la biodégradabilité est liée à la fois aux fractions solubles mais aussi aux fractions cellulosique, hémicellulosique et ligneuse. Pour les fumiers compostés, la biodégradabilité n'est plus liée aux fractions solubles mais aux fractions résiduelles de cellulose, hémicellulose et lignine (Morvan et Nicolardot, 2009). Peters et Jensen (2011) dans une approche similaire ont relié la biodégradabilité de co-produits de séparation de lisiers : séparation physique par centrifugation ou filtration, séparation après floculation par ajout de produits chimiques, digestion anaérobie des lisiers puis séparation de phase des lisiers. Entre 5 et 45% du C des co-produits se minéralisent rapidement, les co-produits de séparation physique étant les plus biodégradables. La biodégradabilité est expliquée par la composition biochimique des co-produits, en particulier par la fraction soluble au détergent neutre du fractionnement Van Soest.

⁴ On parle de rendement en C du sol (g C sol / g de C apporté) ou de rendement en humus ou de coefficient d'humification : h (% du C apporté) qui représentent les mêmes grandeurs. A ne pas confondre avec les pourcentages d'augmentation des teneurs en C des sols signalés fréquemment mais qui ne permettent pas toujours de calculer ces rendements en humus.

3.2.3.2. Les boues d'épuration urbaine

A partir des essais de longue durée, la moyenne des rendements en C est de **25% du C apporté pour les boues d'épuration**, valeur nettement inférieure à la valeur de 51% du C apporté proposée par Powlson et al. (2012) pour des boues digérées. On a vu précédemment les rendements d'humification de **40%** rapporté par Katterer et al. (2014) pour des boues d'épuration.

Dans leur synthèse sur les effets potentiels des apports de boue, Singh et Agrawal (2008) ne signalent pas l'augmentation des teneurs en C des sols, bien que les effets bénéfiques sur la fertilité des sols soient nombreux mais liés à des effets de minéralisation rapide des apports n'aboutissant pas à des augmentations des teneurs en MO des sols. Après 10 ans d'apport d'1 tonne de MS de boue, Adani et Tambone (2005) n'observent pas non plus d'augmentation de MO dans le sol ; cependant la MO du sol garde la trace des caractéristiques de la MO de la boue avec une similitude entre la fraction humifiée du sol et celle de la boue. En revanche, Haynes et al. (2009) mentionne un effet positif des apports de boues sur les teneurs en MO des sols (sans donner d'ordre de grandeur de cette augmentation), qui modifient également les caractéristiques de la MO des sols (augmentation du caractère aliphatique et diminution du C/N). Après 25 ans d'apport de boues digérées à hauteur de 22 tonnes de MS/ha, la teneur en C organique d'un sol a augmenté de 92%, ce qui augmente la minéralisation du C organique du sol proportionnellement à l'augmentation du C du sol (Jin et al., 2011). Fernandes et al. (2005) confirme la séquestration potentielle d'une partie du C des boues dans les sols. Dans une étude visant à caractériser le comportement de minéralisation de différents types de boues d'épuration urbaines ou industrielles, ayant subi des post traitement de deshydratation, de digestion anaérobie ou de compostage, la biodégradabilité des boues varie de 18 à 66% du C organique et est inversement corrélée à la teneur en lignine (Parnaudeau et al., 2004). Les boues se minéralisent selon des cinétiques à 2 compartiments, le premier étant très facilement minéralisable et le second apparaissant nettement plus récalcitrant. Ce second compartiment récalcitrant représente **50 à 90%** du C total des boues et se minéralise très lentement. Cela tendrait à dire que ce second compartiment pourrait s'incorporer efficacement à la MO du sol après apport. Brown et al. (2011) dans leur recensement des effets d'apports répétés de différents types de Mafor quantifie pour les boues d'épuration, des rendements très variables en matière organique allant de **0.01 à 0.43 t C sol / t Boue apportée**.

3.2.3.3. Les composts

A partir des essais de longue durée, la moyenne des rendements en C est de **41% du C apporté**, en accord avec la valeur proposée par Powlson et al. (2012). Les composts ont toujours une capacité à stocker du C supérieure à celle des effluents d'élevage et fumiers non compostés (**36%** versus 25% d'après Eghball, 2002 in Diacono et Montemurro, 2010). Les émissions de GES sont plus faibles qu'en cas de fertilisation minérale ce qui confère aux amendements organiques un potentiel de séquestration de C équivalent au potentiel de stockage du C (Diacono et Montemurro, 2010).

A l'aide de compost marqué au ^{13}C , Lynch et al. (2006) mesure des coefficients d'humification de **85%** pour un compost de fumier, **79%** pour un compost de boue, **90 à 94%** pour des composts d'ensilage de maïs après 1 an. Ces proportions diminuent après 2 ans à 37% pour le compost de fumier, 52% pour le compost de boue, 67% pour le compost d'ensilage.

Après 14 ans d'apports annuels de compost de biodéchets, Tits et al. (2014) mesurent une augmentation des teneurs en C du sol équivalente à **23%** des quantités de C apportés par le compost.

Après 13 ans d'apports de compost de biodéchets, de fumier ou de boue d'épuration en Suède, les coefficients d'humification des apports sont de **43% pour le fumier, 40% pour la boue et 68% pour le compost** quand le bilan est fait sur l'horizon d'enfouissement des apports. Quand on considère en plus l'horizon sous-jacent, ces coefficients d'humification passent à 52% pour le fumier, 44% pour la boue et 84% pour le compost (Katterer et al., 2014). Ces variations montrent bien l'importance de prendre en compte l'ensemble des horizons affectés par les apports.

Brown et al. (2011) dans leur recensement des effets d'apports répétés de différents type de Mafor quantifie pour les composts des rendements très variables en matière organique allant de **0.06 à 0.54 t C sol / t compost apportée**. Ces rendements tendent à être supérieurs à ceux mesurés pour les boues.

Dans un inventaire des effets bénéfiques liés aux apports de compost sur les sols en vue d'un bilan de type ACV de la pratique d'apport, Martinez-Blanco et al. (2013) mentionne des potentialités de stockage de C à hauteur de **40 à 53%** un an après l'apport, diminuant à **2 à 16% de C restant après 100 ans**. De même Favoino et Hogg (2008) listent les effets des apports de composts pouvant contribuer à limiter les émissions de GES : ils incluent l'augmentation des stocks de C des sols en prenant comme hypothèse une incorporation à hauteur de **15% du C** apporté dans la matière organique active des sols qui se minéraliserait de 1% par an. Les autres effets à prendre en compte sont la substitution des engrais inétraux et donc la diminution des émissions de N₂O associées. Bruun et al. (2006) calculent des proportions de C restant dans le sol après apport de compost de biodéchets correspondant à **75 à 81% du C apporté après 10 ans**, 25 à 34% après 50 ans, 9 à 14% après 100 ans. A partir de teneur en C de composts comprise entre 56 et 386 kg C t⁻¹ de MF, les quantités de C stockées pourraient être de 1 à 54kg C t⁻¹ MF compost ou 1 à 20 kg C t⁻¹ MF de déchets entrant, en prenant comme hypothèse une perte de 30 à 60% de masse pendant le compostage (Boldrin et al., 2009). Les composts de déchets verts sont dans la fourchette haute et les composts de biodéchets dans la fourchette basse.

Romanya et al. (2012) en Catalogne, comparent des systèmes de culture recevant des fumiers compostés+ légumineuses (systèmes biologiques) à des systèmes recevant des fumiers non compostés + Lisiers + engrais minéraux (système conventionnel) : les entrées de C sont équivalentes dans les 2 systèmes mais l'augmentation de C n'est observé que dans le système biologique est équivalent à 3% du C apporté chaque année.

Barral et al. (2009), sur l'hypothèse que les composts d'ordures ménagères se décomposent avec des constantes de vitesse de 0.013 an⁻¹, calculent qu'il faudrait apporter 4 à 10 t de MS de compost chaque année pour augmenter les teneurs en C des sols de 2% à 3.5% en Galice.

Le potentiel de stockage de C associé aux apports de composts est le plus important de ceux recensés dans les essais au champ. Cela est dû au processus de stabilisation de la MO des composts au cours du compostage. Francou et al. (2005, 2008) montre que ce processus de stabilisation est plus ou moins rapide en fonction des mélanges de déchets initiaux, un niveau élevé de stabilisation est atteint plus rapidement dans les composts de déchets verts. La proportion de lignine dans les mélanges initiaux et dans les composts finaux, ainsi que l'humification de la MO résiduelle du compost expliquent le degré de stabilité atteint. La lignine est dégradée lentement au cours du compostage, Des champignons actifs au cours de phase thermophile sont des acteurs importants de la dégradation de la lignine des déchets végétaux et de la ligno-cellulose des déchets de papiers-cartons (Tuomela et al., 2000).

3.2.3.4. Les digestats

La digestion anaérobie est en plein développement actuellement en France. Elle fait partie intégrante du plan EMAA (Energie Méthanisation Autonomie Azote) mis en place par le ministère de l'agriculture.

La digestion anaérobie contribue sur différents plans à la diminution du bilan net d'émission des gaz à effet de serre et à l'atténuation du changement climatique :

- En produisant de l'énergie qui peut se substituer à l'utilisation de sources d'énergie fossile
- Par l'utilisation du digestat en tant que fertilisant azoté ; les digestats ont des coefficients équivalent azote important et peuvent se substituer à l'utilisation d'engrais de synthèse (cf section 3.1.1).
- Par l'utilisation des digestats comme source de C pour les sols. Leur apport au sol pourra permettre d'augmenter les teneurs en C organique des sols tout comme les amendements organiques que sont les composts et les fumiers (cf plus haut). C'est ce point qui va être développé ici.
- Cependant il faudra s'assurer que les apports de digestats ne s'accompagnent pas d'émission de GES qui diminuerait le bilan C de la pratique d'épandage.

Il n'existe pas de résultats d'essais au champ de moyenne/longue durée comparant l'efficacité des digestats à celle de compost ou d'autres apports organiques sur la dynamique de la MO dans les sols. Dans une synthèse bibliographique récente, Nkoa (2014) rapporte que la valeur amendante des digestats est mal connue. Powlson et al. (2012) mentionne cependant des résultats concernant les boues digérées qui auraient une efficacité importante à stocker du C (moyenne de 0.51 g C sol /g C apporté).

Les digestats ont des caractéristiques chimiques qui ne permettent pas de les classer en tant qu'amendements organiques tel que définis dans les normes NFU 44-095 et 44-051, souvent parce qu'ils ont des teneurs en MO trop faibles, en raison de leur forte teneur en eau (Teglia et al., 2011a). Sont disponibles des informations sur le

degré de stabilité des digestats mesurés par respirométrie : jusqu'à 22% du C des digestats (digestats de boues, de déchets municipaux, de déchets agro-alimentaires ou d'origine agricole) reste facilement biodégradable rendant possible un post-traitement pas compostage (Teglia et al., 2011b) alors que des déchets non digérés cette proportion est comprise entre 15 et 75%. Cependant, en dehors de cette proportion résiduelle de MO labile, le reste de la MO apparaît plutôt stable avec moins de 5% potentiellement dégradé.

A l'issue de la digestion anaérobie, la MO du digestat est plus stable que celle des matières entrantes en raison de la transformation des fractions labiles en biogaz. Marcato et al. (2009) mesure une diminution de 32% de la biodégradabilité d'un lisier au cours de la digestion anaérobie passant de 17.6% de C biodégradable dans le lisier initial à 12% dans le lisier digéré. De la Fuente et al., (2013) observe des résultats similaires avec une perte de biodégradabilité de 40% lors de la digestion d'un lisier passant de 50% de C biodégradable dans le lisier à 30% dans le digestat. La séparation de phase sépare la fraction solide plus stable (26% de biodégradabilité) de la phase liquide plus biodégradable (42% de biodégradabilité). Le compostage de la fraction solide permet d'atteindre un degré de stabilité beaucoup plus important (3% de biodégradabilité résiduelle). La biodégradabilité résiduelle des digestats peut être très variable : 30% du C pour un digestat d'effluent d'élevage + cultures énergétiques, 100% pour un digestat de lisier de porc (Albuquerque et al. 2012). Tambone et al. (2009) mesure une perte de 87% de la biodégradabilité au cours de la digestion + post digestion d'un mélange d'effluents d'élevage, de culture énergétiques et biodéchets d'origine industrielle et urbaine. Cette stabilisation de la MO s'accompagne d'un enrichissement relatif en lignine (cette fraction biochimique n'est pas biodégradée en anaérobiose) et longue chaînes aliphatiques du digestat et une diminution des fractions lipidiques et des polysaccharides (Marcato et al., 2009 ; Tambone et al., 2009). Cette évolution des caractéristiques biochimiques au cours de la digestion anaérobie est similaire à ce qui est observé au cours du début de compostage (Marcato et al., 2009). Dans une étude comparant différents composts de déchets verts et biodéchets et des digestat d'effluents d'élevage et résidus de culture ou biodéchets, Tambone et al. (2010) conclut à des valeurs amendantes similaires pour les composts et digestats, à l'exception des boues digérées qui ont un potentiel amendant plus faible sans chiffrer ces potentiels amendants. La question est souvent posée de la similitude entre le compostage et la digestion anaérobie concernant la qualité des matières issues des traitements. Pichler et Kogel-Knaber (2000) ont comparé 4 procédés de compostage ou digestion solide suivi de compostage ou alternance de phase anaérobie et aérobie sur des ordures ménagères : dans tous les cas 53 à 75% de la MO est dégradée, 71 à 88% des polysaccharides, 40 à 70% des protéines, 60 à 70% des lipides. Seule la lignine ne se dégrade qu'en condition aérobie. Le rapport Cellulose/lignine qui diminue fortement au cours du traitement de 7 à 1 semble être un bon indicateur de la stabilisation de la MO résiduelle.

Même si le potentiel amendant des digestats ou des composts est supérieur à celui des matières premières initiales étant donnée la perte de fraction labile au cours des traitements, plusieurs travaux ont cherché à comparer ces potentiels amendants par rapport à la matière première. Thomsen et Christensen (2010) ont comparé la restitution directe de résidus de maïs à la restitution des effluents de bovins nourris à partir de ce même maïs (à dose de maïs apportée équivalente). Après 9 ans d'expérimentation, 19% du C du maïs est retenu dans le sol lors de la restitution directe contre 30% quand le maïs est préalablement digéré par les animaux. Des travaux similaires (Thomsen et al., 2013) comparent la part de C retenue lorsque le fourrage est appliqué directement sur le sol, passé dans un méthaniseur, digéré par des animaux ou digéré par des animaux puis passé au méthaniseur. La biodégradabilité diminue selon fourrage > effluent > digestat de fourrage > digestat d'effluent. Le bilan des 4 scénarios est résumé dans le tableau 6. Au final la part de C retenue par le sol est similaire dans tous les scénarios et correspond à 12 à 14% du C initial des végétaux.

Tableau 3-2-6. Bilan estimé du C de végétaux retenu par le sol selon 4 scénarios : fourrage apporté directement au sol, passé au méthaniseur, effluent d'élevage, effluent passé au méthaniseur (Thomsen et al., 2013)

Matière organique	C total avant d'être méthanisé ou donné aux animaux	C restant après digestion par les animaux	C restant après digestion anaérobie	Proportion du C dégradé dans le sol	Bilan du C
	% C initial	% C initial	% C initial	% C apporté au sol	% C initial
Fourrage	100			86	14
Fourrage digéré	100		20	42	12
Effluent	100	30*		52	14
Effluent digéré	100	30	16	24	12

*Hypothèse de perte de 70% pendant la digestion

La prise en compte du stockage de C dans les sols après apport des digestats au sol conditionne beaucoup le bilan environnemental de la filière. Ainsi Moller et al. (2009) utilise un coefficient de stockage variant de 4 à 14% du C apporté après 100 ans donné par Bruun et al. (2006) et diminuant le bilan de CO₂ de -6.6 à -45kg CO₂/tonne MF entrante dans un bilan total de -95 à -4 kg CO₂/tonne MF.

Le développement de la digestion anaérobie peut entraîner une modification des surfaces de cultures : un développement des surfaces en maïs ensilage a ainsi été observé en Allemagne qui a eu pour conséquences un fort bilan négatif des stocks de MO dans les sols concernés (Moller et al., 2011). Cependant, à un niveau plus local et dans des systèmes biologiques excédentaires en MO, la digestion anaérobie combinée à la séparation de phase, permet de dissocier les cycles du C et du N, en utilisant les digestats liquides pour fertiliser les cultures et les digestats solides pour amender les cultures fixant l'azote, conduisant ainsi à un meilleur équilibre des bilans élémentaires au niveau du système de culture (Moller, 2009).

3.2.3.5. Les biochars

La production de biochars est souvent évoquée comme moyen de contribuer à l'atténuation du changement climatique non seulement par le biais de la production d'énergie mais également par le biais du stockage de C potentiel lié à leur apport au sol. Woolf et al. (2010) ont ainsi calculé que la production et l'usage des biochars pourraient réduire de 12% les émissions nettes de gaz à effet de serre (soit 1.8 Gt C-CO₂ par an) sans mettre en danger la sécurité alimentaire en détournant l'usage de la production de biomasse végétale en tant que matière première pour la production de biochars. Les biochars participent à l'atténuation du changement climatique de par leur potentiel de séquestration de C dans les sols lié à la récalcitrance du C des biochars. Par ailleurs l'utilisation du gaz et de l'huile produites lors du procédé comme source d'énergie en substitution aux énergies fossiles participe également à cette atténuation. On ne traitera ici que du stockage potentiel de C dans les sols. L'apport de biochars au sol aura également d'autres effets sur les sols décrits dans d'autres sections : amélioration de la rétention en eau, diminution de la lixiviation des nitrates et d'autres contaminants...

Il existe différents types de biochars en fonction du procédé dont ils sont issus. De façon générale, les biochars sont issus de la pyrolyse de biomasse organique, c'est-à-dire de la carbonisation en absence d'oxygène de biomasse. En fonction de la température et de la durée du procédé, la production de biochars est plus ou moins importante. Les différents procédés sont résumés dans le tableau 3-2-7.

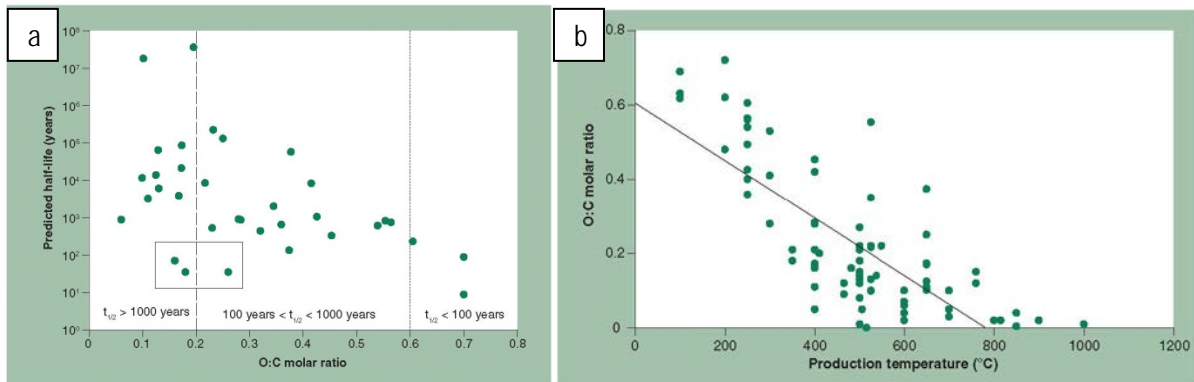
Tableau 3-2-7. Résumé des principaux procédés de pyrolyse

Type de procédé	Température (°C)	Durée	Bio-oil (%)	Syngas (%)	Biochar (%)
Torréfaction	290°C	10-60 min	0-5	20	80
Pyrolyse lente traditionnelle	400°C	Minute-jour	30	35	35
Pyrolyse rapide	500°C	1 sec.	75	13	12
Gazéification	750-900°C	10-20 sec.	5	85	10
Pyrolyse lente moderne	>400°C	30-90 min.	0	70	30
Hydrothermal carbonisation (HTC)	230°C		5-20	2-5	50-80

L'apport de biochars augmente très significativement les teneurs en C des sols et contribue au stockage du C au moins à court terme (3 ans). La plupart du C stocké est plutôt de nature inerte mais une partie du C reste réactive et stimule la biomasse microbienne (méta-analyse de Biederman et Harpole, 2013).

En fonction du procédé d'obtention et de la biomasse d'origine, les biochars sont caractérisés par un degré plus ou moins poussé de stabilité dans le sol. La synthèse de Spokas (2010) cherche à trouver des paramètres analytiques expliquant cette variabilité dans la stabilité du C des biochars. Cette synthèse montre la très grande variabilité des stabilités avec des temps de demi-vie variant de moins de 100 ans à plus de 1000 ans. Le rapport moléculaire O/C est un bon indicateur de cette stabilité. Les biochars ayant des rapports inférieurs à 0.2 sont les plus stables, ceux ayant un rapport O/C compris entre 0.2 et 0.6 ont des temps de demi-vie intermédiaires (100 à 1000 ans), ceux ayant un rapport O/C supérieur à 0.6 ont un temps de demi-vie inférieurs à 100 ans (Figure 3-2-6a extraite de Spokas, 2010). Plus la température d'obtention des biochars est élevée, plus le rapport O/C est faible et explique la stabilité des biochars (figure 3-2-6b)

Figure 3-2-6. (a) Corrélation entre le rapport O/C et la durée de demi-vie des biochars dans les sols au cours d'incubations en conditions contrôlées de laboratoire ; (b) lien entre température de production des biochars et rapport molaire O/C dans les biochars (Spokas, 2010).



Bamminger et al. (2014) ont comparé le degré de stabilité de 2 types de biochars issus de résidus de maïs, plante C4 enrichie en ^{13}C permettant de distinguer la minéralisation du C organique du sol de celle du biochar à partir de la mesure du $\delta^{13}\text{C}$ dans le CO_2 émis lors d'incubations en conditions contrôlées (20° pendant 57j). Le biochar issu de pyrolyse s'avère être très stable avec seulement 1 à 3% du C se minéralisant après apport alors que le biochar issu de carbonisation hydrothermale (HTC) est beaucoup moins stable avec 13 à 16 % du carbone minéralisé. Par ailleurs, ce second biochar stimule la minéralisation de la MO du sol (priming-effect) qui double par rapport au traitement sans apport. Ce priming-effect n'existe pas avec le biochar issu de pyrolyse qui semble donc plus efficace pour stocker du C dans les sols. Steinbess et al. (2009) calcule des temps moyen de résidence de 4 à 29 ans pour les biochars issus de HTC qui contribueront donc à l'entretien d'un pool de C ayant un temps moyen de résidence de l'ordre de la dizaine d'année. Cross et Sohi (2011) n'ont en revanche jamais observé cet effet de stimulation de la minéralisation de la MO du sol après apport de 11 types différents de biochars.

Toujours en conditions contrôlées de laboratoire, Rogovska et al. (2011) calcule après 500 jours de suivi de mélange sol –biochar (issu de pyrolyse lente) un potentiel de séquestration de C dans le sol équivalent à **53 à 58% du C total du biochar** en prenant en compte le bilan C de la production du biochar en amont et le priming effect sur la minéralisation de la matière organique du sol.

L'importance du procédé d'obtention du biochar sur le degré de stabilité du produit obtenu est confirmée par l'étude de Bruun et al. (2012). La pyrolyse rapide laisse des fractions de la biomasse traitée non pyrolysée, ce qui explique la biodégradabilité plus importante mesurée pour le biochar issu de pyrolyse rapide (5.5%) par rapport à un biochar issu de pyrolyse lente (seulement 2.9% du C minéralisé). En prenant en compte la perte de C pendant le procédé de pyrolyse, la perte totale de C est de 43% pour le procédé lent et de 57% pour le procédé rapide (Perte pendant le procédé + perte par minéralisation dans le sol). La biomasse utilisée pour la production de biochar (paille de blé) se minéralise à hauteur de 53% quand elle est apportée directement au sol. Cependant le bilan C des biochars reste plus favorable puisque la perte de C au cours de la pyrolyse ne produit pas du CO_2 mais des substrats pouvant être utilisés pour produire de l'énergie en substitution de source de C fossile.

Une synthèse en condition tropicale montre que l'addition aux sols de biochars (charbons) obtenus à partir de différentes biomasses végétales permet un rendement moyen d'incorporation au C du sol de **50%** (Glaser et al., 2002).

Le stockage de C à partir de biochar est plus important qu'après apport d'un compost issu de la même biomasse organique initiale. Ainsi, la dégradation d'un compost de fientes de volaille dans un sol est plutôt rapide (TMR de 0.5 à 0.7 an) alors qu'un biochar issu des mêmes fientes a un TMR de 39 ans (Bolan et al., 2012).

L'efficacité des biochars à stocker du C et améliorer la fertilité des sols a été largement étudiée en conditions tropicales. Elle est également étudiée en conditions tempérées avec des résultats plus mitigés (Bell et Worrall, 2011 ; Crane-Droesch et al., 2013). Les effets sur la fertilité sont liés à la modification du pH, à la porosité des biochars et leur capacité de rétention qui permet la rétention de l'eau et des ions nutritifs, à leur rôle de support pour le développement des microorganismes...Les sols procurant des réponses positives sont ceux ayant les teneurs en C initiale les plus faibles, faible pH et teneur en argile. Cependant les biochars ont toujours un rôle de séquestration du C.

3.2.3.6. Autres Mafor

Effluents agro-industriels

Les travaux sont beaucoup moins nombreux sur les effluents et autres Mafor d'origine agro-industrielle. Parnaudeau et al (2006) a étudié la dynamique de minéralisation de différents effluents agro-industriels provenant de distilleries, de sucreries, fabrication d'amidon, deshydratation... Tous les effluents sont liquides et sont caractérisés par des biodégradabilités comprises entre 20 et 100% du C, l'intensité de la minéralisation étant corrélée à la proportion de C soluble des Mafor. Les vinasses issues de la fermentation de molasse sont très biodégradables (60 à 80% de C facilement biodégradables). Leur traitement par concentration avant apport peut conduire à la diminution de leur biodégradabilité (Parnaudeau et al., 2008).

Boues industrielles

Un an après apport, 60% d'une boue de désencrage sont retrouvés dans les sols et seulement 40% après 2 ans (Chantigny et al., 1999). Les cinétiques de décomposition plus ou moins rapide de différentes fractions de polysaccharides expliquent la dynamique globale de disparition de la boue. Après 2 ans, la fraction holocellulosique de la boue a disparu, la fraction ligneuse (non extractible à l'acide) étant la plus récalcitrante (Chantigny et al., 2000)

Sous-produits animaux

Beaucoup de sous-produits animaux sont utilisés comme engrais organiques. Cayuela et al. (2010b) ont étudié les dynamiques de minéralisation du C organique de différents sous-produits animaux qui se caractérisent tous pas des biodégradabilités importantes : 56% du C pour la farine de plume hydrolysée, 41% pour le sang séché, 21% pour la poudre de corne, 58% pour la poudre d'os. Ces produits sont en général apportés en doses relativement faibles en tant qu'engrais azoté. Leur contribution aux stocks de C du sol doit donc rester très faible.

3.2.4. Impact des filières de traitement amont sur le potentiel amendant des Mafor

Les matrices organiques initiales peuvent subir différents types de traitement qui auront des conséquences sur la valeur amendante des Mafor produites. **Bruun et al. (2006)** comparent la valeur amendante de digestat et de compost produits à partir de biodéchets ménagers à l'aide de scénarios simulés avec le modèle Daisy (modèle d'agrosystème simulant C et N dans le système sol-palnte-eau-air). Une seule application est simulée. Après 10 ans, 75 à 81% du C du compost est toujours dans le sol, 25 à 34% après 50 ans. Pour le digestat, ces proportions sont de 63 à 86% du C après 10 ans, 17 à 37% après 50 ans.

Plusieurs travaux comparent des filières énergétiques d'utilisation des matières premières et calculent des coefficients d'humification des Mafor à partir de résultats d'incubation. Les résultats sont rassemblés dans le tableau 3-2-8.

Schouten et al. (2012) étudient la filière Fumier → fumier digéré → biochar produit à partir du fumier. La proportion de C restant stocké dans le sol après 1 an augmente dans le sens Fumier < fumier digéré < biochar. Le biochar semble avoir le potentiel de stockage plus intéressant. Cependant, quand est pris en compte le bilan de production de ces biochars, la proportion de C restant après digestion est de 50%, puis de 33% lors de la production de biochar ce qui donne 15% du C initial du fumier restant dans le sol après la filière complète alors qu'elle est de 53 à 55% quand les fumiers sont apportés directement sur le sol.

Les résidus issus de la production de biocarburants de première génération ont des potentiels de stockage de C plus faibles que ceux de seconde génération (Galvez et al., 2012 ; Cayuela et al., 2010a). Cela est lié à leur faible C/N et la quantité importante de C labile résiduelle. Ces Mafor ont des potentiels de stockage plus faibles que les digestats ou les composts qui ont des coefficients d'humification similaires. Les potentiels d'humification sont très variables d'une étude à l'autre pour les résidus issus de la production de biocarburants de première génération. Les biochars ont le potentiel de stockage les plus élevés. La nature du sol semble influencer fortement ce potentiel de stockage des Mafor (Galvez et al., 2012 ; Schouten et al., 2012). Les apports des Mafor

issus de production de biocarburants de première génération s'accompagnent en plus de plus fortes émissions de N2O après apport au sol ce qui diminue encore leur bilan C (Figure 3-2-7).

Figure 3-2-7. Potentiel de réchauffement global pour chacun des co-produits issus de filière énergétiques calculé à partir de la somme des émissions de N2O et de CO2 après apport au sol (exprimé en g de CO2 équivalent par g de C apporté (Cayuela et al., 2010). Les références des produits sont données dans le tableau 3-2-8.

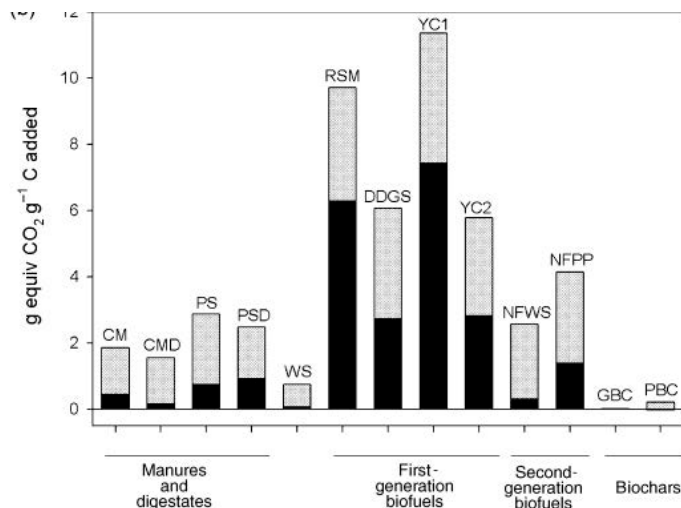


Tableau 3-2-8. Coefficients d'humification calculés pour différentes MAfor issus de filières énergétiques et comparaison avec les matières premières ou d'autres MAfor

	Mafor	Coefficient d'humification (%)	Référence
Résidus issus de digestion anaérobie	Digestat de lisier	83.7 (sol calcaire) - 74.8 (sol acide)	Galvez et al., 2012
Sous-produits issus de la première génération de production de biocarburant	Tourteau de colza issu de production de biodiesel	65.1 (sol calcaire) - 67.3 (sol acide)	Galvez et al., 2012
	Résidu de production de bioéthanol	39.0 (sol calcaire) - 61.2 (sol acide)	Galvez et al., 2012
Biochar	Biochar issu de déchet vert (pyrolyse lente)	99.8 (sol calcaire) - 99.7 (sol acide)	Galvez et al., 2012
	Compost de résidus de viticulture	88.3 (sol calcaire) - 85.9 (sol acide)	Galvez et al., 2012
	Compost de biodéchet	84.8 (sol calcaire) - 85.0 (sol acide)	Galvez et al., 2012
	Boue d'épuration	71.9 (sol calcaire) - 75.1 (sol acide)	Galvez et al., 2012
Résidus issus de digestion anaérobie	Fumier de bovins digéré (CMD)	23.2	Cayuela et al., 2010a
	Lisier de porc digéré (PSD)	55.1	Cayuela et al., 2010a
Sous-produits issus de la première génération de production de biocarburant	Tourteau de colza issu de production de biodiesel (RSM)	1.5	Cayuela et al., 2010a
	Résidu de grains de blé après production de bioéthanol (DDGS)	0.9	Cayuela et al., 2010a
	Concentrat de levure après production de bioéthanol 1 (YC1)	0.0	Cayuela et al., 2010a
	Concentrat de levure après production de bioéthanol 2 (YC2)	5.8	Cayuela et al., 2010a
Sous-produits issus de la seconde génération de production de biocarburant	Résidus de production de bioéthanol issus de l'hydrolyse enzymatique de pommes de terre (NFPP)	15.8	Cayuela et al., 2010a
	Résidus de production de bioéthanol issus de l'hydrolyse enzymatique de paille de blé (NFWS)	19.1	Cayuela et al., 2010a
Biochars	Biochar issu de déchets verts (GBC)	98.9	Cayuela et al., 2010a
	Biochar issu de fiente de volaille (PBC)	89.8	Cayuela et al., 2010a
Matières premières	Paille de blé (→ production de bioéthanol) (WS)	67.2	Cayuela et al., 2010a
	Fumier de bovins (CM)	39.4	Cayuela et al., 2010a
	Lisier de Porc (PS)	39.8	Cayuela et al., 2010a
Matière première	Fumier	52.5 (loess) – 54.7 (sableux)	Schouten et al., 2012
Digestat	Digestat	56.8 (loess) – 71.9 (sableux)	Schouten et al., 2012
Biochar	Biochar	84.5 (loess) – 93.4 (sableux)	Schouten et al., 2012

3.2.5. Effet des apports de Mafor sur la qualité de la MO des sols

Les travaux sur la dynamique de la MO dans les sols s'accordent à dire aujourd'hui que la récalcitrance des fractions organiques n'explique pas leur stabilisation dans les sols. Elle résulte de différents processus de protection physique au sein des agrégats ou est liée aux interactions chimiques avec les surfaces des minéraux. Les fractions particulaires de la MO sont en général jeunes et la dégradabilité de la MO dissoute est inversement corrélée à l'aromaticité des molécules en solution dans les horizons de surface (Marschner et al., 2008). L'accessibilité des MO serait plus importante que la récalcitrance dans la stabilisation des MO dans les sols (Dungait et al., 2012). La localisation des MO dans différentes tailles de particules ou agrégats est associée avec des dynamiques plus ou moins rapides. En général, les MO associées aux fractions grossières (MO particulaire) ou associées aux fractions limoneuses ont des âges plus récents que la MO associée aux fractions fines (<50 µm).

Il existe de nombreuses évidences que les apports de Mafor modifient les stocks de MO dans les sols mais également les caractéristiques des MO et leur distribution au sein des tailles d'agrégats, ceci ayant des conséquences sur la dynamique du C accumulé dans les sols.

De nombreux auteurs montrent que le C accumulé suite aux apports de Mafor se concentre préférentiellement dans les fractions particulaires (Sleutel et al.; 2006) limoneuses (Gerzabeck et al., 2001a et b, Schulten et Leinweber, 1991). On peut observer un passage du C de la fraction <53µm vers les macro-agrégats en cas d'apport de fumier par rapport à un traitement sans apport organique (Kong et al., 2005)

Les apports de fumiers contribuent à l'accumulation de MO dans des macroagrégats (250-1000µm), ce qui n'est pas observé en cas d'apport d'engrais minéraux. Ces macro-agrégats sont un moyen de protéger la MO labile dans les sols, ce que favorise les apports de fumier (Aoyama et al., 1999a). La décomposition du fumier au sein des agrégats participe ensuite au développement d'interactions organo-minérales qui augmentent la protection des MO (Aoyama et al., 1999b). Gulde et al (2008) confirment cette augmentation du C dans les macroagrégats mais aussi dans les fractions fines en cas d'apport de fumier. Tous ces résultats tendraient à dire que la MO stockée après apport de Mafor aurait un temps moyen de résidence plus faible que la MO native du sol représentative de son mode d'occupation et des restitutions végétales qui y sont faites.

Les apports de Mafor peuvent également modifier la nature chimique des matières organiques dans les sols :

- Gerzabeck et al. (1997) retrouvent des traits caractéristiques de la tourbe dans la caractérisation de la MO des parcelles recevant ce traitement alors que les autres traitements (boue, compost, fumier) n'ont pas d'effets.
- Schulten et Leinweber (1991) montrent l'augmentation de dimères de lignine et d'acides gras dans les sols recevant des fumiers
- Liu et al. (2010) montrent aussi un enrichissement en lignine après apport de fumier
- Adani et Tambone (2005) trouvent des similitudes entre les acides humiques extraits d'une boue et du sol amendé avec cette boue.

La saturation du sol en C est montrée dans plusieurs cas et se traduit par une accumulation du C dans les fractions particulaires légères. Ceci est observé après apport de fumier par Heitkamp et al. (2011), Gulde et al (2008), Kong et al (2005).

3.2.6. Place des Mafor dans les modèles simulant la dynamique de la MO dans les sols

Il existe différents types de modèles simulant la dynamique de la MO dans les sols qui ont été utilisés pour simuler les effets de Mafor sur la dynamique et les stocks de MO dans les sols. Dans la plupart de ces modèles, la MO est représentée sous différents compartiments ayant des dynamiques distinctes allant de modèles simples à 2 compartiments (Hénin et Dupuis, 1945), 3 compartiments avec une fraction inerte de MO du sol tel qu'AMG (Andriulo et al., 1999) à des modèles plus complexes avec 5 compartiments comme Century (Parton et al., 1987) et RothC (Jenkinson et Rayner, 1977), pouvant simuler les flux de C et N dans l'agrosystème complet (sol-plante-eau-air) : Ceres EGC (Gabrielle et al., 2004, 2005) ; Daisy (Jensen et al., 1997) ; STICS (Brisson et al., 2003).

Le modèle RothC a souvent été utilisé pour simuler la dynamique de la MO dans de situations avec apport de Mafor. Peltre et al. (2012) proposent un fractionnement des Mafor entre les compartiments récalcitrant (RPM),

décomposable (DPM) et humifié (HUM) de la MO des Mafor basé sur l'indicateur ISMO qui permet de simuler la dynamique d'augmentation du C organique dans plusieurs essais de longue durée (Figure 3-2-8). L'indicateur ISMO est également utilisé comme valeur de la proportion des Mafor s'incorporant à la MO du sol dans des outils d'aide à la décision tels qu'AMG⁵ qui permettent de simuler l'effet de pratiques d'apport sur l'évolution des teneurs en MO des sols et les premiers résultats sont satisfaisants (Figure 8, Jousseaume, 2011).

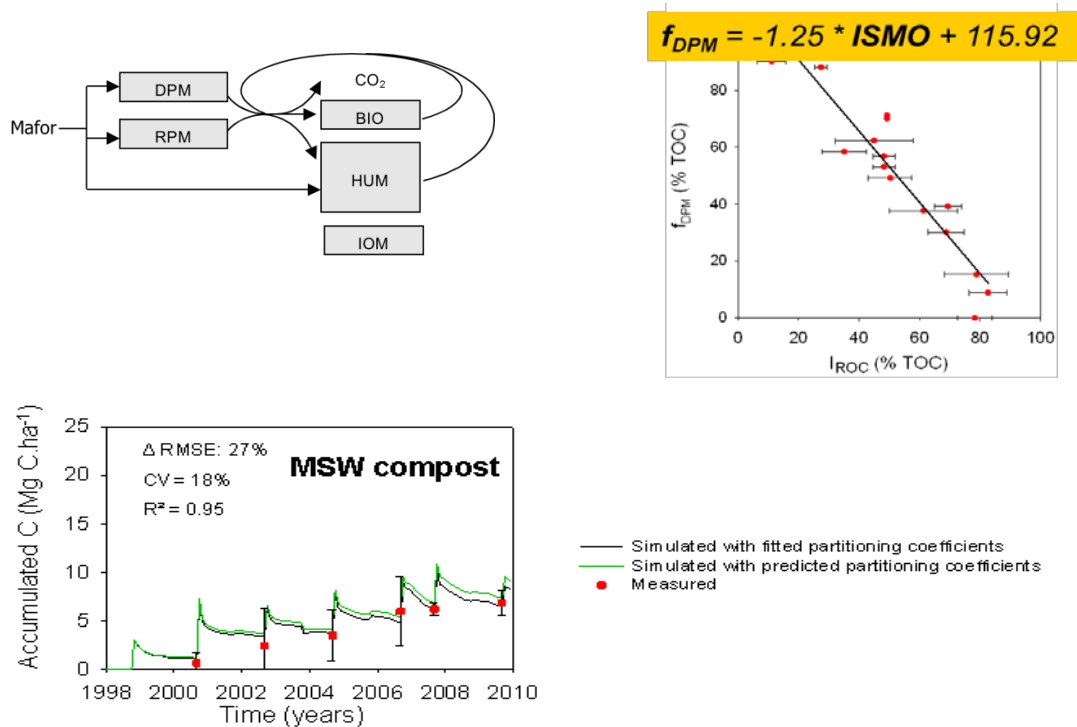
RothC a également été utilisé pour simuler les apports successifs de compost par Tits et al. (2014) avec un rapport DPM/RPM de 0.15, Ludwig et al. (2007 ; 2011) pour simuler des essais avec fumier utilisant le paramétrage proposé par le modèle initial. Le modèle surestime le stockage de C mais montre bien l'accumulation de fraction RPM dans le sol associée à la saturation du sol en MO. Heitkamp et al. (2012) montrent également la saturation du sol d'un essai de longue durée dans lequel sont apportés des fumiers ou lisiers. Le modèle RothC est également utilisé pour tester différents scénarios d'apports de compost en Italie et a permis de calculer un potentiel de stockage de C via les apports de composts (Mondini et al., 2012)

Le modèle Daisy a été calibré et validé sur des essais de longue durée et permet de simuler les dynamiques du C et du N après apport de différentes MO (Bruun et al., 2003). Il est ensuite utilisé pour simuler différents scénarios d'utilisation de Mafor et étudier les interactions avec le traitement préalable des Mafor (compostage versus digestion anaérobie de biodéchets dans Bruun et al, 2006).

Gabrielle et al. (2004, 2005) ont utilisé CERES pour simuler un essai de moyenne durée dans lequel sont apportés des composts. Le sous-modèle MO dans CERES est NCSOIL (Molina et al.1983) paramétré à l'aide de l'indicateur ISB (Linères et Djakovitch, 1989). Des modèles comme CERES et Daisy permettent de simuler le couplage entre C et N, ce qui permet d'obtenir tous les éléments pour établir un bilan C complet incluant les émissions de GES.

Antil et al. (2011) utilisent également le modèle NCSOIL pour simuler la dynamique de minéralisation du C et du N de différents types de Mafor (boue, compost de boue, compost de fumier). Trois compartiments de MO sont considérés dans les Mafor pour pouvoir simuler leur dynamique de minéralisation.

Figure 3-2-8. Exemple de l'utilisation du modèle RothC pour simuler l'accumulation de C dans un sol après apport de compost d'ordures ménagères résiduelles ; paramétrage du fractionnement des Mafor à partir de l'indicateur ISMO (Peltre et al., 2012)



⁵ AMG pour Andriulo-Mary-Guérif : modèle de simulation des effets des pratiques culturales sur les stocks de MO dans les sols, développé au sein du RMT "Fertilisation et environnement".

Figure 3-2-8. Augmentation des stocks de C du sol dans l'essai Qualiagro (Yvelines, France) : comparaison des données mesurées et simulées avec le modèle AMG paramétré avec les valeurs d'ISMO des Mafor apportées

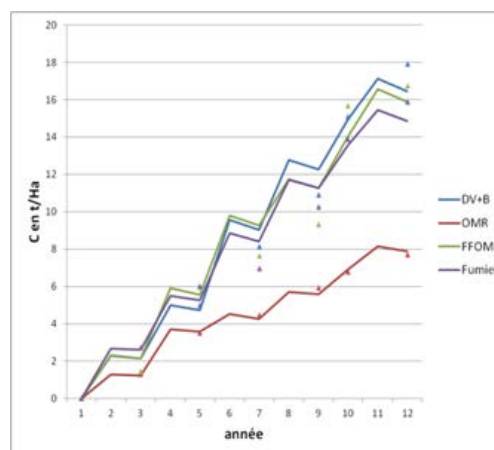
DV+B : composts de déchets verts + boues

OMR : compost d'ordures ménagères résiduelles

FFOM : compost issu de la fraction fermentescible des ordures ménagères

Fumier : Fumier de bovins

Source : Jousseume, 2011



3.2.7. Conclusion

L'analyse de la bibliographie montre que les apports de Mafor permettent d'augmenter les stocks de MO dans les sols. La diversité des situations rend difficile la comparaison des résultats et la quantification précise des efficacités des Mafor. Celles-ci dépendent des conditions d'expérimentations, des natures de leur MO et des transformations qu'elles ont subies au cours du traitement préalable. Cette efficacité varie de 0 à quasi 100% du C de la Mafor pouvant s'intégrer à la MO du sol. Malgré la variabilité des résultats on peut proposer le classement suivant d'ordre de grandeur des rendements en humus du C organique de quelques Mafor organiques:

Effluents liquides agro-industriels et engrais organiques (0-20%) < lisiers (10-20%) < boues d'épuration ou industrielles non compostées ou fumiers (25-50%) < digestats solides (40-80%) ≤ **composts** (40-80%) < biochars (80-98%)

Dans certains cas on peut observer une interaction avec la MO du sol et une stimulation de la minéralisation de la MO endogène du sol qui diminuera l'efficacité de la Mafor.

Les apports de Mafor modifient la nature de la MO du sol et sa distribution granulométrique dans les agrégats du sol, ce qui tendrait à dire que la MO stockée serait moins protégée dans le sol et donc moins stabilisée. Les biochars constituent une exception puisqu'ils sont pour la plupart par nature très récalcitrants et résistants à la biodégradation.

Pour effectuer le bilan C complet des apports de Mafor, il faut prendre en compte les émissions de gaz à effet de serre associées aux épandages qui peuvent contribuer également à diminuer le bilan C de la pratique.

La prise en compte des bilans C des transformations en amont des apports de Mafor peut modifier la quantification globale du stockage de C. Ces approches globales doivent être développées ainsi que le suivi simultané du devenir des cycles couplés C et N en amont puis dans les sols en incluant les émissions de GES mais également les autres émissions polluantes liées au C et N dans les mêmes expérimentations pour préciser les bilans environnementaux des filières. Les autres effets des apports de MO sur la fertilité des sols sont également à prendre en compte dans les évaluations multi-critères de la pratique d'apport de Mafor.

3.3. Effet des Mafor sur les propriétés chimiques et physiques des sols cultivés

Safya Menasseri

Introduction

Les propriétés chimiques et physiques des sols retenues comme étant représentatives de la qualité des sols sont :

- pour les propriétés chimiques : la capacité d'échange cationique (CEC) ou capacité d'un sol à fixer de façon réversible des cations échangeables, et la conductivité électrique (EC) qui est proportionnelle à la salinité du sol. Ces deux propriétés impactent la fonction de production du sol, l'une positivement en augmentant la capacité du sol à retenir des nutriments et les rendant ainsi disponibles au couvert végétal, l'autre, négativement, en constituant une barrière chimique au développement du couvert végétal.
- pour les propriétés physiques : (1) celles qui régulent la circulation de l'eau en surface: la conductivité hydraulique à saturation, ainsi que celles qui caractérisent l'état structural du sol : la stabilité des agrégats ou stabilité structurale (SS), la densité apparente (Da), la porosité totale (P), (2) celles qui conditionnent l'alimentation en eau du végétal : la teneur en eau à la capacité de rétention (Hcr) ou la disponibilité en eau du couvert végétal; (3) celles, plus rarement, qui caractérisent la sensibilité du sol à la déformation et sa résistance au développement des racines, à la pénétration des outils ou la résistance au cisaillement.

A l'exception de la conductivité électrique, pour les propriétés chimiques, et de la densité apparente, pour les propriétés physiques, l'amélioration de la qualité du sol se traduit par une augmentation des valeurs caractérisant ces propriétés. Toutefois, l'intérêt d'améliorer ou maintenir l'une, l'autre, ou toutes ces propriétés dépend des types de sols et des systèmes de cultures. Par exemple, l'amélioration de certaines propriétés, comme la conductivité hydraulique n'est pas toujours bénéfique. Dans un sol déjà filtrant, l'augmentation de la perméabilité du sol accentuera les risques de lessivage alors que pour un autre type de sol, elle permettra de réduire les risques de ruissellement de surface.

Dans le présent chapitre, l'impact d'une Mafor sur l'une de ces propriétés est souvent évaluée par rapport à une fertilisation minérale ou une situation témoin sans fertilisation (et non par rapport à une situation initiale). En effet, peu d'articles font état des valeurs des propriétés étudiées au moment de la mise en place de l'essai. Par ailleurs, certaines propriétés comme la densité apparente, la stabilité structurale et la conductivité hydraulique à saturation peuvent être soumises à une forte variabilité interannuelle liée au climat, ce qui ne sera pas traitée dans la présente étude.

Dans la plupart des publications, les Mafor ne sont pas précisément caractérisées. Quand c'est le cas, nous avons une information sur leurs propriétés chimiques (teneur en MS, teneurs en éléments majeurs, conductivité électrique).

Corpus bibliographique utilisé

Constitution du corpus

Quatre composantes de mots-clefs ont été croisées pour créer les requêtes qui ont permis de collecter le corpus bibliographique (mots-clé détaillés en annexe de la présente section 3.3) :

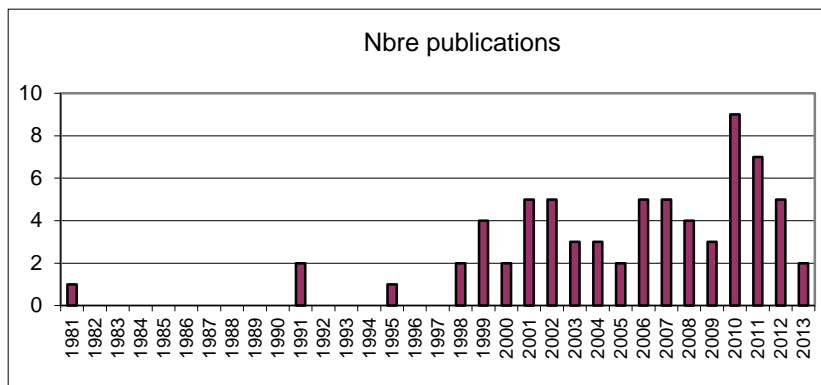
- (1) Liste des Mafor
 - (2) Liste des propriétés chimiques et physiques d'intérêt
 - (3) Liste des processus d'intérêt
 - (4) Notion d'épandage
- Le corpus bibliographique comprend alors 1967 publications.

Un affinage a ensuite été réalisé. Les publications traitant de d'amendement hors du champ des Mafor (amendement minéraux et synthétiques divers), de propriétés traitées dans les autres chapitres, d'agriculture de

conservation, de types de sols et de contextes très particuliers hors du champ cultivé qui nous intéresse (sols dégradés, zones humides, technosols, toits revégétalisés, ...), ont été exclues. De même, certaines références se sont avérées trop précises et traitant dans le détail d'un processus particuliers (par exemple de processus de stabilisation au cours d'une incubation de sol) ou traitant de modélisation. Après avoir complété avec la base bibliographique personnelle de l'expert, au total 70 références ont été retenues pour étayer cette section.

Description du corpus cité

Le corpus est constitué d'articles académiques dont 14 reviews. La répartition par année est illustrée dans le graphique ci-contre.



La répartition des publications (hors reviews) par zone géographique est la suivante :

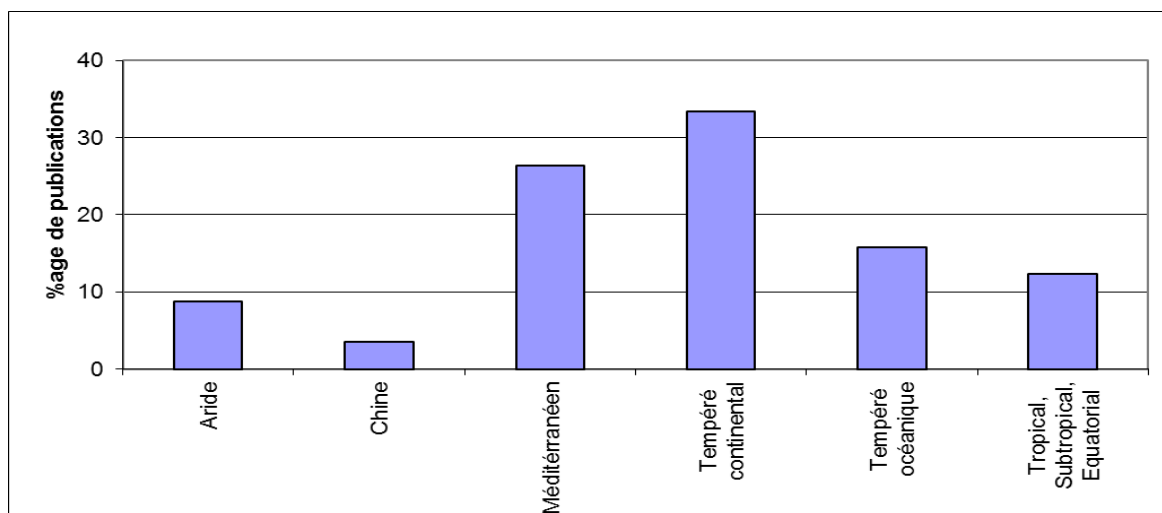
Zones arides : Australie, Ethiopie, Egypte et l'Iran

Zones méditerranéennes : Espagne, Turquie, Grèce, Italie, Tunisie

Zones tempérées océaniques : France, Irlande, Belgique, Angleterre, Allemagne

Zones tempérées continentales : USA, Canada, Pologne, Danemark

Zones équatoriale, tropicale, sub-tropicale et Chine : Chine, Vietnam, Inde, Nigeria, Zimbabwe



Les Mafor d'origine agricole sont réparties comme suit : fumiers (bovins, porcs, volailles, ovins, de ferme (sans précision) (16); composts de fumier (8), lisiers de porcs ou de bovins (5).

Les Mafor d'origine urbaine sont réparties comme suit : Compost de déchets solides (9), Boues de step (2), composts de boues de step (2), digestats (2), Eaux usées (1).

Les Mafor d'origine industrielle agroalimentaire (industrie de la betterave à sucre, moulins à huile, abattoir, champignonnière, papeterie) : composts (5), vinasses et effluents liquides (eaux usées, de lavage) (5), digestat (1).

On note enfin le faible nombre de références au sujet des biochars (4), dont une revue que nous avons considérée dans le texte, et des cendres (1).

Les revues portent sur les effets des pratiques culturales et matières organiques en général (Dalal et Bridge, 1996 ; Pagliali et al., 2004), déchets et amendements organiques (Khaleel et al., 1981 ; Amezketa, 1999 ; Abiven et al., 2009 ; Diacono et Montemurro, 2010), des fumiers et composts (Haynes et Naidu, 1998 ; Edmeades, 2003, Bronick et Lal., 2005), des boues de traitement des eaux (Elliott et Dempsey, 1991), des boues de moulin à

papier (Camberato et al., 2006), du biochar (Atkinson et al., 2010) et des eaux usées des industries agro-industrielles (Liu et Haynes, 2011), des moulins à huile d'olive (Barbera et al., 2013), sur la fertilité des sols, les propriétés physiques, la structure du sol.

Du fait des critères de tri retenus, les études sont pour la plupart menées au champ, mais aussi en pot, ou en serre. Elles se répartissent équitablement entre le court terme (moins d'un an, correspondant au cycle cultural), le long terme (plus de 5 ans) et le moyen terme (entre 1 et 5 ans) (certaines publications couvrent plusieurs échelles de temps).

Les motivations à l'origine des études menées sont diverses :

- de manière générale, la motivation est double : (1) amélioration de la qualité des sols (résistance des sols à l'érosion, rétention en éléments nutritifs), amélioration de la fertilité de sols salés et/ou de région aride ou semi-aride, de sols sableux pauvres en colloïdes minéraux et organiques, et (2) valorisation des effluents divers produits par les élevages, les communautés urbaines et les industries et des procédés de transformation développés,
- de manière plus particulière, certains auteurs s'interrogent sur les doses optimales pouvant être apportées au sol ainsi que sur les effets sur le court et/ou plus long terme de ces Mafor. Dans le cas des effluents liquides issus de l'industrie agro-alimentaire, il s'agit surtout de vérifier que les doses préconisées n'entraînent pas une altération de la qualité chimique et/ou physique des sols cultivés. Ces effluents liquides sont valorisés sous forme brutes, soit parce que le procédé de transformation est trop onéreux (Chartzoulakis *et al.*, 2010) soit en remplacement de l'eau des nappes ou des rivières dans les zones où l'irrigation est nécessaire (Zhang et al., 2012).

3.3.1. Impact des Mafor sur les propriétés chimiques du sol

3.3.1.1. La capacité d'échange cationique

Nombreuses sont les études ayant mis en évidence une augmentation de la capacité d'échange cationique suite à des apports de Mafor. Cette augmentation est souvent expliquée par l'augmentation des stocks de carbone organique dans les sols du fait de la forte charge négative de la matière organique (Diacono et Montemuro, 2010). D'une manière générale, l'intérêt d'augmenter la CEC est particulièrement important pour la production dans les sols intrinsèquement caractérisés par une faible CEC (Camberato *et al.*, 2006), comme le sont les sols sableux et limoneux. Cox *et al.* (2001) et Aggelides et Londra (2000) ont observé une augmentation significative de la CEC dans des sols limoneux suite à des apports importants de compost urbains (entre 39 et 156 T/ha pour les deux études confondues), du fait de l'incorporation de molécules organiques humifiées. L'augmentation de la CEC du sol peut également être reliée à la CEC de la Mafor. En effet les composts sont eux-mêmes dotés d'une CEC élevée (61,7 meq/100g pour le compost étudié par Aggelides et Londra (2000)). Ainsi, l'augmentation de la CEC peut être proportionnelle à la dose apportée (Hemmat *et al.*, 2010). Il a été reporté dans une revue réalisée par Camberato *et al.* (2006) qu'une boue de désencrage de papier ayant une CEC de 5,3 meq/100 g peut augmenter la CEC du sol de 2 meq/100 g quand elle est appliquée à une dose de 105 T/ha. Des études menées sur des sols de régions arides indiquent que l'effet positif de boues de station d'épuration séchées sur la CEC, obtenu après des apports annuels répétés est proportionnel aux quantités apportées (25 à 100 T/ha) et aux augmentations de teneur en matière organique du sol qui leurs sont associées (Hemmat *et al.*, 2010). Mais ce n'est pas toujours le cas. En effet, l'augmentation de la CEC d'un sol limono-sableux par des apports répétés de composts de déchets verts (30 m³/ha) pendant 10 ans n'était pas corrélée à l'augmentation de la teneur en MO du sol, dans une étude menée par Arthur *et al.* (2011). En plus de la dose qui doit être importante, cette augmentation de la CEC n'est significative que si la Mafor contient de la MO particulière de la taille des argiles (Guibert *et al.*, 1999) ou que la matière organique formée dans le sol est dense témoignant d'un état de stabilisation avancé. En effet, dans une étude menée par Bendfeldt *et al.* (2001), un apport croissant (de 22 à 224 T/ha) de boues de station d'épuration traitée par traitement aérobique biologique, en début d'essai, a entraîné une augmentation significative de la CEC d'un sol limoneux, proportionnelle à la dose, jusque 5 années après l'apport. Ensuite, la CEC a chuté de manière drastique dans tous les traitements (de 7 à 2,5 cm³.kg⁻¹) en lien avec l'évolution de la MO native du sol plutôt caractérisée, 16 années après l'apport par une fraction légère et insuffisamment décomposée pour contribuer significativement à la CEC du sol. Dans un sol sableux, il faut également une dose élevée (120 T/ha brut) pour observer un effet significatif de l'apport d'un

compost urbain sur la CEC du sol 3 années après l'apport (Weber *et al.*, 2007). L'effet d'une Mafor sur la CEC d'un sol est d'autant plus important que ce dernier est pauvre en argile ou que la fraction argileuse est dominée par des minéraux à faible charge (Baldock et Nelson, 2000). Il est à noter, par ailleurs, que dans l'étude de Jaucquet *et al.* (2010), les quantités de fumier et compost apportées sont plus faibles (20 T/ha) que dans les autres études citées. A dose équivalente (22 T/ha), des apports de compost de déchets urbains ont entraîné une augmentation significative de la CEC d'un sol limoneux après 8 années d'apport bi-annuels (Chalhoub *et al.*, 2012). En revanche, des apports répétés de fumier de ferme et de boue de station d'épuration à des doses plus faibles (5 T/ha MS) n'ont pas provoqué d'augmentation, sur le long terme (respectivement 40 et 12 ans), de la CEC d'un sol argileux sous prairie, initialement élevée (Saviozzi *et al.*, 1999).

Dans les sols limoneux et sableux, l'effet significatif des apports de Mafor, notamment des composts, sur la CEC est observé aux fortes doses d'apport et ce d'autant que les Mafor sont elles mêmes pourvues d'une CEC élevée, comportent des molécules organiques humifiées, et des modélcules particulières de la taille des argiles ou contribuent à former, dans le temps, une MO du sol évoluée.

3.3.1.2. La conductivité électrique

Les concentrations élevées en cations monovalents peuvent induire une augmentation du niveau de salinité du sol pouvant être préjudiciable pour les cultures si ces ions ne sont pas lessivés (pour autant, ce lessivage ne doit pas non plus être recherché car source de pollution des horizons et eaux profondes).

La préoccupation concernant un risque de salinisation est très présente dans les études portant sur l'usage des eaux usées par irrigation. Le risque dépend de la concentration en cations monovalents des eaux usées. Ces eaux usées présentent des conductivités électriques (EC) variables, allant de 0,8-0,9 dSm⁻¹ (Duan *et al.*, 2010 ; Zhang *et al.*, 2012) à 8,5-9,7 dSm⁻¹ (Pathak *et al.* 1999 ; Chartzoulakis *et al.*, 2010). Ce risque dépend également des volumes épandus et du pouvoir tampon du sol (Chartzoulakis *et al.*, 2010). Les épandages répétés de certains lisiers (bovins, porcs) et composts (composts de fumier d'ovins, composts de déchets verts) peuvent également entraîner une augmentation de la conductivité électrique de sols (Lithourgidis *et al.* 2007 ; Azarmi *et al.*, 2008 ; Duong *et al.*, 2012 ; Plaza *et al.*, 2005) du fait de leur richesse en sels (Arthur *et al.*, 2011), en surface mais aussi en profondeur, dans le cas des lisiers. Il est important de vérifier que le niveau de EC atteint dans le sol reste inférieur au seuil de tolérance de la culture. Les composts d'ordures ménagères ou d'effluents d'élevage peuvent présenter des EC de l'ordre de 2,3-6,9 dSm⁻¹ et provoquer des augmentations significatives de l'EC du sol (Neilsen *et al.*, 1998). Wong et al (1999) ont mis en évidence une augmentation significative de l'apport de compost de fumier de bovins dès une dose équivalente à 10 T/ha (MS) qu'ils relient à sa richesse en ions Mg⁺⁺, Ca⁺⁺, Cl⁻, HCO₃⁻. A la dose la plus élevée (75 T/ha MS), la valeur de la EC atteinte dans le sol (2,51 dS.m⁻¹) est supérieure au seuil d'inhibition pour les plantes les plus sensibles qui est de 2 dSm⁻¹. Courtney et Mullen (2008) lors d'une étude impliquant deux composts issus des activités agro-industrielles appliquées au sol à différentes doses mettent en évidence un lien entre l'augmentation de la salinité du sol et la richesse en potassium de ces produits plutôt que leur richesse en sodium.

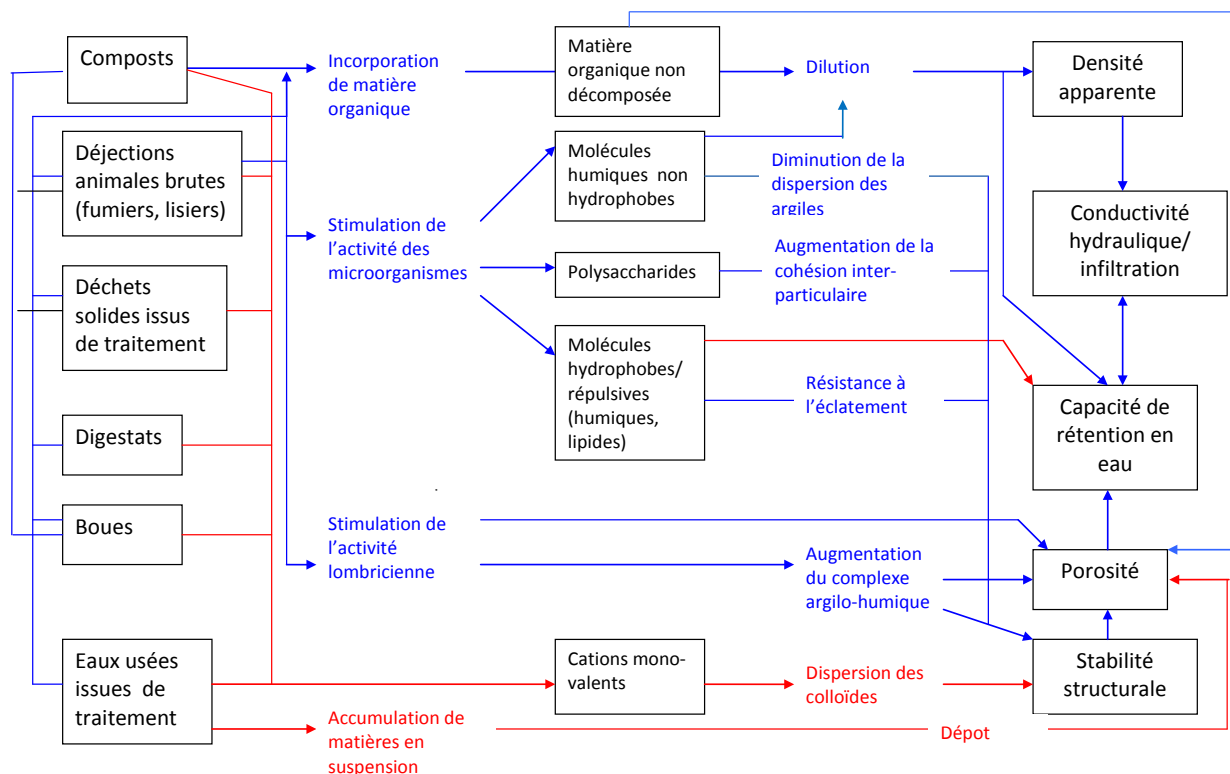
3.3.2. Impact des Mafor sur les propriétés physiques du sol

Ces impacts sont dépendants du processus stimulé par le type de Mafor incorporé au sol. Selon la propriété considérée, cette stimulation va dépendre de la quantité apportée, du niveau de décomposabilité de cette Mafor, de ses caractéristiques chimiques et biochimiques mais aussi du type de sol qui la reçoit. Ces propriétés physiques sont étroitement liées les unes aux autres. C'est pourquoi, il ne serait pas pertinent de les traiter au sein de chapitres séparés. L'étroite relation existant entre les propriétés physiques et les teneurs en MO des sols est largement reconnue. Cette relation ne dépend pas uniquement de la quantité de MO accumulée dans le sol suite aux apports de Mafor mais également des formes moléculaires produites (cf figure 3-3-1).

Figure 3-3-1. Synthèse des principaux processus par lesquels les grandes familles de Mafor impactent les propriétés physiques des sols qui les reçoivent

(Khaleel *et al.*, 1981 ; Haynes et Naidu, 1998 ; Amezteka, 1999 ; Bronick et Lal, 2005 ; Camberato *et al.*, 2006 ; Abiven *et al.*, 2009 ; Atkinson *et al.*, 2010 ; Diacono et Montemurro, 2010 ; Liu et Haynes, 2011 ; Barbera *et al.*, 2013).

L'intensité de ces effets est modulée par le degré de stabilité de la Mafor et le type de sol (texture et type d'argile). Certains de ces processus sont temporaires, lorsqu'ils sont liés à une forme de matière organique labile, facilement décomposable et d'autres, liés à une matière organique stable, se mettent en place sur le long terme. Les flèches en bleu représentent des effets positifs et en rouge, des effets négatifs.



Concernant les biochars, une revue réalisée par Atkinson *et al.* (2010) rapporte leur effet positif sur la densité apparente, la porosité, les capacités d'infiltration et les conditions de développement des racines. Cependant, des études approfondies sont nécessaires pour mettre en évidence les processus en jeu.

3.3.2.1. Effets positifs de l'apport de Mafor sur les propriétés physiques des sols

Les résultats obtenus dans 14 sites expérimentaux de longue durée, ont été analysés par Edmeades (2003) qui montre que les sols ayant reçu régulièrement des fumiers ont une densité apparente plus faible, une stabilité structurale et une conductivité hydraulique plus élevées que les sols ayant reçu une fertilisation minérale.

La densité apparente :

L'effet de l'incorporation d'une Mafor est positif lorsque cette propriété du sol diminue. D'une manière générale, la diminution de la densité apparente suite à l'incorporation de Mafor plutôt solides et de type « boues » dans les sols, quelque soit leur origine, est liée à :

- a. un effet direct de dilution causé par le mélange des molécules organiques apportées avec la fraction minérale du sol qui est plus dense (Haynes et Naidu, 1998). De ce fait cet effet positif est significatif pour des doses élevées, particulièrement pour les sols à texture sableuse. Alors qu'Arthur *et al.* (2011) ne notent pas d'effet significatif de 10 années d'apport de 16,5 T/ha de compost de déchets verts ou de compost de champignonnaire, Courtney et Mullen (2008) notent un effet significatif sur le court terme d'un apport de compost de champignonnaire ou d'un compost de boue à partir de 100 T/ha MS et Wong *et al.* (1999) à partir de 75 T/ha MS de compost de fumier de bovins, sur la densité apparente de sols limono-sableux. Dans un

contexte différent de sol limoneux cette fois, 8 années d'apport de composts de déchets urbains ainsi que de fumier de bovin, à des doses bi-annuelles allant de 12 à 22 T/ha, n'ont pas permis une diminution significative de la densité apparente (Chalhoub *et al.*, 2013).

- b. Un effet indirect via l'effet sur la porosité du sol : La porosité du sol est un élément clé de la structure du sol. Son augmentation est le résultat de l'augmentation des pores de grande taille et la diminution des pores de petite taille. Elle peut être modifiée positivement par l'activité des lombrics stimulés par l'apport des Mafor.

La stabilité structurale :

Les apports de Mafor augmentent l'agrégation dans le sol et le pourcentage d'agrégats stables (Diacono et Montemurro, 2010). Le processus d'agrégation dépend de la décomposabilité des produits organiques quelque-soit les familles de Mafor (Abiven *et al.*, 2009). Un produit qui se décompose vite aura un effet rapide mais temporaire sur la stabilité structurale. Des produits facilement décomposables vont entraîner un flush microbien avec une concomitante augmentation des hyphes et des polysaccharides exo-cellulaires qui vont stabiliser les agrégats. C'est le cas des fumiers de bovins mais surtout de volailles et de porc (Shirani *et al.*, 2002 ; Li *et al.*, 2011) et des boues de papeteries (N'Dayegamiye, 2006 ; Camberato *et al.*, 2006). Ces molécules peuvent être adsorbées sur les argiles grâce à des cations polyvalents et réduire ainsi les risques de dispersion des argiles (Bronick et Lal, 2005). Ce processus va être d'autant plus important que le sol est argileux (Abiven *et al.*, 2009). Un produit qui se décompose plus lentement aura un effet plus faible mais plus persistant dans le temps, le processus étant lié à des molécules humiques qui sont des agents liants plus stables. Les fumiers sont connus pour augmenter la stabilité structurale à l'exception de certains fumiers (comme ceux provenant des parcs d'engraissement) qui contiennent des quantités importantes de cations monovalents (Blair *et al.*, 2006). L'effet du compost sur la stabilité structurale dépend particulièrement de la dose apportée. Par exemple, Jiao *et al.* (2006) ont observé un effet positif significatif d'un apport annuel de compost de fumier de bovins sur la stabilité structurale d'un sol sablo-limoneux, au bout de 4 ans, lorsque l'apport était de 30 T/ha MS. Pour une dose inférieure (15 T/ha MS), une augmentation a pu être observée par rapport au sol témoin sans que celle-ci ne soit significative. Ainsi les Mafor vont intervenir sur la stabilité structurale par un grand nombre de processus. L'effet positif d'un compost d'origine urbaine sur la stabilité structurale d'un sol limoneux, que ce soit sur le court (quelques mois) ou plus long terme (quelques années), dépend du degré de maturité du compost avec un effet plus marqué pour les composts immatures comparés aux composts mature (Annabi *et al.*, 2007, Annabi *et al.*, 2011). L'effet, sur le court terme, de deux déchets urbains (biodéchets et boue de station d'épuration) ayant subi l'un un compostage, l'autre une digestion anaérobie, apportés aux doses annuelles respectives de 5 et 17 T/ha, dans un sol sablo limoneux, pendant 3 ans, a été étudié par Debosz *et al.* (2002). Il n'a pas été observé de différence significative de la stabilité structurale entre les deux produits au bout des 3 années d'apport répétés comparé au sol témoin. La stabilité structurale a été augmentée (50 %) au moment de l'apport dans le traitement « Digestat » puis rattrapée dans le temps par les traitements « témoin » et « compost ». Cette augmentation instantanée et transitoire peut être liée aux polymères extracellulaires accumulés lors du stockage anaérobie de la boue (Desbosz *et al.*, 2002), ou du fait des communautés microbiennes et principalement fongiques stimulées comme cela est montré par Bipfusa *et al.* (2008) après un apport de boues de moulin à papier. La contribution des substances humiques dans le processus d'agrégation et de stabilisation joue un rôle plus important dans le sol ayant reçu le compost de cette même boue. Cette augmentation de la stabilité structurale, même transitoire, est intéressante car elle peut correspondre à une période de croissance active de la culture pendant laquelle elle permettra une meilleure disponibilité des nutriments, les échanges gazeux, la circulation et la rétention de l'eau qui sont autant de facteurs de croissance influençant directement le développement de la culture (Desbosz *et al.*, 2002). Parfois un effet cumulé de ces effets transitoires est mis en évidence (N'Dayegamiye, 2006) relativement rapidement (3 ans). D'autres fois, cet effet cumulé n'est pas observé ou est très faible comparé au témoin (Darwish *et al.*, 1995) suite à 15 années d'apport de fumier d'élevage (20 T/ha MS) dans différents types de sol. Des apports de fumiers ou de composts riches en composés humiques peuvent augmenter l'hydrophobicité des agrégats (Diacono et Montemurro, 2010). Des apports de cendres issus de la combustion de produits forestiers peuvent également, lorsqu'ils sont répétés sur plusieurs années, permettre une augmentation de la stabilité structurale, du fait des ions calcium qu'elles contiennent (Arshad *et al.*, 2012). Indirectement, les mafors, peuvent favoriser l'enracinement et l'activité racinaire associée laquelle contribuera à une augmentation l'agrégation dans le sol (Caravaca *et al.*, 2002).

La variabilité des résultats trouvés dans la littérature dépend en partie des méthodes utilisées pour mesurer la stabilité structurale et de la façon dont on considère les résultats. Par exemple, Wortmann et Shapiro (2008) ont

mené une étude comparative de l'effet, à très court terme, d'un fumier de bovins d'engraissement et son compost apportés à la même dose de 50 T/ha MS sur des sols de texture différente, sans montrer d'effet sur le pourcentage global d'agrégats stables à l'eau. Cependant, pour les deux Mafor, une augmentation de 200 % et plus des agrégats stables à l'eau > 2 mm a été observé et a persisté jusque 7 mois après l'apport. L'augmentation la plus élevée a été observée sous compost. Dans une seconde étude, des applications régulières de lisier de porc (2,7 T/ha/an MS), pendant 4 ans, ont induit une augmentation significative de 20 % des agrégats > 250 µm alors que ce n'était pas le cas pour le fumier de bovins à l'engraissement (46 T/ha/an MS). Ces résultats sont intéressants car des éléments comme le phosphore sont souvent protégés dans les macro-agrégats et une stabilisation de ces derniers permet de réduire le risque de transfert du phosphore par érosion et ruissellement. Les effets résiduels de tels apports, quelques années après l'arrêt des épandages, ne sont pas toujours évidents à montrer (Wortmann et Shapiro, 2008). En revanche, la porosité du sol peut être améliorée du fait de la transformation d'agrégats larges et compacts en agrégats plus petits, plus uniformes et séparés par des pores interconnectés (Barbera *et al.*, 2013).

La porosité du sol et sa capacité d'infiltration :

L'effet positif de l'apport de Mafor sur la porosité du sol et sur l'agrégation permet une amélioration de la capacité d'infiltration et la conductivité hydraulique (Haynes et Naidu, 1998 ; Gilley *et al.*, 2002). En effet, un meilleur état d'agrégation est associé à une large gamme de pores de différentes tailles dans et entre les agrégats de sols (Dalal et Bridge, 1996) interconnectés entre eux et permettant ainsi une bonne circulation des flux d'eau (Bronick et Lal, 2005). Des apports de compost à deux doses différentes (10 et 40 T/ha) et de fumier (10 T/ha) ont induit un même niveau d'augmentation significative de la macroporosité d'un sol limoneux, un an après l'apport, comparé au témoin sans apport (Pagliai *et al.*, 2004). Des effets positifs plus directs peuvent être liés à l'augmentation de l'activité des vers de terre (Leroy *et al.*, 2008) qui construisent des galeries entraînant ainsi une augmentation des taux d'infiltration. Par ailleurs, il a été observé que l'apport de compost induisait une infiltration de l'eau spatialement plus homogène et prévisible à l'échelle de la parcelle (Cox *et al.*, 2001). Des apports importants de fumier de volailles peuvent avoir un effet positif sur la conductivité hydraulique à saturation quand ils stimulent l'activité lombricienne et augmentent ainsi la macroporosité du sol (Weil and Kroontje, 1979). Khaleel *et al.* (1981) notaient le nombre limité de données concernant l'effet des apports organiques sur la conductivité hydraulique. Une des limites à l'exploitation de données sur l'effet des Mafor sur cette propriété du sol peut être son importante variabilité spatiale mise en évidence dans les études.

La capacité de rétention en eau du sol :

L'augmentation de la capacité de rétention en eau du sol par des apports de boues ou de composts de boues peut être expliquée par l'accumulation de matière organique non décomposée. Cet effet disparaît progressivement au fur et à mesure de la décomposition des boues dans le sol (Camberato *et al.*, 2006). Cependant, Haynes et Naidu (1998) indiquent que la capacité de rétention en eau du sol n'est pas influencée par l'apport de fumiers du fait que la teneur en eau à la capacité de rétention augmente en même temps que la teneur en eau au point de flétrissement. Khaleel *et al.* (1981) indiquent que ces augmentations, dépendent de la texture du sol : l'augmentation de la teneur en eau à la capacité de rétention est plus importante que l'augmentation de la teneur en eau au point de flétrissement dans les sols à texture fine et l'inverse est observé pour les sols à texture grossière.

Caractérisation de la sensibilité du sol à la déformation et sa résistance au développement des racines, à la pénétration des outils ou la résistance au cisaillement

Certains auteurs se sont intéressés aux limites de plasticité et liquidité des sols. Elles renseignent sur le comportement mécanique des sols et permettent de déterminer la gamme d'humidités du sol optimale pour réaliser les travaux de labour sans entraîner de dégâts structuraux. Dans une étude menée par Darwish *et al.* (1995), l'indice de plasticité (limite liquide moins la limite plastique) a diminué avec l'apport de fumier et ce, d'autant plus que la teneur en argile est faible. Cet indice donne une indication sur la rapidité avec laquelle la consistance d'un sol varie avec la teneur en eau entre la limite de liquidité et la limite de rapidité. La résistance au cisaillement a diminué avec l'apport de fumier. L'effet de la Mafor sur cette propriété du sol dépend de la texture et de la nature de la MO. Hemmat *et al.* (2010) ont montré que les valeurs d'humidités correspondantes aux limites de plasticités (LP) et de liquidité (LL) pouvaient être significativement augmentées, comparées au témoin, par 7 années d'apports de fumiers, de boues de station d'épuration et de compost urbain aux doses allant de 25

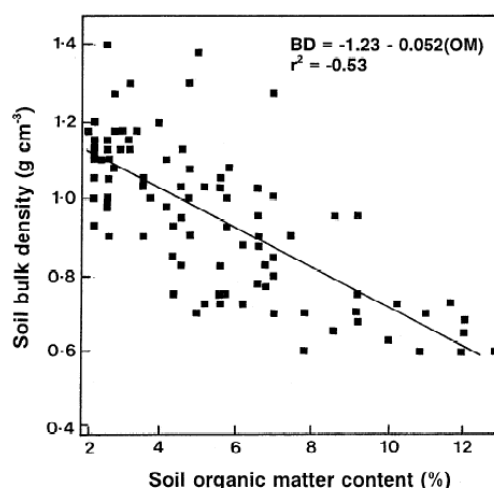
à 100 T/ha. Les boues de step ont eu l'effet le plus marqué sur la limite de plasticité alors qu'aucune différence significative entre les Mafor n'a été relevée pour la limite de liquidité et l'indice de pasticité (LL-PL). Les opérations culturales peuvent avoir lieu dans une gamme plus élevée d'humidité du sol. L'utilisation de compost diminue la résistance à la pénétration et donc la compaction du sol (Edwards, 2010).

L'intensité de ces effets est modulée par :

- La dose et fréquence de l'apport et échelle de temps considérée

Azarmi *et al.* (2008) ont observé un effet de l'apport d'un vermicompost de fumier d'ovins sur la densité apparente et la porosité d'un sol limoneux, proportionnel à la dose et ce, 3 mois après l'apport et pour de faibles doses de compost allant de 0 à 15 T/ha de compost brut. Pour des textures de sol argileuse et limoneuse, il a également été observé une relation de proportionalité entre la dose d'apport d'un compost d'origine urbaine et la densité apparente (Aggelides et Londra, 2000), ce dès l'année de l'apport. L'effet dose peut dominer l'effet lié aux différences entre produits étudiés. C'est le cas de l'étude menée par Hemmat *et al.* (2010) qui compare différents produits (fumier de bovins, boues de step et compost de déchets solides urbains). A dose apportée équivalente, aucun de ces produits n'a un effet significativement différent d'un autre produit sur la densité apparente alors que les différences significatives sont reliées aux différences de doses appliquées. Sur la base d'une étude comparant 3 effluents d'origine animale (fumier de bovin, lisier de porcs ou fumier de volailles) appliqués à des doses croissantes dans 3 types de sols différents (limoneux, sablo-limoneux, argilo-limoneux) sur des durées longues (15 ans), Bhogal *et al.* (2011) mettent en évidence des régressions linéaires entre les résultats exprimés en différence au témoin des propriétés citées et la dose de C appliquées cumulées. La disponibilité en eau est augmentée de 2 %, la porosité augmentée de 1 %, la densité apparente et la résistance à la pénétration respectivement diminuées de 1 et 3 %, pour chaque ajout supplémentaire de 10 T/ha de Carbone. Nektarios *et al.* (2006) mettent en évidence le même type de relations entre des doses croissantes de compost de co-produit d'usine d'olives et l'amélioration de la densité apparente et de la capacité de rétention en eau d'un sol sableux. Haynes et Naidu (1998) font également état d'une régression linéaire entre la teneur en matière organique atteinte après des apports croissants de fumier de volaille des sols et la densité apparente du sol (figure 3.3.2.). Néanmoins, nous pouvons noter une certaine variabilité de réponses de part et d'autre de cette droite de régression et ce, d'autant plus que les teneurs en matières organiques du sol sont faibles.

Figure 3-3-2. Relation entre la densité apparente et la teneur en matière organique de sites ayant reçu des apports croissants de fumier de volaille (Haynes et Naidu (1998), redessiné de Weil and Kroontje, 1979)



Bien que l'effet positif de l'apport de Mafor sur la stabilité structurale soit considéré comme étant proportionnel à la dose apportée (Whalen *et al.*, 2003 ; Aggelides et Londra, 2000), nous pouvons considérer que des apports répétés soient plus efficaces vis-à-vis de l'augmentation de la stabilité structurale que des apports massifs espacés dans le temps (Paré *et al.* 1999 ; Nyamangara *et al.*, 2001, N'Dayegamiye, 2006). Ceci est particulièrement vrai pour les composts. Un apport tous les deux ans d'un compost urbain à des doses agronomiques permet, à moyen terme (5 ans) d'augmenter significativement la stabilité structurale d'un sol limoneux (Annabi *et al.*, 2007 ; Annabi *et al.* 2011). De même, des épandages réguliers de compost sont à privilégier pour améliorer la porosité et la capacité de rétention en eau (Celik *et al.*, 2004).

Les dynamiques temporelles des effets des Mafor sur les propriétés chimiques et physiques des sols sont variables selon les études. Sur une échelle de temps courte, correspondant au cycle cultural d'un chou-fleur,

Casado-Vela *et al.* (2006) n'ont pas observé d'effet significativement positif d'un apport de boues de STEP, sur la densité apparente, quelque-soit la dose apportée. Alors que Cox *et al.* (2001) ont mis en évidence une diminution de la densité apparente et de la CEC d'un sol limoneux dès la première année après un apport massif de compost (110 T/ha), alors que l'augmentation de la stabilité structurale n'a été significative que deux années après l'apport.

Alors que sur une échelle de temps de 3 ans, aucun effet significatif de l'apport de composts à des doses croissantes n'a été observé sur la porosité du sol et la disponibilité en eau, un effet sur le court terme (quelques mois) a été observé pour la dose la plus élevée (72 T/ha) (Weber *et al.*, 2007).

Darwish *et al.* (1995) n'ont pu mettre en évidence un effet cumulé sur 15 ans, important, lié à l'apport de fumier sur la stabilité structurale indiquant qu'il n'y a pas toujours de cumul de l'effet dans le temps et ce, en raison de la décomposition rapide des fumiers.

- Le type de milieu récepteur

La texture du sol, module différemment les effets des Mafor sur les propriétés des sols étudiées. Aggelides et Londra (2000) ont comparé les effets d'un compost de boues de step et un compost de déchets solides un an après leur incorporation dans un sol limoneux et dans un sol argileux. L'effet positif de ces apports sur la densité apparente et sur la résistance à la pénétration est plus marqué dans le sol limoneux. Dans cette même étude, l'observation d'une augmentation de la porosité totale et de la stabilité structurale a été plus importante dans le sol limoneux, et de la conductivité hydraulique, dans le sol argileux. Darwish *et al.* (1995) ont pu noter un effet, même faible, plus important de l'apport d'un fumier sur la stabilité structurale dans les sols limoneux et sableux comparés au sol argileux. Il en est de même dans l'étude menée par Aggelides et Londra (2000) portant sur l'effet d'un compost urbain et ce, lorsque l'on considère les faibles doses. Aux fortes doses, la différenciation des effets liée au type de sol est moins marquée. Indépendamment de la texture proprement dite du sol récepteur, la mise en évidence de l'efficacité d'une Mafor sera d'autant plus significative que le niveau initial de la propriété considérée est faible. Abiven *et al.* (2009) proposent cette hypothèse dans leur revue sur la stabilité structurale.

Une étude menée par Duong *et al.* (2012), montre que l'effet de l'apport de compost sur la stabilité structurale d'un sol peut dépendre de sa teneur en argile avec un effet important dans un sol à 22 % d'argiles comparativement à celui obtenu dans des sols à 13 et 46 %, suggérant un effet optimal pour un sol à 22 % de teneur en argile.

La conductivité électrique déjà élevée de certains sols, peut constituer un facteur limitant à l'apport important de compost. En effet, Roca-Pérez *et al.* (2009), ont pu mettre en évidence que l'apport important de compost améliorerait la stabilité structurale de sols sableux et argileux en conditions contrôlées d'expérimentation et sur une échelle de temps courte, avec un effet plus important observé sur le sol sableux. Le risque d'augmentation de la conductivité électrique du sol suite à l'apport de mafor peut limiter la dose à ne pas dépasser et ce, d'autant que le sol est argileux

Le climat joue également un rôle important en modulant la vitesse de décomposition et de minéralisation des Mafor. En milieu tropical chaud et humide, un apport annuel (12,5 T/ha) pendant 6 ans, de fumier a eu un effet équivalent (+24,5 %) à celui de la restitution des pailles (+22,4 %) sur l'augmentation des agrégats stables à l'eau (ici > 110 µm) (Benbi et Senapati, 2010).

- Les pratiques associées

Paré *et al.* (1999) ont mis en évidence l'effet d'une interaction entre fertilisation organique et travail du sol sur la stabilité structurale d'un sol de texture limono argileuse. Particulièrement, dans cette étude, les agrégats du sol sont plus résistants aux forces de désagrégation par éclatement quand un apport de fumier est combiné à une simplification du travail du sol.

L'augmentation de l'agrégation liée à l'apport de compost de fumier de bovin est accentuée en situation de non travail du sol (Mikha et Rice, 2004 ; Jiao *et al.*, 2006). L'amélioration des propriétés physiques d'un sol sablo limoneux par un apport régulier, tous les 3 ans, de fumier de bovins (10 T/ha) pendant 16 ans est plus en conditions de non apport de supplément d'azote minéral (Dorado *et al.*, 2003). Cependant Bipfubusa *et al.* (2008) ne mettent en évidence aucune modulation de l'effet de boue de papeterie et de son compost sur la stabilité structurale du fait de l'ajout ou non de fertilisation minérale.

Parfois c'est le type d'occupation du sol qui module le processus. Par exemple, la prairie peut être considérée comme le facteur dominant l'effet sur l'agrégation (plus que n'importe quel produit apporté). En effet, sous prairie, Bendfeldt *et al.* (2001) n'ont pas observé d'effet significatif de 18 années d'apport de boues de station d'épuration transformée par voie aérobie sur la stabilité structurale du sol.

Pour certaines cultures telles que la pomme de terre, la densité apparente du sol est une propriété qui doit être finement contrôlée. Dans l'étude menée par Agbede (2010), des apports de fumier de volailles à 10 T/ha et 5 T/ha, sur deux ans, ont permis de diminuer la densité apparente du sol en situation de travail du sol conventionnel. Les valeurs obtenues en non travail du sol étaient plus élevées. Néanmoins, ces apports ont permis d'atténuer le tassement en condition de non travail du sol comparé à une situation conduite en fertilisation minérale.

3.3.2.2. Effets négatifs de l'apport de Mafor sur les propriétés du sol

Il existe cependant des effets néfastes liés à des apports massifs de fumiers (> 100 T/ha) qui peuvent entraîner des croûtes de battance liée à une désagrégation du sol en surface et une diminution de la conductivité hydraulique. Cela peut être dû à une dégradation de la structure du sol liée aux quantités importantes de cations monovalents (K^+ , Na^+) accumulés dans le sol. Des concentrations élevées de Na^+ , K^+ suite à un apport important (40 T/ha) de compost de boue de station d'épuration (Casado-Vela *et al.*, 2006), Mg^{2+} , suite à des apports répétés, sur le long-terme, de fumiers de bovins (Hao et Chang, 2002) ainsi que de NH_4^+ issus de la minéralisation des Mafor (cas des fumiers et particulièrement des fumiers de bovins issus de parcs d'engraissement) peuvent être très rapidement (cycle cultural) observées dans les sols. Outre l'augmentation de la conductivité électrique du sol (Casado-Vela *et al.*, 2006), ces concentrations peuvent être à l'origine d'une dispersion des colloïdes du sol (Haynes and Naidu, 1998, Bronick et Lal, 2005).

Les eaux usées issues de procédé de traitement industriel sont souvent, par nature, riches en cations monovalents et chargées en éléments en suspension qui se déposent au sein de la porosité du sol et entraînent sa diminution (Liu et Haynes, 2011). Les effets négatifs d'apport d'eaux usées ont été également observés par Tejada *et al.* (2008) observant une augmentation de la densité apparente et une baisse de la stabilité structurale suite à des apports de vinasses de betterave. Les solutions sont diverses : Ces auteurs montrent que le compostage de la partie solide de la vinasse avec des résidus de cultures permet d'inverser ce phénomène en améliorant de manière significative les propriétés du sol, et ce dès la première année de l'apport. Pathak *et al.* (1999) observent des effets positifs sur la densité apparente et la conductivité hydraulique liés à des apports de digestats de vinasse. Barbera *et al.* (2013) préconise des volumes d'apport de ces eaux usées particulièrement faibles pour des sols à faible conductivité hydraulique (< 5 mm/h).

Dans certaines situations, notamment de sol stable et riche en MO (sol argilo-limoneux), l'accumulation de matière organique suite à 11 années d'apport de compost ou de fumier frais de bovins viande (77 T/ha/an) peut rendre les agrégats plus friables et donc plus susceptibles à la désagrégation lors des labours (Miller *et al.*, 2012). Whalen et Chang (2002) se sont intéressés à l'accumulation des nutriments dont le phosphore dans les agrégats en vérifiant si ces derniers sont stables et donc résistants à l'érosion éolienne ou non, en situation de sols irrigués et non irrigués. La stabilité des agrégats est très faiblement améliorée à certaines doses de fumier et sous certaines conditions, voire dégradée. Pour les doses élevées (30 T/ha en brut dans les sols non irrigués et 60 T/ha dans les sols irrigués), les apports de fumiers provoquent la dispersion des macroagrégats lesquels sont enrichis en C, N et P par les apports de fumiers. Les risques de pertes de ces nutriments par érosion sont donc augmentés.

L'effet positif d'une accumulation de matière organique liée à des apports répétés d'effluents peut compenser largement les effets négatifs liés à l'accumulation de cations monovalents. C'est le cas des situations où les taux de matières organiques ainsi que les niveaux de stabilité structurale sont élevés comme les sols sous prairies (Liu et Haynes, 2011). Dans les autres cas, il faut raisonner de manière précise la gestion des apports (quantité, fréquence) en prenant obligatoirement en compte le type de sol, pour atteindre le meilleur compromis.

Dans le cas particuliers d'apport de boues issues de la potabilisation de l'eau, riches en oxydes d'aluminium et de fer, un phénomène de floculation des silicates du sol et de dégradation de la structure peut être observé. Après déshydratation des boues, les hydroxydes de Fe et d'Al peuvent au contraire agir comme des ciments entre les particules minérales, diminuer les phénomènes de gonflements et augmenter la stabilité structurale du sol (Elliott

et Dempsey, 1991). Ojeda *et al.* (2008) observaient également qu'une boue de STEP (10 T/ha MS) thermiquement séchée avait un effet positif plus important sur la stabilité structurale que la même quantité de boue compostée ou digérée, après deux années d'apport sur un sol limoneux calcaire initialement stable.

3.3.2.3. Effets positifs et effets négatifs peuvent se retrouver : cas de l'hydrophobicité des molécules organiques induites par les apports de Mafor

La stimulation de l'activité des microorganismes peut conduire à l'accumulation de molécules hydrophobes (molécules humiques, lipides) et/ou de molécules à caractère répulsif vis-à-vis de l'eau du sol. C'est le cas des molécules répulsives (Blair *et al.*, 2006) dans des sols amendés avec des fumiers qui seraient produites par des champignons impliqués dans la décomposition des fumiers (Weil et Kroontje, 1979). Le caractère répulsif peut également se produire entre certaines molécules humiques solubles dans certaines eaux de traitement et les argiles du sol (Liu et Haynes, 2011). Ces molécules peuvent être initialement présentes dans la Mafor et peuvent s'accumuler (même temporairement) tant qu'elles ne sont pas décomposées. C'est le cas des eaux usées issues de procédés industriels (Liu et Haynes, 2011 ; Barbera *et al.*, 2013). Cette accumulation aboutit à deux types de résultats différents selon la propriété étudiée : (1) une amélioration de la stabilité structurale du fait de la résistance à l'éclatement qu'elles confèrent aux agrégats en atténuant la vitesse de pénétration de l'eau dans les agrégats – ainsi la présence de pores continus entre des agrégats de petite taille stable permet une amélioration de la stabilité plus ou moins persistante et (2) une diminution de la conductivité hydraulique, de la porosité et de la capacité de rétention en eau du sol, pour les mêmes raisons. Ce type de résultats a pu être observé par Blair *et al.* (2006) suite à des apports répétés (35 T/ha/an), sur le long terme (150 ans), de fumier de bovins.

Les effets des épandages des eaux usées de moulins à huile sur les différentes propriétés évoluent dans le temps (Barbera *et al.*, 2013). Selon ces auteurs, un effet positif sur la porosité et la stabilité structurale a lieu quelques mois après l'apport. Malgré des divergences, les effets sur l'infiltration et la conductivité hydraulique sont considérés comme étant négatifs, du fait de l'apport de quantité importante de MO en suspension, des concentrations élevées en cations échangeables et de l'accumulation de substances grasses en surface. L'effet est positif sur les capacités de rétention en eau du sol, quand les substances hydrophobes sont dégradées. L'action combinée de matières organiques en suspension ou dissoutes, de sels et de solubilisation-insolubilisation des minéraux par les carbonates provoque avec le temps des effets plus ou moins marqués et positifs sur la porosité du sol qui évoluent dans le temps après l'épandage. Cet effet est accentué au printemps quand les conditions d'humidité et de température sont favorables à l'activité biologique.

3.3.3. Etudes comparées de Mafor

Une étude comparative menée par Celik *et al.* (2004), sur un sol argilo-limoneux, a mis en évidence un effet positif d'un compost de déchets verts et d'un fumier de bovins sur la densité apparente (D_a), la conductivité hydraulique (K_{sat}), la stabilité structurale et la disponibilité en eau du sol, au bout de 5 années d'apport à une dose de 25 T/ha, sans différence significative entre les produits. Cependant, les valeurs de D_a , K_{sat} et la disponibilité en eau, les plus élevées ont été obtenues suite aux apports de composts alors que les valeurs les plus élevées de stabilité structurale ont été observées suite aux apports de fumier. Une autre étude comparant l'effet des apports de produits organiques sur la conductivité hydraulique à saturation, dans un sol sablo-limoneux, a montré des résultats contraires : une amélioration significative de cette propriété du sol avec un effet plus marqué obtenu suite à un apport de fumier de ferme comparé à des apports de différents composts: de fumier de ferme et de déchets verts (bien que les différences entre produits n'étaient pas significatives compte tenu de la variabilité spatiale qui caractérise cette mesure).

Lors d'une étude menée par Albiach *et al.* (2001), après 5 années d'applications (24 T/ha) de produits organiques sur un sol sablo-limoneux, la classification des produits vis-à-vis de leur effet sur la stabilité structurale est la suivante : compost de déchets urbains solides > boues de station d'épuration > fumiers de mouton. Le vermicompost apporté selon les mêmes modalités n'a pas induit d'augmentation de la stabilité structurale du sol étudié.

Alors que Jokela *et al.* (2009) n'observaient aucun effet significatif de l'apport répété d'un lisier de vache sur 4 années d'essai, sur la densité apparente et la stabilité structurale d'un sol limoneux, dans une étude⁰⁸ menée par Leroy *et al.* (2008), des apports de fumier, lisier+paille et composts ont induit une augmentation significative de la stabilité structurale 11 mois après l'apport. Même si les différences d'effet entre les produits étaient faibles, ces derniers peuvent être classés comme suit : lisier de bovins + avec résidus de culture > fumier de ferme > Composts. Dans cette étude, tous les produits ont eu un effet positif sur la teneur en carbone des sols. Pour autant, il n'y avait pas de corrélation entre l'augmentation de la quantité de carbone dans les sols et l'augmentation de la stabilité structurale. La qualité du carbone est aussi importante à considérer que la quantité de carbone apportée au sol. Peu d'études portent sur l'effet des lisiers sur les propriétés physiques du sol. Mbagwu *et al.* (1991) ont pu observer qu'un apport de lisier de vache avait un effet positif sur la stabilité structurale dans un sol sableux alors que l'inverse était observé dans un sol argileux.

Annexe. Détail des mots-clefs utilisés pour construire le corpus de la section 3.3

1- Liste des Mafor	
2- Propriétés chimiques et physiques d'intérêt	<p> propert* OR ph OR CEC OR "electrical conductivity" OR "mineralizable N" OR "nutrient efficiency" OR "pH" OR "water content" OR moisture OR "water retention" OR "water holding capacity" OR strength OR "chemical propert*" OR "physical propert*" OR "water infiltration" OR conductivity OR agregation OR "agregate stability" OR "water balance" OR "water stress" OR "water storage" OR "moisture content*" OR "consistency limit*" OR compact* OR "mechanical resistance" OR "penetration resistance" OR compactness OR runoff OR run-off OR "run off" OR "bulk densit*" OR "saturated hydraulic conductivity*" OR "water permeability" OR "structural propert*" OR porosity </p>
3- Processus d'intérêt	<p> "water availability" OR erosion OR leaching OR infiltration OR "nutrient availability" OR transport OR "preferential flow" OR loss OR "root penetration" OR "Crop yield" OR "Crop productivity" </p>
4- Epannage	<p> ("soil spreading" or "land application" or "land spreading" or "soil amend*" or "soil application" or "crop* soil*" or "soil applied" or "soil improve*" or "land disposal") AND (soil* OR field* OR arable* OR agricult* OR agron*) </p>

Requête : 1 AND 2 AND 3 AND 4

Les quatre composantes ont été recherchées dans l'ensemble des TOPIC des références.

3.4. Impacts des Mafor sur la quantité et la qualité des matières organiques dissoutes

Emilie Jardé

"Dissolved organic matter comprises only a small part of soil organic matter; nevertheless, it affects many processes in soil and water including the most serious environmental problems like soil and water pollution and global warming." (Kalbitz et Kaiser 2003)

Liste des acronymes utilisés :

Mafor : matière fertilisante d'origine résiduaire.

MOD : matières organiques dissoutes.

MOS : matières organiques du sol.

MO : matière organique.

MOEE : matière organique extractible à l'eau.

COD : carbone organique dissous.

COS : carbone organique du sol.

Introduction

Le chapitre 3 « effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers » est découpé en huit sous-parties, cette contribution s'inscrit dans la sous-partie traitant spécifiquement de l'impact des Mafor sur la nature, dynamique et quantité de matières organiques dissoutes, en particulier sur le transfert sol-eau, des matières organiques dissoutes (MOD) ou carbone organique dissous (COD) apportées par les Mafor.

La MOD ne représente qu'une très petite fraction de la MO du sol (review de Chantigny, 2003). Cependant les molécules la constituant influencent l'activité biologique du sol, affectent le transport de polluants métalliques et organiques et contribuent à l'altération des minéraux et à la podzolisation¹ (Chantigny, 2003). La MOD est ainsi au cœur de nombreux processus environnementaux incluant le cycle du carbone (Baldock et al., 2004), le transport des nutriments et le devenir des contaminants organiques, métalliques et biologiques. Un excès de MOD peut également impacter la qualité des eaux en favorisant la croissance des espèces phytoplanctoniques et une eutrophisation du milieu (Fagerberg et al., 2009 ; Loureiro et al., 2009).

Une synthèse bibliographique sur le transfert de MOD/COD des sols vers les eaux après apport de Mafor permettra d'obtenir des connaissances non seulement (i) sur l'impact quantitatif des Mafor sur les teneurs en MOD/COD, des sols, (ii) mais aussi sur la qualité de cette MOD/COD, facteur influençant la capacité à complexer et transporter les contaminants biologiques, métalliques et organiques issus des Mafor dans les eaux (Han et Thompson, 1999 ; Puglisi et al. 2010).

Référentiel bibliographique utilisé

La démarche suivie pour construire le corpus bibliographique final est détaillée en annexe 3-4-2 de la présente section 3.4. Ne sont ici présentées que les grandes idées ayant permis d'aboutir au corpus final.

Les références exploitées dans cette contribution sont issues de requêtes croisant la liste des Mafor commune à tous les experts avec trois listes de mots-clés thématiques spécifiques à l'impact des Mafor sur la dynamique et la qualité des MOD.

¹ Processus de formation des podzols caractérisé par l'altération des minéraux argileux par les acides organiques et formation de complexes organo-minéraux mobiles qui vont précipiter en profondeur sous climats froids.

1^{er} croisement (mafor) AND (solutés carbone) AND (transfert/eau) AND (épandage) :

Ce croisement permet de coupler tous les mots clés définis pour le corpus de cette contribution.

2^{ème} croisement (mafor) AND (solutés carbone) AND (transfert/eau)

Ce croisement permet d'élargir recherche bibliographique en ne prenant pas en compte la notion épandage (comme dans le premier croisement).

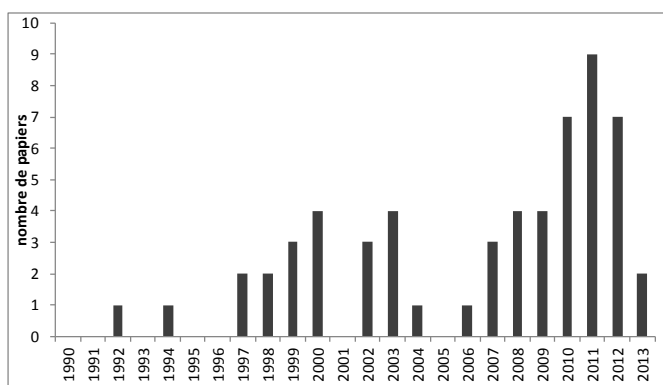
3^{ème} croisement (mafor) AND (solutés carbone) AND (transfert/eau) AND (sol) AND (application)

Un affinage manuel a ensuite été réalisé afin de ne garder que les références les plus pertinentes et qui entrent effectivement dans le sujet de cette contribution. Cet affinage a été effectué en lisant les titres et/ou résumés et/ou textes des références du premier corpus. Ainsi, ont été éliminées les références hors-sujet. Des références issues de ma base bibliographique personnelle ont été ajoutées. Les mots-clés définis ont généré beaucoup de bruit (~70% des références) et la plupart des références éliminées lors de l'affinage manuel concernent soit (i) la thématique de la MOD mais sans apport de Mafor soit (ii) les thématiques de la MO des sols ou le transport des contaminants (organiques et métalliques) des Mafor par la MO dans les sols ou le transfert de CO₂ vers l'atmosphère, qui font l'objet d'autres sections de ce rapport.

Le corpus final contient donc 58 références.

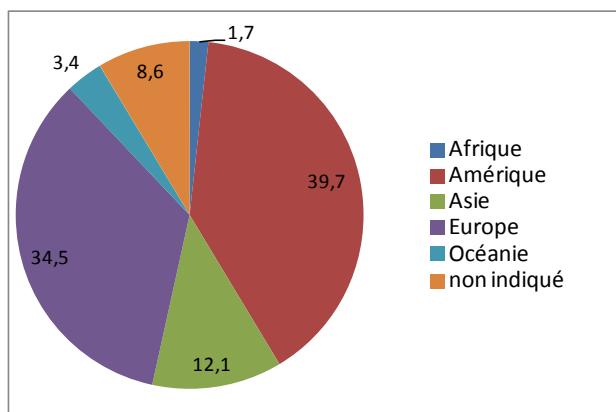
La figure 3-4-1 présente la répartition temporelle des références entre 1990 et 2013. 15,5% des références ont été publiées avant 2000 ; 41,4% entre 2000 et 2010 et 43,1% depuis 2010. Cette répartition montre donc que l'intérêt pour le sujet traité est toujours d'actualité.

Figure 3-4-1. Répartition temporelle des références du corpus bibliographique



Les références du corpus ont été classées par contexte géographique dans lequel ont été réalisées les études. La figure 3-4-2 synthétise ces informations pour le corpus traité par continent. Parmi les 58 références du corpus bibliographique, 23 études ont été réalisées en Amérique, 20 études en Europe dont 3 références en France, 7 études en Asie, 2 études en Océanie, 1 étude en Afrique (Egypte). Il y a 5 études dont le contexte géographique n'est pas indiqué. Les études réalisées en France (5,2%) sont minoritaires sur la question traitée, par contre 34,5% des études se sont déroulées en Europe. 65,5% des études se sont déroulées ailleurs qu'en Europe.

Figure 3-4-2. Répartition géographique des travaux du corpus bibliographique



78 types de Mafor ont été retrouvés dans les 58 références traitées dans le corpus bibliographique. Le tableau 3-4-1 présente le détail par type et nombre de ces Mafor. La majorité des travaux concernent les effluents

d'élevage (49 occurrences) avec essentiellement des papiers traitant des déjections bovines, des déjections avicoles, des déjections porcines, des animaux d'élevage indifférenciés et des déjections ovines. Les boues et effluents de station d'épuration ont été retrouvés 8 fois dans les références et les composts municipaux, déchets verts, biochars ont été retrouvés 21 fois dans les références analysées.

Tableau 3-4-1. Représentativité des différents Mafor dans le corpus bibliographiques.

Type de MAFOR	nombre	Type de MAFOR	nombre
farmyard manure	7		
		wastewater effluent	1
pig slurry	4	sewage sludge	5
pig manure	2	sludge compost	1
liquid hog manure	3	liquid sewage-sludge	1
liquide swine manure	2		
		paper sludge	1
cattle slurry	1	mushroom compost	1
separated cow manure	1	lump-wood charcoal	1
dairy cattle manure	5	green waste compost	1
cattle manure	4	sawdust	1
dairy slurry	1	municipal solid waste compost	2
cow manure	1	biochar, black carbon	2
cow faeces	1	compost	2
cow urine	2	wood ash	2
		peat ash	1
broiler litter	2	green compost	1
poultry manure	4	cattle and horse manure compost	1
poultry litter	3	vinasse (surgarcane wastewater)	1
raw poultry litter	1	biosolids	2
pelletized poultry litter	1	rice straw	1
chicken manure	1	rice straw compost	1
turkey litter	1		
sheep barn waste	1		
sheep urine	1		

Parmi les 58 références du corpus bibliographique, 33 références ont pour site d'étude des parcelles expérimentales ou des sols de bassins versants, 16 sont des expérimentations en conditions contrôlées au laboratoire, 5 traitent des deux et dans 4 papiers le type de site d'étude n'est pas mentionné.

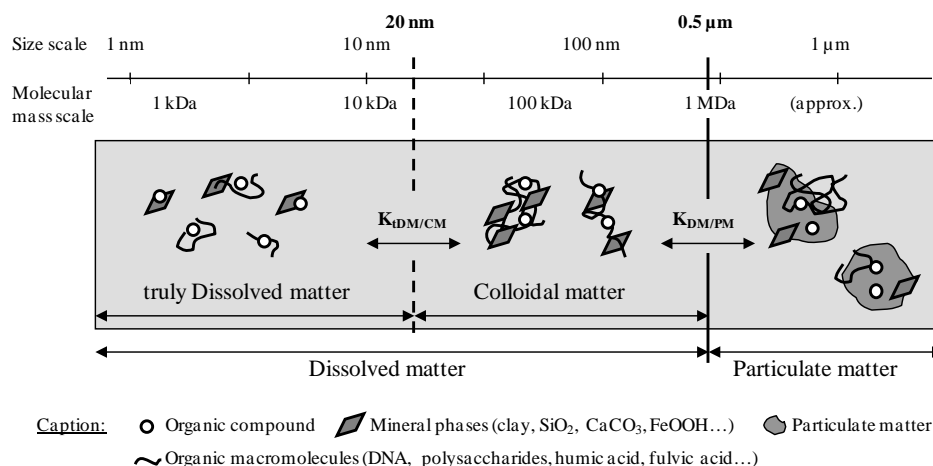
3.4.1. Définition, origine et rôle de la MOD

La MO représente l'ensemble des composés hydrocarbonés d'origine naturelle et anthropique d'un écosystème.

La MOD est communément distinguée de la MO particulière par filtration (seuil de coupure entre 0,22 m et 0,7 µm selon les auteurs (Chantigny, 2003, figure 3-4-3). Dans le corpus analysé, les seuils de coupure utilisés pour la filtration de la MOD varient de 0,2 µm à 8 µm. Une telle disparité dans les seuils de coupure peut poser la question de la comparaison des résultats entre eux puisque ce ne n'est pas la même fraction qui est analysée par les différents auteurs.

Dans le corpus analysé, les auteurs, étudient également la fraction MO extractible à l'eau (MOEE) qui correspond à la MO extraite par agitation de sol amendés avec les Mafor avec des solutions aqueuses (eau et/ou sels). Cette fraction inclut la MOD présente dans les macropores et les micropores puisque l'agitation provoque une perturbation permettant d'atteindre la microporosité (Chantigny, 2003 ; Zsolnay, 2003). Cette fraction représente moins de 2 % de la MOS des sols agricoles (Zsolnay, 1996), elle participe néanmoins à nombre de processus pédologiques et environnementaux (Angers et al., 2006).

Figure 3-4-3. Représentation schématique de la partition entre MO particulaire et dissoute (modifiée de Thurman, 1985 et Tremblay et al., 2005)



La MOD est un mélange complexe et hétérogène présent dans toutes les eaux naturelles, la majorité des composés la constituant n'étant pas structurellement identifiés à l'heure actuelle. Elle fait le lien entre les environnements terrestres et aquatiques (Byrne et al., 2010). Le transport de MOD dans les sols est une voie majeure d'entrée de carbone dans les eaux de surface (Boissier et Fontveille, 1993). La MOD ne représente qu'une faible proportion (0,1 à 2 %, Rochette et al., 2000 ; Bol et al., 1999) de la matière organique du sol (MOS). Cependant, il est clairement reconnu que la MOD peut influencer une myriade de processus biogéochimiques dans les environnements aquatiques et être un paramètre environnemental clé (Kalbitz et al., 2000 ; Bolan et al., 2011 ; Liang et al., 2012). Dans les eaux de surface, la MOD est la principale source de nourriture et d'énergie pour les organismes aquatiques (Findley et al., 1991) et exerce vis-à-vis d'eux un rôle protecteur par sa capacité à absorber une partie du rayonnement solaire (Zuo et Jones, 1997). La MOD influe également sur l'acidité des eaux (Eshleman et Hemond, 1985), affecte la complexation, la solubilité et la mobilité des contaminants métalliques (Shafer et al., 1997) ou organiques, tels que les pesticides (Piccolo, 1994 ; Bolan et al., 2011) ou les résidus médicamenteux (Graber et Gerstl, 2011). La MOD nuit également au traitement des eaux destinées à la potabilisation lorsqu'elle est présente à des fortes concentrations par une élévation du coût de traitement des eaux et par la formation de sous-produits chlorés cancérigènes (Siddiqui et al., 1997). Enfin, à une échelle plus globale, la MOD transportée par les rivières est une composante essentielle du cycle du carbone (Ludwig et al., 1996) qui contribue à réguler la teneur en CO₂ de l'atmosphère terrestre (Battin et al., 2009). La concentration en carbone organique dans les sols est liée en partie à l'apport de fertilisant organique. Les fractions labiles de carbone du sol, telles que la biomasse microbienne, la MOEE et la MO particulaire peuvent répondre rapidement à des changements d'apports de carbone. (Hartwig et Ammon, 2002).

La majeure partie de la MOD des solutions de sols ou des eaux de surface provient de la solubilisation de la MOS accumulée sur les sols et provenant de la végétation ou de l'apport de MO exogène (figure 3-4-4). L'apport de Mafor sur les sols augmente les teneurs en MOD des sols soit en étant directement une source de MOD, soit en améliorant la solubilisation des MOS (Bolan et al., 2011 ; Udeigwe et al., 2011). La figure 3-4-5 est un schéma conceptuel synthétisant les différentes voies d'impact des Mafor d'origines animales sur la qualité de l'eau. Les Mafor domestiques ou industrielles sont épandues sur les sols agricoles après stockage et leurs impacts sur la qualité de l'eau suit donc après épandage le même chemin que les Mafor d'origine animale. L'impact des Mafor peut aboutir à une contamination ponctuelle des eaux quand les Mafor sont déversées de manière accidentelle (eau de surface servant d'abreuvoir naturel pour le bétail dans les prairies, fuite des fosses de stockage, accident sur les canalisations, déversement accidentel des tonnes d'épandage...) ou à une contamination diffuse. Cette dernière étant liée à l'épandage des Mafor sur les sols agricoles.

Figure 3-4-4. Principaux imports et exports de MOD dans les sols agricoles (d'après Bolan et al., 2011)

- 1) exsudats racinaires,
- 2) lyse microbienne,
- 3) humus,
- 4) décomposition de la litière et des résidus de culture,
- 5) amendements organiques,
- 6) minéralisation microbienne,
- 7) assimilation microbienne,
- 8) lessivage latéral,
- 9) adsorption,
- 10) lessivage vertical

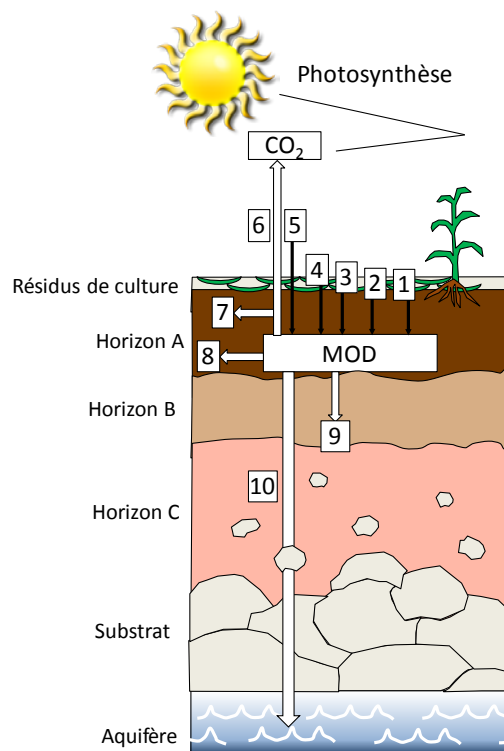
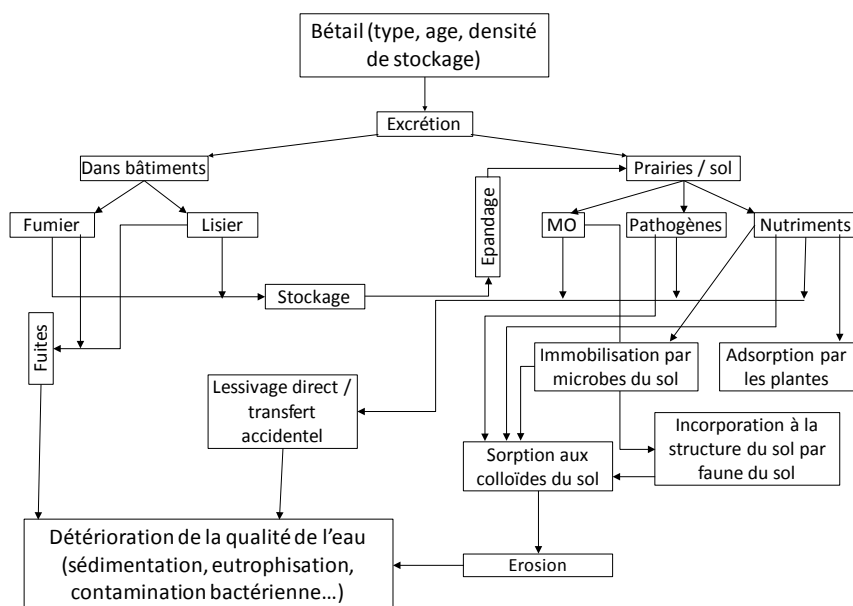


Figure 3-4-5. Schéma conceptuel illustrant l'impact des déjections animales sur la qualité des eaux (d'après Bilotta et al., 2007).



3.4.2. Impact des Mafor sur les quantités de COD/MOD

Précision : les teneurs en COD mesurées par les différents auteurs sont liées à la dose de Mafor appliquée sur les sols. Les doses de Mafor utilisées ne sont pas toujours exprimées dans les mêmes unités et les données retrouvées dans les références ne permettent pas toujours d'homogénéiser l'unité de Mafor épanchée. Ainsi, le choix a été fait de ne pas mettre de valeurs chiffrées dans ce paragraphe sur l'impact des Mafor sur les teneurs en COD/MOD des sols mais plutôt d'exprimer cet impact en tendance positive, négative ou nulle et de donner une fourchette des facteurs d'augmentation ou de diminution sur les teneurs en COD mesurées par les auteurs dans les études entre

les sols amendés par les Mafor et les sols contrôles (sols témoins sans amendement). Un tableau synthétisant les données de doses de Mafor épandue par référence est présenté en annexe 3-4-1 de la présente section 3.4.

Avec le corpus analysé, il n'a pas été possible de collecter une information quantitative exhaustive sur les proportions de carbone apportées par les Mafor et perdues sous forme de COD après épandage de ces Mafor. Quelques études permettent toutefois d'avoir des informations quantitatives parfois divergentes.

L'étude de Rochette et Gregorich (1998) a montré que l'apport de fumier frais ou décomposé augmentait d'un facteur 2,2 à 2,5 les flux de carbone exporté sous forme dissoute dans les horizons superficiels (0-2 cm) de sols agricoles. L'étude de Gregorich et al. (2003) a montré que le COD après épandage de fumier bovin représentait 1,7 % du carbone organique total du sol. Un résultat à peu près similaire a été trouvé par Liang et co-auteurs (2012) qui ont mis en évidence que le COD après épandage de fumier bovin représentait entre 0,7 et 1,1 % du carbone organique du sol. L'étude de Beesley (2012) a montré que les pertes de carbone sous forme de COD étaient estimées à < 0,5 % des pertes totales de carbone dans des sols amendés avec des composts de déchets verts. L'étude de Wright et al. (2008) a mis en évidence que la proportion de carbone présente sous forme dissoutes par rapport au carbone organique total du sol étaient en moyenne plus importantes dans les sols sans Mafor (COD= 3,6 % du COS) que pour les sols amendés avec des composts mixtes (déchets paysagers et biosolides ou déchets paysagers et fumier, COD=2,7 % du COS), et ce quelle que soit la dose de compost apportée au sol. L'étude de Bell et Worrall (2011) suggère que les pertes de COD après apport de biochar sur des sols ne dépassent pas les apports de carbone au sol et que le sol reste un puits de carbone.

Sur les 58 références du corpus, 44 références étudient spécifiquement l'impact des Mafor sur la quantité de COD/MOD. Parmi ces 44 références, 27 études ont pour site d'étude des parcelles expérimentales. Les Mafor analysées dans cette partie sont majoritairement des déjections animales. Dans le corpus analysé, la majorité des Mafor étudiées sont épandues sur des sols agricoles. Les exceptions sont l'étude de Gallet et al. (2003) qui a été réalisée dans un pâturage de montagne, celle de Lambie et al. (2012), Bol et al. (1999 et 2003) sur des sols de prairies et celles de Shand et al. (2000) et Norström et al. (2012) réalisées sur des sols de forêt.

Cet impact est étudié *via* le dosage de COD mesuré dans les MOD (filtration entre 0,2 µm et 8 µm) ou dans les MOEE après filtrations de celles-ci (entre 0,2 µm et 8 µm). Il est important de souligner qu'il n'existe pas de protocole standard et commun à tous les auteurs pour l'extraction des MOEE. Les grandes étapes comprennent en général une extraction de la matrice solide (Mafor+sol) avec une solution aqueuse (eau ou eau+solutions salines), une agitation, une centrifugation puis une filtration. Les principaux facteurs variant d'une étude à l'autre sont : (i) le mode de séchage (ou absence de séchage) de la matrice solide, (ii) le broyage ou l'absence de broyage de la matrice solide, (iii) le rapport solide/liquide, (iv) la nature et température de l'extractant, (v) le pH de l'extractant, (vi) la durée de l'extraction, (vii) le type et la durée d'agitation, (viii) la vitesse, durée et température de centrifugation et (ix) le seuil de filtration. Jones et Willett (2006) ont testé l'effet du séchage du sol, de la nature de l'extractant, du rapport sol : solution, de la température, de la durée d'agitation, de la centrifugation sur la quantification du COD dans les MOEE. Leurs résultats montrent clairement que les conditions d'extraction impactent significativement les concentrations en COD mesurées et peuvent rendre difficile la comparaison des résultats obtenus (Christ et David, 1996 ; Zsolnay, 2003 ; Jones et Willett, 2006). Sur les 44 références traitant de l'impact des Mafor sur la quantité de MOD, 28 références étudient la MOEE en réalisant des extractions des sols sur lesquels sont épandus différents types de Mafor et 16 références étudient le compartiment MOD.

Les concentrations en COD des Mafor seules sont très importantes et supérieures aux concentrations en COD des MOEE des parcelles amendées avec des Mafor. Ceci suggère que l'ensemble de la MOEE potentielle des Mafor n'est pas extraite ou accessible après l'épandage de celles-ci. Ceci pourrait s'expliquer par une adsorption d'une partie de la MOEE sur les surfaces minérales du sol la rendant inaccessible à l'extraction (Kaiser et Kech, 1998 ; Angers et al., 2006).

3.4.2.1. Impact du type de Mafor

De façon globale, les références étudiées montrent que l'apport de Mafor au sol augmente la teneur en MOD ou MOEE (Kirchmann et Lundvall, 1993 ; Bhogal et Shepherd, 1997 ; Gregorich et al. 1998 ; Rochette et Gregorich, 1998 ; Han et Thompson, 1999 ; Rochette et al., 2000 ; Shand et al., 2000 ; Wong et al., 2000 ; Chantigny, 2003 ; Gallet et al., 2003 ; Gregorich et al., 2003 ; Usman et al., 2004 ; Shah et al., 2009 ; Major et al. 2010 ; Bell &

Worrall, 2011 ; Zhang et al., 2011 ; Dutta et al., 2012 ; Lambie et al., 2012 ; Miller et al., 2012 ; Norström et al., 2012).

Quelques études montrent cependant, que l'apport de Mafor ne modifie pas la teneur en MOD/MOEE des sols (Usman et al., 2004 ; Angers et al., 2006 ; Royer et al., 2007 ; Menjoulet et al., 2009 ; Ruark et al., 2009 ; Takahashi et al., 2010 ; Jin et al., 2011 ; Piirainen et al., 2013).

Le **tableau 3-4-2** présente une synthèse de l'impact des Mafor d'origine animale sur la quantité de COD/MOD. Les résultats des études sont détaillés dans le texte.

Déjections bovines

L'épandage des déjections bovines sous forme liquide ou solide augmente sur le court-terme la teneur en COD des horizons superficiels (0-10 cm ou 0-40 cm) de sols limoneux ou argileux du Canada (Gregorich et al., 1998 ; Rochette et Gregorich, 1998 ; Gregorich et al., 2003 ; Angers et al., 2006), de sols argileux en Angleterre (Bol et al., 1999), des sols argileux à Porto-Rico (Ortega-Achury et al., 2007), ou des sols silteux limoneux en Chine (Liang et al., 2012). Cet effet est maximal 1 jour (Angers et al., 2006 : augmentation d'un facteur 2 à 3 entre sol contrôle et sol amendé quelle que soit la nature de la déjection ; Bol et al., 1999 : augmentation d'un facteur ~10 entre sol contrôle et sol amendé avec bouses de bovins), 5 jours (Gregorich et al., 1998, facteur 2 à 7 entre sol contrôle et amendés selon la dose de fumier bovin épandue ; Rochette et Gregorich, 1998 : facteur 2,7 à 3,2 pour fumier stocké et décomposé, respectivement) ; ou pendant 4 semaines (Bol et al., 2003 : facteur 2,6 pour lisier bovin) après l'épandage. L'étude d'Embacher et co-auteurs (2008) met également en évidence un effet positif du fumier bovin sur les teneurs en COD des MOEE des sols en Allemagne. Cet effet est visible jusqu'à 40 cm de profondeur avec des facteurs d'augmentations moyens variant de 1,5 à 2 entre sols amendés et sol contrôle. La même tendance a été mise en évidence après l'épandage de fumier bovin sur des sols sableux-limoneux en Inde où l'effet des Mafor sur les teneurs en COD des MOEE des sols est mesuré jusqu'à 30 cm de profondeur (Banger et al., 2010) ou jusqu'à 20 cm de profondeur dans des sols argileux-limoneux en République Tchèque après l'apport de fumier bovin (Simon 2008).

L'épandage de fumier bovin sur des sols de prairies en France augmente significativement les teneurs en COD dans les lixiviats des sols amendés, avec un impact maximum une semaine après l'apport de Mafor (augmentation d'un facteur 10) par rapport au contrôle (Gallet et al., 2003).

Une expérimentation de lessivage de sols sur lesquels de l'urine de bovin a été appliquée montre que la solubilisation du carbone des sols est dix fois plus importante après l'épandage d'urine de bovin que sans apport d'urine (Lambie et al., 2012).

Déjections avicoles

L'épandage de fumier de volaille a un effet positif sur les teneurs en COD des MOEE de sol limoneux en Ecosse ou argileux à Porto-Rico, avec une augmentation d'un facteur 7 dans l'horizon superficiel (0-20 cm) sur le court-terme (jusqu'à 5 jours après l'apport de Mafor) (Martin-Olmedo et Ress, 1999 ; Ortega-Achury et al., 2007). L'apport annuel répété pendant dix ans de déjections avicoles sur des sols limoneux sableux en Géorgie (Etats-Unis) a un impact positif sur la teneur en COD des MOEE (Zhang et al., 2011 : augmentation d'un facteur 1,2 en apport cumulé sur dix ans par rapport à contrôle). Le même résultat a été obtenu après l'épandage de fumier de volaille sur des sols en Caroline du Nord (EU, Shah et al., 2009) ; un impact significatif sur la teneur en COD après apport de fumier de volaille a été enregistré dans les sols jusqu'à 60 cm de profondeur.

L'épandage de fumier de volaille a un effet positif sur les teneurs en COD des eaux de ruissellement de surface de sol silto-limoneux australien, avec une augmentation d'un facteur 13 des teneurs en COD dans les eaux de ruissellement des sols amendés par rapport au contrôle une semaine après l'épandage (Eldridge et al., 2009). Le même effet a été mesuré dans les eaux de ruissellement de surface de sols limoneux aux Etats-Unis sur lesquels du fumier de volaille sous différentes formes (brute et pelletisée) a été épandu, avec une augmentation d'un facteur 2 à 14 des teneurs en COD dans les eaux de ruissellement des parcelles amendées par rapport au contrôle (Dutta et al., 2012). Dans cette étude, l'épandage de fumier de volaille brut a un plus fort impact sur les teneurs en COD que l'épandage de fumier de volaille sous forme pelletisée. D'autre part, les teneurs en COD dans les eaux de ruissellement augmentent également avec l'augmentation de la dose de fumier de volaille brut épandue sur les sols (Dutta et al., 2012).

Tableau 3-4-2. Impact des Mafor d'origine animale sur les quantités en COD/MOD après leurs épandages sur les sols.

Mafor	Type de sol	Situation géographique	Substrat analysé	Augmentation du COD par rapport au sol contrôle	Effet max après épandage (durée du suivi)	Durée de l'effet après épandage	Références
cattle manure	limoneux	Canada	horizons superficiels (0-10 cm)	pas d'effet			Chantigny et al., 2002
cattle manure	limoneux	France	eaux de ruissellement	1 à 8	(7 mois)		Delpla et al., 2011
cow urine	prairies	Nouvelle-Zélande	bloc de sol de 5 cm de prof.	10	(16h)		Lambie et al., 2012
dairy cattle manure	limoneux-argileux	Canada	horizons superficiels (0-30 cm)	2 à 3	1 jour (1an)		Angers et al., 2006
dairy cattle manure	limoneux ou argileux	Canada	horizons superficiels (0-20 cm)	2 à 7	5 jours (170 jours)		Gregorich et al., 1998
dairy cow faeces-stockpiled/dairy cow faeces rotted	limoneux ou argileux	Canada	horizons superficiels (0-20 cm)	2,7 / 3,2	10 jours (130 jours)	40 jours	Rochette et Gregorich, 1998
dairy dung	argileux	Angleterre	horizons superficiels (0-10 cm)	~10	1 jour (33 jours)		Bol et al., 1999
dairy manure	argileux-limoneux	Canada	horizons superficiels (0-15 cm)	1,8 à 2			Gregorich et al., 2003
dairy manure	argileux	Porto-Rico	eaux de ruissellement	1,4 à 1,6		< 5 jours	Ortega-Achury et al., 2007
dairy slurry	argileux non calcaire	Angleterre	horizons superficiels (0-7,5 cm)	3,1 à 2,1	4 semaines (4 semaines)		Bol et al. 2003
farmyard manure	limoneux	Chine	horizons superficiels (0-30 cm)	1,7 à 1,4			Liang et al., 2012
farmyard manure	chernozem	Allemagne	horizons superficiels (0-40 cm)	1,5 à 2	(3 ans)		Embacher et al., 2008
farmyard manure	sableux-limoneux	Inde	horizons superficiels (0-30 cm)	3,5 à 4	(16 ans)		Banger et al., 2010
farmyard manure	argileux-limoneux	République Tchèque	horizons superficiels (0-20 cm)	1,2	(12 ans)		Simon, 2008
farmyard manure	pâturage de montagne	France	bloc de sol de 8 cm de prof.	14,6	6 semaines (16 semaines)		Gallet et al., 2003
farmyard manure	limoneux sableux	Allemagne	horizons superficiels (0-30 cm) et profonds (30-90cm)	1,2 à 2,1	(2 ans)		Zsolnay et Görlitz, 1994
fresh manure / composted manure	argileux-limoneux	Canada	horizons superficiels (0-15 cm)	2,8 à 4,3	(3 ans)		Miller et al., 2012
broiler litter	limoneux	Etats-Unis	eaux de ruissellement	1,4 (pour faible dose)	(4 ans)		Menjoulet et al., 2009
poultry litter	limoneux	Australie	eaux de ruissellement	13	1 semaine (1 semaine)		Eldridge et al., 2009
poultry litter	limoneux-sableux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-30 cm)	1,2	(10 ans)		Zhang et al., 2011
poultry manure	argileux	Porto-Rico	eaux de ruissellement	1,3 à 1,5	2 jours	< 5 jours	Ortega-Achury et al., 2007
poultry manure	limoneux-sableux	Angleterre	eaux du sol (1m et 1,5m de prof)	1,5 à 2,3	(3 ans)		Bhogal et Sherperd, 1997
poultry manure	sableux-limoneux	Ecosse	incubation sol	7	3 jours (44 jours)	< 5 jours	Martin-Olmedo et Rees, 1999
raw poultry litter / pelletized poultry litter	limoneux	Etats-Unis	eaux de ruissellement	2 à 14	(2 mois)		Dutta et al., 2012
turkey litter	limoneux-sableux	Etats-Unis	horizons superficiels (7,6 -30,5 cm) et profonds (30,5-61 cm)	17 à 63 (effet décroissant en profondeur)	(388 jours)		Shah et al., 2009
liquid hog manure	limoneux	Canada	eaux ruissellement surface / eaux drains (90 cm de profondeur)	aucun / 1,4	aucun (3 mois) / 15 jours (3 mois)		Royer et al., 2007
pig slurry	limoneux	Canada	horizons superficiels (0-10 cm)	3,5	3 jours (84 jours)	84 jours	Chantigny et al., 2002
pig slurry	limoneux	France	eaux de ruissellement	1,5 à 2	(7 mois)		Delpla et al., 2011
pig slurry	limoneux	Canada	horizons superficiels (0-15 cm)	1,4 à 2	10 jours (6 mois)	1 mois	Rochette et al., 2000
swine manure	argileux-limoneux	Etats-Unis	eaux de drains (90 cm de prof)	aucun	(6 ans)		Ruark et al., 2009
swine manure	argileux-limoneux	Canada	horizons superficiels (0-30 cm)	1,2 à 1,6			MacDonald et al., 2011
sheep urine	forêt	Ecosse	bloc de sol de 19,5 cm de prof.	20	14 jours (56 jours)	56 jours	Shand et al., 2000

L'épandage de déjections avicoles augmente les teneurs en COD dans les eaux de drains souterrains jusqu'à 1 m de profondeur en Angleterre (Bhogal et Shepherd, 1997). Cet effet n'est plus visible en dessous de 1 m de profondeur.

Les travaux de Menjoulet et co-auteurs (2009) sur l'effet cumulé pendant quatre ans du fumier de volaille sur les teneurs en COD dans les eaux de ruissellement de surface de parcelles amendées dans l'Arkansas (EU) montrent que le COD mesuré dans les eaux de ruissellement des parcelles sous fumier est équivalent ou inférieur à celui mesuré dans les eaux de ruissellement des parcelles non amendées.

Déjections porcines

L'épandage de lisier de porc conduit à une augmentation des teneurs en COD des eaux de ruissellement des parcelles amendées en France avec une augmentation des teneurs en COD d'un facteur 1,5 à 2 par rapport au contrôle. Les plus fortes augmentations ont lieu après les épandages hivernaux 15 jours à 1 mois après l'épandage de lisier de porc (Delpla et al., 2011). L'épandage de déjections porcines a également un impact positif sur la teneur en COD des MOEE des sols amendés au Canada (MacDonald et al., 2011).

L'épandage de déjections porcines n'a pas d'impact sur les teneurs en COD dans les eaux de drains souterrains (90 cm de profondeur) en Indiana (EU) au cours d'une expérimentation au champ conduite sur 6 ans. Les résultats de cette étude montrent que les pertes de COD dans les eaux de drains sous parcelles amendées sont très faibles par rapport à la teneur en COD apportée via l'épandage des déjections porcines (Ruark et al., 2009).

Aucun impact du fumier porcin liquide épandu n'a été enregistré sur la teneur en COD dans les eaux de ruissellement de subsurface de sols limoneux au Canada (Royer et al., 2007). Par contre dans les eaux de drainage (à 90 cm de profondeur) de ces sols, une augmentation significative de COD a été mesurée sous les parcelles amendées 15 jours après l'épandage des Mafor. Ce résultat suggère qu'au bout de 15 jours le COD dérivant du fumier porcin a migré en profondeur (Royer et al., 2007).

Déjections ovines

L'épandage d'urine d'ovins sur les sols augmente significativement (augmentation d'un facteur 20) les teneurs en COD des MOEE de sols de forêt amendés en Ecosse, l'augmentation est majeure jusqu'à 2 semaines après l'apport. Après 56 jours d'expérimentation, l'impact positif de l'apport d'urine d'ovins est toujours mesurable sur les teneurs en COD des MOEE des sols amendés (augmentation d'un facteur 2 par rapport à contrôle) (Shand et al., 2000).

Effluents et boues de stations d'épuration

Le tableau 3-4-3 présente une synthèse de l'impact des boues de stations d'épuration sur la quantité de COD/MOD. Les résultats des études sont détaillés dans le texte ci-dessous.

L'épandage de boues de stations d'épuration liquide sur des sols désertiques en Arizona (EU) n'a pas modifié la teneur en COD des MOEE des sols jusqu'à 270 cm de profondeur, même lorsque la dose de Mafor est trois fois supérieure à la dose recommandée (Artiola et Pepper, 1992).

Les deux études qui suivent montrent des résultats contraires aux précédents. En effet, l'apport de boue de station d'épuration sur des sols sableux-limoneux en Chine (Wong et al., 2000) augmente significativement les teneurs en COD dans les lixiviats à 50 cm de profondeur (augmentation d'un facteur 2 à 5 selon la dose apportée). L'augmentation est corrélée avec la dose de boue de station d'épuration apportée. L'impact positif de l'apport de boue de station d'épuration sur la teneur en COD est maximal après une semaine d'expérimentation puis il s'atténue rapidement après quatre semaines d'expérimentation (Wong et al., 2000).

Une incubation en conditions contrôlées pendant 90 jours sur des sols calcaires égyptiens a également mis en évidence l'impact positif de l'épandage des boues de stations d'épuration sur la teneur en COD des MOEE des sols pendant toute la durée de l'incubation (Usman et al., 2004). L'augmentation est très forte (augmentation d'un facteur 20 à 40 selon la dose de boues de station d'épuration apportée) et elle est corrélée avec la dose apportée. L'épandage de boues de stations d'épuration sur des parcelles expérimentales en Espagne suivies pendant 16 ans augmente la teneur en COD des MOEE des sols amendés en lien avec la dose épandue (Roig et al., 2012).

Tableau 3-4-3. Impact des boues de station d'épuration sur les quantités en COD/MOD après leur épandage sur les sols

Type de sol	Situation géographique	Substrat analysé	Augmentation du COD par rapport au sol contrôle	Effet max après épandage (durée du suivi)	durée de l'effet après épandage	Références
	Etats-Unis	horizons sols (jusqu'à 270 cm de profondeur)	aucun	(4 ans)		Artiola et Pepper, 1992
argileux-limoneux	Espagne	horizons superficiels (0-25 cm)	1,1 à 1,2			Roig et al., 2012
calcaire	Egypte		20 à 40	(3 mois)	27 jours	Usman et al., 2004
sableux-limoneux	Chine	lixiviats (50 cm de profondeur)	2 à 5	1 semaine (12 semaines)	4 semaines	Wong et al., 2000

Autres Mafor (biochar, résidus d'incinération, déchets verts, composts urbains...)

Le tableau 3-4-4 présente une synthèse de l'impact des « autres » Mafor sur la quantité de COD/MOD. Les résultats des études sont détaillés dans le texte ci-dessous.

L'apport de biochar sur des sols en Angleterre ou en Floride (EU) augmente significativement la teneur en COD des sols quelle que soit la dose de biochar apportée (faible dose à très forte dose, Bell et Worrall, 2011; Mukherjee et Zimmerman, 2013). La teneur en COD des eaux à 15 cm et 30 cm de profondeur augmente également après l'apport de biochar sur des parcelles expérimentales en Colombie (Major et al., 2010). L'apport de biosolides sur des sols au Texas (EU) à différentes doses n'a pas modifié significativement les teneurs en COD des MOEE des horizons superficiels (0-10 cm) des sols amendés (Jin et al., 2011). *A contrario*, l'apport pendant 2 ans de biosolides sur des sols dans l'Iowa (EU) a significativement augmenté la teneur en COD des MOEE des sols amendés jusqu'à 25 cm de profondeur (Han et Thompson, 1999). Un résultat similaire (Beesley, 2012) met en évidence un impact positif de l'apport de compost de déchets verts sur la teneur en COD dans les solutions de sol 2 ans après l'apport, mais seulement dans le cas d'un apport à forte dose (65 % de compost apporté au sol). L'effet Mafor est rapidement atténué (diminution d'un facteur 2 à 3 en moyenne 1 an après apport) pour des doses de compost moins fortes (15 à 45 % de compost). Cette augmentation est généralement attribuée à la présence de composés solubles dans les Mafor ou à la désorption des composés de la MOS provoquée par l'apport de Mafor (augmentation du pH par apport de Mafor entraînant la solubilisation de la MOS, Bolan et al., 2011). Ces molécules solubles semblent se décomposer rapidement dans les sols et les teneurs en COD des MOEE des sols amendés retrouvent rapidement les teneurs des sols contrôles. La diminution des concentrations en COD au cours du temps après l'apport de Mafor serait liée à la minéralisation du COD par les micro-organismes du sol (Moreno et al., 1999).

29 mois après l'apport de deux types de compost (compost de déchets paysagers avec biosolides et compost de déchets paysagers avec fumier) sur des sols limoneux sableux au Texas (Etats-Unis), la teneur en COD des MOEE des sols amendés (à 15 cm de profondeur) est de 13 % supérieure à celle des MOEE des sols non amendés (Wright et al., 2008). *A contrario*, l'épandage de compost de déchets verts en conditions contrôlées sur des sols égyptiens n'a pas modifié la teneur en COD des MOEE des sols amendés pendant les 90 jours de l'incubation quelle que soit la dose de compost apportée (Usman et al., 2004). Les mêmes résultats ont été mis en évidence après l'épandage de compost de pailles de riz sur des sols au Japon (Takahashi et al., 2010).

Un résultat comparable a été mis en évidence après l'apport de cendres de bois ou de tourbes sur des parcelles expérimentales en Finlande. Pendant les 10 ans de suivi, la teneur en COD des eaux de ruissellement collectées n'a pas été impactée par l'épandage des cendres (Piiirainen et al., 2013). Un résultat contraire a été mis en évidence après l'apport de cendres de bois sur un bassin versant en Suède. Une augmentation de la teneur en COD a été mesurée dans les rivières près des sols forestiers après l'épandage des cendres (Norström et al., 2012).

Comparaison entre différents types de Mafor ou différentes formes de Mafor :

Les travaux de Chantigny et co-auteurs (2002) ont mis en évidence un impact positif à court terme (3 jours après l'épandage) du lisier de porc sur la teneur en COD des MOEE de sols argileux et limoneux au Canada et aucun impact après l'épandage de fumier bovin sur les mêmes sols. Cette différence d'impact entre les deux types de Mafor peut être liée à la nature chimique des Mafor, et notamment la présence d'acides gras volatiles (20 à 40 % du lisier de porc ; Kirchmann et Lundvall, 1993) dans le lisier de porc.

Tableau 3-4-4. Impact des « autres » Mafor sur les quantités en COD/MOD après leurs épandages sur les sols.

Mafor	Type de sol	Situation géographique	Substrat analysé	Augmentation du COD par rapport au sol contrôle	Effet max après épandage (durée du suivi)	durée de l'effet après épandage	Références
biochar	sableux-limoneux	Angleterre	eaux du sol (20 cm de prof.)	1,1 à 1,7	1 semaine (28 semaines)	3-4 semaines	Bell et Worrall ,2011
biochar	argileux-limoneux	Colombie	eaux du sol (15 cm et 30 cm de prof.)	2,6 à 3	(2 ans)		Major et al., 2010
biosolides	argileux-limoneux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-25 cm)	1,1 à 3,9	(2 ans)		Han et Thompson, 1999
biosolides	argileux-limoneux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-10 cm)	1,4 à 1,9			Mukherjee et Zimmerman, 2013
biosolides		Etats-Unis	horizons superficiels (0-10 cm)	aucun	(112 jours)		Jin et al., 2011
granulated biosolid irradiated / granulated biosolid non irradiated	limoneux	Australie	eaux de ruissellement	10 à 12	1 semaine		Eldridge et al., 2009
green waste compost		Angleterre	eaux du sol (15 cm et 30 cm de prof.)	2,3 (pour forte dose)	3 mois (2 ans)	2 ans pour forte dose/ < 1 an pour faible dose	Beesley, 2012
landscape wastes and manure compost	sableux-limoneux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-15 cm)	1,1	(29 mois)	29 mois	Wright et al., 2008
Mafor	Type de sol	Situation géographique	Substrat analysé	Augmentation du COD par rapport au sol contrôle	Effet max après épandage (durée du suivi)	durée de l'effet après épandage	Références
municipal biosolid and landscape wastes compost	sableux-limoneux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-15 cm)	1,3			Wright et al., 2008
rice straw compost		Japon	horizons superficiels (0-13 cm)	aucun			Takahashi et al., 2010
turf and plant residues compost	calcaire	Egypte		aucun	(3 mois)		Usman et al., 2004
wood and peat ash	tourbeux	Finlande	eaux de ruissellement	aucun	(10 ans)		Piirainen et al., 2013
wood ash	forêt	Suède	eaux de rivière (surface)	1,2			Norström et al., 2011

Pour un même type de Mafor, des différences d'impact sur les teneurs en COD ont également été mesurées en fonction de la forme de la Mafor épandue. Ainsi, l'étude de Dutta et co-auteurs (2012) sur les teneurs en COD dans les eaux de ruissellement de parcelles recevant du fumier de volaille aux Etats-Unis, a montré que l'apport de fumier de volaille sous forme brute augmente deux fois plus les teneurs en COD dans les eaux de ruissellement que l'apport de fumier de volaille (à la même dose) sous forme péllétisée. Par contre, aucune différence significative n'a été observée sur les teneurs en COD des MOEE de sols canadiens amendés avec du fumier bovins frais ou composté (Miller et al., 2012)

L'épandage de biosolides sous forme de granulés avec ou sans irradiation à haute température a un effet positif sur les teneurs en COD des eaux de ruissellement de surface de sol silto-limoneux australien, avec une augmentation d'un facteur 10 à 12 des teneurs en COD dans les eaux de ruissellement des sols amendés par rapport au contrôle une semaine après l'épandage. Aucune différence significative sur les teneurs en COD n'a été mesurée avec ou sans irradiation (Eldridge et al., 2009). D'autre part, l'effet positif de ce type de Mafor sur les teneurs en COD des eaux de ruissellement est quantitativement comparable à celui de fumier de volaille.

3.4.2.2. Impact saisonnier

Le suivi annuel au printemps, été et automne de la teneur en COD dans les MOEE des sols amendés avec du fumier de bovin (un épandage par an pendant 3 ans) en Allemagne n'a pas permis de mettre en évidence de différences saisonnières (Embacher et al., 2008). Un résultat divergent a été observé par Delpla et co-auteurs (2011). L'apport de fumier bovin augmente les teneurs en COD des eaux de ruissellements des parcelles amendées en France avec une augmentation variant d'un facteur 1 à 8 selon la période saisonnière de prélèvement, l'intensité de la pluie et la période d'épandage. En effet, deux épandages ont eu lieu durant cette étude, un épandage au printemps et un épandage en hiver. Ainsi, l'apport de Mafor en hiver engendre les plus forts exports de COD dans les eaux de ruissellement, même dans les eaux de ruissellement prélevées 15 jours ou un mois après l'épandage de fumier bovin. Ce résultat est à lier aux plus fortes précipitations et à l'absence de végétation sur les sols agricoles à cette période de l'année qui favorisent les exports de COD par ruissellement de sub-surface.

3.4.2.3. Impact de la profondeur

Le tableau 3-4-5 présente une synthèse de l'impact des Mafor sur la quantité de COD/MOD en profondeur, quand celui-ci a été étudié. Les résultats des études sont exposés dans le détail dans le texte ci-dessous.

Des effets divergents ont été reportés sur l'impact des Mafor sur la teneur en COD dans les horizons profonds du sol. En effet, les travaux de Angers et al. (2006) et de Bol et al. (2003) montrent que l'impact des déjections bovines sur la teneur en COD dans les horizons profonds (la définition de l'horizon profond pour cette étude est l'horizon > 15 cm) semble être assez limité. C'est également le cas après l'apport de compost de déchets verts sur des sols en Angleterre, avec un impact positif sur les teneurs en COD limité à l'horizon superficiel (0-15 cm ; Beesley, 2012).

Les études de Zsolnay et Görlitz (1994) et Gregorich et al. (1998) mesurent cependant un impact des Mafor sur la teneur en COD dans les MOEE quelle que soit la profondeur après l'épandage de fumier d'animaux d'élevage ou de fumier bovin sur des sols sableux-limoneux en Allemagne (jusqu'à 90 cm de profondeur) ou au Canada (jusqu'à 20 cm de profondeur). Des résultats similaires ont été obtenus par Shah et al. (2009) qui mesurent un impact de l'épandage de fumier avicoles sur les teneurs en COD des MOEE des sols amendés jusqu'à 60 cm de profondeur en Caroline du Nord (EU).

L'effet des Mafor pourrait être limité aux horizons de surface en raison de la rapide dégradation de celles-ci ou de leurs adsorptions sur les surfaces minérales des sols (Kaiser et Zech, 1998 ; Guggenberger et Kaiser, 2003 ; Angers et al., 2006). Ainsi la mobilité verticale des pools de MOD liée à l'apport de Mafor serait relativement réduite. L'effet des Mafor enregistré dans les horizons profonds pourrait être lié à une préservation des pools de MO dérivant des Mafor du fait de l'activité biologique ralentie dans ces horizons en comparaison aux horizons superficiels.

Tableau 3-4-5. Impact des Mafor sur les concentrations en COD/MOD dans les horizons superficiels et profonds

Mafor	Type de sol	Situation géographique	Substrat analysé	Augmentation du COD par rapport au sol contrôle	Impact en profondeur	Référence
dairy cattle manure	limoneux-argileux	Canada	horizons superficiels (0-30 cm)	2 à 3	jusqu'à 10 cm de prof.	Angers et al., 2006
dairy cattle manure	limoneux ou argileux	Canada	horizons superficiels (0-20 cm)	2 à 7	jusqu'à 10 cm de prof.	Gregorich et al., 1998
farmyard manure	limoneux	Chine	horizons superficiels (0-30 cm)	1,7 à 1,4	jusqu'à 20 cm de prof.	Liang et al., 2012
dairy slurry	argileux non calcaire	Angleterre	horizons superficiels (0-7,5 cm)	3,1 à 2,1	effet décroissant avec prof.	Bol et al., 2003
farmyard manure	sableux-limoneux	Inde	horizons superficiels (0-30 cm)	3,5 à 4	effet décroissant avec prof.	Banger et al., 2010
farmyard manure	limoneux sableux	Allemagne	horizons superficiels (0-30 cm) et profonds (30-90 cm)	1,2 à 2,1	effet décroissant avec prof.	Zsolnay et Görlitz, 1994
poultry manure	limoneux-sableux	Angleterre	eaux du sol (1m et 1,5m de prof.)	1,5 à 2,3	pas d'effet en dessous de 1m de prof.	Bhagal et Sherperd, 1997
turkey litter	limoneux-sableux	Etats-Unis	horizons superficiels (7,6 -30,5 cm) et profonds (30,5-61 cm)	17 à 63	effet décroissant avec prof.	Shah et al., 2009
poultry litter	limoneux-sableux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-30 cm)	1,2	effet décroissant avec prof.	Zhang et al., 2011
Mafor	Type de sol	Situation géographique	Substrat analysé	Augmentation du COD par rapport au sol contrôle	Impact en profondeur	Référence
liquid hog manure	limoneux	Canada	eaux ruissellement surface / eaux drains (90 cm de prof.)	aucun / 1,4	effet à 90 cm de prof. 15 jours après l'épandage	Royer et al., 2007
green waste compost		Angleterre	eaux du sol (15 cm et 30 cm de prof.)	2,3 (pour forte dose)	jusqu'à 15 cm de prof.	Beesley, 2012
biosolides	argileux-limoneux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-25 cm)	1,1 à 3,9	effet décroissant avec prof.	Han et Thompson, 1999
biochar	argileux-limoneux	Colombie	eaux du sol (15 cm et 30 cm de prof.)	2,6 à 3	effet décroissant avec prof.	Major et al., 2010

3.4.2.4. Impact de la dose apportée

Le tableau 3-4-6 présente une synthèse de l'impact des Mafor sur la quantité de COD/MOD en fonction de la dose de Mafor apportée au sol.

L'effet dose apportée est assez difficile à évaluer quantitativement, dans la mesure où les doses de Mafor apportées ne sont pas toujours exprimées dans la même unité par les différents auteurs (cf. annexe 3-4-1 de la section 3.4, un tableau synthétisant les doses de Mafor apportée aux sols dans les références étudiées). Cependant des tendances générales peuvent malgré tout être mises en évidence.

Différentes études mettent en évidence une augmentation linéaire de la teneur en COD dans les MOEE ou dans les MOD avec la dose de Mafor épanchée (Zsólnay et Görlitz, 1994 ; Gregorich et al., 1998 ; Wong et al., 2000 ; Usman et al., 2004 ; Wright et al., 2008 ; Beesley, 2012 ; Dutta et al., 2012 ; Roig et al., 2012). En particulier, Bhogal et Shepherd (1997) ont mis en évidence une relation linéaire entre la dose de déjections avicoles apportée au sol et les teneurs en COD des drains souterrains à 1 m de profondeur en Angleterre. L'apport de biochar sur des sols en Angleterre à très fortes doses (au moins 10 fois la dose recommandée) augmente significativement la teneur en COD dans les MOD des sols (Bell et Worrall, 2011).

Par contre, d'autres études montrent que quelle que soit la dose de Mafor épanchée, aucun impact sur la teneur en COD n'a été observé (Menjoulet et al., 2009 ; Angers et al., 2006 ; Royer et al., 2007 ; Artiola et Pepper, 1992).

3.4.3. Impact des Mafor sur la qualité du COD/MOD

Sur les 58 références du corpus, 9 références s'intéressent spécifiquement à l'impact des Mafor sur la composition chimique du COD/MOD.

La caractérisation chimique de la MOD peut être abordée, outre sa composition élémentaire, *via* sa composition moléculaire ou par les structures et fonctions chimiques des molécules la constituant (McDonald et al., 2004). La composition chimique de la MOD est très hétérogène, du fait de la diversité de ses sources et des différents processus l'affectant (Bolan et al., 2011 ; Graeber et al., 2012). Malgré l'importance de la MOD dans les processus biogéochimiques et la dynamique des contaminants associés aux Mafor, sa composition et les variations de sa composition liées aux pratiques agricoles restent mal connues (Chantigny, 2003 ; Byrne et al., 2010 ; Royer et al., 2007 ; Spaccini et al., 2008). Ce manque d'étude est reflété par le nombre réduit de références étudiant cet aspect dans le corpus analysé (9 références sur les 58 références retenues). Ceci peut être lié à la difficulté de mise en œuvre des techniques dédiées à l'analyse de la composition chimique de la MOD (Reemtsma et al., 2001a, 2001b). La caractérisation moléculaire permet une identification et/ou une semi-quantification des différents composés présents dans la MOD (Shadkani et Helleur, 2010). Les analyses fonctionnelles regroupent des techniques spectroscopiques permettant d'identifier des types de structures et les fonctions chimiques de la MOD (Bilal et al., 2010 ; Byrne et al., 2010).

La composition chimique de la MOEE/MOD des sols change progressivement après apport de Mafor (Baker, 2002 ; Bilal et al., 2010 ; Naden et al., 2010) et les molécules dérivées des végétaux initialement présentes dans les MOEE/MOD des sols sont majoritairement remplacées par des métabolites microbiens (Chantigny et al., 2000).

La composition chimique de la MOD provenant des Mafor est influencée par le type de Mafor (Chantigny, 2003 ; Udeigwe et al., 2011). Les travaux d'Ohno et Crannell (1996) ont mis en évidence que les MOEE des déjections animales avaient des poids moléculaires 2 à 4 fois supérieurs que les MOEE des résidus de végétaux.

L'apport d'urine de bovin sur les sols de prairie modifie la composition chimique de la MOD des eaux de drainage en Irlande en stimulant l'activité microbienne ce qui a comme conséquence de diminuer la persistance des dérivés de la lignine de la MOD (Byrne et al., 2010). Ceci est en accord avec l'étude de Rooney et co-auteurs (2006) qui montre que les sols traités avec de l'urine d'ovins développent une plus forte activité microbienne que les sols non traités.

Tableau 3-4-6 Impact de la dose de Mafor sur les concentrations en COD/MOD

Mafor	Type de sol	Situation géographique	Substrat analysé	Augmentation du COD par rapport au sol contrôle	Impact de la dose de Mafor	Référence
dairy cattle manure	limoneux-argileux	Canada	horizons superficiels (0-30 cm)	2 à 3	pas d'effet selon la dose	Angers et al., 2006
dairy cattle manure	limoneux ou argileux	Canada	horizons superficiels (0-20 cm)	2 à 7	effet croissant avec la dose	Gregorich et al., 1998
farmyard manure	limoneux sableux	Allemagne	horizons superficiels (0-30 cm) et profonds (30-90cm)	1,2 à 2,1	effet croissant avec la dose	Zsolnay et Görnitz, 1994
poultry manure	limoneux-sableux	Angleterre	eaux du sol (1m et 1,5m de prof.)	1,5 à 2,3	effet croissant avec la dose	Bhogal et Sherperd, 1997
raw poultry litter / pelletized poultry litter	limoneux	Etats-Unis	eaux de ruissellement	2 à 14	effet croissant avec la dose	Dutta et al., 2012
broiler litter	limoneux	Etats-Unis	eaux de ruissellement	1,4 (pour faible dose)	faible dose (+) / forte dose (-)	Menjoulet et al., 2009
pig slurry	limoneux	Canada	horizons superficiels (0-15 cm)	1,4 à 2	effet croissant avec la dose	Rochette et al., 2000
liquid hog manure	limoneux	Canada	eaux ruissellement surface / eaux drains (90 cm de prof.)	aucun / 1,4	pas d'effet selon la dose	Royer et al., 2007
sewage sludge	argileux-limoneux	Espagne	horizons superficiels (0-25 cm)	1,1 à 1,2	effet croissant avec la dose	Roig et al., 2012
sewage sludge	calcaire	Egypte		20 à 40	effet croissant avec la dose	Usman et al., 2004
sewage sludge	sableux-limoneux	Chine	lixiviats (50 cm de prof.)	2 à 5	effet croissant avec la dose	Wong et al., 2000
Mafor	Type de sol	Situation géographique	Substrat analysé	Augmentation du COD par rapport au sol contrôle	Impact de la dose de Mafor	Référence
turf and plant residues compost	calcaire	Egypte		aucun	pas d'effet selon la dose	Usman et al., 2004
municipal biosolid and landscape wastes compost	sableux-limoneux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-15 cm)	1,3	effet + à forte dose	Wright et al., 2008
landscape wastes and manure compost	sableux-limoneux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-15 cm)	1,1	effet + à forte dose	Wright et al., 2008
green waste compost		Angleterre	eaux du sol (15 cm et 30 cm de prof.)	2,3 (pour forte dose)	effet + à forte dose	Beesley, 2012
biochar	sableux-limoneux	Angleterre	eaux du sol (20 cm de prof.)	1,1 à 1,7	effet croissant avec la dose	Bell et Worrall, 2011
biosolides	argileux-limoneux	Etats-Unis	horizons superficiels (0-25 cm)	1,1 à 3,9	effet croissant avec la dose	Han et Thompson, 1999

Les études par spectroscopie de fluorescence reposent sur le fait que de nombreux composés organiques et inorganiques, appelés fluorophores, émettent des photons de fluorescence lorsqu'ils sont excités par des photons du domaine visible ou proche de l'ultraviolet. Des études réalisées en laboratoire (Baker, 2002 ; Bilal et al., 2010) ou au champ (Naden et al., 2010) en France et en Angleterre montrent que la composition chimique de la MOD des sols amendés avec des déjections animales (fumiers porcins et bovins ainsi que des déchets de bergerie) est différente de celles des sols contrôles. L'apport de déjections animales induit une augmentation des composés de type protéiques dans les MOD des sols amendés. Ce signal persiste dans les sols amendés puisqu'il reste relativement intense deux mois après l'épandage des déjections animales lors d'une expérimentation en laboratoire (Bilal et al., 2010). De plus, l'intensité de fluorescence mesurée est corrélée avec la dose de Mafor épandues (Naden et al., 2010).

Des études récentes ont montré que les composés de type protéiques présents dans les déjections animales ont la capacité à complexer certains métaux comme le cuivre par exemple (Yamashita et Jaffé, 2008 ; de Zarruk et al., 2007). Au cours d'une expérience de compostage réalisée en laboratoire en Chine, la capacité de complexation des contaminants métalliques (comme le cuivre) par les déjections animales (fumier bovin et porcin) diminue avec la dégradation des composés protéiques (Zhang et al., 2012).

La caractérisation par spectroscopie infra-rouge et ^1H RMN des MOEE de sol après épandages répétés de composts urbains pendant 6 ans en Italie a mis en évidence un changement de composition des MOEE avec une augmentation du contenu en polysaccharides et une diminution en groupements oléfiniques après apport de ces Mafor au sol (Gigliotti et al., 1997). La spéciation chimique des contaminants tels que les éléments traces métallique va être conditionnée par la présence de ligands organiques spécifiques tels que les géomacromolécules, les métallothionéines, les acides carboxyliques simples, les exo-polysaccharides (Stumm et Morgan, 1996). L'augmentation des polysaccharides dans les MOEE après apport des Mafor pourrait donc avoir un impact sur la dynamique des contaminants métalliques associés.

L'analyse à l'échelle moléculaire des MOEE de composts urbains italiens a mis en évidence que les composés présents dans cette fraction n'étaient que faiblement liées à la matrice des composts (Spaccini et al., 2008), augmentant leurs disponibilités une fois épandus sur les sols.

Les changements de composition chimique au cours d'une simulation de lessivage de composts (de déchets verts et de déjections animales) ont été analysés en laboratoire. Les résultats montrent qu'au cours d'un lessivage répété de composts, le poids moléculaire et l'hydrophobicité des MOD libérées augmentent. Cette expérimentation de simulation de lessivage a mis en évidence que la composition chimique des composts change après leur épandage sur les sols. Ainsi, les contaminants potentiellement complexés avec la MOD pourraient être mobilisés à travers le profil de sol avec la MOD libérée par lessivage (Puglisi et al., 2010). Ces résultats sont en accord avec l'étude de Zhou et al. (2000).

Ces résultats sont en désaccord avec l'étude de Kalschl et al. (2002). En effet, leur étude montre que l'apport de compost augmente fortement la teneur en groupements carboxyliques des MOEE des sols amendés. Ces groupements sont reconnus pour jouer un rôle dans la complexation et la mobilité des contaminants métalliques (Kalschl et al., 2002).

3.4.4. Conclusions

Le corpus sélectionné a permis d'apporter des connaissances sur l'impact des Mafor sur la quantité et la composition des MOD des sols après épandage de celles-ci. Cependant, la majorité des Mafor analysées dans le corpus bibliographique sont des Mafor agricoles de type effluents d'élevage, il est donc difficile de tirer des conclusions générales pour toutes les Mafor.

L'ensemble de la MOD présente dans les Mafor n'est pas accessible après épandage de celle-ci sur les sols agricoles.

Dans près de 70 % des références étudiées, l'apport de Mafor au sol augmente les teneurs en MOD ou MOEE quel que soit le type de Mafor. Ceci pourrait s'expliquer par l'augmentation de l'activité bactérienne des sols suite à l'apport de Mafor. L'augmentation de l'activité bactérienne dans les sols va favoriser l'augmentation de la MOD, celle-ci ne provenant pas forcément *sensu stricto* des Mafor épandues mais serait une conséquence de l'apport

de Mafor stimulant l'activité bactérienne. Cette augmentation est corrélée à la dose de Mafor épandue sur les sols. Cette augmentation est surtout évidente dans les horizons superficiels des sols (0-20 cm). La plupart du temps l'augmentation est significative et immédiate après l'apport de Mafor (quelques jours à quelques semaines après l'apport) mais, les sols amendés retrouvent progressivement les teneurs en MOD/MOEE des sols contrôles.

La composition chimique de la MOEE/MOD des sols change progressivement après l'apport de Mafor. Cette observation nécessite toutefois d'être validée dans la mesure où peu de références du corpus analysé s'intéressent à cette question. Les conclusions sur cette partie sont donc assez difficiles à tirer. Toutefois, l'apport de Mafor au sol semble modifier le contenu protéique des MOEE/MOD et influencer la teneur en groupements carboxyliques jouant un rôle dans le transport des contaminations organiques et métalliques.

A l'issue de ce travail, différents défauts de connaissances sont apparus.

Le premier concerne la définition technique de la MOD puisque les auteurs ne travaillent pas tous avec la même notion (MOD versus MOEE), ni sur le même seuil de filtration et les paramètres des méthodes d'extraction de la MOEE varie fortement d'une étude à l'autre.

Le deuxième défaut de connaissance concerne les informations quantitatives exhaustives sur les doses de Mafor appliquées au sol (exprimées en carbone organique) et les flux de COD après apport de Mafor.

Enfin le troisième défaut de connaissances porte sur la composition chimique des MOD après apport des Mafor au sol. Ceci est mis en évidence par la différence de nombre de références traitant de cette question (9 références) et celle traitant de l'impact quantitatif des Mafor sur les MOD (44 références). Selon la composition de la matière organique dissoute, sa capacité à former des liaisons avec les contaminants organiques est différente. Par exemple, les acides hydrophobes ont en général plus d'interactions avec les hydrocarbures polycycliques aromatiques que les autres molécules constituant la MOD (Kukkonen et al., 1990 ; Akkanen et al., 2004). Pour d'autres contaminants organiques (comme par exemple les composés organiques halogénés), une meilleure compréhension des propriétés de la MOD contrôlant leur devenir est nécessaire (Akkanen et al., 2004). Les travaux de Yamashita et Jaffé (2008) ont clairement démontré l'impact de la composition de la MOD sur les interactions entre MOD et deux éléments traces métalliques (cuivre et mercure). Des connaissances sur la nature des MOD ou des MOEE des sols après apport des Mafor sont de ce fait essentielles pour comprendre la dynamique des contaminants métalliques ou organiques dans les sols amendés. Ce besoin a été clairement identifié comme un challenge pour les années futures par Nebbioso et Piccolo (2013) dans leur review sur la caractérisation moléculaire des MOD.

Annexe 3-4-1. Dose Mafor épandue et impact sur quantité MOD dans les eaux.

Mafor	Sol	Dose épandue	Teneur en N Mafor	Dose en N kg/ha	Représentativité	MOD/MOEE	Impact	Référence
		T/ha (Mat Seche)	(g/kg)	apport N kg/ha				
biochar	sableux-limoneux	6,25			faible dose	MOD	+	Bell et Worrall ,2011
		62,5			10 fois la faible dose			
		87,5			14 fois la faible dose			
biochar	argileux-limoneux	23,2			> dose recommandée	MOD	+	Major et al., 2010
biosolides	argileux-limoneux	8				MOEE	+	Han et Thompson, 1999
	argileux-limoneux	13,5						
biochar	argileux-limoneux					MOD	+	Mukherjee et Zimmerman, 2013
biosolide		22				MOEE	aucun	Jin et al., 2011
		45						
		67						
broiler litter	limoneux		257	317	faible dose	MOD	+	Menjoulet et al., 2009
			514	1266	forte dose		-	
cattle manure	limoneux		29			MOEE	aucun	Chantigny et al., 2002
pig slurry			37				+	
cattle manure	limoneux	50			dose recommandée	MOD	+	Delpla et al., 2011
pig slurry		40 m3/ha						
cow urine	prairies			500		MOD	+	Lambie et al. 2012
dairy cattle manure	limoneux-argileux			150		MOEE	+	Angers et al., 2006
dairy cattle manure	limoneux ou argileux	10,6	18	191		MOEE	+	Gregorich et al., 1998
		21,3		383			+	
dairy cow faeces- stockpiled	limoneux ou argileux					MOEE	+	Rochette et Gregorich, 1998
dairy cow faeces- rotted							+	
dairy dung	argileux		21			MOD	+	Bol et al., 1999
dairy manure	argileux-limoneux	100				MOEE	+	Gregorich et al., 2003
dairy manure	argileux			248		MOD	+	Ortega-Achury et al., 2007
poultry manure	argileux	4,5						
dairy slurry	argileux non calcaire	50 m3/ha			dose recommandée	MOEE	+	Bol et al., 2003
farmyard manure	limoneux	15				MOEE	+	Liang et al., 2012
farmyard manure	chernozem	30	1,94	58		MOEE	+	Embacher et al., 2008
farmyard manure	sableux-limoneux	10	8,5-11	85-110		MOEE	+	Banger et al., 2010
farmyard manure	argileux-limoneux			38,6		MOEE	+	Simon, 2008
farmyard manure	pâturage de montagne	50			> dose recommandée (30 t/ha)	MOEE	+	Gallet et al., 2003

farmyard manure	limoneux sableux			50	très faible dose	MOEE	+	Zsólnay et Görlitz, 1994
				100	faible dose		+	
				150	dose recommandée		+	
				200	forte dose		+	
composted manure fresh manure	argileux-limoneux	77				MOEE	+	Miller et al., 2012
granulated biosolids poultry litter	limoneux	4,5		240		MOD	+	Eldridge et al., 2009
		5,15						
green waste compost					0 à 65% de compost	MOD	+	Beesley, 2012
municipal biosolid and landscape wastes compost	limoneux-sableux	80 à 160				MOEE	aucun	Wright et al., 2008
landscape wastes and manure compost							+	
liquid hog manure	limoneux			180		MOD	aucun	Royer et al., 2007
				55				
pig slurry	limoneux	60				MOEE	+	Rochette et al., 2000
		120						
poultry litter	limoneux-sableux	60,5				MOEE	+	Zhang et al., 2011
poultry manure	limoneux-sableux	0-125		0-1746		MOD	+	Bhogal et Sheperd, 1997
poultry manure	sableux-limoneux			250		MOEE	+	Martin-Olmedo et Rees, 1999
raw poultry litter	limoneux	23	0,218	5	dose recommandée	MOD	+	Dutta et al., 2012
		35		0	1,5 fois la dose recommandée			
pelletized poultry litter		12,6	0,301	4	dose recommandée			
rice straw compost				660		MOEE	aucun	Takahashi et al., 2010
sewage sludge				180	dose recommandée	MOEE		Artiola et Pepper, 1992
				540	3 fois la dose			
sewage sludge	argileux-limoneux	40				MOEE	+	Roig et al., 2012
		80						
sewage sludge	sableux-limoneux	10 % v/v				MOEE	+	Wong et al., 2000
		25 % v/v						
sewage sludge	calcaire	15				MOEE	+	Usman et al., 2004
		45						
		90						
turf and plant residues compost		15						
		45						
		90						
sheep urine	forêt			500		MOEE	+	Shand et al., 2000
swine manure	argileux-limoneux			190-262	> dose recommandée	MOD	aucun	Ruark et al., 2009
swine manure	argileux-limoneux	100 m3/ha		369		MOEE	+	MacDonald et al., 2011
turkey litter	limoneux sableux					MOEE	+	Shah et al., 2009
wood and peat ash	tourbeux	5				MOD	aucun ou -	Pirainen et al., 2013
		6,5						
wood ash	forêt	3			dose recommandée	MOD	+	Norström et al., 2012

Annexe 3-4-2. Détail des mots-clefs utilisés pour construire le corpus de la section 3.4

Les mots clés spécifiques du corpus « lixiviation COD/MOD »:

Les mots-clefs ont été recherchés dans l'ensemble du TOPIC des références (titre + résumé + mots-clefs des références).

1. Liste des Mafor commune	
2. Epannage	("soil spreading" or "land application" or "land spreading" or "soil amend*" or "soil application" or "crop* soil*" or "soil applied" or "soil improve*" or "land disposal")
3. Solutés carbone	("dissolved organic matter*" OR "dissolved organic c" OR "dissolved organic carbon" OR "soluble organic c" OR "soluble organic carbon" OR "water-extractable organic matter*" OR "water extractable C" OR "water extractable Carbon" OR "labile soil organic c" OR "labile soil organic carbon" OR "labile soil organic matter*" OR "water soluble organic c" OR "water soluble organic carbon" OR "soil organic c" OR "extractable c" OR "soil organic carbon" OR "water soluble carbon" OR "soil leachate")
4. Transfert eau	(groundwater* or "ground water*" or "surface water*" or "soil water*" or "vadose zone" or "Run-off" or "run off" or runoff or lixiviation or flux* or percolation or transport* or transfert* or drainage or leaching or "water* quality" or mobility)
5. Sol/ application	(soil* or field* or arable* or agricul* or agron*) AND (appli* or spread* or dispos* or amend* or improv*)

Croisement et affinage :

1. (liste mafor) AND (liste solutés carbone) AND (liste transfert/eau) AND (épannage)

→ 103 références

2. (liste mafor) AND (liste solutés carbone) AND (liste transfert/eau)

→ 2732 références

Après affinage « manuel » en regardant les titres + abstract et (i) en sélectionnant les publiés les plus pertinentes et (ii) en excluant les références hors-sujet, et (iii) élimination des doublons et (iv) ajout de références personnelles → 173 références.

3. (liste mafor) AND (liste solutés carbone) AND (liste transfert/eau) AND (sol) AND (application)

→ 848 références

Après affinage « manuel » en regardant les titres + abstract et (i) en sélectionnant les publiés les plus pertinentes et (ii) en excluant les références hors-sujet, et (iii) élimination des doublons et (iv) ajout de références personnelles → 44 références.

3.5. Impacts sur l'abondance, la diversité et l'activité des organismes du sol

Laure Vieublé Gonod

Introduction

Le sol abrite une grande variété d'organismes tels que les animaux (faune), les végétaux (racines), les algues, les champignons, les protozoaires, les bactéries, les virus que l'on peut classer selon différents critères comme l'organisation cellulaire (eucaryotes vs procaryotes), la taille (macroorganismes vs microorganismes) (micrométrique à métrique pour certains vers de terre par exemple)...

Si on regarde d'un point de vue quantitatif l'abondance de ces différents groupes d'organismes vivants dans les horizons superficiels des sols, on note que ce sont les bactéries qui sont les plus nombreuses (10^6 - 10^9 UFC/g sol) puis viennent les champignons (10^4 - 10^6 UFC/g sol) qui, même s'ils sont moins nombreux que les bactéries, représentent une biomasse plus importante du fait de leur structure mycélienne (500-5 000 kg/ha sol contre 300-3 000 kg/ha pour les bactéries) (Gobat *et al.*, 2002). Les protozoaires représentent 10^4 à 10^5 /g de sol. La faune (hormis les protozoaires) compte entre 0,1 et 10^3 individus par g de sol.

Le nombre d'organismes diminue avec la profondeur sans que l'on puisse considérer que le sol soit stérile à partir d'une certaine profondeur. Leur distribution est essentiellement conditionnée par la distribution du C organique facilement assimilable, la plupart des consommateurs primaires étant hétérotrophes.

Bien qu'abondants, les organismes vivants ne représentent qu'une faible proportion de la matière organique du sol qui ne représente elle-même que quelques pourcents de la masse du sol. La matière organique d'un sol se subdivise en matière organique morte (~90 %) et vivante (~10 %).

Les sols sont également un réservoir de diversité qu'on a longtemps sous-estimé (Torsvik *et al.*, 1996) et qui est aujourd'hui valorisé dans de nombreux procédés industriels. On estime par exemple que seulement 0,1 % à 10 % des microorganismes sont cultivables. Les organismes du sol et tout particulièrement les microorganismes présentent également une grande diversité métabolique qui leur permet de coloniser aussi bien les sols agricoles, les sols forestiers, les sols désertiques et même les zones les plus inaccessibles à l'homme telles que les sous-sols profonds terrestres. Ils ont également colonisé des environnements dits extrêmes, tels que les milieux hyper salins, très acides ou hautement contaminés, les sols glacés de l'Antarctique...

Malgré leur présence discrète, les organismes du sol sont les principaux acteurs du fonctionnement du sol. En effet, ils contribuent à la fois de manière directe ou indirecte à i) la fertilité chimique des sols et à la nutrition des plantes (fonctionnement des cycles biogéochimiques du C, N, P, S..., altération, fixation biologique N...), ii) la fertilité physique des sols (porosité, agrégation...) et iii) la fertilité biologique des sols (contrôle des pathogènes). Ils ont également un impact sur le devenir des polluants dans les sols (pesticides, déchets...) et sur la qualité de l'atmosphère (production de NH_3 et émissions de NH_4^+ , GES tels que CO_2 , N_2O , CH_4) et des eaux (nitrates, polluants organiques, métaux). Bien qu'ils exercent de nombreuses fonctions positives, ils peuvent dans certains cas également être néfastes et être responsables de maladies chez les plantes, de production de molécules toxiques...

Du fait de leurs activités très diverses, les organismes du sol sont impliqués dans de nombreux services écosystémiques et notamment la fertilité, la protection des cultures, la régulation du cycle de l'eau, la lutte contre érosion, la décontamination des sols et des eaux, ou encore la santé humaine.

Les méthodes d'étude des organismes du sol sont variées et peuvent permettre d'estimer leur abondance, leur diversité ou leurs activités. Sans exhaustivité, l'abondance peut par exemple être appréhendée *via* des dénombrements après extraction du sol ou cultures, des mesures de biomasse... Ces méthodes peuvent permettre de cibler des organismes dans leur globalité ou des organismes plus spécifiques appartenant à différents groupes trophiques, phénotypiques ou fonctionnels. La diversité structurale peut, quant à elle, être abordée à partir de critères phénotypiques, c'est-à-dire de critères observables pour la faune du sol notamment,

d'empreintes génétiques (RISA, RFLP, DGGE...), de séquençages, de profils d'acides gras phospholipidiques (PLFA)..., ces dernières techniques étant réservées à la diversité microbienne. Certaines méthodes (Biolog, microResp...) permettent également d'estimer la diversité métabolique du sol. Enfin, les organismes du sol peuvent être caractérisés *via* différentes activités telles que la respiration, la dégradation, la minéralisation, les activités enzymatiques... Les activités enzymatiques mesurées ont variées et correspondent à des enzymes impliquées dans les cycles biogéochimiques, dans la détoxification ou encore dans la respiration. Les enzymes peuvent être produites à la fois par les plantes, les animaux, les protozoaires, les champignons, les bactéries... mais on considère que les microorganismes sont les principaux producteurs dans le sol (Nannipieri *et al.*, 1979, Dick et Tabatabai, 1984). A partir de ces mesures, différents indicateurs peuvent être calculés pour évaluer la perturbation des écosystèmes (quotient métabolique, respiration spécifique...).

Dans cette partie, nous nous attacherons donc à faire un état des lieux de l'impact des épandages de Mafor sur l'abondance, la diversité et les activités des organismes du sol.

Constitution et analyse du corpus bibliographique

Un corpus bibliographique commun a été constitué pour la présente section et la section 4.4. Sept requêtes ont été lancées en croisant la liste des Mafor avec chacune des sept composantes suivantes (le détail des mots-clefs figure en annexe) :

- microorganismes du sol
- organismes du sol (micro, méso, macrofaune)
- biodiversité
- activités biologiques
- effets écotoxiques
- bioindicateurs
- transfert dans la chaîne alimentaire

Nous avons considéré tous les organismes du sol mis à part les végétaux (cf partie 3.6). Les premiers travaux concernant l'étude des impacts des Mafor sur l'abondance, la diversité et les activités biologiques des sols remontant à la fin des années 1970, la littérature sur le sujet est très abondante (plusieurs milliers de références).

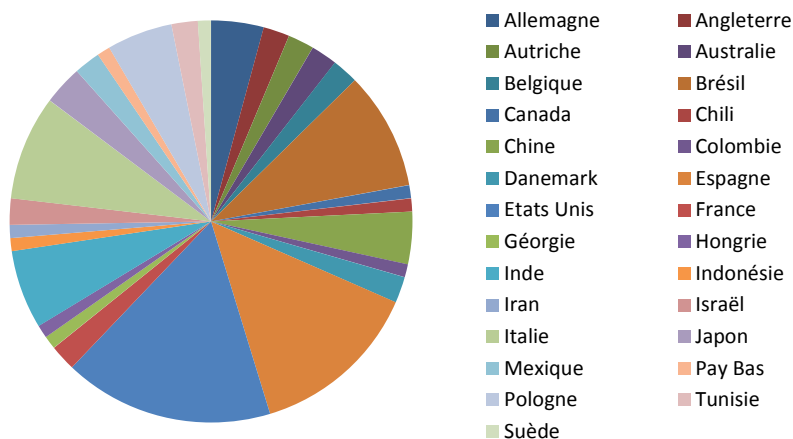
Nous avons par conséquent réalisé un premier tri en éliminant les problématiques hors sujet par rapport à la thématique de l'expertise (intérêt des Mafor dans la remédiation, la restauration écologique, interactions Mafor-inoculations microbiennes) ou celles faisant l'objet d'un chapitre en soi dans cette expertise même si les organismes du sol y jouent un rôle clef (impact des Mafor sur le devenir des contaminants, le devenir de l'azote, impacts écotoxicologiques...).

Puis, en ne considérant que les articles dont les mots clefs ("abundance", "biomasse", "microorganism", "bacteria", "fungi", "fauna", "enzymes", "microbial activity", "enzymatic activity", "diversity"...) figuraient dans le titre et pour lesquels les organismes du sol étaient le centre des travaux, il restait encore près de 300 articles.

Nous nous sommes donc restreints à la lecture d'articles scientifiques publiés entre les années 2010 et 2013 et à quelques articles plus anciens i) faisant office de référence dans le domaine (reviews, papiers qui étaient cités de nombreuses fois), ii) apportant des visions originales sur le sujet qu'on ne retrouvait pas dans la littérature la plus récente ou iii) traitant des Mafor peu étudiés.

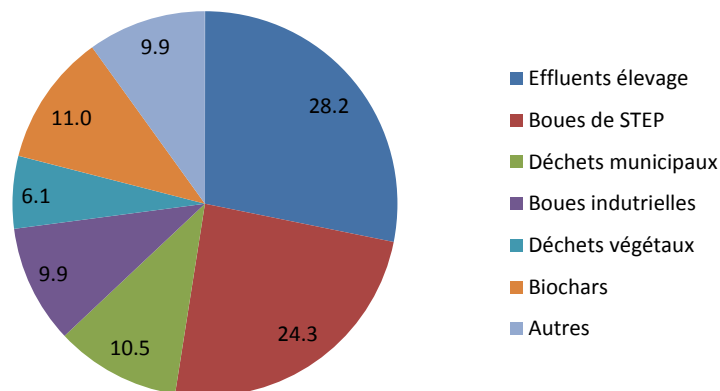
Au total, c'est environ 140 articles qui ont été considérés pour faire un état des lieux de l'impact des Mafor sur l'abondance des organismes du sol, leur diversité et leurs activités. Les travaux recensés ont été réalisés dans des sols de toutes les régions du monde (Figure 3-5-1).

Figure 3-5-1. Pays d'origine des sites d'étude considérés dans cette expertise



Les Mafor les plus étudiées sont majoritairement des déchets organiques et notamment les déjections animales et les boues de stations d'épuration qui représentent plus de 50 % des Mafor testées dans la littérature sélectionnée (Figure 3-5-2).

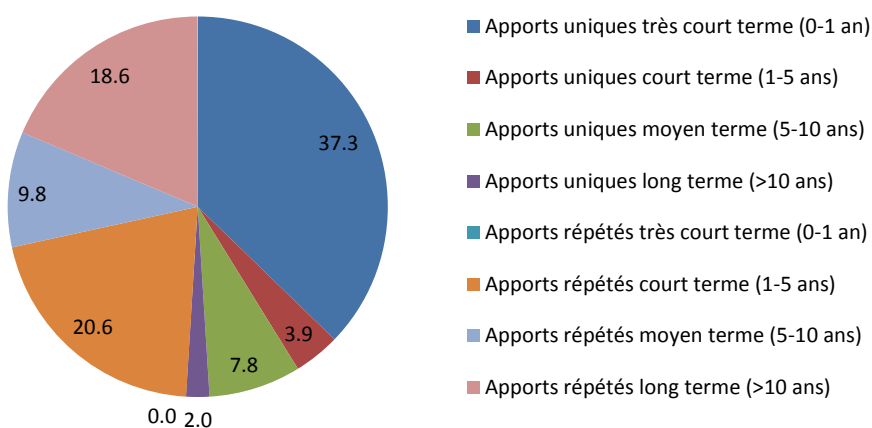
Figure 3-5-2. Panorama des différentes Mafor étudiées dans la bibliographie sélectionnée (en %)



Les travaux relatifs à l'impact des épandages de Mafor sur les organismes du sol cible principalement les microorganismes (plus de 80% des études sélectionnées) et dans une moindre mesure la faune du sol. Ces impacts ont été caractérisés à la suite d'expérimentations en conditions de laboratoire (34,5 % des études) ou après prélèvements d'échantillons de sol ayant reçu des Mafor sur le terrain dans des conditions *in situ* (65.5%).

Enfin, les effets des apports de Mafor sur les sols qui ont été étudiés à la suite d'apports uniques (53,4 % des études) ou répétés (46,6 %), peuvent être suivis à très court terme (moins d'un an après apport), à court terme (entre 1 et 5 ans après le 1^{er} apport), à moyen terme (5-10 ans après le 1^{er} apport) et/ou à long terme (plus de 10 ans après le 1^{er} apport) (Figure 3-5-3).

Figure 3-5-3. Proportion des études sélectionnées (en %) en fonction des effets ciblés à la suite d'apports uniques ou répétés de Mafor sur les sols (très court, court, moyen et long terme)



3.5.1. Abondance

De nombreux travaux se sont intéressés à l'impact des Mafor sur les propriétés biologiques des sols en ciblant les microorganismes et/ou la faune, des organismes totaux ou des groupes plus spécifiques, dans des conditions très différentes : grande diversité des types de Mafor étudiées, impact du traitement subi par les Mafor avant apport au sol, apport unique vs apports répétés, suivi terrain vs incubations en conditions de laboratoire...

3.5.1.1. Impacts des Mafor sur la microflore du sol

Les travaux sur la microflore du sol sont nombreux et mettent très souvent en évidence, une stimulation des abondances microbiennes et/ou de la biomasse microbienne (estimation de la quantité de C vivant du sol) dans les sols à la suite d'un apport :

- de boues de STEP (e.g. Armenta *et al.*, 2012; Bastida *et al.*, 2012),
- de boues industrielles : boues d'industrie laitière (e.g. Frac et Jezierska-Tys, 2011), boues de tannerie (e.g. Araujo et Monteiro, 2006, Martines *et al.*, 2006),
- de composts végétaux (e.g. Hu *et al.*, 2011 ; Bonilla *et al.*, 2012 ; Das et Dkhar, 2012),
- de vermicompost (e.g. Das et Dkhar, 2012),
- d'effluents d'élevage (e.g. Chakraborty *et al.*, 2011 ; Bonilla *et al.*, 2012 ; Das et Dkhar, 2012),
- de la poudre de sang (e.g. Bonilla *et al.*, 2012),
- de déchets municipaux (e.g. Garcia-Gil *et al.*, 2000 ; Crecchio *et al.*, 2001 ; 2004; Bastida *et al.*, 2008a),
- de biochars (e.g. Lehmann *et al.*, 2011).

L'augmentation de la biomasse microbienne est majoritairement due à une stimulation de la microflore indigène suite à un apport de carbone (Perez-Piqueres *et al.*, 2006) mais peut également être due à un apport de microorganismes *via* les Mafor (Ros *et al.*, 2006). Les biochars pourraient avoir une action plus indirecte et impacter la microflore du sol *via* une augmentation de la CEC due à la surface spécifique importante des biochars, une meilleure rétention des substrats carbonés et des nutriments nécessaires aux microorganismes (Zackrinson *et al.*, 1996 dans Dempster *et al.*, 2012), la fourniture d'un support pour la colonisation microbienne (Pietikainen *et al.*, 2000 dans Dempster *et al.*, 2012), une protection contre la prédation (Zackrisson *et al.*, 1996 dans Dempster *et al.*, 2012), une source de carbone (Smith *et al.*, 2010a) ou *via* la modification des conditions du milieu comme une augmentation du pH (Chan *et al.*, 2008) ou une augmentation de la porosité (Dempster *et al.*, 2012) générant par exemple des conditions favorables aux populations microbiennes.

Néanmoins, quelques travaux ont également mis en évidence l'absence d'effet ou des effets négatifs à la suite d'apport de Mafor sur l'abondance microbienne du sol. Perez-Piqueres *et al.* (2006) par exemple n'ont pas observé d'effet sur la microflore du sol à la suite d'un apport de compost de déchets verts à raison de 20 %. De même, Castaldi *et al.* (2011) n'ont pas montré d'impact d'un apport de biochar (3 et 6 kg/m²) sur la biomasse microbienne du sol à la suite d'un et de 2 apports. Santos *et al.* (2011a) ont observé des résultats similaires avec des boues de tannerie apportées aux plus faibles doses (7,5 et 15 t/ha) dans un sol argileux. Dempster *et al.* (2012) ont, quant à eux, observé que la biomasse microbienne C diminuait significativement après apport de biochar alors que la biomasse N n'était pas altérée. Ces résultats contradictoires pourraient être dus à la grande diversité de biochars, des doses appliquées, des types de sol, des réponses des plantes (Glaser *et al.*, 2002 dans Dempster *et al.*, 2012) ou des méthodes utilisées (fumigation extraction, SIR...). D'autres travaux sur les boues ont également relaté des impacts négatifs sur la microflore du sol lorsqu'elles sont apportées à fortes doses sur les sols (e.g. Aoyama *et al.*, 2006 ; Fernandez *et al.*, 2009 ; Val-Moraes *et al.*, 2011).

Certains de ces travaux ont différencié bactéries et champignons. Das et Dkhar (2012) par exemple ont observé un enrichissement en champignons et en bactéries dans les sols amendés avec des composts végétaux, un vermicompost et du fumier. Böhme *et al.* (2005) et Treonis *et al.* (2010) n'ont pas observé de modifications du ratio bactéries/champignons suite à l'apport de Mafor se caractérisant par des C/N différents. Leroy *et al.* (2009) ont observé une augmentation plus importante du ratio bactéries/champignons dans des parcelles amendées avec du lisier de bovin (3,49 en automne 2006 et 11,67 au printemps 2007) et du fumier (3,13 en automne 2006 et 9,41 au printemps 2007) que dans des parcelles amendées avec un compost de légumes, fruits et déchets de jardin (2,79 en automne 2006 et 8,73 au printemps 2007) ou des composts de ferme (2,0 et 2,86 en automne 2006 et 8,02 et 9,15 au printemps 2007) et que dans les parcelles témoin (2,16 en automne 2006 et 7,29 au printemps 2007). Ceci dit, les différences n'étaient pas significatives. Perez-Piqueres *et al.* (2006) ont mis en évidence des effets sur les populations bactériennes et fongiques qui varient en fonction du type de Mafor, voire pour deux Mafor de la même famille. En effet, ils ont montré qu'un apport de compost de déchets verts ne modifiait pas le nombre de bactéries et champignons cultivables. En revanche, des composts de champignonnière peuvent stimuler bactéries et/ou champignons.

Comparaison inter- Mafor

Toutes les Mafor n'ont pas la même efficacité en matière de stimulation. Das et Dkhar (2012) qui ont comparé les effets de différents amendements sur les abondances microbiennes mesurées à partir de méthodes de dilutions et la biomasse microbienne dans la rhizosphère d'un sol cultivé en soja, ont montré que le traitement le plus efficace était le fumier (par comparaison avec un compost végétal et un vermicompost) avec néanmoins des variations selon les années. De même, Bhattacharyya et al. (2003) ont montré que la biomasse microbienne était davantage stimulée après apport de bouse de vache que de compost de déchets municipaux, que ce soit 15j, 30j, 45j ou 60j après apport. Le facteur de stimulation variait de 2,4 à 2,7 dans le sol traité avec le fumier de vache décomposé (par rapport au sol témoin) et de 2 à 2.3 dans le sol amendé avec un compost de déchets municipaux. Les apports en C étant similaires, ces différences ont été attribuées à la qualité de la matière organique des Mafor, le fumier de vache décomposé étant plus riche en N minéralisable, en C soluble et en hydrates de carbone.

Effets traitements

Certains travaux se sont focalisés sur l'impact des traitements (compostage, chaulage, séchage, digestion...) subis par les Mafor avant apport au sol. Les résultats sont de nature très diverse : pas d'effet traitement mais avec stimulation de la microflore du sol, pas d'effet traitement sans aucune stimulation, effet traitement... Il est par conséquent difficile de tirer des conclusions très claires sur l'impact des traitements. Quelques exemples pour illustrer ces propos : Bragato *et al.* (1998) par exemple, qui ont comparé les effets d'une boue déshydratée et d'une boue compostée avec de la paille pendant 100 jours, n'ont pas pu mettre en évidence de différence significative entre les 2 traitements sur la biomasse microbienne, la biomasse microbienne ayant été stimulée quelle que soit la boue utilisée. En comparant des traitements similaires (boue compostée et boue séchée thermiquement), Franco-Otero *et al.* (2012) n'ont, en revanche, pas observé d'effet à court terme sur la biomasse microbienne. Des apports de déchets bruts et compostés (boue brute vs boue compostée, boue séchée vs boue compostée, déchets municipaux vs déchets municipaux compostés) ont stimulé la biomasse microbienne et les différences entre traitements sont apparus au cours du temps, les effets étant plus persistants avec les composts (Bastida *et al.*, 2012 ; Fernandez *et al.*, 2009). Enfin, Aoyama *et al.* (2006) ont montré qu'un apport de boues chaulées, à l'origine d'une accumulation de Ca^{2+} échangeable dans les sols et par conséquent d'une augmentation du pH, diminuait le ratio biomasse microbienne carbonée / C du sol alors qu'en général, l'augmentation du pH du sol stimule la biomasse et les activités microbiennes dans les sols (Carter, 1986). Néanmoins, certains travaux ont montré que l'accumulation de sels solubles dans les sols pouvait exercer des effets néfastes sur la microflore (Sardinha *et al.*, 2003).

Effets court terme - effets long terme

Les effets sur l'abondance microbienne après apport de Mafor peuvent apparaître plus ou moins rapidement et persister plus ou moins longtemps, ce qui explique que les effets des Mafor soient étudiés à différentes échelles de temps, de quelques jours à quelques dizaines d'années après apport.

Ces différences s'expliquent à la fois par des caractéristiques physico-chimiques différentes de la matière organique apportée en termes de quantités et de qualités, mais dépendent également des pratiques d'amendement mises en place avec des apports uniques ou répétés.

Au final, les travaux de la bibliographie présentent des effets à court terme après un seul apport et des effets à plus long terme à la suite d'un apport unique ou d'apports répétés.

Caractéristiques physico-chimiques des Mafor

Saison *et al.* (2006) ont montré qu'un apport de compost stimulait la biomasse microbienne du sol et que ces effets qui étaient principalement dus aux caractéristiques physico-chimiques des composts (et non pas aux microorganismes indigènes du compost - comparaison incubation avec compost stérilisé ou non) apparaissaient rapidement avant de disparaître 6 à 12 mois après l'apport. Les Mafor organiques ayant des teneurs élevées en C labile facilement assimilable par les microorganismes du sol vont avoir tendance à stimuler très fortement et très rapidement la microflore du sol alors que ceux composés de matière organique plus stable vont exercer des effets moins importants mais qui seront en général plus persistants dans le temps. Vieublé-Gonod *et al.* (2009) qui ont suivi au cours du temps la biomasse microbienne dans des parcelles non amendées ou amendées avec

un compost de déchets verts et boues de STEP ou un compost d'ordures ménagères ont montré que la distribution spatiale de la biomasse était hétérogène à l'échelle du profil de sol des différentes parcelles et concentrée dans les interbandes, c'est-à-dire là où est concentrée la MO (résidus de culture, compost) après labour. Ils ont également montré que la stimulation de la biomasse microbienne était très intense et très rapide dans les interbandes des sols traités avec le compost d'ordures ménagères avec une biomasse multipliée par 2,8 dès un mois après l'apport. Cet effet était néanmoins très fugace puisqu'il n'était plus observable 4 mois après l'apport. En revanche, dans les parcelles amendées avec un compost de déchets verts et de boues dont le C est beaucoup plus stable, la stimulation était moins importante mais beaucoup plus durable dans le temps puisqu'elle persistait entre 6 et 8 mois après l'apport. Les composts stables ont des effets qui sont en général plus persistants (Fernandez *et al.*, 2009 ; Bastida *et al.*, 2012; Araujo et Monteiro, 2006) en raison d'un relargage progressif des nutriments après décomposition.

La dose appliquée peut également impacter le moment où l'effet des Mafor sur les microorganismes du sol est observable. Aoyama *et al.* (2006) ont observé que des boues apportées à forte dose (60 t/ha/an) avaient des effets mesurables dès 3 mois sur la biomasse microbienne alors qu'il fallait attendre 5 mois pour des doses plus faibles (20 et 40 t/ha/an).

Apport unique vs apports répétés

Les effets des Mafor peuvent également être modulés selon que les apports soient uniques ou récurrents dans le temps. Les études avec des apports uniques de Mafor sont souvent des incubations de laboratoire dans des conditions favorables à la croissance et l'activité microbienne. En outre, du fait de contraintes techniques, ces travaux en laboratoire ne sont en général suivis que pendant quelques mois au maximum et ne donnent des éléments de compréhension que sur les effets à court terme. Néanmoins, il existe quelques études de suivi sur le terrain des effets à court terme (Vieublé-Gonod *et al.*, 2009).

Les effets à long terme sont de manière générale étudiés à la suite d'apports répétés même s'il existe quelques rares suivis au champ des effets résiduels à long terme à la suite d'un apport unique de Mafor (Joniec et Furczak, 2010).

Enfin, la plupart des résultats acquis sur le terrain ne sont issus que d'un seul prélèvement faisant un état des lieux à un instant donné et peu d'études présentent des cinétiques temporelles (Vieublé-Gonod *et al.*, 2009).

Finalement, peu d'études ont vocation à comparer spécifiquement les effets dus à un apport unique ou à des apports répétés (García-Gil *et al.*, 2000 ; Fernandez *et al.*, 2009). Fernandez *et al.* (2009) qui ont analysé les impacts au champ d'un apport unique de boues de STEP ou de 3 apports consécutifs, ont montré que globalement un apport unique de boues stimulait la biomasse microbienne alors que des apports répétés la diminuaient 3 ans après l'apport (du fait certainement d'un enrichissement du sol en ETM). De même Furczak et Joniec (2007a, b, 2009) et Joniec et Furczak (2008, 2010) qui ont étudié en conditions *in situ* l'impact d'un apport unique de boues de STEP sur différents groupes microbiens (bactéries et champignons totaux, bactéries et champignons protéolytiques, bactéries et champignons cellulolytiques) au cours du temps et jusqu'à 9 ans après l'apport, ont mis en évidence que de manière générale, des effets résiduels étaient toujours observables 9 ans après l'apport (sauf pour les champignons) même si ces effets avaient tendance à s'estomper avec le temps. Enfin, García-Gil *et al.* (2000) ont également comparé les effets résiduels et cumulatifs d'apports de compost de déchets municipaux et de fumier de vache au champ et ils ont observé qu'un apport unique ne stimulait pas ou peu la biomasse microbienne par rapport à un témoin fertilisé chimiquement alors que des apports multiples (5 en 9 ans) augmentaient la biomasse microbienne de 10% avec le compost de déchets municipaux et de 29 % avec le fumier (à dose égale de 20 t/ha). En revanche, dans tous les cas, les apports de Mafor impactaient négativement le rapport biomasse microbienne/C.

Des applications répétées sur plusieurs années (moyen et long terme) de différents Mafor (différents types de composts, boues, fumier...) dans des sols agricoles, sont en général à l'origine d'une augmentation de l'abondance microbienne (quelle que soit la plante cultivée) (Emmerling *et al.*, 2010 ; Chakraborty *et al.*, 2011, D'hose *et al.*, 2012 ; Poulsen *et al.*, 2013). Les résultats présentés dans ces études ont été obtenus après 4 (Poulsen *et al.*, 2013), 10 (Emmerling *et al.*, 2010) ; 12 (Ros *et al.*, 2011) et 37 ans de traitement (Chakraborty *et al.*, 2011). La biomasse microbienne a été stimulée d'un facteur variant de 1,2 à 2,1. Ginting *et al.* (2003) ont observé 4 ans après la dernière application de compost et de fumier, des effets résiduels ayant pour conséquence des biomasses microbiennes supérieures de 20 et 40 % respectivement par rapport à une fertilisation minérale.

Néanmoins, des effets nuls ou inhibiteurs ont également été mis en évidence dans quelques études avec des apports à long terme. Brendecke *et al.* (1993) par exemple, ont montré que des applications à long terme de boues de STEP n'affectaient pas les populations microbiennes. Fließbach *et al.* (1994) ont quant à eux observé une diminution de la biomasse microbienne après 10 ans d'applications de 15 t/ha de boues de STEP. Ces résultats contradictoires mis en évidence uniquement avec des boues de STEP, pourraient s'expliquer à la fois par la grande variabilité des caractéristiques des Mafor (boues) et notamment leurs teneurs en ETM et des conditions expérimentales.

Effet sol

L'impact des Mafor a été abordé dans de nombreux contextes pédoclimatiques mais seuls quelques travaux ont considéré différents types de sol dans la même étude. Ceci dit, l'effet des apports de Mafor sur les microorganismes du sol semble également dépendant du type de sol. Santos *et al.* (2011) ont par exemple observé que le même compost de boues de tannerie pouvait, en fonction de la dose appliquée, conduire dans certains cas à une augmentation de la biomasse microbienne et dans d'autres cas ne pas conduire à de modifications dans un sol limoneux et un sol argileux. En réalisant des dénombrements bactériens et fongiques, Perez Piqueres *et al.* (2006) ont observé que des composts de champignonnière pouvaient être à l'origine d'effets différents dans un sol argileux et un sol sablo-limono-argileux.

Effet dose

L'impact de la dose de Mafor a été particulièrement étudié, dans des conditions d'apports uniques ou répétés (effets cumulatifs).

Une stimulation de la biomasse microbienne à la suite d'apports de Mafor avec des effets d'autant plus importants que la dose augmente est un résultat qui a été observé dans de nombreuses études terrain, pour différentes Mafor et pour une grande gamme de doses :

- Déchets municipaux : jusqu'à 260 t/ha/an (Bastida *et al.*, 2007)
- Compost déchets municipaux : 6,5 et 26 t/ha/an (Pascual *et al.*, 1999), 20 et 80 t/ha/an (Garcia-Gil *et al.*, 2000), 100 et 300 N t/ha/an (Poulsen *et al.*, 2013b).
- Effluents d'élevage (fumier, lisier) : 20 et 80 t/ha/an (Garcia-Gil *et al.*, 2000), 100 et 300 N t/ha/an (Poulsen *et al.*, 2013b), entre 0 et 120 m³/ha/an (Balota *et al.*, 2012).
- Boues : entre 0 et 1,2 t/ha/an (Albiach *et al.*, 2001), jusqu'à 260 t/ha/an (Bastida *et al.*, 2007), 100 et 300 d'azote t/ha/an (Poulsen *et al.*, 2013b), entre 0 et 600 t/ha/an (Joniec et Furczak, 2010),
- Compost de boues : 7,5 et 15 t/ha/an (Bragato *et al.*, 1998), 20 et 80 t/ha/an (Fernandez *et al.*, 2009),
- Biochars : 3 et 6 kg/m² (Castaldi *et al.*, 2011),

Des effets similaires ont également été observés en conditions de laboratoire avec différents types de Mafor apportées à différentes doses : boues urbaines et industrielles à fortes doses : 50 et 100 t/ha/an (Sastre *et al.*, 1996), boues de STEP : 18 et 36 t/ha (Armenta *et al.*, 2012), compost de boue : 1 et 2 % (w/w) (Bastida *et al.*, 2012), composts de déchets municipaux : entre 0 et 20 t/ha (Bhattacharyya *et al.*, 2001), 26 et 52 t/ha (Vinh-Freitas *et al.*, 2010), fumier de vache liquide : entre 0 et 300 000 L/ha/an (Aguilera *et al.*, 2010), biochars : entre 0 et 25 t/ha/an (Dempster *et al.*, 2012).

Néanmoins, certains auteurs ont montré que, malgré une augmentation de la biomasse microbienne, le ratio biomasse microbienne/C organique diminuait lorsque la dose augmentait (Garcia-Gil *et al.*, 2000). D'autres travaux ont également mis en évidence des effets négatifs directement sur la biomasse microbienne. Aoyama *et al.* (2006) et Fernandez *et al.* (2009) ont observé que des apports récurrents de boues sur les sols pouvaient stimuler la biomasse microbienne aux faibles doses (20 t/ha/an) et au contraire avoir des effets délétères aux doses les plus fortes (40, 60, 80 t/ha/an). De même, Santos *et al.* (2011a) ont montré que pour un apport de 60 t/ha de composts de boues industrielles, la biomasse microbienne n'était pas significativement différente de celle des sols témoins, voire inférieure. Les effets négatifs sur les organismes du sol ont surtout été mis en évidence avec des boues apportées à fortes doses ou de manière récurrente sur les sols, et qui étaient riches en ETM. Or depuis les dernières décennies, la composition des boues des déchets organiques d'origine urbaine a profondément évolué dans de nombreux pays du fait notamment de technologies plus propres, de la disparition d'industries lourdes...et de l'évolution de la réglementation et sont actuellement moins riches en ETM notamment.

Effet profondeur

Quelques travaux ont également comparé les effets des apports de Mafor (fumier, lisier de porc, boues de STEP, sciure, composts végétaux) à différentes profondeurs du sol (jusqu'à 40 cm) mais tous ne disposaient pas d'un témoin sans Mafor. En effet, l'objectif de certaines de ces études (Balota *et al.*, 2012, Borjesson *et al.*, 2012) était de comparer l'impact du travail du sol après apport de Mafor sur les propriétés biologiques des sols. Treonis *et al.* (2010) ont montré que la biomasse microbienne (PLFA totaux) était supérieure en présence de labour que sans labour entre 0-5 cm et 5-25 cm (par comparaison avec un témoin sans apport de Mafor). En revanche, Balota *et al.* (2012) ont observé que les biomasses microbiennes carbonée et azotée (mesurées par fumigation extraction) étaient davantage stimulées après apport de lisier de porc en absence de travail du sol qu'après un labour et ce, quelle que soit la profondeur (0-5, 5-10 et 10-20 cm). Dans tous les cas, la biomasse microbienne diminue avec la profondeur (Treonis *et al.*, 2010, Balota *et al.*, 2012, Borjesson *et al.*, 2012).

3.5.1.2. Impacts des Mafor sur la faune du sol

Les travaux qui se sont intéressés aux impacts des Mafor sur la faune du sol sont beaucoup moins nombreux mais traitent à la fois des vers de terre, des acariens et des nématodes.

Alves *et al.* (2008) qui ont étudié l'impact d'un apport de lisier de porc sur la fréquence relative de différentes espèces de macrofaune ont montré que les groupes les plus retrouvés étaient les Hyménoptères (insectes) et les Oligochètes (vers de terre) mais les résultats varient en fonction de la dose et de la date de prélèvement.

Quelques études ont ciblé l'impact des biochars sur les vers de terre et ont montré que les vers de terre étaient capables d'ingérer les biochars. L'utilité des biochars pour les vers de terre reste en revanche assez mal connue. Ils pourraient jouer le même rôle que le sable et permettre aux vers de terre d'améliorer le broyage de la matière organique (Marhan et Scheu, 2005). Les vers de terre géophages pourraient consommer les microorganismes ou les métabolites microbiens stimulés par l'apport de biochars (Lavelle, 1988). D'autres travaux concernant les vers de terre ont montré que les apports de boues *in situ* stimulaient plus particulièrement les espèces anéciques (nombre, biomasse) telles que *A. longa* (Butt, 1999) ou *L. Terrestris* (Tomlin *et al.*, 1993) mais n'avaient aucune influence sur les espèces épigées et endogées (Butt, 1999). Des résultats complètement contraires ont été obtenus en conditions de laboratoires avec la mort observée d'espèces endogées et anéciques (Butt, 1999). L'auteur a expliqué ces résultats par le fait qu'en conditions de laboratoire, les expérimentations conduites dans des microcosmes étanches et à une température d'incubation relativement importante pouvaient favoriser la production d'ammoniac qui exerce des effets toxiques sur certains vers de terre.

Booher *et al.* (2012) qui ont travaillé sur les acariens, ont montré que les Oribates (qui représentaient 93% des acariens prélevés), étaient plus abondants dans les parcelles amendées avec des effluents d'élevage que dans les parcelles témoins et ils ont également mis en évidence un effet type de Mafor avec des abondances supérieures dans les parcelles ayant reçu du fumier de bovin par rapport à celles ayant reçu du lisier porcin. Ces résultats pourraient s'expliquer par les différences de teneurs en C.

Les résultats issus des travaux de l'impact des Mafor sur les nématodes et plus particulièrement sur les groupes trophiques de nématodes (bactérovores, fongivores, phytophages facultatifs, parasites, omnivores, carnivores), donnent des conclusions assez contrastées. Les travaux étudiant spécifiquement l'impact des apports de Mafor sur les nématodes parasites ne sont pas développés dans cette partie puisqu'ils font l'objet d'un paragraphe spécifique (4.1 Devenir des contaminants biologiques).

Des apports de lisier de porc ou de bovin semblent par exemple stimuler les nématodes bactérovores et fongivores d'après Bulluck *et al.* (2002), Forge *et al.* (2005) et Hu et Qi (2010). Malusa *et al.* (2012) ont également observé une augmentation des populations totales de nématodes et notamment des espèces bactérovores et fongivores après apport de différents amendements organiques tels que des fumiers, extraits d'algues, composts, vinasse issue de la production de levure. Les composts peuvent également exercer des effets positifs sur les bactérovores et négatifs sur les fongivores (Renco *et al.*, 2010) ou négatifs sur les 2 groupes (Renco *et al.*, 2010). L'augmentation des nématodes bactérovores et fongivores pourrait s'expliquer par l'augmentation des populations microbiennes avec les apports de C issus du compost. Renco *et al.* (2010) ont également observé la disparition des nématodes omnivores et des parasites de plantes après apport de composts de déchets verts et de boue. Ces résultats pourraient s'expliquer par les fortes teneurs en NH_4^+ dans les composts. Néanmoins Wang *et al.* (2006) ont mis en avant une absence d'effet sur les omnivores et Hu et Qi (2010) une stimulation. Des résultats

tout aussi contrastés ont été obtenus sur les nématodes prédateurs : stimulation (Bulluck *et al.*, 2002; Forge *et al.*, 2005), absence d'effet (Wang *et al.*, 2006; Hu et Qi, 2010).

Dans certains cas, des indices de maturité pour les nématodes ont été calculés. L'indice de maturité est une mesure écologique de la perturbation basée sur les familles de nématodes non phytophages. La valeur, qui varie entre 0 et 5, augmente avec la stabilité environnementale ($\sum v_i \times p_i$ avec p_i = abondance relative du taxon i dans l'assemblage des nématodes non phytophages et v_i = valeur colonisateur-persistant (cp) du taxon i dans la communauté de nématodes non phytophages, se basant sur les stratégies r et K des nématodes). Les colonisateurs correspondent aux nématodes de stratégie r , tolérant aux perturbations et répondant rapidement aux apports de nutriments du fait d'une fécondité élevée (court cycle de développement). Les persistants quant à eux, correspondent aux taxons de stratégie K ayant des cycles de développement plus longs et nécessitant des conditions stables. Un fort indice de maturité met en évidence la présence de nématodes qui requièrent des conditions environnementales stables.

Si certains travaux ont montré une diminution de ces indices (Neher et Olson, 1999; Hu et Qi, 2010 ; Forge *et al.*, 2005) dans les sols fertilisés, d'autres n'ont en revanche pas observé de différence significative entre parcelles amendées et parcelles témoins (Porazinska et Coleman, 1995).

3.5.1.3. Impacts des Mafor sur la chaîne alimentaire, les réseaux trophiques du sol

Quelques études ont considéré simultanément la microflore et la faune du sol, les différents acteurs de la chaîne trophique. Par exemple, Nair et Ngoujio (2012) ont montré qu'un apport de compost stimulait à la fois la biomasse microbienne et les nématodes bactériovores et fongivores mais uniquement à court terme. De même, Carrera *et al.* (2007) et Treonis *et al.* (2010) ont observé que des apports de fumier et compost enrichissaient les sols en bactéries, en champignons, en protozoaires et en nématodes. Eo *et al.* (2012) ont observé une augmentation des bactéries, des champignons, des nématodes bactériovores, des microarthropodes (collembolés et oribates) dans des sols traités avec des "gâteaux déhuilés" ou des coquilles d'huitres, mettant en évidence un impact à court terme des déchets organiques sur les consommateurs primaires et secondaires (mais peu sur les nématodes prédateurs).

L'augmentation des nématodes bactériovores et fongivores pourrait s'expliquer par l'augmentation des populations microbiennes stimulées par les apports de C issus des Mafor. Les apports de Mafor stimuleraient ainsi le turnover microbien et le flux de nutriments à travers la chaîne alimentaire. Néanmoins Treonis *et al.* (2010) soulignent que les apports de Mafor peuvent également avoir des effets positifs sur ces populations mais de manière indirecte (amélioration de la rétention en eau...).

Treonis *et al.* (2010) ont calculé différents indices concernant la faune (basal, enrichissement, structure, galeries) mais aucun n'était modifié par les traitements. Ces indices fournissent des informations concernant la structure de la chaîne trophique et reposent sur l'abondance des nématodes au sein de divers groupes trophiques (bactériovores, fongivores, omnivores, prédateurs) et sur les caractéristiques de vie des taxons. L'indice basal se focalise principalement sur les nématodes bactériovores et fongivores et considère les nématodes avec des temps de génération longs, une fécondité faible, qui tolèrent des conditions défavorables et qui peuvent devenir cryptobiotiques. L'indice d'enrichissement (entre 0 et 100) donne une indication sur la dynamique des nutriments. Il est fonction de l'abondance de la guildes de la composante d'enrichissement. Il augmente avec la disponibilité en nutriments. L'indice de structure (entre 0 et 100) reflète la stabilité du milieu : plus il est élevé, moins le milieu est perturbé. Il est fonction de l'abondance relative de plusieurs familles (bactériovores, fongivores, omnivores et prédateurs). Enfin, l'Indice de "galerie" représente le rapport entre bactériovores (B) et fongivores (M) ($B/(B+M)$) et renseigne sur la voie de décomposition de la matière organique dans le sol. Une importante valeur de cet indice indique une décomposition bactérienne et une faible valeur suggère une décomposition en majorité fongique (Korenko et Schmidt, 2006).

Treonis *et al.* (2010) ont montré qu'aucun de ces indices n'était modifié par les apports de composts de boues de STEP et/ou de végétaux.

3.5.2. Diversité

La diversité des sols est à la base du fonctionnement des sols avec des organismes qualifiés "d'ingénieurs physiques tels que les vers de terre, les termites ou les fourmis qui renouvellent la structure du sol, créent des habitats pour les autres organismes du sol et régulent la distribution spatiale des ressources en matières organiques ainsi que le transfert de l'eau, des organismes régulateurs (nématodes, collemboles et acariens) qui contrôlent la dynamique des populations des microorganismes du sol et agissent sur leur activité et des organismes ingénieurs chimistes (principalement bactéries et champignons microscopiques) qui assurent la décomposition de la matière organique en éléments nutritifs facilement assimilables par les plantes ou qui dégradent les polluants" (La vie cachée des sols, plaquette GESSOL, octobre 2010). De manière générale, on peut considérer qu'une grande diversité confère aux sols des propriétés de résistance et de résilience à la suite de perturbations. La diversité des organismes du sol peut être abordée sous un angle structural (impact des Mafor sur le nombre et le type d'espèces), métabolique (impact des Mafor sur la capacité des microorganismes à utiliser certains substrats) ou fonctionnel (impact des Mafor sur les populations impliquées dans une fonction donnée).

3.5.2.1. Diversité structurale des communautés du sol

L'impact des apports de Mafor sur la diversité structurale des microorganismes des sols a été abordé dans de nombreuses études, les effets sur la diversité de la faune étant beaucoup moins développés dans la bibliographie.

La diversité basée sur des méthodes diverses (pyroséquençage, ARDRA, RISA, DGGE, PLFA...) a été caractérisée à différents niveaux, des phyla jusqu'à l'espèce en passant par les classes, les ordres, les familles ou les genres. Les travaux ont ciblé un large panel de Mafor et en particulier (en italique, travaux sur la faune) :

- des boues de STEP (*Baker et al., 2002, Val Moraes et al., 2011, Poulsen et al., 2013a*),
- des composts de boues (*Ros et al., 2006, 2011, Cytrin et al., 2011*)
- des déchets urbains (*Bastida et al., 2008*)
- des composts de déchets municipaux (*Crecchio et al., 2001, 2004; Ros et al., 2006, Poulsen et al., 2013a*),
- des composts de déchets verts (*Ros et al., 2006, 2011*)
- des effluents d'élevage (*Porazinska et Coleman, 1995, Ros et al., 2006, Alves et al., 2008, Hu et Qi, 2010; Poulsen et al., 2013a*,
- des biochars (*Pietikäinen et al., 2000; Steinbeiss et al., 2009, Grossman et al., 2010, Thies et al., 2010, Khodadad et al., 2011, Lehmann et al., 2011*).

Ces travaux ont obtenu des résultats différents mettant en évidence soit une absence d'effet (*Crecchio et al., 2001, 2004, Ogilvie et al., 2008, Tatti et al., 2012, Poulsen et al., 2013a*), soit des modifications de la structure des communautés (*Pietikäinen et al., 2000, Perez Piqueres et al., 2006, Bastida et al., 2008, Steinbeiss et al., 2009, Lehmann et al., 2011, Ozores-Hamton et al., 2011*) et ce, pour différents types de Mafor. En outre, lorsque la structure des communautés est modifiée à la suite d'un apport de Mafor, les phyla, classes, ordres, familles, genres ou espèces microbiennes impactés varient d'une étude à une autre.

Voici quelques exemples par type de Mafor ou par populations visées pour illustrer ces propos :

Déchets urbains : *Poulsen et al. (2013a)* ont testé l'hypothèse selon laquelle les déchets urbains utilisés en agriculture n'avaient pas d'effets délétères à long terme sur la diversité microbienne, voire avaient même des effets positifs à court et moyen termes dans la mesure où les apports en ETM sont limités. Les phyla bactériens majoritaires quels que soient les Mafor apportées, étaient les Actinobactéries, les Acidobactéries et les β -Protéobactéries alors que les Crenarchaeota étaient les Archeae les plus fréquentes (pyroséquençage). La fréquence du phylum des Firmicutes (et notamment des *Clostridium* et *Bacillus*) était plus élevée dans les sols amendés avec des composts d'ordures ménagères, probablement parce que ces microorganismes qui sont capables de sporuler survivent au cours du procédé de compostage. Les microorganismes apportés avec les composts pourraient ainsi persister dans les sols. Après 4 apports annuels (100 kg N/ha), ils n'ont cependant pas détecté de modifications majeures dans la composition des communautés, mettant en évidence une "robustesse" de la microflore du sol. *Crecchio et al. (2001, 2004)* ont également montré, à partir de différentes techniques

d'empreintes génétiques (DGGE, ARDRA, RISA), que des apports de compost de déchets municipaux (120 et 240 kg N/ha) pendant 2 et 6 ans n'affectaient pas la diversité microbienne des sols.

Ros *et al.* (2006, 2011) ont en revanche mis en évidence un effet après 12 ans d'application et ce, avec différentes Mafor (compost de boues, de déchets urbains, de fumier, de déchets verts) apportées à une dose de 175 kg N/ha. Ils ont montré que les sols amendés avec des composts étaient plus riches en Protéobactéries et en Actinobactéries alors que les sols témoins étaient dominés par les Acidobactéries. En effet, dans les sols riches en nutriments disponibles, les γ -Protéobactéries sont nombreuses alors que les sols pauvres en nutriments ou riches en substrats récalcitrants, contiennent un grand nombre d'Acidobactéries. Ces différences s'expliqueraient par des capacités de croissance différentes, les Acidobactéries ayant des croissances plus faibles mais étant plus compétitives. Smit *et al.* (2001) ont suggéré que le ratio Protéobactéries / (Protéobactéries + Acidobactéries) pouvait être un indicateur de l'état nutritif du sol. Ces rapports d'une valeur de 0,82 pour le compost de déchets urbains, de 0,75 pour le compost de déchets verts et de 0,60 pour le sol témoin mettent en évidence un stock d'éléments nutritifs plus important dans les sols amendés. Ros *et al.* (2006, 2011) n'ont néanmoins moins pas mis en évidence de différence entre les différents types de Mafor testées. Ozores-Hamton *et al.* (2011) ont montré que des amendements organiques compostés ou non tels que des déchets municipaux, des résidus de jardin ou des boues de STEP augmentaient globalement la diversité microbienne du sol avec apparition d'espèces "favorables" au bon fonctionnement du sol comme les microorganismes aérobies hétérotrophes, les actinomycètes et les *Pseudomonas* (après 10 ans d'apports). Enwall *et al.* (2007) ont observé que des sols amendés pendant 50 ans avec des boues de STEP abritaient une microflore différente de celle des sols témoins (T-RFLP), qui était certainement due, d'après les auteurs, à une baisse du pH. En conditions de laboratoire, Cytrin *et al.* (2011) ont montré que des sols amendés avec un compost de boues se caractérisaient par une prolifération de populations microbiennes associées au phylum des Bacteroidetes, ces microorganismes étant connus comme étant impliqués dans la dégradation des substrats organiques complexes provenant du compost.

Biochars : des travaux sur les terres noires, sols riches en biochars et sur des sols amendés en biochars ont montré un impact significatif sur la structure des communautés et la diversité à la fois des champignons, des bactéries et des Archaeobactéries (Pietikäinen *et al.*, 2000; Grossman *et al.*, 2010, Lehmann *et al.*, 2011). Jin (2010) dans Lehman *et al.*, 2011) ont démontré que des doses croissantes de biochars dans un sol tempéré conduisaient à une augmentation de la diversité bactérienne dans le sol rhizosphérique et non rhizosphérique. Steinbeiss *et al.*, 2009 ont montré que les effets variaient en fonction du type de biochars : alors que le biochars dérivés du glucose ne modifiaient que rarement la composition des communautés microbiennes du sol, les biochars issus de levures favorisaient la croissance des champignons au détriment des bactéries. En revanche, Khodadad *et al.* (2011) ont observé, dans des conditions de laboratoire, une baisse de diversité dans les sols amendés avec des biochars produits à partir de résidus d'herbe et de chêne (ARISA) et une augmentation de l'abondance relative de bactéries dans les phyla des Actinobactéries et des Gemmatinomatetes. Le niveau de stimulation dépendait du type de biochars et semblait être plus important avec les biochars formés à plus basse température (plus grande proportion de C aliphatique et moins d'aromatiques). Ces résultats contradictoires avec les résultats obtenus sur les terres noires d'Amazonie pourraient s'expliquer, d'après les auteurs, par l'utilisation d'une seule source de biochar, l'absence d'autres sources de matière organique ou de nutriments...

Bactéries Gram+ : Gram- : des travaux se sont focalisés sur les bactéries Gram+ et Gram- qui se différencient par leurs caractéristiques membranaires et pariétales. Moeskops *et al.* (2012) ont montré qu'une augmentation de la matière organique *via* des amendements organiques stimulait particulièrement les bactéries et notamment les Gram-, ce qui est en accord avec les résultats de Peacock *et al.* (2001), les bactéries Gram- ayant des taux de croissance élevés. La Mafor la plus efficace parmi le fumier, le lisier, le compost de ferme, le compost de déchets de jardin-fruits-légumes était le fumier. Des résultats similaires ont été obtenus par Böhme *et al.* (2005) qui ont montré, dans des essais à long terme, une augmentation des acides gras phospholipidiques (PLFA) suite aux différents apports de fumier et particulièrement ceux correspondant aux bactéries Gram-. Néanmoins, Marschner *et al.* (2003) ont trouvé des ratios Gram+/ Gram- supérieurs dans des parcelles amendées avec des fertilisants organiques par rapport à une fertilisation minérale alors que de manière générale, les Gram+ ont des taux de croissance plus lents. Börjesson *et al.* (2012) ont montré à partir de profils d'acides gras phospholipidiques (PLFA), que les communautés microbiennes du sol traité avec la boue de STEP étaient dominées par des bactéries Gram+ et contenaient également de fortes quantités de champignons. Jangid *et al.* (2008) ont montré que les concentrations en PLFA dans les sols pouvaient être soumises à des variations saisonnières, ce qui n'était pas le cas de la composition des communautés bactériennes et fongiques. Puis suivaient par ordre

d'efficacité, le fumier, la sciure et la tourbe qui étaient plus stimulants que la paille et l'engrais vert. Les sols amendés avec fumier et sciure avaient les abondances de bactéries Gram- les plus fortes (alors que les champignons n'étaient pas affectés).

Actinomycètes : Sonia *et al.* (2011) se sont intéressés à l'impact d'apports de fumier et de composts d'ordures ménagères sur les actinomycètes, producteurs d'antibiotiques et d'autres molécules bioactives. Ils ont montré que des apports de compost d'ordures ménagères étaient à l'origine d'une augmentation des populations d'actinomycètes par rapport au sol témoin et au sol traité avec fumier. Börjesson *et al.* (2012) ont en revanche montré, à partir de marqueurs PLFA, que les quantités d'actinomycètes étaient faibles dans les sols amendés avec des boues depuis 53 ans (apports tous les 2 ans). Ceci dit, des Actinomycètes comme les *Streptomyces* par exemple, qui sont très présents dans les boues de STEP, ne possèdent pas ce marqueur. Bonilla *et al.* (2012) ont également montré que les amendements organiques (compost animaux, végétaux, fumier, poudre de sang) avaient un effet sur les actinomycètes et les bactéries sporulantes.

Cette grande variabilité des résultats obtenus est sans doute multicritère et peut s'expliquer d'une part par la grande diversité des méthodes (DGGE, T-RFLP, RISA, ARDRA, PLFA, pyroséquençage) et outils (amorces) utilisés, la diversité des Mafor testées et la diversité des conditions expérimentales (sols, date de prélèvement, doses...). Saison *et al.* (2006) ont montré par exemple qu'un apport de compost de vinasse affectait très rapidement la composition des communautés microbiennes du sol mais ces effets disparaissaient après 6 à 12 mois. Tatti *et al.* (2012) qui se sont focalisés sur l'impact à long terme d'apports répétés de compost pendant 8 ans sur la structure des communautés bactériennes et fongiques dans des sols viticoles (T-RFLP) ont observé que les variations saisonnières étaient plus importantes que les effets Mafor. Enfin, les doses apportées pourraient également affecter la diversité structurale microbienne des sols. Val-Moraes *et al.* (2011) ont montré que des boues de STEP apportées à une dose de 25 N kg/ha favorisaient l'augmentation du nombre d'espèces dans les différents phyla alors qu'une dose de 200 kg N / ha était à l'origine d'une diminution des espèces dans les différents phyla. Enfin, Bonilla *et al.* (2012) ont montré que les effets de différents amendements organiques sur la diversité étaient plus importants en surface qu'en profondeur.

L'impact des Mafor sur la diversité de la faune a été beaucoup moins étudié. Alves *et al.* (2008) qui ont étudié l'impact d'un apport de lisier de porc sur la fréquence relative de différentes espèces de macrofaune (hyménoptères, coléoptères, oligochètes, diptères, chilopodes et aranéides) ont montré que la diversité était maximale dans le traitement fumier + fertilisants minéraux (par rapport à des sols témoins et des sols amendés uniquement avec du fumier ou des fertilisants minéraux). Baker *et al.* (2002) ont observé que les doses de boues de STEP affectaient davantage la diversité des vers de terre plutôt que leur abondance. Les quelques résultats qui concernent les nématodes sont assez contradictoires. Si certains travaux ont montré une diminution des indices de diversité des nématodes (Okada et Harada, 2007, cité dans Hu et Qi, 2010) dans les sols amendés, d'autres n'ont en revanche pas observé de différence significative (Hu et Qi, 2010 ; Porazinska et Coleman, 1999).

3.5.2.2. Diversité fonctionnelle des communautés du sol

Bactéries du cycle de l'azote

L'azote minéral étant indispensable à la croissance des plantes et les microorganismes du sol étant fortement impliqués dans le cycle de l'azote, de nombreuses études se sont focalisées sur cette thématique. Dans ce paragraphe, nous nous bornerons à faire une synthèse des travaux ayant ciblé particulièrement les bactéries impliqués dans le cycle de l'azote, la valeur fertilisante azotée des Mafor étant traitée par ailleurs dans la partie 3.1.

Les microorganismes impliqués dans le cycle de l'azote regroupent les fixateurs d'azote (présents dans les nodules des plantes ou dans le sol), les oxydants de l'ammonium (minéralisation de l'azote organique en azote minéral), les nitrifiants (oxydation de l'ammonium en nitrites puis en nitrates) et les dénitrifiants (réduction des nitrates en nitrites puis en monoxyde d'azote, en oxyde nitreux et enfin en diazote).

Les apports de boues de STEP (Giller *et al.*, 1998; Poulsen *et al.*, 2013a) et de fumier pourraient stimuler les fixateurs d'azote et notamment les populations de *Bradyrhizobium*, fixateurs symbiotiques des plantes (Poulsen *et al.*, 2013a).

L'oxydation de l'ammonium est la première étape conduisant à la formation de nitrates *via* les nitrites et semble être l'étape limitante de la nitrification. Dans les sols cultivés, l'oxydation de l'ammonium est à la fois réalisée par des bactéries autotrophes qui appartiennent à la classe des β -protéobactéries (AOB) et plus spécifiquement aux groupes *Nitrospira* et *Nitrosomonas* (Stephen *et al.*, 1996), et des archaebactéries (AOA) (Schleper *et al.*, 2005; Treusch *et al.*, 2005).

Si une fertilisation minérale ou organique conduit dans de nombreuses situations à une augmentation des populations nitrifiantes, il n'en reste pas moins que les résultats concernant les microorganismes impliqués restent très contradictoires. En parallèle d'une stimulation de la nitrification potentielle, Chu *et al.* (2007) par exemple ont observé une stimulation des AOB après apport de fumier mais n'ont détecté que les espèces de *Nitrospira* (et pas *Nitrosomonas*), ces modifications dans les communautés AOB étant seulement observables à long terme du fait de la croissance très lente des AOB. Néanmoins, les profils DGGE obtenus dans les parcelles ayant reçu une fertilisation minérale étaient plus divers que ceux des parcelles ayant reçu une fertilisation organique, mettant en évidence l'importance des formes azotées sur les communautés AOB. Hastings *et al.* (1997) et Kowalchuk *et al.* (1999) ont quant à eux mis en évidence une augmentation significative de *Nitrosomonas* dans des parcelles amendées avec du fumier ou du compost. Après apport de lisier de porc, Ceccherini *et al.* (1998) ont toujours détecté les genres *Nitrosomonas* et *Nitrospira*, *Nitrosomonas* étant le genre le plus représenté mais avec une abondance dépendant de la dose et du nombre d'applications. L'application de lisier de porc a stimulé de manière concomitante les populations nitrifiantes indigènes du sol et l'activité potentielle d'oxydation de l'ammonium.

Kelly *et al.* (2011) ont mis en évidence une stimulation du nombre de microorganismes AOA et AOB et de la nitrification après apport de boues, les AOA étant plus nombreux. Une augmentation de la dose de boue augmente les populations AOA (mais pas les AOB) de manière concomitante avec la nitrification potentielle. Les populations AOA seraient donc dans ce cas-là les principaux responsables de la nitrification observée dans les sols agricoles amendés avec des boues de STEP. Ces résultats sont cependant contradictoires avec ceux obtenus par Di *et al.* (2009) qui ont mis en évidence une corrélation entre populations AOB et nitrification dans des sols de prairie mais qui n'ont pas trouvé de relation significative avec les AOA. He *et al.* (2007) ont quant à eux, trouvé une corrélation positive entre la nitrification et la taille des populations AOA et AOB dans des sols agricoles en Chine amendés avec fumier et NPK. On peut se demander si les populations AOB pourraient être plus tolérantes aux ETM que les populations AOA. D'autres hypothèses pourraient expliquer ces résultats : les populations AOB sont des lithoautotrophes alors que les AOA sont métaboliquement plus versatiles et peuvent adopter des métabolismes autotrophes mais également mixotrophes ou hétérotrophes (Kelly *et al.*, 2011). Ces populations pourraient également répondre différemment aux concentrations en ammonium, les AOA étant plus adaptés aux faibles concentrations qu'on peut trouver dans les prairies par exemple (Kelly *et al.*, 2011).

Des résultats différents ont été obtenus par Schauss *et al.* (2009) et Fortuna *et al.* (2012) qui ont montré, en conditions de laboratoire, que des apports de lisier de porc stimulaient la croissance des AOB mais n'avait que peu d'effet sur celle de AOA. En parallèle, la nitrification potentielle augmentait avec la dose de lisier mais variait en fonction du type de sol (plus faible dans les sols sableux et limoneux) (Fortuna *et al.*, 2012). Laanbroeck et Gerards (1991) ont, quant à eux, montré que la nitrification potentielle pouvait être due à une augmentation de l'activité spécifique plutôt qu'à une augmentation de populations nitrifiantes.

L'apport de biochars dans les sols modifie la structure des communautés (Steinbeiss *et al.*, 2009 ; Lehman *et al.*, 2011). Ball *et al.* (2010) ont montré qu'un apport de biochar augmentait l'abondance des AOB qui pourrait être due à une augmentation du pH (De enwall et Kowalchuk, 2001). Néanmoins, la plupart des études réalisées avec des biochars semble montrer peu d'impact de ces Mafor sur les populations nitrifiantes (Lehmann *et al.*, 2003 ; Castaldi *et al.*, 2011) mis à part lorsqu'ils sont apportés en mélange avec une autre source d'azote organique ou inorganique (Dempster *et al.*, 2012). L'activité des nitrifiants pourrait même être inhibée par l'éthylène, libéré par les biochars (Spokas *et al.*, 2009).

Champignons mycorhiziens

De nombreux travaux se sont intéressés à l'impact des Mafor sur les champignons mycorhiziens. Ces champignons sont des organismes symbiotiques qui bénéficient du carbone directement assimilable libéré dans les exsudats racinaires des plantes et qui, en retour, améliorent la nutrition minérale (N, P) et l'apport en eau pour la plante en augmentant de volume de sol exploré du fait de la finesse des mycorhizes. Les champignons sont également capables de séquestrer plus efficacement les nutriments minéraux présents en faibles concentrations. Enfin, les champignons produisent diverses enzymes hydrolytiques qui permettent de libérer de l'azote et du phosphore à partir de composés organiques pour les rendre assimilables par la plante. Même s'il existe différents types de symbioses mycorhiziennes, les travaux de la littérature se sont focalisés sur les plus abondantes, à savoir les endomycorhizes à arbuscule et dans une moindre mesure les ectomycorhizes (Warnock *et al.*, 2007).

Ils ont dans de nombreux cas mis en évidence des effets stimulants et une augmentation du nombre de spores à la suite d'apports de différents composts industriels (Santos *et al.*, 2011b), de biochars (Warnock *et al.*, 2007 ; Ezawa *et al.*, 2002 ; Matsubara *et al.*, 2002) ou une stimulation de la germination de spores (Rillig *et al.*, 2010). Santos *et al.* (2011) par exemple ont étudié l'impact de 5 composts industriels produits à partir de boues de papèterie... sur la mycorhization du haricot à différents stades phénologiques de la plante (stade plantule = 5 j, stade floraison = 107 j, stade mature = 138 j). Tous les traitements ont été à l'origine d'une augmentation du nombre de spores de champignons mycorhiziens à arbuscules à partir de 107 j et l'effet était maximal à 138 j. Les auteurs ont mis en évidence un effet type de Mafor et une corrélation négative entre la teneur en phosphore dans le compost et le nombre de spores viables. Matsubara *et al.* (2002) et Yamato *et al.* (2006) avaient suggéré que la stimulation des champignons mycorhiziens pouvait également être liée à une augmentation du pH. Mais les résultats de Warnock *et al.* (2010) ne semblent pas confirmer ces hypothèses puisqu'ils ont observé une diminution mycorhizienne associée à une augmentation du pH.

Néanmoins, des effets nuls ou inhibiteurs ont également été observés à la suite d'apports de différents types de biochars formés à différentes températures (*cf.* review de Lehman *et al.*, 2011 ; Warnock *et al.*, 2010), ces résultats étant apparemment liés à une diminution du P disponible (Warnock *et al.*, 2010). En outre, les biochars pourraient également contenir des sous-produits organiques tels que des phénols ou des polyphénols qui inhiberaient les champignons mycorhiziens à arbuscule (Warnock *et al.*, 2010).

Microorganismes "solubilisateurs" de P

Le phosphore est un élément nutritif très peu disponible pour les plantes (*cf.* paragraphes 2.3 Macro éléments (chapitre 2. Caractéristiques biologiques et physico-chimiques des Mafor) et 3.1 Valeur fertilisante et efficacité agronomique (Chapitre 3 : Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers). Wickramatilake *et al.* (2010) ont étudié l'impact de différents types de composts (composts de fumier de volaille, fumier bovin, de boues, de sciure) sur la stimulation de bactéries (*Bacillus*, *Pseudomonas*) présentant un fort potentiel à solubiliser les phosphates du sol *via* la production d'acides organiques. La densité de populations capables de solubiliser les phosphates a été stimulée dans tous les sols traités avec compost. Les quatre types de compost contenaient initialement des densités différentes de bactéries totales et de bactéries solubilisatrices de phosphates. Les communautés présentes dans les composts pourraient impacter les communautés du sol après apport. Wickramatilake *et al.* (2010) ont mis en évidence un effet type de Mafor sur la densité de populations capables de solubiliser les phosphates qui était maximale avec le compost de fumier de volaille (par rapport à un compost de fumier bovin, de boue de STEP et de sciure).

3.5.2.3. Diversité métabolique des communautés du sol

Une approche simple pour mesurer la diversité métabolique microbienne du sol est d'examiner le nombre de différents substrats carbonés qui sont métabolisés par les microorganismes aérobies et cultivables (méthode Biolog). Dans le système Biolog EcoPlates qui est un des plus utilisés, les substrats testés (31) sont variés et peuvent être classés en quatre grandes familles, à savoir :

- les hydrates de carbone (ester de pyruvate, cellobiose, lactose, glucoside, xylose, erythritol, mannitol, glucosamine, glycerol phosphate, glucose),
- les acides aminés,
- les acides carboxyliques (acide glucosaminique, acide galactonique lactone, acide galacturonique, acide hydroxybutyrique, acide itaconique, acide ketobutyrique, acide malique),

- les polymères (tween 40, tween 80, α cyclodextrine et glycogène).

Des méthodes alternatives basées sur la détection du CO₂ ont également été développées mais sont plus rarement utilisées (Degens et Harris, 1997 ; Campbell *et al.*, 2003 ; Garland *et al.*, 2003).

Les travaux relatifs à l'impact des apports de Mafor sur la diversité métabolique ont mis en exergue des effets plus ou moins marqués avec par exemple une stimulation de la diversité métabolique après apport de différents types de composts de déchets urbains, de fumier, de boue de STEP... (Ros *et al.*, 2006 ; Hu *et al.*, 2011 ; Nair et Ngoujio, 2012). L'utilisation des sources de carbone (méthode Biolog) peut également varier entre différents types de Mafor et en présence ou non d'une fertilisation minérale complémentaire (Ros *et al.*, 2006 ; Chakraborty *et al.*, 2011 ; Chakraborty *et al.* (2011) montrent par exemple, que de manière générale, un apport de fumier couplé à une fertilisation minérale stimule l'utilisation des hydrates de carbone et des polymères alors qu'elle réduit celle des acides carboxyliques, des acides aminés et des amines/amides. D'autres en revanche, n'ont pas observé de différence de diversité métabolique après apport de Mafor après des apports répétés de composts d'ordures ménagères ou de déchets verts (Vieublé-Gonod *et al.* (2009), Obriot *et al.*, données non publiées). Péres-Piqueres (2006) ont, quant à eux, mentionné que la diversité métabolique après un apport de composts (champignonnière, déchets verts) pouvait être plus ou moins stimulée en fonction du type de sol. Ils ont également montré l'absence de corrélation entre la diversité métabolique et la diversité structurale (T-RFLP), mettant en évidence la redondance fonctionnelle des microorganismes du sol, une même fonction pouvant être assurée par différents microorganismes.

Néanmoins il faut souligner une des faiblesses de cette méthode Biolog qui ne cible qu'une partie des populations microbiennes, celles qui sont cultivables et aérobies.

3.5.3. Activités

Les activités des organismes du sol ciblées dans cette partie sont essentiellement la respiration du sol exprimée sous forme de minéralisation du carbone ou de respiration basale du sol (minéralisation du carbone / durée incubation) et les activités enzymatiques. Ces activités conduisent à la minéralisation de la matière organique du sol et à la libération d'éléments nutritifs (N, P, S...) disponibles pour les plantes.

D'autres activités (et notamment des activités microbiennes) sont traitées dans d'autres parties de ce rapport (activités du cycle de l'azote, biodégradation de polluants...).

3.5.3.1. Impact des Mafor sur la minéralisation du carbone (respiration basale) du sol

De nombreux travaux ont mis en évidence un impact positif des apports de Mafor sur la respiration du sol qui est le reflet d'une activité globale de la microflore, et notamment après apport de :

- Boues de STEP compostées ou non (Garcia-Gil *et al.*, 2004 ; Aoyama *et al.*, 2006 ; Ros *et al.*, 2006 ; Fernandez *et al.*, 2007 ; Joniec et Furczak, 2010 ; Armenta *et al.*, 2012 ; Boechat *et al.*, 2012 ; Franco Otero *et al.*, 2012 ; Stumpe *et al.*, 2012),
- Déchets municipaux compostés ou non (Bhattacharya *et al.*, 2001 ; Bastida *et al.*, 2007 ; Pascual *et al.*, 1999 ; Franco-Otero *et al.*, 2012),
- Effluents d'élevage compostés ou non (Monaco *et al.*, 2008 ; Balota *et al.*, 2010 ; Chakraborty *et al.*, 2011 ; Stumpe *et al.*, 2012),
- Boues industrielles (Araujo et Monteiro, 2006 ; Martines *et al.*, 2006 ; Santos *et al.*, 2011 ; Boechat *et al.*, 2012),
- Biochars (Smith *et al.*, 2010 ; Lehman *et al.*, 2011 ; Castaldi *et al.*, 2011).

Ces résultats ont été obtenus après mise en incubation de sol traités depuis plus ou moins longtemps avec des Mafor et prélevés sur des essais terrain (e.g. Garcia-Gil *et al.*, 2004 ; Ros *et al.*, 2006 ou après incubation de sol témoin (n'ayant jamais reçu de Mafor) additionné de Mafor (e.g. Araujo et Monteiro, 2006 ; Stumpe *et al.*, 2012).

La stimulation de la respiration basale varie d'un facteur allant de 1,3 à 9,3 par rapport au témoin à la suite d'apports uniques ou répétés (Tableau 3-5-1).

Bien que la respiration du sol soit de manière générale stimulée par des apports de Mafor, les résultats lorsqu'ils sont standardisés par rapport à la quantité de C ou la biomasse microbienne carbonée du sol (respiration spécifique ou quotient métabolique) peuvent être plus divergents (Tableau 3-5-2).

Ainsi, des apports de Mafor peuvent augmenter la respiration spécifique à la suite d'un apport unique ou d'apports répétés (Aoyama *et al.*, 2006, Pramanik *et al.*, 2010, Armenta *et al.*, 2012, Boechat *et al.*, 2012, Santos *et al.*, 2011a, Franco Otero *et al.*, 2012). Aoyama *et al.* (2006) qui ont travaillé avec des boues chaulées ont conclu que la stimulation de la respiration spécifique était davantage due à la forte proportion d'ions solubles dans l'eau (Ca^{2+}) du fait du chaulage des boues qu'à la présence d'ETM, d'autres études ayant travaillé avec des concentrations similaires en métaux (Chander *et al.*, 1995; Fließbach *et al.*, 1994) et ayant montré que la respiration spécifique n'était pas affectée. A noter que les boues de STEP utilisées dans ces différentes études avaient des teneurs en ETM, lorsqu'elles étaient précisées, conformes à l'arrêté de 1998 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. Mais des apports de Mafor peuvent également n'avoir aucune incidence significative sur la respiration spécifique (Pascual *et al.*, 1999, Ros *et al.*, 2006, Pramanik *et al.*, 2010, Boechat *et al.*, 2012, Poulsen *et al.*, 2013b) ou en provoquer une diminution Böhme *et al.*, 2005, Hu *et al.*, 2011, Vinhal-Freitas *et al.*, 2010).

Or la respiration spécifique est utilisée notamment pour mettre en évidence des situations de stress lorsqu'elle augmente, les organismes du sol utilisant le carbone en priorité pour la maintenance énergétique plutôt que pour de la biosynthèse. Cette explication est celle qui est la plus souvent avancée dans les différentes études. Néanmoins, une hypothèse contraire a été proposée par Pramanik *et al.* (2010) qui expliquent que l'augmentation de la respiration spécifique après apport de vermicompost serait due au fait que les vermicomposts contiennent des nutriments directement assimilables en forte proportion qui vont stimuler l'activité et la prolifération des microorganismes, les taux de respiration étant plus élevés dans des cellules microbiennes jeunes que dans les cellules matures. D'autres hypothèses ont été proposées pour expliquer la diminution de la respiration spécifique : une amélioration des conditions dans le sol pour les organismes vivants (Hu *et al.*, 2011), un rendement énergétique plus important (Maeder *et al.*, 2002 dans Vinhal-Freitas *et al.*, 2010), une augmentation de la diversité microbienne (Maeder *et al.*, 2002 dans Vinhal-Freitas *et al.*, 2010) ou un changement de l'équilibre des populations microbiennes à stratégie r et à stratégie k, les larges quantités de C apportées par les Mafor privilégiant les microorganismes r (Böhme *et al.*, 2005).

Effet Mafor

Les effets sur la respiration du sol et la respiration spécifique peuvent être modulés par le type de Mafor. En effet, Monaco *et al.* (2008) par exemple ont observé qu'après 11 ans d'apports répétés, le fumier avait un effet plus stimulant que le lisier de bovin et la paille sur la respiration du sol, la respiration du sol étant corrélée à la teneur en C et la biomasse microbienne du sol. Pramanik *et al.* (2010) qui ont comparé l'impact de vermicomposts préparés à partir de différents déchets organiques (bagasse, déchets solides municipaux, jacinthe d'eau, paille de riz et cendres volantes), ont observé que l'efficacité des traitements variait en fonction des paramètres mesurés. Par exemple, les traitements les plus stimulateurs de la respiration du sol étaient par ordre décroissant les composts de déchets municipaux et de paille de riz, suivis des composts de jacinthe d'eau et de bagasse, et enfin les composts de cendres. Le classement, si on considère la respiration spécifique, était différent dans le sens où la stimulation était la plus importante avec les composts de jacinthe d'eau et de paille de riz suivis des composts de cendre puis, de bagasse, le compost de déchets municipaux n'ayant pas d'impact. Boechat *et al.* (2012) ont comparé les impacts de différents types de Mafor sur la respiration spécifique, montrant, dans une expérimentation en conditions de laboratoire, que seul un apport de boues papetières avait pour conséquence une augmentation de la respiration spécifique d'un facteur 5 après 98 jours d'incubation (et pas les apports de boues d'industrie pétrochimique, de boues de STEP ou de boues d'industrie laitière). Poulsen *et al.* (2013b) n'ont pas observé d'effet significatif d'apports de différents types de Mafor (boues de STEP, lisier, fumier, compost de déchets urbains) sur la respiration basale du sol sauf avec le compost de déchets urbains apporté à la dose la plus forte (300 kg N/ha/an). Ils n'ont pas mis non plus en évidence de différence significative de la respiration spécifique. De même, Ros *et al.* (2006), après 12 ans d'apports répétés, n'ont pas observé d'effet d'un apport de Mafor ni de type de Mafor sur la respiration basale et la respiration spécifique du sol.

Tableau 3-5-1. Exemples de gamme de valeurs de respiration basale

Auteurs	Type Mafor	Dose	Terrain	Respiration basale		Ratio Mafor/ Témoin max
Garcia Gil <i>et al.</i> (2004)	Boues STEP	40t/ha/an	Terrain Apport unique	14.6-49.5	µg C-CO ₂ /g sol/j	3.4
Joniec & Furczak (2010)	Boues STEP	0-600 t/ha/an	Terrain Apport unique	345.1-454.7	mg C-CO ₂ /kg sol/j	1.3
Armenta <i>et al.</i> (2012)	Boues STEP	18 et 36 t/ha/an	Terrain Apport unique	1512-6729	µg/g/h	2.6
Pascual <i>et al.</i> (1999)	Déchets municipaux	6.5 et 26 kg/m ² /an	Terrain Apport unique	24-86	µg C-CO ₂ /g sol/j	3.6
Bastida <i>et al.</i> (2007)	Déchets municipaux	0-260 t/ha/an	Terrain Apport unique	4-37	mg C-CO ₂ / kg sol	9.3
Franco Otero <i>et al.</i> (2012)	Compost déchets municipaux Compost boues STEP Boues STEP séchées	30t/ha/an	Terrain Apport unique	16.8-36.3	mg O ₂ /kg/j	2.1
Castaldi <i>et al.</i> (2011)	Biochars	3 et 6 kg/m ² /an	Terrain, 2 apports	0.8-1	g CO ₂ /m ² /h	1.3
Aoyama <i>et al.</i> (2006)	Boues STEP chaulées compostées	0 à 60 t/ha/an	Terrain 4 apports	0.32-1.5	mg C-CO ₂ / kg sol /h	4.7
Poulsen <i>et al.</i> (2013)	Boues STEP Compost déchets urbains Lisier bovin Fumier de bovin	100 kg N/ha/an	Terrain 4 apports	6.5-11	mg C-CO ₂ /kg sol/j	1.7
Ros <i>et al.</i> (2006)	Compost déchets municipaux Fumier Boue de STEP	175 kg N/ha/	Terrain 12 apports	0.53-0.76	µg C-CO ₂ /g sol/h	1.4
Hu <i>et al.</i> (2011)	Compost paille, oil cake et coton cake	300 kg N/ha/an	Terrain 21 apports	34-48	ml CO ₂ /kg/j/h	1.4
Chakraborty <i>et al.</i> (2011)	Fumier	10t/ha/an	Terrain 37 apports	0.67-1.96	µg C-CO ₂ /g sol/h	1.8-2.9
Bhattacharya <i>et al.</i> (2001)	Compost déchets municipaux	0-20 t/ha	Incubation Apport unique	11-39	µg CO ₂ / 10g sol /h	3.5
Vinhal Freitas <i>et al.</i> (2010)	Compost déchets municipaux	10 et 20 t/ha	Incubation Apport unique	8.6-25.6	mg C-CO ₂ /kg/j	3.0
Stumpe <i>et al.</i> (2012)	Digestat Lisier Boues STEP	100 et 1000kg N/ha	Incubation Apport unique	11-33.6	mg CO ₂ /g/14j	2.9
Boechat <i>et al.</i> (2012)	Boues STEP Boues industrielles	100 kg N /ha = 3-27 t/ha	Incubation Apport unique	0.022-0.141	mg C-CO ₂ /100g sol/h	6.4

Tableau 3-5-2. Exemples de gamme de valeurs de respiration spécifique

Auteurs	Type Mafor	Dose		Respiration spécifique		Ratio Mafor/ Témoin (max)
Garcia Gil <i>et al.</i> (2004)	Boues STEP	40t/ha/an	Terrain Apport unique	3.4-9.1	ng C-CO ₂ /g/h/μg Cmic	2.7
Armenta <i>et al.</i> (2012)	Boues STEP	18 et 36 t/ha/an	Terrain Apport unique	4.79-57.05	μg C-CO ₂ /μg C mic / g/ h	4.8
Pascual <i>et al.</i> (1999)	Déchets municipaux	6.5 et 26 kg/m ² /an	Terrain Apport unique	3.1-3.73	μg C- CO ₂ /g/h/μg Cmic	1.2
Franco Otero <i>et al.</i> (2012)	Compost déchets municipaux Compost boues STEP Boues STEP séchées	30t/ha/an	Terrain Apport unique	32.5-85.3	mg O ₂ /g Cmic/j	2.6
Aoyama <i>et al.</i> (2006)	Boues STEP chaulées compostées	0 à 60 t/ha/an	Terrain 4 apports	0.56-3.65	Mg C- CO ₂ /g Cmic/h	6.5
Poulsen <i>et al.</i> (2013)	Boues STEP Compost déchets urbains Lisier bovin Fumier de bovin	100 kg N/ha/an	Terrain 4 apports	8.2-9.5	?	1.2
Ros <i>et al.</i> (2006)	Compost déchets municipaux Fumier Boue de STEP	175 kg N/ha/	Terrain 12 apports	4.1-4.3	mg C- CO ₂ /g Cmic/h	1.0
Hu <i>et al.</i> (2011)	Compost paille, oil cake et coton cake	300 kg N/ha/an	Terrain 21 apports	0.14-0.61	ml CO ₂ /mg Cmic/24h	0.23
Vinhal Freitas <i>et al.</i> (2010)	Compost déchets municipaux	10 et 20 t/ha	Incubation Apport unique	0.059-0.077	mg C-CO ₂ CO ₂ /mg Cmic/j	0.08
Boechat <i>et al.</i> (2012)	Boues STEP Boues industrielles	100 kg N /ha = 3-27 t/ha	Incubation Apport unique	0.002-0.025	mg C- CO ₂ /g Cmic/h	5
Araujo et Monteiro (2006)	boues textiles brutes et compostées	6.4 et 19 t/ha	Incubation Apport unique	18-69	C- CO ₂ /unité BM/h	1.2
Santos <i>et al.</i> (2011)	compost boues de tannerie	0-60 t/ha	Incubation Apport unique	0.2-1.8	?	4.5
Pramanik <i>et al.</i> (2011)	Vermicomposts de bagasse, déchets municipaux, cendre	15t/ha	Incubation Apport unique	1.07-1.29	?	1.2

Effet traitement

Fernandez *et al.* (2007) ont conduit une incubation en conditions de laboratoire pendant 60 jours pour étudier l'impact d'un apport de boues de STEP compostées ou ayant subi un séchage thermique sur la respiration du sol dans un sol aride. La minéralisation était plus rapide et plus importante avec la boue séchée, du fait de la plus forte proportion de C facilement dégradable et moins stable. Franco-Otero *et al.* (2012) en comparant boue compostée et boue séchée thermiquement ont montré une stimulation à court terme de la respiration basale du sol et de la respiration spécifique par rapport au sol témoin. Cette stimulation bien que plus importante avec la boue séchée qu'avec la boue compostée, n'était pas significative. Araujo et Monteiro (2006) ont observé une stimulation de la respiration spécifique d'un facteur 1.2 uniquement à très court terme (après 15 jours d'incubation) et après apport de boues de STEP brutes, cet effet n'étant pas observable avec des boues compostées. La stimulation n'était plus mesurable après 30 jours d'incubation. Dans tous les cas, la respiration spécifique diminuait au cours du temps.

Effet dose

La dose de Mafor est également un facteur important qui va déterminer le niveau de stimulation de la respiration du sol, la stimulation étant en général d'autant plus forte que la dose est élevée, que ce soit après apport de boues de STEP (Aoyama *et al.*, 2006 ; Joniec et Furczak, 2010 ; Poulsen *et al.*, 2013), d'effluents d'élevage (Aguilera *et al.*, 2010, ; Balota *et al.*, 2010 ; Poulsen *et al.*, 2013b) de déchets municipaux compostés ou non (Bhattacharya *et al.*, 2001 ; Bastida *et al.*, 2007 ; Vinhal-Freitas *et al.*, 2010 ; Poulsen *et al.*, 2013b), de boues industrielles (Martines *et al.*, 2006 ; Santos *et al.*, 2011) ou de biochars (Smith *et al.*, 2010b ; Castaldi *et al.*, 2011). Smith *et al.* (2010b) ont montré que les biochars n'étaient pas inertes dans les sols et stimulaient, en conditions de laboratoire, la respiration du sol proportionnellement à la dose apportée mais seulement jusqu'à 6 jours après le début de l'incubation, suggérant que la décomposition des biochars dans les sols est très lente. Environ 10 à 20 % du C soluble des biochars ont été minéralisés après apport au sol.

Cependant, quelques travaux ont également montré que lorsque les doses deviennent trop fortes, des effets inhibiteurs peuvent apparaître, diminuant ainsi la respiration du sol. Ces effets ont été observés notamment avec des doses de 120 m³ de lisiers/ha/an (Balota *et al.*, 2010)

Vinhal Freitas *et al.* (2010), bien qu'ayant obtenu une stimulation de la respiration du sol, ont observé une diminution de la respiration spécifique corrélée à la dose (0, 077 mg C-CO₂/ mg Cmic/j dans le sol témoin, 0,063 dans le sol traité avec 10 g/kg de compost de déchets urbains et 0,059 dans le sol traité avec 20 g/kg).

Santos *et al.* (2011) ont montré qu'après apport de boues de tannerie compostées en conditions d'incubations, la respiration du sol augmentait dès 15 jours après apport et jusqu'à 30 jours avant de diminuer pour atteindre une valeur équivalente au sol témoin et cette stimulation était plus importante pour les plus fortes doses. La respiration spécifique était également stimulée par les plus fortes doses (15-60 t/ha) mais seulement à partir de 30 jours et persistait plus longtemps dans le temps puisque l'effet était encore observable après 60 jours d'incubation. Les résultats acquis dans 2 sols de texture contrastée (sableuse et argileuse) ont conduit à des conclusions très similaires même si les valeurs différaient.

Armenta *et al.* (2012) qui ont quantifié la respiration spécifique après apport de boues de STEP à une dose équivalente à 18 et 36 t/ha et après 1 jour et 230 jours d'incubation, ont mis en évidence une augmentation après apport de Mafor quel que soit la date d'incubation. Néanmoins, l'effet dose était significatif uniquement après 1 jour d'incubation (57,05 µg C-CO₂ / h / µg Cmic / g sol pour la dose la plus forte contre 34,87 pour la dose la plus faible et 11,80 dans le sol non amendé). Après 230 jours, la respiration spécifique dans le sol ayant reçu l'équivalent de 36 t de boues par ha était de 12,38 µg C-CO₂ / h / µg Cmic / g sol, de 10,65 dans le sol traité avec 18 t/ha et de 4,79 dans le sol témoin.

Effet profondeur

Les impacts des Mafor sur la respiration du sol sont davantage marqués dans l'horizon de surface qu'en profondeur comme l'ont montré Joniec et Furczak (2010) à la suite d'un apport unique de boues de STEP ou Monaco *et al.* (2008) à la suite d'apports répétés de fumier. Balota *et al.* (2010) qui ont étudié l'effet dose de lisier de porc en fonction de la profondeur ont mis en évidence une corrélation minéralisation-dose à 0-5, 5-10 et 10-20 cm, la minéralisation étant moins forte en profondeur qu'en surface.

Effet court vs long terme

Les effets des Mafor sur la respiration du sol et la respiration spécifique peuvent s'exercer à plus ou moins long terme. Ainsi, Cytrin *et al.* (2011) ont observé des effets à court terme sur la respiration du sol, jusqu'à 2 mois après apport de compost de boue dans des incubations en conditions de laboratoire. Garcia-Gil *et al.* (2004) ont également montré qu'un apport unique de boues de STEP (40 t/ha) avait un effet sur la respiration du sol et la respiration spécifique mais de manière transitoire. En effet, ils ont observé une augmentation significative de la respiration du sol et de la respiration spécifique par rapport au sol témoin non amendé 9 mois après apport (d'un facteur de 3,4 pour la respiration basale et 2,7 pour la respiration spécifique) mais cet effet disparaissait 36 mois après l'apport (la biomasse microbienne n'ayant pas été affectée). Des effets similaires ont été observés par Santos *et al.* (2011) avec des boues industrielles. Araujo et Monteiro (2006) ont montré que des apports de boues textiles brutes à des doses plus faibles (jusqu'à 19 t/ha) stimulaient la respiration spécifique mais uniquement dans les 15 premiers jours après apport, l'effet n'étant plus observable à partir du 30^{ème} jour. Enfin Saison *et al.* (2006) ont observé une résilience de la respiration spécifique après 2 mois d'incubation pour des sols amendés avec des composts à faible dose après une phase de stimulation. En revanche, la respiration spécifique des sols traités avec des Mafor à forte dose était toujours supérieure à celle du sol témoin un an après apport. De même, Castaldi *et al.* (2011) ont montré que la minéralisation, après apport de biochars, n'a été stimulée que jusqu'à 3 mois après l'apport, cette stimulation pouvant être due à une augmentation transitoire du pH.

La respiration du sol peut également être stimulée sur des temps beaucoup plus longs, à la suite d'un apport unique de Mafor comme les boues de STEP (Joniec et Furczak, 2010) ou à la suite d'apports répétés de boues de STEP pendant 4 ans (Aoyama *et al.*, 2006), de compost de boues de STEP pendant 12 ans (Ros *et al.*, 2006), de fumier pendant 37 ans (Chakraborty *et al.*, 2011).

3.5.3.2. Impact des Mafor sur les activités enzymatiques

Les activités enzymatiques suivies dans les études d'impact des Mafor sont très diverses et ciblent en particulier les activités d'enzymes intracellulaires (oxydo-réductases) ou extracellulaires (hydrolases) impliquées dans les cycles du C, N, P, S... (Tableau 3-5-3).

Tableau 3-5-3. Enzymes ciblées et fonctions associées dans les études d'impact des Mafor sur les activités enzymatiques

Enzymes	Fonction
Protéase	hydrolyse des protéines à faible poids moléculaire en ammonium (cycle N)
Uréase	Hydrolyse de l'urée en ammonium (cycle N)
Aminopeptidase	Hydrolyse acides aminés (cycle N)
Phosphatase	Hydrolyse des esters de phosphate en milieu acide ou alcalin (cycle P)
β -glucosidase	Dégradation microbienne de la cellulose en glucose (cycle C)
β -glucosaminidase	Hydrolyse lignocellulose (cycle C)
arylsulfatase	Hydrolyse des sulfates (cycle S)
Invertase	Cycle du C (hydrolyse du saccharose) = décomposition de substrats organiques complexes en sous unités qui peuvent être assimilées par les microorganismes et les plantes
Déshydrogénase	Oxydoréductase impliquée dans l'oxydation aérobie de substrats organiques
Catalase	Détoxification en catalysant la décomposition du peroxyde d'hydrogène

La stimulation de différentes activités enzymatiques a été décrite dans un grand nombre d'études, à la suite d'un apport unique ou d'apports répétés, et ce, pour des Mafor très variées :

- Boues de STEP compostées ou non (Sastre *et al.*, 1996 ; Garcia-Gil *et al.*, 2004 ; Lakdhar *et al.*, 2010 ; Cenciani *et al.*, 2011 ; Cytrin *et al.*, 2011 ; Armenta, 2012 ; Bastida *et al.*, 2012 ; Franco Otero *et al.*, 2012),
- Déchets municipaux (urbains) compostés ou non (Perruci, 1992 ; Pascual *et al.*, 1999 ; Garcia-Gil *et al.*, 2000 ; Crecchio *et al.*, 2001, 2004 ; Bastida *et al.*, 2008 ; Lakdhar *et al.*, 2010 ; Vinhal Freitas, 2010 ; Bastida *et al.*, 2012 ; Franco Otero *et al.*, 2012),
- Déchets d'élevage : fumier (Bhattacharya *et al.*, 2003 ; Cenciani *et al.*, 2011 ; Chakraborty *et al.*, 2011 ; Khalili et Nourbakhsh, 2012), lisier (Lalande *et al.*, 2000 ; Balota *et al.*, 2010),
- Boues industrielles (Sastre *et al.*, 1996),
- Biochars (Lehman *et al.*, 2011).

L'augmentation des activités enzymatiques est dans certains cas corrélée avec une augmentation de la biomasse microbienne (Lalande *et al.*, 2000 ; Bhattacharyya *et al.*, 2005 ; Bastida *et al.*, 2007) alors que dans d'autres travaux la biomasse microbienne n'est pas modifiée (Franco-Otero *et al.*, 2012), voire dans quelques rares cas, diminuait. Bhattacharyya *et al.* (2001) ont observé une augmentation des activités uréase et phosphatase acide alors que la biomasse microbienne avait diminué. Ils ont expliqué ce résultat par la libération d'enzymes lors de la lyse des cellules microbiennes. De manière générale, l'augmentation des activités enzymatiques peut résulter de modifications i) de la taille des communautés (augmentation du nombre de cellules), ii) des activités physiologiques des cellules microbiennes (augmentation de l'activité moyenne par cellule), iii) de la structure des communautés.

Les enzymes intracellulaires comme la déshydrogénase et la catalase dépendent en général du métabolisme microbien et sont donc souvent corrélées avec la biomasse microbienne (Perucci, 1991 ; Garcia-Gil *et al.*, 2000). L'apport de Mafor peut également stimuler la catalase de manière indirecte en augmentant la porosité du sol et en améliorant son aération, cette enzyme étant active en aérobiose (Garcia-Gil *et al.*, 2000). Les autres enzymes (hydrolases) seraient plus dépendantes de la quantité et de la qualité de la matière organique apportée.

Néanmoins, la stimulation des activités enzymatiques n'est pas toujours systématique et varie en fonction des enzymes testées. En effet, Franco-Otero *et al.* (2012) ont par exemple montré que les activités catalase et protéase n'étaient pas affectées par un apport de compost de déchets municipaux alors que les activités déshydrogénase, uréase, phosphatase, β -glucosidase avaient été stimulées. Des incubations en laboratoire avec différents composts de déchets municipaux apportés à différentes doses et dans différents types de sol (Bhattacharyya *et al.*, 2001) et dans différentes conditions de teneur en eau (Bhattacharyya *et al.*, 2005) n'ont pas mis en évidence d'effet préjudiciable sur les activités uréase et phosphatase dans le sol.

Quelques travaux ont aussi mis en évidence des effets négatifs comme ceux de Kalembasa et Symanowicz (2012) qui ont observé que les composts de boues de STEP avaient tendance à diminuer les activités phosphatase alcaline et déshydrogénase ou ceux de Lakhdar *et al.* (2011) qui ont montré que des boues apportées à forte dose pouvaient affecter les activités arylsulphatase, phosphatase, déshydrogénase, β -glucosidase, uréase et catalase. D'après Garcia-Gil *et al.* (2000), la présence d'ETM dans les composts de déchets municipaux diminuerait les activités uréase et phosphatase alors que d'autres activités enzymatiques ne seraient pas affectées (déshydrogénase, catalase, protéase).

Les impacts peuvent également varier au cours du temps : Garcia-Gil *et al.* (2004) ont montré que la stimulation des activités était observable 9 mois après apport de boues de STEP à 40 t/ha puis disparaissait après 9 mois d'incubation. Crecchio *et al.* (2001, 2004) ont montré que l'impact d'un apport unique de compost de déchets municipaux stimulait significativement les activités uréase et nitrate réductase 2 ans après apport et que l'effet n'était plus observable après 6 ans. Lors d'incubations en conditions de laboratoire, Bastida *et al.* (2012) ont par exemple montré que l'apport de différents Mafor stimulaient les activités enzymatiques mais pas au début de l'incubation. Il fallait attendre 60 à 90 jours pour que l'effet devienne observable. Cytrin *et al.* (2011) ont montré qu'un apport de compost de boues de STEP (5 %) stimulait les activités hydrolyse de la fluoescéine et la déshydrogénase et que l'effet était toujours significatif après 60 jours d'incubation.

Effet Mafor

Différents travaux ont mis en évidence un effet type de Mafor sur l'intensité de stimulation des activités enzymatiques et dont le classement varie en fonction des activités enzymatiques considérées (Bhattacharyya *et al.*, 2003 ; Pramanik *et al.*, 2010 ; Cenciani *et al.*, 2011 ; Lakhdar *et al.*, 2011 ; Kalembasa et Symanowicz, 2012 ; Moeskops *et al.*, 2012 ; Stumpe *et al.*, 2012).

Par exemple, Stumpe *et al.* (2012) ont montré, lors d'incubations de sol, que les apports de boues, lisier ou digestat stimulaient les activités enzymatiques. Néanmoins, le niveau de stimulation enzymatique variait en fonction du type de Mafor. En effet, si le digestat stimulait davantage les activités phosphatase, argininase et tyrosinase, le lisier augmentait plutôt les activités leucinase, argininase et tyrosinase. Des conclusions similaires ont été rapportées par Moeskops *et al.* (2012) qui, en comparant l'impact de différents amendements organiques (fumier, lisier, composts de ferme, compost déchets de jardin-fruits-légumes) apportés à des teneurs en C similaires sur les activités déshydrogénase, β -glucosidase et β -glucosaminidase ont montré que les effets étant dépendant à la fois du type d'activité et du type d'amendement. De même, Pramanik *et al.* (2010) qui ont comparé l'impact de vermicomposts préparés à partir de différents déchets organiques (bagasse, déchets solides municipaux, jacinthe d'eau, paille de riz et cendres volantes) sur différentes activités enzymatiques (amylase,

protéase, uréase, phosphatase acide) ont observé que l'efficacité des traitements variait en fonction des enzymes étudiées. Enfin, Kalemba et Symanowicz (2012) qui ont étudié, dans des expérimentations en pots et après 4 ans, les activités enzymatiques phosphatase acide, phosphatase alcaline, uréase, déshydrogénase dans des sols traités avec des amendements organiques variés (différentes boues, fumier, différents composts de boues), des cendres et des fertilisants minéraux, ont mis en évidence un effet type de Mafor et un effet traitement des boues avec des résultats variables selon le type d'enzymes étudiées.

Lakhdar *et al.* (2011) ont montré, à partir d'expérimentations en pots, que les activités arylsulphatase, phosphatase, déshydrogénase, β -glucosidase, urease et catalase après apport de boue étaient inférieures à celles après apport de compost d'ordures ménagères. Bhattacharyya *et al.* (2003) ont, quant à eux, montré que les activités uréase et phosphatase étaient davantage stimulées après apport de lisier bovin que de compost de déchets municipaux. En comparant l'impact de différents amendements organiques (fumier, boues urbaines, mélange de boues urbaines et industrielles) sur les activités enzymatiques, Cenciani *et al.* (2011) ont montré qu'un apport de fumier de bovin induisait plus fortement les activités de cellulase, protéase et uréase par rapport aux boues. Ils ont également montré que les taux de stimulation des activités cellulase et protéase pouvaient varier entre 2 boues de STEP. Bhattacharyya *et al.* (2005) ont montré que les stimulations enzymatiques étaient plus forte après apport de fumier bovin décomposé qu'après apport de compost de déchets municipaux (à dose en N équivalente).

Ces quelques exemples, la liste étant loin d'être exhaustive, montrent qu'il est très difficile de dégager des conclusions du fait des différents types de Mafor et des différentes activités enzymatiques étudiés dans les différents travaux (Tableau 3-5-4).

Effet dose

De manière générale, les activités enzymatiques augmentent avec les doses de Mafor, et ce, avec différents types de Mafor :

- boues de STEP entre 0 et 600 t/ha/an (Joniec et Furczak, 2010), entre 0 et 1,2 t/ha/an (Albiach *et al.*, 2001), 1 et 2 % (Bastida *et al.*, 2012)
- déchets municipaux compostés ou non : 30 et 90t/ha (Perucci, 1991), 0 à 20 t/ha (Bhattacharya *et al.*, 2001), 0 à 260 t/ha de lisier de porc (Bastida *et al.*, 2007), 10 et 20 t/ha (Vinh-Freitas *et al.*, 2010), 6,5 et 26 kg/m² (Pascual *et al.*, 1999); 1 et 2% (Bastida *et al.*, 2012)
- Lisier porc (Lalande *et al.*, 2000, Balota *et al.*, 2010), fumier bovin (Khalili et Nourbakhsh, 2012)

Néanmoins, certains travaux n'ont pas mis en évidence d'effet dose comme par exemple Albiach *et al.* (2001) avec des boues digérées apportées à une dose variant de 0 à 1200 kg N/ha/an pendant 10 ans. Armenta *et al.* (2012) ont, quant à eux, observé un effet dose après apport de boues de STEP mais uniquement sur les activités phosphatase alcaline et uréase. L'apport de boues n'a eu aucun impact sur les activités catalase et β -glucosidase. Perucci (1991) a mis en évidence une stimulation des activités enzymatiques à la suite d'apports de Mafor mais pas d'effet dose pour l'activité phosphomonoestérase sur les 3 ans de suivi terrain. En ce qui concerne les activités arylsulphatase, phosphodiesterase et déshydrogénase, elles ont augmenté avec la dose mais uniquement au cours de la 1^{ère} année. Aucun effet n'a été noté avec les apports suivants (effet toxiques dus au Pb ?).

Santos *et al.* (2011a) ont observé que de fortes doses de boues industrielles diminuaient l'activité hydrolyse du diacétate et la déshydrogénase (probablement à cause des fortes doses de métaux). Lakhdar *et al.* (2010) ont montré que des apports de boues et de composts d'ordures ménagères (40 et 80 t/ha) dans des sols salins stimulaient les activités uréase et phosphatase du sol à une dose de 40 t/ha et les inhibaient à une dose de 80 t/ha. Cette inhibition pourrait être due à une augmentation des teneurs en Pb, Cu et Zn dans les sols et/ou une salinité élevée. L'uréase pourrait être inhibée par la qualité de la MO et/ou des teneurs élevées en NH₄⁺. Quant à la phosphatase, elle pourrait être inhibée par les fortes teneurs en ETM mais également par les phosphates inorganiques qui exercent un "feedback" négatif sur cette enzyme (et ce qui expliquerait la présence de P disponible dans ces sols). De même, Balota *et al.* (2010) ont observé qu'un apport de lisier de porc diminuait l'activité phosphatase acide et l'inhibition augmentait avec la dose. Les apports de lisier pourraient apporter du P, ces enzymes étant synthétisées lorsque les teneurs en P atteignent des niveaux critiques pour les plantes et les microorganismes (Lalande *et al.*, 2000 ; Balota *et al.*, 2010). A noter que des résultats contraires ont été obtenus en non travail du sol. Lalande *et al.* (2000) ont également montré que la stimulation des activités enzymatiques était moins importante pour des doses de 120 m³ de lisier de porc/ha. Ils ont proposé comme hypothèse une très forte stimulation de l'activité microbienne du fait d'un apport important de matière organique conduisant à une forte consommation de l'oxygène et générant des zones d'anaérobiose.

Tableau 3-5-4. Impact des apports de Mafor sur diverses activités enzymatiques (X : pas d'effet significatif, X : stimulation, X : effet inhibiteur)s

Références bibliographiques	Mafor	Pase alcaline	Pase acide	Amino-peptidases	Pdiase	DH	Hydrolyse fluorécéine	β-Glc	deaminase	β-Gls	Amylase	Protéase	uréase	Nitrate Rase	arylsulfatase	catalase	cellulase
Armenta <i>et al.</i> (2012)	Boues de STEU	X	X					X					X			X	
Garcia Gil <i>et al.</i> (2004)		X				X		X				X	X			X	
Lakhdar <i>et al.</i> (2011)		X-X				X		X					X		X	X	
Joniec et Furczak, (2010)						X							X				
Sastre <i>et al.</i> (2010)	Boues STEU urbaines et industrielles	X						X					X				
Albiach <i>et al.</i> (2001)	Boues STEU digérées	X			X	X							X		X		
Cytrin <i>et al.</i> (2011)	Compost boues STEU					X	X										
Franco Otero <i>et al.</i> (2012)		X				X		X				X	X			X	
Franco Otero <i>et al.</i> (2012)	Boues STEU déshydratées	X				X		X				X	X			X	
Balota <i>et al.</i> (2010)*	Lisier porc		X								X				X		X
Garcia Gil <i>et al.</i> (2000)	Fumier bovin	X				X		X				X	X			X	
Bastida <i>et al.</i> (2007)	Déchets municipaux	X				X		X				X	X				
Pascual <i>et al.</i> (1999)		X				X		X				X	X				
Bhattacharyya <i>et al.</i> (2001)	Compost déchets municipaux		X										X				
Crecchio <i>et al.</i> (2001)						X		X					X	X			
Crecchio <i>et al.</i> (2004)		X				X		X				X	X	X			
Franco Otero <i>et al.</i> (2012)		X				X		X				X	X			X	
Lakhdar <i>et al.</i> (2011)		X-X				X		X-X					X-X		X	X	
Garcia Gil <i>et al.</i> (2000)		X				X		X					X	X		X	
Perucci <i>et al.</i> (1990)					X	X	X		X		X	X			X	X	
Stumpe <i>et al.</i> (2012)	boues, lisier ou digestat	X		X													
Pramanik <i>et al.</i> (2010)	≠ lombricomposts (bagasse, déchets solides municipaux, cendres volantes)		X								X	X	X				
Moeskops <i>et al.</i> (2012)	fumier, lisier, composts de ferme, compost déchets de jardin-fruits-légumes					X		X		X							
Kalembasa & Symanowicz (2012)	boues, fumier, compost de boues	X				X							X				
Bhattacharyya <i>et al.</i> (2005)	Lisier bovin Compost déchets municipaux		X										X				
Cenciani <i>et al.</i> (2011)	fumier, boues urbaines, mélange de boues urbaines et industrielles											X	X				X
Elfstrand <i>et al.</i> (2007a)	trèfle rouge, digestat, compost d'engrais vert	X										X			X		
Nayak <i>et al.</i> (2011)	phosphogypse										X						X

* prise en compte travail conventionnel uniquement

Effet traitement

Franco-Otero *et al.* (2012) en comparant boue de STEP compostée et boue séchée thermiquement ont mis en évidence une stimulation des activités déshydrogénase et uréase avec la boue séchée alors que la boue compostée n'a augmenté que l'activité déshydrogénase (les activités catalase et protéase n'ayant pas été affectées). Bastida *et al.* (2012) qui ont comparé une boue de STEP fraîche avec une boue compostée ainsi que des déchets municipaux frais avec des déchets municipaux compostés, ont montré que les déchets à la fois frais et compostés stimulaient les activités enzymatiques (déshydrogénase, β -glucosidase, uréase) mais que de manière générale, les effets des matériaux frais apparaissaient plus rapidement qu'avec les substrats compostés.

Albiach *et al.* (2001) qui ont comparé l'impact d'apport de boues de STEP digérées en aérobiose et en anaérobiose sur différentes activités enzymatiques, ont montré que l'apport de boues avait tendance à augmenter toutes les activités enzymatiques mesurées (uréase, phosphatase alcaline, phosphodiesterase, arylsulfatase, déshydrogénase) mais seule l'activité phosphodiesterase était impactée de manière significative. Ils n'ont en revanche pas mis en évidence d'effet traitement de la boue. L'activité phosphodiesterase était fortement corrélée à la matière organique et au taux de substances humiques.

Effet profondeur

Les activités enzymatiques diminuent avec la profondeur du sol (Joniec et Furczak, 2010, Balota *et al.*, 2011, Khalili et Nourbakhsh, 2012). Khalili et Nourbakhsh, 2012) n'ont pas détecté d'activités enzymatiques (L glutaminase et L asparaginase) en dessous de 40 cm (corrélation avec teneurs en C).

Effet court vs long terme

Tout comme pour les facteurs précédents, les effets des activités enzymatiques peuvent apparaître plus ou moins précocement après l'apport de Mafor et persister plus ou moins longtemps. En conditions de laboratoire, Cytrin *et al.* (2011) ont par exemple observé des effets à court terme d'un apport de compost de boue (5 %) sur l'activité hydrolyse du diacétate de fluoréscéine et l'activité déshydrogénase avec un pic d'activité autour du 10^{ème} jour suivi d'une diminution. Néanmoins, les effets étaient encore visibles après 60 jours. Armenta *et al.* (2012) ont montré une stimulation des activités enzymatiques (catalase, uréase, phosphatase acide et alcaline, β -glucosidase) jusqu'à 230 jours après apport. Garcia-Gil *et al.* (2004) ont montré que la stimulation des activités était observable 9 mois après apport de boues de STEP à 40 t/ha puis disparaissait après 9 mois d'incubation. Crecchio *et al.* (2001, 2004) ont montré que l'impact d'un apport unique de compost de déchets municipaux stimulait significativement les activités uréase et nitrate réductase 2 ans après apport et que l'effet n'était plus observable après 6 ans. Lors d'incubations en conditions de laboratoire, Bastida *et al.* (2012) ont par exemple montré que l'apport de différentes Mafor stimulaient les activités enzymatiques mais pas au début de l'incubation. Il fallait attendre 60 à 90 jours pour que l'effet devienne observable. Lakhdar *et al.* (2011) ont montré, à partir d'expérimentations en pots, que l'apparition des effets et la durée des effets dépendaient des Mafor. En effet, si un apport de boues a stimulé très rapidement (après 15 jours d'incubation) les activités enzymatiques du sol (activités arylsulphatase, phosphatase, déshydrogénase, β -glucosidase, uréase et catalase), le compost d'ordures ménagères n'a eu dans un premier temps qu'un effet modéré notamment sur les activités déshydrogénase et β -glucosidase avant de provoquer une forte augmentation après 70 jours, temps nécessaire à la libération des nutriments.

La stimulation des activités enzymatiques a également été mise en évidence sur des pas de temps beaucoup plus longs de l'ordre de la dizaine d'années comme le montrent les quelques exemples rassemblés dans le tableau 3-5-5.

Joniec et Furczak (2010) ont montré que 9 ans après l'apport de boues de STEP, les effets sur les activités protéase et déshydrogénase n'étaient plus observables. Böhme *et al.* (2005) qui ont mesuré des activités enzymatiques sur 2 sites de longue durée dans des conditions pédoclimatiques différentes et recevant du fumier depuis plusieurs dizaines d'années ont observé des résultats contradictoires concernant l'activité phosphatase alcaline avec une stimulation ou pas d'effet.

Tableau 3-5-5. Etudes ayant étudié les effets à long terme des apports de Mafor sur les activités enzymatiques

Auteurs	Mafor	Dose	Durée effet	Mode apport	Activités enzymatiques suivies
Roig <i>et al.</i> (2012)	boue	40t/ha	16 ans	répétés	déshydrogénase
Bastida <i>et al.</i> (2007 ds de Araujo <i>et al.</i> , 2010)	Compost de déchets municipaux	0 à 260 t/ha	17 ans	unique	déshydrogénase, uréase, β -glucosidase, Nabenzoil-L-arginamide protéase
Emmerling <i>et al.</i> (2010)	compost de biodéchets	30 t/ha	10 ans	répétés	phosphatase alcaline, o-diphényloxydase.
Böhme <i>et al.</i> (2005)	fumier	20.8 t/ha	100 ans	répétés	β -glucosidase, protéase, phosphatase alcaline
Böhme <i>et al.</i> (2005)	fumier	15 t/ha	39 ans	répétés	β -glucosidase et protéase

3.5.4. Indicateurs

Les paramètres décrits précédemment ont été pour certains identifiés comme étant des indicateurs biologiques pertinents pour évaluer la qualité d'un sol ou l'impact de différentes activités anthropiques sur la qualité d'un sol (pollution, apports organiques, travail-non travail du sol...) en complément des indicateurs physiques ou chimiques. En effet, les indicateurs biologiques sont sensibles (et peut être davantage que des indicateurs physiques ou chimiques) et permettent d'apprécier des changements de qualité des sols à court terme. Les plus utilisés ont été la respiration spécifique (minéralisation standardisée par rapport à la quantité de biomasse microbienne), la biomasse microbienne carbonée standardisée par rapport à la teneur en carbone et les activités enzymatiques (Bastida *et al.*, 2008). D'après les programmes "Bio-indicateurs" financés par l'Ademe (Peres *et al.*, 2004-2012), les indicateurs les plus pertinents pour évaluer l'impact d'apports organiques sur la qualité des sols sont des indicateurs d'abondance, de diversité et d'activité et correspondent au niveau microbien, aux biomasses bactériennes et fongiques, à la diversité des communautés, aux activités laccases, β glucosidase et à la minéralisation du carbone et de l'azote. Pour la faune, les indicateurs retenus sont l'abondance des lombriciens et la diversité fonctionnelle des nématodes.

Toutefois ces indicateurs pris indépendamment les uns des autres, ne donnent des informations que partielles. C'est pourquoi il est important de considérer différents bioindicateurs. Dans certains cas, ces indicateurs ont été agrégés pour définir un index de qualité des sols, une des difficultés pouvant être la pondération des différentes composantes de l'index. Voici quelques exemples, la liste n'étant absolument pas exhaustive : Stefanik (1984 dans Bastida *et al.*, 2008) a proposé un indicateur biologique de fertilité des sols à partir des activités déshydrogénase et catalase ($BIF = (1.5 \times DH + k \times 100 \times CA) / 2$). Koper et Piotrowska (2003 dans Bastida *et al.*, 2008) ont considéré les activités déshydrogénase, phosphatase, protéase et amylase ($B = C_{org} + N_{tot} + DH + P + PR + AM$). Kalembasa et Symanowicz (2012) ont défini un indice biochimique de fertilité potentielle des sols à partir des activités enzymatiques : (phosphatase acide + phosphatase alcaline + uréase + déshydrogénase $\times 10^{-1}$) $\times \%C$. Moeskops *et al.* (2012) ont quant à eux élaboré un indice de qualité des sols prenant en compte 23 paramètres et ratios (données PLFA, activités enzymatiques, teneurs en C et en N, indice de Shannon, biomasse microbienne...).

Masto *et al.* (2007) ont établi un indice de qualité des sols pour quantifier les impacts à long terme de différents fertilisants et fumier dans une rotation de *Z. mays*, *Pennisetum americanum*, *Triticum aestivum* et *Vigna unguiculata* à New Delhi basé sur la densité apparente, le pH, la conductivité électrique, les nutriments biodisponibles, la MO, la biomasse microbienne et les rendements. Ils ont montré que cet indice était supérieur dans les parcelles fertilisées ou amendées que dans les parcelles témoins.

3.5.5. Conclusion

La littérature sélectionnée montre que les Mafor les plus étudiées sont majoritairement des déchets organiques et notamment les déjections animales et les boues de stations d'épuration qui représentent plus de 50 % des Mafor testées, les déchets urbains et les biochars. On trouve également quelques études sur les digestats, les déchets d'imprimerie, les résidus de raffinerie, les boues de tannerie, les cendres... Il existe donc un gros déséquilibre entre Mafor organiques et inorganiques.

De nombreux travaux ont pour objectifs de comparer les impacts de différents types de Mafor sur les organismes du sol (par rapport à des témoins avec fertilisation minérale ou sans fertilisation). Quelques papiers comparent également l'effet du traitement appliqué aux Mafor avant leur apport au sol sur les organismes du sol en comparant par exemple des Mafor brutes et compostées, séchées...

La grande majorité des résultats ont été obtenus dans un contexte agricole (avec une grande diversité de cultures) mais on trouve tout de même quelques résultats sur des sols forestiers, de prairie, horticoles ou de vergers (avec peu de comparaisons inter contextes). Les contextes pédoclimatiques sont également très variés.

Les conditions d'étude sont très diverses avec à la fois des études de laboratoire et de terrain (suivi au champ), mettant en œuvre une ou plusieurs applications de Mafor pour des études à court, moyen ou long terme (avec des mesures réalisées quelques mois à quelques dizaines d'années), ces différentes dimensions temporelles étant rarement étudiées dans une seule étude de cas. En outre, les fréquences d'analyses varient également d'une étude à une autre, la majorité faisant un état des lieux à une seule date. On peut noter également que les effets doses sont largement traités et que quelques rares études abordent également l'impact de la date d'apport des Mafor sur les propriétés biologiques des sols. La plupart des travaux ont été réalisés dans les horizons de surface même si on trouve également des résultats sur les horizons plus profonds.

Enfin, on peut noter que la littérature analysée traite majoritairement de l'impact des épandages sur les microorganismes du sol et dans une moindre mesure sur la faune. Quelques papiers encore plus rares prennent en considération les différents acteurs des réseaux trophiques, c'est-à-dire à la fois microorganismes et faune du sol.

Malgré la diversité des méthodes utilisées, des conditions d'études; des facteurs testés, les résultats sont assez cohérents et montrent que globalement, des apports de Mafor (surtout vrai pour Mafor organiques) stimulent la croissance et les activités des organismes du sol et impacte également la diversité. Les effets augmentent avec la dose et sont plus marqués en surface qu'en profondeur dans les sols agricoles qui sont souvent travaillés. L'apparition des effets et leur persistance dépendent de la quantité et la qualité des Mafor apportées, des itinéraires appliqués, de la date d'application et des caractéristiques du sol. Il est en revanche beaucoup plus difficile de hiérarchiser les Mafor en fonction de leur efficacité du fait de la grande diversité des Mafor étudiées, des mesures réalisées, des méthodes utilisées mais également des doses appliquées dans les études qui ont pour objectifs de comparer différentes Mafor. En effet, les doses des différentes Mafor apportées peuvent être calculées sur une dose totale, une teneur en C, une teneur en N.

En outre, une des difficultés à transposer les résultats des essais terrain ou laboratoires à des situations réelles réside dans le fait qu'un grand nombre d'études ont été réalisés avec des fortes doses largement supérieures aux doses usuellement épandues.

Les impacts négatifs qui ont été mis en évidence s'expliquent très souvent par de fortes teneurs en polluants et notamment en ETM. La présence de ces contaminants pourrait ainsi, dans certains cas, contrebalancer les effets positifs des apports de Mafor sur les organismes du sol.

Annexe. Détail des mots-clefs utilisés pour construire le corpus de la section 3.5

1- Liste des Mafor	
2- microorganismes du sol	"microbe" or "bacteria" or "fungi" or "16Ss rRNA" or microorganism* or "gene" or "PLFA" or "actinomycete" or "microbial biomass" or "DNA" or archae groups
3- organismes du sol (micro, méso, macrofaune)	"invertebrate*" or "macrofauna" or "diplopod*" or "snail*" or "springtail*" or "Folsomia" or "beetle" or "nematode" or "earthworm*" or "Eisenia" or "enchytraeid" or "mesofauna" or "microfauna"
4- biodiversité	"biodiversity" or "metabolic diversity" or "genetic diversity" or "bacterial community" or "fungal community" or "microbial functional diversity" or "AOA" or "AOB" or "nirK" or "nirS" or "Biolog" or "RISA" or "DGGE"
5- activités biologiques	"soil functioning" or "biochemical activities" or "enzym* activi*" or "microbial activity" or "biological parameters" or "biological properties" or "mineralization" or "N cycle" or "C cycle" or "degradation" or "soil quality" or "ecosystem services" or "nitrification" or "denitrification"
6- Effets écotox	"sublethal effect" or "estrogenic activity" or "resilience" or "toxicity" or "exposition" or "resistance" or "bioaccumulation" or "ecotoxicity" or "mutagenicity" or "genotoxicity" or "immunodepressive effect" or "avoidance" or "behavior" or "emergence" or "germination" or "sensitivity" or "ethotoxicology" or "tolerance" or "adaptation"
7- Bioindicateurs	"biomarker" or "bioassay" or "indicators" or "monitoring" or "bioindicator"
8- Transfert dans chaîne alimentaire	"food-web" or "chain" or "food chain" or "transfer" or "bioavailability" or "bioaccumulation"

Les composantes 2, 3, 4, 5 et 7 étaient plutôt orientées vers la section 3.4. Les composantes 6 et 8 étaient plutôt orientées vers l'écotoxicologie et la section 4.4.

Devant la quantité de références collectées, la liste des mafor et chaque composante spécifique n'ont été recherchées que dans le TITRE des articles.

Puis des interrogations ont été réalisées à l'intérieur de la base obtenue avec des mots-clefs précis, de façon à cibler les références pertinentes :

- 1) microorg* and soil and amendment
- 2) microb* and soil and amendment
- 3) microbial activity and soil and amendment or spreading
- 4) bacteria and soil and amendment
- 5) fung* and soil and amendment
- 6) fauna and soil and amendment
- 7) *diversity and soil and amend* title
- 8) enzym* and soils and amend* title
- 9) *nitrif* and soil and amend* title

3.6. Influence de l'épandage de Mafor sur la santé des plantes cultivées

Jacques Fuchs

Introduction¹

L'épandage de Mafor peut, suivant la qualité de la Mafor en question, représenter dans certains cas un risque pour la santé des cultures, mais dans d'autres cas protéger les plantes contre les maladies.

La qualité phytosanitaire des divers Mafor (présence ou non d'agents phytopathogènes) est étudiée dans la section 2.5.4. Dans le chapitre 3, on va mettre l'accent sur les potentiels suppressifs directs des divers Mafor (action des microorganismes antagonistes des agents pathogènes apportés par le Mafor)

Dans la mesure du possible, les effets indirects des divers Mafor sur la santé des plantes (influence des interactions entre agents pathogènes et plantes par les caractéristiques physico-chimiques des Mafor) vont également être étudiés.

Outre les mécanismes impliqués dans ces aspects des Mafor, l'influence des procédés de traitement de ces produits sur leurs effets sur la santé des plantes va être abordée.

3.6.1. Protection des plantes contre les maladies par l'utilisation des Mafor

Un des points intéressants de certaines Mafor est leur pouvoir de les protéger contre les maladies (effets suppressifs). Plusieurs revues bibliographiques rendent compte des nombreux travaux réalisés sur ce sujet (Bailey et Lazarovits ; Bonanomi, *et al.*, 2007 ; Bailey *et al.*, 2017 ; Siddiqui *et al.*, 2007).

La revue bibliographique publiée par Litterick *et al.* (2004) donne une bonne vision des effets bénéfiques de matières organiques non compostées, des composts, des fumiers et des extraits de compost pour la santé des plantes. Tout comme pour les présences potentielles d'agents phytosanitaires dans les diverses Mafor, le nombre le plus important de publications sur les effets suppressifs de ces produits concerne les composts (Litterick *et al.*, 2004). Des revues bibliographiques détaillées à ce sujet ont d'ailleurs déjà été publiées il y a déjà près de 30 ans (Hoitink et Fahy, 1986). Mais des apports de matières organiques non compostés permettent également de protéger diverses plantes contre des nématodes et des champignons. La majorité des publications citées à ce sujet concernent des enfouissements d'engrais verts comme des crucifères ou des tagètes, mais plusieurs travaux démontrent également l'effet des résidus de cultures ou des Mafor non compostés comme la paille d'avoine ou de riz ou des résidus de la production d'huile d'olive. Selon la revue de Litterick *et al.* (2004), il existe moins de publications sur la protection des plantes contre les maladies ou les ravageurs avec les fumiers ; d'après ces auteurs, il semble que l'effet des fumiers sur la santé des plantes soit moins prévisible et stable que celui des composts, et que cet effet soit plutôt indirect par son influence sur les caractéristiques chimiques et physiques des sols.

Selon Bonanomi *et al.* (2007), qui ont étudié 250 publications avec en tout près de 2 500 études de cas, les composts sont les matières organiques les plus suppressives, avec plus de 50 % de cas montrant une protection effective des plantes. L'effet des résidus de culture ou de résidus organiques (fumiers, farines animales, pulpe de papier, résidus d'olives) est plus variable, avec une réduction des symptômes dans 45 % des cas, mais une augmentation de la maladie dans 28 %. La capacité des Mafor à protéger les plantes dépend également de l'agent pathogène impliqué, certains comme *Verticillium*, *Thielaviopsis* *Fusarium* ou *Phytophthora* étant contrôlé efficacement dans 50 % des cas, alors que l'incidence de *Rhizoctonia* n'est réduite que dans 26 % des essais (Bonanomi *et al.*, 2007).

¹ Cf. section 2.5.4 pour la constitution du corpus bibliographique utilisé

3.6.1.1. Potentiels des divers Mafor à protéger les plantes contre les maladies

Comme mentionné plus haut, le nombre de publications attestant d'effets suppressifs de composts est extrêmement important. Il ne s'agit pas ici d'en faire une liste exhaustive, plusieurs revues bibliographiques existant déjà à ce sujet (Boulter *et al.*, 2000 ; Hoitink et Fahy, 1986 ; Noble et Coventry, 2005 ; St-Martin et Brathwaite, 2012), mais de présenter quelques aspects importants de ces Mafor en relation avec la santé des plantes. Une liste résumant près de 120 expériences démontrant l'effet suppressif de divers composts est par ailleurs présentée dans Noble et Coventry (2005).

Selon les travaux de Termorshuizen *et al.* (2006), qui ont réalisé 120 essais impliquant 18 composts d'origines variées (fumiers, écorces, déchets organiques urbains, déchets de jardins, fumier de champignonnière, etc.) et 7 pathosystèmes (systèmes plantes/pathogènes *Phytophthora cinnamomi*/lupins, *Calonectria spathiphylli*/spathiphyllum, *Rhizoctonia solani*/chou-fleurs, *Phytophthora nicotiana*/tomates, *Verticillium dahliae*/aubergines, *Rhizoctonia solani*/pins, *Fusarium oxysporum* f.sp. *linilini*), l'emploi de compost montre soit un effet de protection des plantes significatif (dans plus de la moitié des cas), soit pas d'effet, et qu'un effet de stimulation de la maladie est rare.

Les travaux sur l'emploi de divers composts pour protéger les plantes contre des agents pathogènes fongiques sont très nombreux, et l'effet de composts contre des champignons très variés sont décrits dans la bibliographie, comme contre *Pythium ultimum* (Alfano *et al.*, 2011 ; Arora *et al.*, 2005 ; Chen et Nelson, 2012 ; Pugliese *et al.*, 2011), *Pythium aphanidermatum* (Zmora-Nahum *et al.*, 2008), *Rhizoctonia solani* (Joshi *et al.*, 2009 ; Postma *et al.*, 2003 ; Pugliese *et al.*, 2008 ; van der Gaag *et al.*, 2007 ; Aryantha *et al.*, 2000), divers *Fusarium oxysporum* sp. (Alfano *et al.*, 2011 ; Alvarez *et al.*, 1995 ; Cheuk *et al.*, 2005 ; Kavroulakis *et al.*, 2005 ; Postma *et al.*, 2003 ; Pugliese *et al.*, 2008 ; van Rijn, *et al.* 2007), *Sclerotium cepivorum* (Coventry *et al.*, 2005), *Sclerotium rolfsii* (Bulluck et Ristaino, 2002, Zmora-Nahum *et al.*, 2008), *Sclerotinia sclerotiorum* (Loffredo *et al.*, 2008), *Phytophthora cinnamomi* (Lozano *et al.*, 2009), *Verticillium dahliae* (Malandraki *et al.*, 2008), *Cylindrocladium spathiphylli* (Aryantha *et al.*, 2000),

L'effet bénéfique des composts pour la santé des plantes n'est pas seulement actif envers des agents pathogènes fongiques. Divers auteurs ont également démontré l'effet contre des nématodes phytopathogènes (Kuriya et Nakagazi, 1995 ; Lozano *et al.*, 2009) ou des bactéries Aidahmani *et al.*, 2005 ; Parada *et al.*, 2012 ; Vallad *et al.*, 2003).

L'effet suppressif des composts se retrouve avec divers types de composts, qu'ils soient produits à partir de boues d'épuration (Zmora-Nahum *et al.*, 2008 ; Millner *et al.*, 1982), de fumier (Aryantha *et al.*, 2000) ; Calgaro *et al.*, 2008 ; Joshi *et al.*, 2009), de marc de raisin (Borrero *et al.*, 2004), de déchets solides urbains (Chen *et al.*, 2012), de déchets verts (Hameeda *et al.*, 2006a ; Lozano *et al.*, 2009 ; Rose *et al.*), d'écorce (Borrero *et al.*, 2006), de résidus de crabes (Labrie *et al.*, 2001), de déchets de moulins d'huile d'olive (Alfano *et al.*, 2011), déchets d'égrenage du coton (Bulluck et Ristaino, 2002), fumier de champignonnière (Choi *et al.*, 2007) ou déchets provenant de la transformation d'animaux marins (Niisawa *et al.*, 2008).

Quand on enrichit les composts avec des antagonistes choisis, comme *Verticillium biguttatum* ou une souche non pathogène de *Fusarium oxysporum*, l'effet protecteur du compost peut être soit inchangé, soit augmenté (Postma *et al.*, 2003) ; l'effet positif d'apports d'antagonistes est particulièrement évident dans les substrats très conductifs, (dans lesquels les agents pathogènes peuvent facilement se développer). L'amélioration de l'effet suppressif de composts avec un apport de souches de *Trichoderma harzianum* ou de *T. viride* a également été observée par Pugliese *et al.* (2011) ; cet effet était plus important avec un compost moins suppressif, l'antagoniste pouvant probablement mieux s'installer dans ce substrat moins actif.

Divers paramètres peuvent influencer l'effet suppressif des composts. Une bonne revue bibliographique sur ce sujet a été réalisée par Fuchs *et al.* (2004). D'après ces auteurs, la composition de départ utilisée lors de la production des composts joue certainement un rôle, mais probablement que secondaire. Par contre, la gestion du processus de compostage joue un rôle primordial sur sa capacité à protéger les plantes contre les maladies (Boulter *et al.*, 2000 ; Fuchs *et al.*, 2008b). D'autre part, le degré de maturité du produit influence également son potentiel à protéger les plantes (Zmora-Nahum *et al.*, 2008 ; Aryantha *et al.*, 2000 ; Ceuster *et al.*, 1999).

La qualité du stockage des composts peut également influencer sa capacité à protéger les plantes contre les maladies (van Rijn *et al.*, 2007).

Nettement moins d'études ont été réalisées sur le potentiel des autres Mafor à protéger les plantes contre les maladies. Le potentiel suppressif des digestats a été mis en évidence par Fuchs *et al.* (2008b), mais il existe très peu de publications sur ce sujet.

L'effet des boues de stations d'épuration sur la santé des plantes n'est pas clair. Aussi bien Millner *et al.* (1982) que Ghini *et al.* (2007) ont observé que l'emploi de boues d'épuration a pu réduire certaines maladies comme *Rhizoctonia solani* ou *Aphanomyces euteiches*, n'en influençait pas certaines autres comme *Fusarium oxysporum* ou *Pythium aphanidermatum*, mais augmentait l'incidence d'autres comme *Pythium ultimum*, *Thielaviopsis basicola* ou *Sclerotinia sclerotium*. Pour sa part, Pascual *et al.* (2009) ont observé que des boues d'épuration traitées par procédé de stabilisation aérobie thermophile n'avaient pas d'effet contre la maladie causée par *Verticillium dahliae* sur poivron, mais que ces boues compostées ont par contre réduit l'incidence de la maladie si elles étaient employées à petites doses (15 % volumétriques), alors qu'elles l'augmentaient si elles étaient employées à doses plus importantes (45 % volumétriques), probablement à cause d'une salinité trop élevée de ce traitement.

Les quelques publications sur l'influence de la santé des plantes par l'emploi d'effluents d'élevage présentent des résultats divergents. Aryantha *et al.* (2000) ont montré que le fumier de poulet protégeait des plantes de lupin blanc contre *Phytophthora cinnamomi*, alors que les fumiers de chevaux, de moutons ou de bovins ne montraient pas d'effets protecteurs, qu'ils soient compostés ou non ; cet effet du fumier de poulet était dû à son activité microbiologique, car plus aucun effet protecteur n'était observé si ce fumier était stérilisé avant emploi. Une différence d'efficacité entre les divers fumiers a également été observée par Conn et Lazarovits (1999) alors que le fumier de poulet a pratiquement réduit à zéro la fréquence de la verticilliose et de la gale dans la culture de pomme de terre suivant l'apport de fumier. Le lisier de porc réduisait également la fréquence de la gale, mais était moins efficace contre la verticilliose ; pour sa part, le fumier bovin n'avait qu'un effet faible contre la verticilliose. Toutefois, des effets bénéfiques du fumier de bovin sur la santé des plantes ont aussi été observés : Siddiqui et Futai (2009) ont pu réduire l'incidence du nématode *Meloidogyne incognita* sur tomates par l'emploi de fumier de bovins, et Darby *et al.* (2006) ont observé une diminution de la fonte des semis de concombre et de la pourriture des racines de haricot suite à l'emploi de fumier de bovins. Une certaine prudence est cependant à observer lors d'emploi de fumiers jeunes, ceux-ci pouvant favoriser certaines maladies comme la gale commune de la pomme de terre (Bailey et Lazarovits, 2003).

Des effets suppressifs spécifiques ont été également mis en évidence pour divers autres Mafor. Il s'agit toutefois dans la plupart des cas de travaux limités à des études de cas précis, avec parfois une seule référence. Une présentation de telles publications est faite dans le tableau 3-6-1.

Intéressant est le fait que, dans certains cas, le Mafor ne protège les plantes qu'après avoir été composté (Vallad *et al.*, 2003).

Enfin, les conditions d'utilisation des Mafor peut également conditionner l'effet des Mafor sur la santé des plante : le type de sol (Coventry *et al.*, 2005 ; Tenuta et Lazarovits, 2004), l'agent phytopathogène incriminé (Ghini *et al.*, 2007) et les plantes cultivées (Larkin *et al.*, 2008).

Tableau 3-6-1. Effets de divers Mafor sur la santé des plantes

Mafor	Plante / agent pathogène	Effet	Source bibliographique
Cendres	Tomates / <i>Meloidogyne incognita</i>	Diminue la production de galles et d'œufs sur les racines de tomates	Khan <i>et al.</i> , 1997
Bagasse de cannes à sucres	Bananes / divers nématodes	Réduction des nématodes phytopathogènes	Tabarant <i>et al.</i> , 2011
Boues de sucrerie de cannes à sucre	Bananes / divers nématodes	Réduction des nématodes phytopathogènes et augmentation de la croissance des plantes	Tabarant <i>et al.</i> , 2011
Condensés extraits solubles (CDS) de maïs (résidu provenant de la production d'éthanol)	Tomates / <i>Verticillium</i> sp. Radis / <i>Rhizoctonia solani</i> Concombre / <i>Pythium</i> sp.	Réduction des maladies. Effet indirect, les CDS n'étant pas toxiques pour les agents pathogènes	Abbasi <i>et al.</i> , 2007
Chitine de crabes	Concombre / <i>Fusarium oxysporum</i> f. sp. <i>radicis-cucumerinum</i> ,	La chitine diminue la population du pathogène dans le sol, mais augmente les symptômes de maladie sur les plantes	Rose <i>et al.</i> , 2003
Eaux usées de pressoirs à olives	Amandes amères / <i>Agrobacterium tumefaciens</i>	En pots, l'utilisation de 1% de ces eaux a significativement réduit l'incidence de la maladie	Yangu <i>et al.</i> , 2008
Emulsion de poissons (EP)	Concombre / <i>Pythium ultimum</i>	Traitement d'un sol naturellement infesté permet de protéger les plantes contre la maladie.	Abbasi <i>et al.</i> , 2009
Emulsion de poissons (EP)	Pommes de terre / <i>Verticillium dahliae</i> et <i>Streptomyces scabies</i>	Diminution de l'incidence des deux maladies causées par ces agents pathogènes	Abbasi <i>et al.</i> 2013
Farine d'os et de viande	<i>Verticillium dahliae</i>	La farine d'os et de viande tue les microsclérotés de <i>Verticillium dahliae</i> dans du sol sableux, mais pas dans du sol limoneux	Tenuta et Lazarovits, 2004
Eaux usées du processus d'extraction de l'huile d'olive	Choux-fleurs / <i>Xanthomonas campestris</i>	Une désinfection des graines avec ces eaux permet de contrôler complètement la maladie	Ciafardini et Zullo, 2003
Résidus d'olives	<i>Verticillium dahliae</i>	Réduction <i>in vitro</i> de la croissance du pathogène	Arriagada <i>et al.</i> , 2012
Résidus de papeterie (papermill processing residuals)	Haricot mange-tout / <i>Aphanomyces euteiches</i>	Diminution de la maladie avec ces résidus, qu'ils soient compostés ou pas : toutefois, les déchets compostés étaient plus efficaces.	Leon <i>et al.</i> , 2006
Résidus de papeterie	Haricot / <i>Rhizoctonia solani</i>	Réduction des symptômes de maladie sur l'hypocotyle des plantes, mais croissance réduite des plantes (blocage d'azote)	Croteau et Zibilske, 1998
Compost de paille de riz	Tournesol / <i>Meloidogyne incognita</i>	Réduction de la population du nématode et de sa production d'œufs	Rashad <i>et al.</i> , 2011
Substrat de champignonnière	Concombre / <i>Podosphaera xanthii</i> , <i>Pseudomonas syringae</i> pv. <i>lachrymans</i> , <i>Corynespora cassicola</i> et <i>Cladosporium cucumerinum</i> .	Diminution des maladies foliaires (effet systémique)	Parada <i>et al.</i> , 2012
Déchets d'oignons, compostés ou non	Oignons / <i>Sclerotium cepivorum</i>	Réduction de la viabilité des sclérotés dans le sol et diminution de l'incidence de la maladie. Efficacité varie suivant le type de sol.	Coventry <i>et al.</i> , 2005

3.6.1.2. Mécanismes impliqués dans les effets suppressifs des divers Mafor

Les mécanismes impliqués dans la suppression des maladies par de la matière organique sont: microbiostasie (stress énergétique avec comme conséquence une inhibition de la germination ou de la croissance de l'agent pathogène), colonisation microbienne des propagules de pathogènes, destruction des propagules de pathogènes, antibiose (production de substances toxiques limitant la croissance de l'agent phytopathogène), compétition pour la colonisation du substrat, compétition pour les sites d'entrées des infections, résistance induite systémique (Stone *et al.*, 2004).

Un mécanisme important impliqué dans la protection des plantes contre les maladies par les composts est certainement la présence de microorganismes antagonistes en leur sein (Alfano *et al.*, 2011, Arora *et al.*, 2005, Hadar et Papadopoulou, 2012, Hameeda *et al.*, 2006b, Joshi *et al.*, 2009, Pugliese *et al.*, 2008). Le fait que, dans de nombreux cas, l'effet suppressif des composts est fortement diminué si le compost est stérilisé avant son emploi (Choi *et al.*, 2007, Rose *et al.*, 2003, St Martin et Brathwaite, 2012) le montre bien. Concernant ces

microorganismes utiles des composts, quatre mécanismes sont observables: compétition pour les nutriments, production de composés antibiotiques, parasitisme et induction de résistance (Mehta et al., 2012).

La stimulation des antagonistes présents dans le sol par les apports de Mafor peut également jouer un rôle important (Alvarez *et al.*, 1995 ; Viti *et al.*, 2010 ; Arriagada *et al.*, 2012 ; Bulluck *et al.*, 2002). D'après Bulluck et Ristaino (2002), aussi bien l'apport de compost que de fumier a augmenté les populations des antagonistes *Trichoderma sp.* et *Pseudomonas fluorescens* dans le sol.

De même, l'amélioration générale des conditions de croissance des plantes par l'apport de Mafor les rend moins stressées et ainsi plus résistantes aux maladies (Fuchs *et al.*, 2008a).

Certains auteurs mettent en évidence un effet de toxicité de certains Mafor sur les agents pathogènes présents dans le sol. Ainsi, les Mafor riches en azote auraient une action destructrice contre ces pathogènes par dégagement de molécules allélochimiques, c'est-à-dire de molécules produites par un microorganisme et inhibant la croissance d'un autre (Bailey et Lazarovits, 2003 ; Nelson *et al.*, 2002 ; Bailey *et al.*, 2003) ou autre comme l'ammoniaque (Lazarovits *et al.*, 2001 ; Tenuta *et al.* ; Tenuta et Lazarovits, 2004). D'autre part, l'efficacité des émulsions de poissons pour protéger les plantes seraient due aux acides organiques que cette Mafor contient (Abbasi, *et al.*, 2009). Aussi les extraits de déchets de café et de thé montre des actions antibactériennes (Alstrom *et al.*, 1992).

L'effet inhibiteur de certaines substances contenues dans les Mafor peut même être sélectif. Ainsi, Loffredo *et al.* (2008) ont montré que les substances humiques extraites d'un compost produit à base de production d'huile d'olive et de déchets horticoles inhibent *in vitro* la croissance de l'agent pathogène *Sclerotinia sclerotiorum*, mais n'ont aucun effet négatif sur la croissance des antagonistes *Trichoderma viride* et *T. harzianum*.

3.6.2. Effets phytotoxiques des Mafor

Une influence négative de l'épandage de Mafor sur la santé des plantes peut être due à un effet indirect suite à un apport de Mafor. Suivant leur qualité, les Mafor peuvent avoir des effets phytotoxiques (Griffin *et al.*, 2007 ; Fuchs *et al.*, 2008c ; Kupper *et al.*, 2007). Les causes de cette toxicité peuvent être diverses. Aryantha *et al.* (2000) décrivent une phytotoxicité sur *Banksia spinulosa* due à phosphore disponible suite à une utilisation de plus de 5% de fumier de poulets composté. Aranda *et al.* (2006) ont pour leur part montré que des composés phénoliques contenus dans les déchets du traitement des olives avaient un effet négatif sur la croissance des tomates. Sans certains composts, ce sont le pH et la salinité qui influence négativement la croissance des plantes Brinton *et al.* (2005). Ces influences négatives peuvent affaiblir les plantes et les rendre plus sensibles aux maladies (Nachmias *et al.*, 1993).

De même, des déséquilibres dans la fertilisation des plantes peuvent être causés par l'apport inapproprié de Mafor, que cela soit par une immobilisation de l'azote ou une surfertilisation par cet élément ou d'un autre (Huber *et al.*, 1974) (voir section 3.1).

3.6.3. Conclusions

L'aspect hygiénique des Mafor est très bien connu en ce qui concerne les composts et relativement bien en ce qui concerne les digestats, mais peu d'études ont été réalisées sur les autres Mafor. Une caractérisation des risques phytosanitaires de ces matières serait souhaitable, surtout en ce qui concerne les restes de cultures (comme les marcs de raisin) ou de conditionnement de plantes fraîches, celles-ci pouvant potentiellement contenir des agents phytopathogènes.

Produites selon les règles de l'art, non seulement les Mafor ne représentent pas de danger pour les cultures, mais ont souvent un effet positif sur la santé des plantes par un effet suppressif des maladies. Les principaux mécanismes impliqués dans ces effets suppressifs sont la stimulation de la microflore du sol, l'apport de microflore antagoniste des pathogènes (par ex : champignons antagonistes pour les nématodes) ou dans

certain cas l'apport de substances à effet toxiques pour les agents pathogènes. La gestion de la qualité des MAFOR peut fortement influencer l'effet suppressif des MAFOR.

Il faut cependant souligner que les publications sur ce thème concernent principalement les composts et un peu les digestats. Les données concernant les autres Mafor sont nettement moins étoffées, et donc les connaissances encore très lacunaires. Des études sur les risques et les effets phytosanitaires des divers Mafor suivant leur production et utilisation seraient souhaitables pour pouvoir élaborer un concept d'assurance-qualité pertinent.

3.7. Influence d'apports de Mafor sur les populations d'adventices dans les champs

Jacques Fuchs

Introduction²

Les Mafor peuvent influencer directement les populations d'adventices en apportant des graines ou autres organes viables de plantes, et indirectement en influençant l'équilibre des populations végétales dans un champ. Ces caractéristiques des Mafor peuvent être influencées par leur gestion.

Dans cette section, on va mettre l'accent sur l'influence des Mafor sur les populations indigènes d'adventices dans les champs. La teneur des Mafor en graines ou autres organes viables d'adventices est abordée en section 2.5.5.

Les Mafor peuvent influencer les populations d'adventices dans les champs même si ils ne contiennent eux-mêmes pas de particules viables de ces adventices. Les observations concernant leurs effets sur les adventices dans les cultures sont variables. Cook *et al.* (2007) n'ont observé aucune influence d'apport de fumier bovins sur la quantité ou la composition des adventices dans une culture de maïs. De même, l'apport répété pendant des années de boues d'épuration ne semble pas avoir influencé la quantité des adventices (Waletzke et Backes, 2006). L'apport de Mafor peut favoriser toutefois non seulement les cultures mais également les adventices y étant liées. Ainsi, dans les sols pauvres et acides de l'amazone brésilienne, une fertilisation minérale ou à base de fumier ou de compost favorise aussi bien la croissance de la culture de riz ou de sorghum que des adventices présentes dans le sol (Major *et al.*, 2005). Sous nos latitudes, des résultats semblables ont été obtenus avec du fumier bovin, composté ou non, par Blackshaw *et al.* (2005). Il semble que l'azote libéré graduellement par ces Mafor favorise même plus les adventices que le blé d'automne (Blackshaw *et al.*, 2005). L'augmentation des adventices dans des cultures d'orge ou de blé suite à l'apport de fumier a également été rapportée par d'autres auteurs (Boguzas *et al.*, 2010 ; Maikstieniene et Arlauskieniene, 2000).

Cependant, l'effet des Mafor sur les adventices peut aussi être positif pour les cultures. Dans des cultures exigeantes en azote comme la pomme de terre, des apports de fumiers bovins compostés ont amélioré le rendement de la culture sans influencer la croissance des adventices (Kleinhenz et Cardina, 2003 ; Lindsey *et al.*, 2013). Au Ghana, l'augmentation de la teneur et du sol en phosphore, azote et carbone ainsi que de leur disponibilité par l'apport de fumier de mouton permet de diminuer l'incidence de la plante hyperparasite *Striga* dans les cultures (Sauerborn, *et al.*, 2003).

L'effet de certains Mafor contre les adventices peut être également dû à un effet de phytotoxicité. Ainsi, Boz (2009) a pu, en Turquie, combattre efficacement les adventices dans des cultures de gombo, de féverole et d'oignons avec des déchets de la transformation des olives. Un effet similaire a été obtenu par Ekwuribe *et al.*, (2008) en appliquant dans des cultures de niébé des boues provenant de la production d'huile de palme.

Le mode d'application de Mafor peut influencer la concurrence entre les cultures et les adventices. Ainsi, un apport en profondeur de Mafor riche en azote n'influence pas la couverture du sol par des adventices dans une culture de blé, alors qu'un apport en surface a favorisé la croissance des adventices nitrophiles (Juroszek *et al.*, 2004). Dans un même ordre d'idée, l'apport de lisier sur la ligne plutôt que sur toute la surface du sol permet à l'orge de mieux concurrencer les adventices (Petersen *et al.*, 2003).

Le biochar amené seul n'a pas à court terme pas influencé la germination des adventices, alors qu'un emploi répété a à long terme diminué leur germination (Quilliam *et al.*, 2012). Par contre, l'apport simultané de biochar et d'engrais minéral peut favoriser la croissance de ces plantes (Major *et al.*, 2005).

La qualité du Mafor apporté est importante peut son effet sur les adventices. Ozores-Hampton *et al.*, (2001) ont observé une inhibition totale de la germination des adventices avec un apport important de compost très jeune, alors qu'un compost plus mûr a eu un effet moindre. De même, dans des cultures de tomates, une fertilisation

² Voir section 2.5.5 pour la constitution du corpus bibliographique analysé

avec du fumier de poule n'a pas réduit la croissance des adventices, contrairement à l'apport de déchets de production d'huile d'olives (Boz, 2009). Un effet semblable a été observé par Cayuela *et al.* (2008) : des extraits aqueux de déchets provenant de la production d'huile d'olives inhibent la germination de graines de *Amaranthus retroflexus* et de *Solarium nigrum* s'ils sont réalisés avec des déchets pas ou peu compostés, cet effet s'atténuant avec la maturation du compost. Cet effet de divers Mafor est également observable sur les banques de semences des sols lors de leur utilisation répétée. Ainsi, après une rotation de quatre années, la banque de semences du sol la plus basse faisait suite à l'utilisation de compost mature, la plus élevée après l'emploi de lisier bovin (De Cauwer *et al.*, 2011) ; selon ces auteurs, l'influence par les Mafor de la teneur en carbone organique des sols peut expliquer ce phénomène. Une influence de la composition des adventices par les Mafor suivant leur caractéristiques et leur effet fertilisant a également été observé par {De Cauwer, *et al.*, 2010) : le compost, contrairement au lisier bovin, diminuant à long terme la densité de semences d'adventices hautement compétitive comme *Chenopodium album* ou *Solanum nigrum*.

L'effet des apports de divers Mafor peut influencer de manière sélective les adventices. Ainsi, l'amendement de 50 tonnes de boues désencrées de papeterie ont diminué entre 80 et 90 % l'abondance et la biomasse des annuelles à feuilles larges, mais n'a pas influencé la croissance des adventices vivaces (Machrafi *et al.*, 2010). A l'inverse, un Mafor riche en éléments fertilisant comme le fumier porcin composté a augmenté la biomasse d'*Amaranthus rudis* Sauer AMATA et de *Abutikon theophrasti* Medicus ABUTH, mais n'a pas influencé la croissance de *Setaria faberi* Herrm (Liebman *et al.*, 2004).

Conclusions

D'après la bibliographie existante, les risques d'infestations des sols avec des adventices par l'apport de Mafor est négligeable. L'influence de ces produits sur les relations entre les cultures et les adventices est principalement dû à la modification des équilibres des éléments fertilisants disponibles pour les plantes, favorisant suivant les cas plutôt la culture ou les adventices y étant liées. Ces effets peuvent être toutefois contrôlés en gérant le choix du Mafor et son concept d'application suivant la culture, le sol et le climat impliqués.

3.8. Les outils d'aide à la décision pour la gestion de la fertilisation et le devenir des émissions post-épandage des Mafor

Marilys Pradel

Introduction¹

Les Mafor ont des propriétés fertilisantes et amendantes avérées. Les effets fertilisants et amendants des Mafor sont liés à des phénomènes complexes expliqués dans les sous-chapitres précédents. Pour pouvoir faciliter le raisonnement de la fertilisation et de l'amendement des cultures avec des Mafor, il est donc nécessaire de disposer d'outils pertinents et permettant de prendre en considération l'ensemble de ces phénomènes.

La recherche s'est penchée sur ces outils, que l'on peut classer comme des outils d'aide à la décision dans le sens où ils permettent à leurs utilisateurs de prendre une décision relative soit à la gestion de la fertilisation de leur culture, soit pour limiter les risques environnementaux en maîtrisant les apports de Mafor et les émissions azotées émises pendant et après l'épandage. Le périmètre de conception et d'utilisation de ces outils va parfois bien au-delà des seuls effets et impacts agronomiques de l'épandage des Mafor. Les outils identifiés dans la littérature sont en grande majorité focalisés sur l'épandage des effluents d'élevage même si parfois ils peuvent être adaptés aux boues d'épuration des eaux usées.

L'analyse de rentabilité des pratiques d'épandage des Mafor est également recensée dans ce sous-chapitre car cette méthode permet d'identifier l'option la plus rentable économiquement afin d'atteindre un objectif agronomique telle que l'efficacité de l'utilisation agricole d'une Mafor (relative à différentes façons d'épandre) calculée en fonction de son apport en N et P dans le sol.

3.8.1. Les outils pour la gestion de la fertilisation avec des Mafor et les risques liées à l'utilisation de Mafor

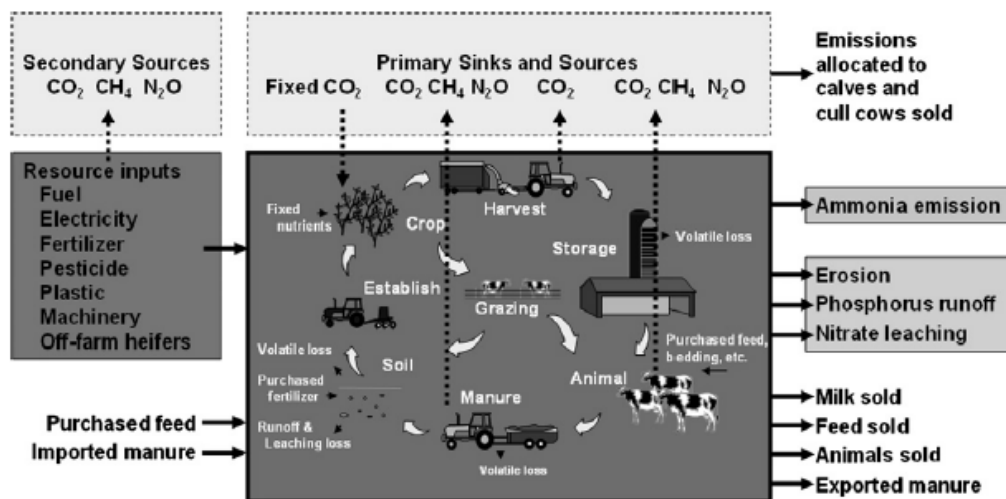
Les outils d'aide à la décision peuvent être utilisés dans l'optique d'évaluer la gestion de la fertilisation à l'aide de Mafor en se focalisant sur la gestion de la composition de la Mafor en fonction de l'alimentation des animaux d'élevage ou la balance des macroéléments au sein des élevages.

Kebreab *et al.* (2004) ont ainsi développé un modèle permettant d'intégrer des modèles dynamiques de la fonction rumen et production CH₄ sur la séparation de l'azote et un nouveau modèle sur la séparation du P au sein de l'animal et de construire un outil d'aide à la décision pour analyser la répartition des nutriments entre l'animal et son environnement. L'outil, par l'association de trois modèles (un modèle dynamique "nutrient-based", un modèle calculant la production de méthane lors de la digestion des vaches et un modèle évaluant les répartitions de l'azote au sein même de l'animal), évalue les régimes alimentaires des animaux et leur impact sur la performance de l'animal et des émissions vers l'environnement et peut être utilisé aussi bien par les agriculteurs que les conseillers agricoles, les chercheurs ou les décideurs publiques. Le modèle est ainsi capable de prédire la concentration en N et P des urines et des fèces à partir de l'alimentation des animaux avec une bonne corrélation entre données prédites par le modèle et données observées. Les auteurs assurent que leur modèle peut être utilisé pour estimer la pollution générée par les vaches laitières et évaluer les différentes options de remédiation basées sur une compréhension de la digestion et du métabolisme des vaches. De plus, la capacité du modèle intégré à prédire la répartition de l'azote au sein de l'animal permet à ce dernier d'être utilisé pour évaluer les manipulations nutritionnelles visant à réduire l'azote excrété via les urines sachant que 12% de l'azote excrété, principalement par l'urine est susceptible d'être perdu par volatilisation de l'ammoniac (Lockyer et Whitehead (1990) in Kebreab *et al.*, 2004).

¹ Voir section 6.1 pour la construction du corpus bibliographique utilisé dans cette section.

Belflower *et al* (2012) proposent d'utiliser un modèle de gestion intégré des exploitations agricoles (ou *IFSM*, *Integrated Farm System Model*) sur deux fermes laitières à base de pâtures aux USA pour évaluer l'adaptabilité de ce dernier à évaluer les effets sur l'environnement de différentes stratégies de gestion des exploitations agricoles, y compris sur la gestion du fumier (Figure 3-8-1). La production agricole, l'usage d'aliments, le retour des éléments fertilisants du fumier au sol sont simulés avec le modèle sur une période climatique de 25 ans. La quantité de fumier et sa teneur en nutriments est fonction de l'alimentation prodiguée.

Figure 3-8-1. Procédés implémentés dans le modèle IFSM développé par Belflower et al (2012)



L'évaluation des impacts environnementaux des exploitations agricoles sont réalisés par deux méthodes, l'empreinte carbone et l'Analyse du Cycle de Vie. Toutefois, l'impact des pratiques d'épandage n'est pas directement analysé par cet outil mais le test de l'outil sur deux exploitations permet de mettre en évidence que la volatilisation d'ammoniac du fumier est plus importante lors du stockage et après épandage dans les systèmes d'exploitation à bâtiments confinés comparée aux émissions des animaux pâturant dans des systèmes basés sur la pâture (i.e. systèmes extensifs).

D'autres outils d'aide à la décision ont également été développés pour évaluer les impacts des pratiques d'élevages en intégrant la gestion du fumier mais sans évaluer directement les impacts des changements de pratiques dans la gestion des Mafor comme Cabrera *et al.* (2005) qui ont développé un modèle (Dynoflo dairy) destiné à évaluer le lessivage des nitrates et les impacts économiques des élevages laitiers de Floride par une intégration de modèles économiques, environnementaux et biotechniques dans le modèle de simulation ; Chardon *et al.* (2012) qui ont développé un modèle, MELODIE, composé de trois sous-systèmes de production (biotechnique, décisionnel, opérationnel) destiné à être utilisé en recherche ou Topp et Hameleers (1998) dont le modèle est basé sur une modélisation du système de production laitier dans son intégralité.

Klausner *et al.* (1998) ont quant à eux développé un outil pour évaluer le statut global des nutriments sur la ferme, développer des plans de gestion des nutriments pour l'alimentation des animaux, la croissance des cultures et la fertilité des sols en minimisant les pertes et évaluer l'impact sur les revenus de l'exploitation par notamment le calcul d'une balance azotée à l'échelle de l'exploitation.

Rio *et al.* (2011) ont quant à eux développé un système facile d'utilisation basé sur l'évaluation des risques appliqués à l'utilisation de fumier de bovin comme fertilisant sur des pâtures. Cet outil doit permettre d'aider au processus de décision sur la réutilisation des déchets organiques en fournissant des informations notamment sur la dose maximale de fumier à apporter, le contenu maximal en métal permis dans le fumier, le nombre maximal d'application autorisées de fumier comme fertilisant car il était nécessaire, selon les auteurs, de prendre en compte les pertes azotées (modèle STONE : Wolf *et al.*, 2003) mais également les ETM présents dans les déjections animales. A l'instar du modèle dynamique d'évaluation des ETM de Posch et de Bries (2009), le modèle proposé suit la même démarche étant lui-même un modèle dynamique mais au lieu d'employer le critère "métaux lourds dans les sols", il utilise la probabilité des effets défavorables sur la santé humaine représenté par un index de risques. L'indicateur de risque est calculé en fonction de la méthodologie d'évaluation environnementale des risques (Environmental Risk Assessment) et au moyen d'un modèle multi exposition

considérant tous les chemins pertinents d'exposition des hommes aux métaux. L'outil est ensuite utilisé pour calculer un indicateur de risque d'un scénario réel et de déterminer d'autres paramètres tels que la dose maximale d'application du fumier à utiliser ou la durée maximale d'application pour s'assurer de maintenir le risque en dessous des limites critères d'exposition. L'outil, baptisé FARMERS (Fertilising by Application and Reuse of Manure Environmental Risk Software), est constitué d'une base de données, d'un modèle d'évaluation des risques multi-compartimental et multi-expositionnel pour calculer le risque d'accumulation des métaux lourds en provenance de la fertilisation à base de fumier de bovin. Ce modèle conceptuel est basé sur un module SIG pour visualiser les résultats (localisation des déjections animales dans la pâture) et trois modules imbriqués en cascade : (i) un modèle dynamique de distribution (besoin de paramètres sur fumier (concentration en métaux lourds et dose d'application en m³/ha/an), le sol (teneurs en ETM, MO, ph, CEC, capacité d'infiltration) et le climat (précipitation)), (ii) un modèle d'exposition multiple (données d'exposition : ingestion de lait et viande, exposition directe par ingestion de sol, peau, inhalation...) et (iii) un modèle de caractérisation des risques. L'utilisation de cet outil est possible pour d'autres Mafor, telles que les boues pour peu que les paramètres soient renseignés. La bonne paramétrisation de l'outil en fonction des scénarios modélisés est essentielle à l'obtention de résultats adéquats. Selon les auteurs, cet outil devrait être lié à des programmes de calcul des besoins des sols en macronutriments afin de fournir un guide plus complet et compréhensible de la réutilisation du fumier comme fertilisant dans les pâturages.

3.8.2. Les outils pour la gestion de l'épandage des Mafor et du devenir des éléments nutritifs post épandage

Certains outils d'aide à la décision sont spécifiques pour évaluer la gestion des épandages en général (Falloon *et al.*, 1999), ou plus précisément l'épandage de boues d'épuration (Horn, 2003 ; Passuello, 2012) ou de fumier (Demol, 1991 ; Karmakar, 2007 ; Karmakar, 2010 ; Ketterings, 2006 ; Webb, 2006; Williams, 2001).

Ainsi, Falloon *et al.* (1999) ont réalisé une revue des différents outils d'aide à la décision disponibles en 1999 pour l'application de fertilisants et la gestion du fumier les plus communément utilisés au Royaume Uni. Après être décrits, les capacités des outils sont détaillées au regard du livre de référence RB209 (recommandations de fertilisation du ministère de l'agriculture britannique). Les outils analysés étaient ceux disponibles en 1999, soit EMA, FERTIPLAN, MANNER, N-CYCLE, PrecisioN Plan, SUNDIAL-FRS et WELL-N. Parmi les modèles analysés, on distingue les modèles dynamiques qui utilisent des équations dérivées d'expérimentations pour prédire la transformation de l'azote dans le sol et qui simulent ces procédés dans le temps, permettant ainsi une réponse possible de ces modèles aux changements de conditions environnementales et les modèles statiques qui ne contiennent pas d'élément temporel mais utilise un simple bilan avec diverses modifications possibles pour les conditions pédoclimatiques locales. Les tableaux suivants (Tableau 3-8-1 à Tableau 3-8-5) font un bilan en termes de Mafor étudiées, systèmes de culture évalués et recommandations comptabilisées dans ces modèles, ainsi que leurs besoins en données.

Tableau 3-8-1. Fertilisants et effluents pris en compte dans les outils d'aide à la décision étudiés par Fallon *et al.* (1999)

Decision Support System	Inorganic	FYM					Slurries				Sewage sludge			
	N	Cattle	Pig	Poultry	Weeping wall cattle	Dairy	Pig	Mechanically separated cattle	Broiler /turkey	Strainer Box cattle	Liquid undigested	Liquid digested	Cake digested	Cake undigested
EMA	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
FERTIPLAN	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
MANNER	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
N-CYCLE	✓	✓												
PrecisioN Plan	✓	✓	✓	✓	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)	✓	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)
SUNDIAL-FRS	✓	✓	✓	✓	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)	✓	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)
WELL-N	✓													

(✓) = Does not differentiate between different type

Tableau 3-8-2. Cultures et systèmes pris en compte dans les outils d'aide à la décision étudiés par Fallon *et al.* (1999)

Decision Support System	Arable crops	Forage crops	Horticultural crops	Root crops	Grain legumes	Grasslands	Fruits and hops
EMA	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
FERTIPLAN	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
MANNER	✓			✓	✓		
N-CYCLE						✓	
PrecisioN Plan	✓			✓	✓		
SUNDIAL-FRS	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
WELL-N	✓		✓	✓	✓		

Tableau 3-8-3. Recommandations disponibles et facilité d'utilisation des outils d'aide à la décision étudiés par Fallon *et al.* (1999)

Decision Support System	Application timing	Split applications	Economic optimum	Plant required optimum	Tracer simulations	Cycling/pool investigations	Whole Farm	Single Field	Ease of use		
									Easy	Moderate	Hard
EMA	✓	✓		✓				✓	✓		
FERTIPLAN	✓	✓	(✓)	(✓)				✓	✓		
MANNER						✓		✓	✓		
N-CYCLE					✓			✓	✓		
PrecisioN Plan	✓	✓	✓					✓	✓		
SUNDIAL-FRS	✓	✓		✓	✓		✓	✓	✓		
WELL-N	✓	✓		✓				✓			✓

(✓) = Does not differentiate between different types

Tableau 3-8-4. Besoins en données au champ des outils d'aide à la décision étudiés par Fallon *et al.* (1999)

Decision Support System	Farm name	Location	Soil depth	Soil texture class	Soil nutrient data/analysis	Other soil information	Drainage	Period under grassland
EMA			E	E	D	Analysis desirable	D	D
FERTIPLAN	E	E	E	E	D	Analysis desirable		D
MANNER	E			E			D	
N-CYCLE				E			E	E
PrecisioN Plan	D	E	E	E	D	Analysis desirable		D
SUNDIAL-FRS	E	E	E	E	D	Atmospheric N desirable	E	E
WELL-N	D		D	E	D	Analysis desirable		D

E= Essential, D= Desirable

Tableau 3-8-5. Besoins en données sur les Mafor des outils d'aide à la décision étudiés par Fallon *et al.* (1999)

Decision Support System	Inorganic Fertilisers			Organic wastes		
	Type	Application date	Amount	Type	Application date	Amount
EMA						
FERTIPLAN	E	E	E	E	E	E
MANNER				E	E	E
N-CYCLE			E			
PrecisioN Plan	D		E	E	E	E
SUNDIAL-FRS	D	D	D	D	D	D
WELL-N	D	D	D			

E= Essential, D= Desirable

Selon les auteurs, aucun outil ne couvre complètement tous les types de cultures et toutes les formes de déchets organiques et de fertilisants inorganiques. Tous les outils ont besoin d'informations requises telles que des informations sur le site, la culture, le fumier/fertilisant et des informations sur les données météo locales. Des valeurs par défaut peuvent être données pour certains intrants pour les outils les plus avancés. Par contre, aucun outil ne prend en compte l'eau sale ou l'alimentation des animaux. Seuls 2 modèles sont dynamiques (SUNDIAL-FRS et WELL-N), les autres (EMA, FERTIPLAN, MANNER, N-CYCLE, PrecisioN Plan) ne sont que de simples bilans pour calculer les besoins des plantes et sont basés sur les recommandations de fertilisation elle-même

(RB209) et ne sont pas valables pour comptabiliser la variabilité d'une année sur l'autre. Ceci est une limite et les auteurs recommandent d'utiliser des modèles dynamiques, cependant limités par la disponibilité des données et leurs capacités. SUNDIAL-FRS est celui des deux qui est le plus complètement développé, fournissant des recommandations pour les cultures arables et horticoles mais pas pour les prairies, les cultures fruitières ou le houblon. MANNER est le modèle statique le plus approprié pour les recommandations d'épandage de fumier organique et FERTIPLAN le meilleur système pour les cultures fruitières et le houblon.

L'outil MANNER (MANure Nitrogen Evaluation Routine) a été développé par Chambers *et al.* (1999). Il s'agit d'un outil d'aide à la décision destiné à prédire la disponibilité de l'azote pour les plantes à la suite d'un épandage de fumier organique. L'outil, à la différence des outils identiques présents sur le marché de l'époque est conçu pour être facile d'utilisation et ne demande que des données facilement disponibles. C'est un outil informatique orienté utilisateur qui réunit ensemble les dernières informations (datant de 1997) sur les facteurs influençant la disponibilité de l'N et les pertes après épandage. Dans l'outil MANNER, tous les voies du cycle de l'N ne sont pas représentées. Certains phénomènes d'importance comme la dénitrification et l'immobilisation ne sont pas inclus faute de connaissances robustes sur le sujet à l'époque. Trois types de données d'entrées sont requises : (i) le type de fumier/analyse (type de fumier et dose d'application, MANNER assume que le fumier a été appliqué de manière régulière et précise et que les agriculteurs règlent leurs épandeurs pour avoir une bonne régularité d'épandage et une doses d'application connue, 17 types de fumiers ainsi que des boues sont intégrés dans l'outil), (ii) l'incorporation, (iii) le lessivage. Les données de sorties apportent des informations sur le devenir de l'azote du fumier en terme de lessivage (MANNER calcule la quantité d'N lessivée sur la base de l'N disponible restant après volatilisation et le contenu de l'humidité volumétrique du sol) et de volatilisation (MANNER estime la quantité d' NH_3 perdue selon l'équation de Michaelis-Menten en prenant en compte le temps entre l'application et l'enfouissement dans le sol assumant que l'incorporation diminue les pertes ammoniacales) et la valeur fertilisante pour la culture suivante (MANNER calcule le taux de minéralisation de l'azote du fumier équivalent de l'N disponible pour les plantes, taux dépendant du type de fumier et de la texture du sol). La validation du modèle MANNER a été réalisée en comparant les simulations avec des données expérimentales.

Pour les données obtenues avec du fumier porc/volailles sur céréales, les coefficients d'équivalent engrais des fumiers modélisés ont été comparés à ceux expérimentaux dérivés des courbes de réponses des cultures suite à un épandage de fumier au printemps. Les valeurs modélisées comptent pour 66% de la variance des résultats expérimentaux. Pour les données obtenues avec du fumier de volailles sur céréales, les valeurs des coefficients d'équivalence engrais modélisés représentent 79% de la variance pour application de fumier de volaille épandu en automne/début d'hiver et 71% de la variance pour un épandage au printemps. Pour les données obtenues avec du fumier de volailles sur betterave et pommes de terre, cela représente 60% de la variance.

Le modèle MANNER a été validé pour les cultures arables et a permis la validation de données sur la volatilisation de NH_3 et le lessivage de NO_3 . Il a été validé par de nombreuses expérimentations au champ, avec une bonne concordance entre les simulations prédites par le modèle et les résultats expérimentaux. Le modèle fournit par ailleurs, selon les auteurs, une bonne estimation de la valeur fertilisante de différents fumiers épandus sur différentes grandes cultures.

D'autres auteurs tels que Williams *et al.* (2001) et Smith *et al.* (2003) ont appliqué le modèle MANNER à des cas d'études. Williams *et al.* (2001) présentent les résultats de la première année de recherche d'un projet de 3 ans visant à démontrer comment le changement des pratiques d'épandage de fumier peut réduire la volatilisation de l' NH_3 et le lessivage des nitrates et augmenter la valeur fertilisante des fumiers sans compromettre le rendement et la qualité des cultures. Les auteurs ont mesuré des pertes de NH_3 et NO_3 de deux stratégies de pratiques intégrés (améliorée et standard). Ils ont utilisé le modèle MANNER pour évaluer la disponibilité de l'N du fumier pour les cultures et ainsi calculer les valeurs de substitution en N de l'engrais N minéral. Les résultats sur les pertes N présentées dans le papier ne sont pas reportés dans cette contribution. Toutefois, la comparaison entre les données mesurées et les prédictions de MANNER sur les pertes azotées indique une bonne relation (74%) entre les pertes d'ammoniac et d'N total mesurées et celles simulées par MANNER. Les mesures des pertes azotées et des rendements des cultures confirment que les prédictions de MANNER fournissent une estimation fiable de la fourniture d'N disponible pour les plantes suite à l'application de fumier. L'outil d'aide à la décision MANNER peut être utilisé pour fournir une estimation fiable de la valeur de substitution de l'N pour les fumiers suite à un épandage.

Smith *et al.* (2003) ont comparé des mesures de lessivage de nitrates et des simulations réalisées avec l'outil MANNER pour l'enfouissement de lisier de porc. Après expérimentation au champ, ils ont collecté des données sur l'azote lessivé suite à l'épandage de lisier de porc et réaliser (à titre de comparaison) des simulations avec MANNER

pour prédire le lessivage de l'azote suite au même type d'épandage. Selon les auteurs, MANNER est apte à prédire l'augmentation des pertes par lessivage de l'N du lisier suite à l'augmentation du drainage (pour l'ensemble des volumes de drainage). Les simulations de MANNER ont été réalisées avec des valeurs par défaut appropriées. Les itérations initiales du modèle suggèrent que le lessivage des nitrates se produirait plus rapidement et de manière plus importante que ce qui est observé dans les expérimentations. Ces facteurs peuvent être à l'origine de cette surestimation du lessivage des nitrates (sont cités entre parenthèse, les améliorations effectuées sur le modèle) : (i) la teneur en humidité volumétrique du sol (ajustement de la teneur en humidité dans MANNER), (ii) la nitrification de l'N ammoniacal (incorporation d'un délai de nitrification dans le modèle), (iii) les pertes NH₃ (calcul du N résiduel après volatilisation de l'NH₃ et avant calcul du lessivage). Ces trois ajustements ont permis de caler les valeurs simulées avec les valeurs observées. En conclusion, les résultats suggèrent que des restrictions d'épandage dans le temps plus rigoureuses mais plus longues semblent être nécessaires si l'on souhaite réduire fortement cette source de pollution des nitrates et que ces résultats ne sont toutefois pas représentatifs de lessivage de nitrates pour des sols structurés à forte texture avec tuyaux de drainage.

A notre connaissance, la revue de Fallon *et al.* (1999) est la seule revue ayant été réalisée sur le sujet et aucune revue récente prenant en compte d'autres outils n'a été réalisée depuis hormis celle de Karmakar *et al.* (2007). Les objectifs de la revue de Karmakar *et al.* (2007) étaient d'identifier les critères de gestion du fumier, réaliser la revue des outils disponibles et faire des suggestions de voies à suivre pour intégrer les différentes options de management du fumier et leurs composantes. Visant le premier objectif, les auteurs ont mis en évidence des critères utilisés pour la gestion du fumier : ces critères incluent la qualité de l'eau, l'épandage, la faisabilité économique (il s'agit là des critères des guides de recommandations de la région ouest de Washington).

Les systèmes de classification des technologies de gestion du fumier de porc incluent : la surface d'épandage, l'économie, les caractéristiques limitantes, le type de technologie utilisée, les produits obtenus en fin de vie. Lague *et al.* (2002), cité dans la revue, ont conduit une étude sur l'importance de 37 critères regroupés en 5 catégories (agronomiques, économiques, environnementales, sociales/santé et sécurité et techniques) dans une approche systémique pour la conception, l'évaluation et la sélection d'un système de gestion du fumier. Les auteurs concluent de cette étude que les critères environnementaux sont les plus importants, suivis par les critères sociétaux et sur la santé/ sécurité. Les mêmes auteurs (Lague *et al.* 2005) suggèrent que la conception du système de gestion du fumier doit intégrer comme critères : la maximisation du recyclage des nutriments, la protection des ressources naturelles, le contrôle des doses d'application du fumier, la minimisation des coûts du capital et des coûts opérationnels, aussi bien que les problèmes d'acceptation sociale et de santé et sécurité.

La réalisation de la revue des outils d'aide à la décision disponibles a montré qu'une évaluation précise de critères variés est nécessaire quand on évalue la performance globale d'un système de gestion du fumier en particulier. Un outil d'aide à la décision est un long questionnaire incluant des procédures pour résoudre un problème. Ceci peut être réalisé par des méthodes analytiques ou par des programmes informatiques interactifs. La liste des outils populaires et disponibles commercialement aux Etats-Unis sont listés dans le Tableau 3-8-6.

Parmi ces outils, existent des programmes informatiques qui permettent de réaliser des économies de temps et d'argent. Ils sont de deux types : ceux focalisés sur la gestion des nutriments et ceux focalisés sur la gestion globale du fumier à l'échelle de l'exploitation agricole.

La gestion des nutriments à travers l'épandage de fumier est au cœur de la plupart des outils développés. Ces programmes fournissent : (i) un support pour gérer la valeur nutritive des fumiers de porc, bovin lait et volailles pour estimer les doses d'application nécessaires à la culture pour se développer (AMANURE), (ii) un plan d'allocation du fumier à l'échelle de l'exploitation agricole entière basé sur l'optimum des doses d'application du fumier sur les sites acceptables d'un point de vue environnemental et les champs priorités en fonction des besoins des cultures (WISper), (iii) des recommandations sur des doses d'application de fumier basé sur le choix de l'élément limitant par l'utilisateur (N, P ou K) (VMNM), (iv) un outil pour aider les acteurs à développer des plans de gestion des nutriments pour les fermes utilisant du fumier (OMAFRA), (v) un système hybride dynamique utilisé pour simuler la production et l'utilisation du fumier d'élevage et prédire différentes alternatives de gestion en fonction des règles de décision choisies (MAGMA), (vi) un programme permettant de limiter les épandages de fumier en fonction du risque de pollution potentiel (EWEES), (vii) le développement du SIG pour gérer les épandages de fumier, (viii) des informations sur les principales pertes en nutriments pendant la production et le stockage du fumier qui impacte les teneurs finales en nutriments du fumier (MANMOD), (ix) des outils pour évaluer les procédés de compostage du fumier (Compost Wizard et cocomposter).

Tableau 3-8-6. Outils d'aide à la décision étudiés dans la revue de Karmakar *et al.* (2007)

Name/source	Type/framework	Animal	Criteria	Management goal
AMANURE, Purdue University	Spreadsheet	Livestock	Agronomic	Nutrient
WISPer, University of Wisconsin	Procedural/interactive software	Swine and dairy	Agronomic, environmental	Nutrient
DAFOSYM, Michigan State University	Simulation	Dairy	Economy, environmental	Whole farm
MCLONE4, University of Guelph	Expert system/interactive software	Swine, dairy and poultry	Cost, labor, agronomy, environment	Whole farm rating
MAGMA, France	Dynamic simulation	Swine, poultry	Environmental	Manure treatment and application
MANMOD, UK	Spread sheet	Dairy	Agronomy	Nutrient loss from practices
MMP, Purdue University	Interactive software	Swine and dairy	Agronomy, environmental	Nutrient
NMP for Minnesota, University of Minnesota	Interactive software	Livestock	Agronomy	Nutrient
EWEES, UK & Ireland	Expert system, data base/software	Livestock	Agronomy, environment	Nutrient
MNAN (OMAFRA), Ontario, Canada	Interactive software	Livestock and poultry	Agronomy, economy, environment	Nutrient
VMNM, University of Vermont	Spreadsheet	Swine and dairy	Agronomy	Nutrient
AEMIS, Utah State University	Online navigation system/information technology	Livestock and poultry	Environment	Information system
MARC, Saskatchewan and Manitoba Agriculture	Expert system, database	Livestock	Agronomy, economy, environment	Nutrient
Co-Composter, Cornell Waste Management Institute	Spreadsheet	Dairy	Agronomy, cost	Nutrient
Compost-Wizard, University of Georgia	Expert system	Livestock	Agronomy, cost	Nutrient

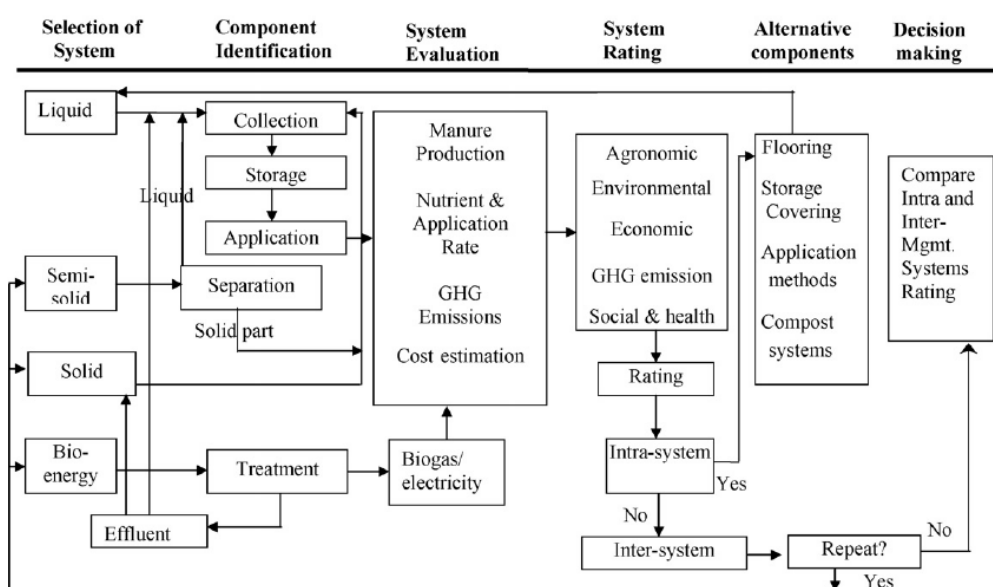
La plupart de ces programmes sont basés sur des procédures de calcul des doses typiques d'application du fumier qui prennent en compte les besoins des cultures, le contenu en éléments fertilisants du fumier et la disponibilité des éléments dans les sols. Certains programmes sont également capables d'optimiser la dose d'application du fumier en incorporant des critères sociaux, environnementaux et économiques dans l'analyse.

Les auteurs concluent de cette revue que l'utilisation de méthodes analytiques comme outil d'aide à la décision pose des problèmes pour les situations présentant des variables multiples associés à des critères de gestion multiples. Les outils informatisés sont principalement basés sur la gestion des nutriments, peu d'outils considèrent les options de gestion du fumier à l'échelle de l'exploitation agricole dans son ensemble. Aucun de ces modèles ne distingue systèmes conventionnels/non conventionnels (i.e. bio/non bio). Pour pouvoir contrôler et évaluer convenablement les options de gestion du fumier, les auteurs suggèrent que l'outil prenne en compte tous les sous-systèmes pertinents de la gestion du fumier (collecte, stockage, épandage) en considérant des critères définis par l'utilisateur (agronomiques, économiques, sociaux, santé et environnementaux).

Un bon outil se doit donc d'être interactif en termes de facteurs de pondération des critères de décision pour l'évaluation des systèmes et leur classement. Les critères environnementaux sont généralement les critères de première importance suivis par des critères agronomiques (gestion des nutriments).

Karmakar *et al.* (2010) ont par la suite proposé un outil d'aide à la décision intégré à destination des producteurs de porcs des prairies canadiennes ayant plusieurs options de gestion incluant la gestion de l'effluent liquide, solide ou semi-solide avec option de système de compostage, biogaz et production de bioénergie. Le papier ne présente que la partie « effluent liquide ». Les auteurs ont développé un programme appelé ISMM (Integrated Swine Manure Management) en considérant les relations sol plante eau et les conditions climatiques qui prévalent dans les provinces des prairies canadiennes. Les critères de décisions incluant des facteurs environnementaux, agronomiques, sociaux et sur la santé, les émissions de GES et économiques sont considérés pour la sélection, la conception et l'utilisation de la modélisation du modèle ISMM (Figure 3-8-2).

Figure 3-8-1. Modèle conceptuel ISMM développé par Karmakar *et al.* (2010)



Les données d'entrées du programme portent sur (i) le système de collecte, (ii) les équipements de stockage, (iii) l'épandage (avec 4 technologies possibles : application en surface, application en surface + incorporation, irrigation et enfouissement direct). Les sorties du programme permettent d'obtenir : (i) des spécifications sur la production et le stockage du fumier, (ii) l'épandage au champ et la balance des nutriments (calculé en fonction des nutriments disponibles dans le fumier, des pertes au cours du stockage, des pertes durant l'épandage et la disponibilité de l'azote une fois épandu (Tableau 3-8-7 et Tableau 3-8-8 ci-dessous), (iii) une analyse économique, (iv) les émissions de GES, (v) le classement des systèmes réalisé par l'utilisateur en fonction des critères qu'il considère comme importants.

Tableau 3-8-7. Disponibilité de l'azote du lisier liquide en fonction de la technique d'épandage utilisée par Karmakar *et al.* (2010)

Application method	1st Year	2nd Year	3rd Year
Broadcast	0.4	0.4	0.2
Broadcast and incorporation	0.7	0.2	0.1
Direct injection	0.8	0.15	0.05
Irrigation	0.3	0.5	0.2

Tableau 3-8-8. Disponibilité de l'azote du lisier liquide en fonction de la technique de stockage et de la technique d'épandage utilisées par Karmakar *et al.* (2010)

	1st Year	2nd Year	3rd Year
Uncovered			
Broadcast	0.249 ^a	0.249	0.125
Broadcast and incorporation	0.51	0.14	.07
Direct injection	0.59	0.11	0.04
Irrigation	0.17	0.28	0.11
Covered			
Broadcast	0.29	0.29	0.15
Broadcast and incorporation	0.60	0.17	0.09
Direct injection	0.70	0.14	0.045
Irrigation	0.20	0.34	0.14

^a $0.75 \times 0.4 \times 0.83$ (storage factor \times 1st year available factor \times nutrient loss factor during application).

L'outil a ensuite été appliqué à un cas concret. La dose d'application du fumier varie en fonction de la méthode de collecte, de la couverture ou non du lieu de stockage et de la méthode d'application. Le type de litière utilisé n'a pas d'effet sur les doses d'épandage recommandées. Dans ce cas d'étude, les doses d'épandage pour remplir 100% des besoins d'azote varient de 18 à 71 m³/ha. Parmi les 4 méthodes d'épandage, l'irrigation est celle qui requière les doses d'application maximales suivie respectivement par les méthodes d'épandage aérien, d'épandage aérien suivie d'une incorporation et enfin d'enfouissement direct. Selon les auteurs, la méthode d'application est un facteur déterminant dans le classement des systèmes de gestion du fumier. Les systèmes incluant l'injection directe d'effluent sont ceux ayant le classement le plus fort suivi par l'épandage aérien avec incorporation, l'irrigation et l'épandage aérien. Les auteurs soulignent également que les modèles utilisés fonctionnent bien et peuvent être utilisés par les producteurs et les décideurs. Par contre, les auteurs soulignent que les bénéfices obtenus pour le fumier comme substitut aux engrais minéraux ne sont pas pris en compte dans le calcul des coûts des systèmes de gestion des effluents alors que cela permettrait d'avoir une meilleure image pour le système de gestion des effluents.

Ketterings *et al.* (2006) ont décrit dans leur papier les caractéristiques de Cropware 2.0 et rendu compte d'une étude réalisée avec ce logiciel. Cropware 2.0 est un logiciel qui permet à l'utilisateur de réaliser des plans de gestion des nutriments des effluents/fumier et des fertilisants minéraux en accord avec les normes et directives locales (Etat de New York, USA) (NY phosphorus index et Nitrate leaching Index). L'objectif du programme est de faire une utilisation optimale des nutriments disponibles au sein de l'exploitation agricole et de compléter ces ressources en nutriments par des engrais minéraux seulement si les besoins des cultures le nécessitent. L'utilisation de l'outil se fait en sept étapes : (i) établissement d'une base des données de l'exploitation, (ii) détermination de la fourniture en fumier (basée sur la quantité de fumier produit si elle est connue ou le nombre de chargement de fumier et le poids moyen de chaque chargement (via la capacité de l'épandeur ou le cheptel) et de son contenu en éléments nutritifs, (iii) détermination des besoins des cultures (N, P, K et CaO), (iv) allocation du fumier et des fertilisants à la fourniture et à la demande de la balance des nutriments, (v) allocation temporelle des fertilisants et du fumier (période d'application printemps ou automne), (vi) évaluation du NY-PI et du NLI et ajustement des allocations (dose, temps, méthode d'application), (vii) établissement de rapports. L'objectif de l'allocation spatiale et temporelle du fumier dans le temps et sur les différentes parcelles est de combler de manière optimale les besoins des cultures parcelle par parcelle par l'allocation du fumier sur chacune d'entre elle et d'allouer l'intégralité du fumier sur l'ensemble des parcelles et gérer les risques de pertes par ruissellement du P ou lessivage du N. Des contraintes temporelles sont ajoutées afin de rendre le plan de fertilisation impossible à réaliser si il n'y a pas suffisamment de machines disponibles pour épandre tout le fumier entre la récolte du maïs et le semis, si la période suggérée entraîne un risque plus élevé de pertes des nutriments ou si la quantité de fumier requise par le plan n'est pas disponible quand le champ est accessible. Cet

outil est disponible gratuitement² et est principalement utilisé par les agents des agences gouvernementales, le secteur privé spécialisé dans les plans de fertilisation, les formateurs en vulgarisation agricole, les producteurs de fumiers, principalement les petites à moyennes exploitations laitières (moins de 300 animaux).

Dans leur papier, Webb *et al.* (2006) s'appliquent à valider le modèle MAVIS (Manure Ammonia Volatilisation and Incorporation System) développé pour prédire l'efficacité de l'incorporation de fumier par labour, disques, 'spring tine' sur l'abattement de l'ammoniac pour un ensemble de types de sol et de fumier. L'objectif de leur étude est d'obtenir des données croisées sur l'efficacité d'un ensemble de techniques d'incorporation (Tableau 3-8-9) dans la réduction des émissions de NH₃ (Tableau 3-8-10).

Tableau 3-8-9. Efficacité des techniques d'incorporation modélisées dans le modèle MARVIS (Webb *et al.*, 2006)

Tillage Implement	Efficiency	Reference
Plow	80%	UNECE, 1999
Disk harrow	60%	Mulder and Huijsmans, 1994
Disk harrow and press	60%	--
Straw incorporator	50%	--
Rigid tine	50%	Mulder and Huijsmans, 1994
Spring tine	50%	--
Rotavator	50%	--
Spader	50%	--

Tableau 3-8-10. Emissions d'NH₃ obtenus avec le modèle MARVIS en fonction des mafor épandues et des techniques d'épandage mobilisées (Webb *et al.*, 2006)

Manure Type	Surface		Plow			Disk			Tine		
	NH ₃ -N ^[a]	% TAN ^[b]	NH ₃ -N ^[a]	% TAN ^[b]	Red. ^[c]	NH ₃ -N ^[a]	% TAN ^[b]	Red. ^[c]	NH ₃ -N ^[a]	% TAN ^[b]	Red. ^[c]
Cattle	17.8	64	0.9	0	95%	11.0	37	38%	9.8	29	45%
Pig	63.1	68	3.2	4	95%	25.4	26	60%	26.2	26	58%
Layer	71.5	67	2.6	3	96%	22.3	21	69%	33.7	31	53%
Broiler	27.6	56	0.0	2	100%	5.6	13	80%	5.2	11	81%
Mean	45.0	64	1.7	2	97	16.1	24	64	18.8	24	58

[a] Average ammonia emissions expressed as kg ha⁻¹ NH₃-N (SE = 5.92).

[b] Average ammonia emissions expressed as % TAN applied (SE = 7.1).

[c] Percent reduction of surface emission.

MAVIS est un outil d'aide à la décision qui intègre un modèle de volatilisation de l'ammoniac post-épandage de fumier avec des modèles de rendement de chantier d'épandage contrôlant l'intervalle de temps entre l'application et l'incorporation. L'outil simule de manière dynamique l'épandage, l'incorporation et la volatilisation de NH₃ sur l'intégralité du champ en incluant notamment les spécificités des machines agricoles et la variabilité spatiale et géométrique des émissions à travers le champ. Le rendement de chantier des machines lors de l'épandage puis de l'incorporation est déterminé par la vitesse d'avancement du tracteur et la largeur de l'outil d'incorporation, limité par la puissance nécessaire pour tirer l'outil dans le sol. La durée d'épandage et le temps de rechargement des épandeurs sont également intégrés. L'incorporation ne peut ensuite avoir lieu que si le champ entier reçoit du fumier. Des expérimentations ont ensuite été conduites pour obtenir des données afin de valider le modèle. A la suite des mesures au champ, les résultats indiquent que les efficacités d'abattement utilisées dans le modèle MAVIS ne sous-estiment pas la supériorité relative du labour par rapport à des techniques de non retournement. Les auteurs montrent que les rendements de chantier basés sur les machines existantes ont des ordres de grandeur similaires quel que soit les techniques d'incorporation utilisées alors que Huijman and de Mol (1999 ; cité dans Webb *et al.*, 2006) ont montré avec leur modèle qu'un rendement de chantier plus rapide avec un outil d'incorporation à dent pouvait en principe plus réduire les émissions d'NH₃ qu'un rendement de chantier avec un labour pour peu que les ordres de grandeur soient différents. Dans la limite des rendements de chantiers habituellement disponibles au Royaume-Uni, l'incorporation par labour est toujours plus efficace que l'incorporation par d'autres méthodes. Les auteurs soulignent toutefois que ces résultats ont été produits sans tenir compte de la taille de la parcelle, de la capacité de l'épandeur, de la dose épandue alors que l'efficacité d'incorporation est affectée par la taille du champ. Par ailleurs, l'incorporation simultanée peut entraîner des

² <http://nmsp.cals.cornell.edu/software/cropware.html>, <http://farminfotech.com/cropware.htm>

émissions de NH₃ plus importantes que la réalisation des tâches de manière séparée dans la continuité l'une de l'autre. Les conclusions sont dépendantes des informations programmées dans le modèle sur la puissance d'incorporation nécessaire et les rendements de chantier des équipements.

3.8.3. L'analyse de rentabilité des pratiques d'épandage des Mafor, une approche complémentaire à l'évaluation des effets agronomiques de ces dernières

L'analyse de rentabilité appliquée à l'épandage des Mafor permet de choisir l'option la plus rentable économiquement afin d'atteindre un objectif agronomique. Plusieurs références traitent de la rentabilité de l'utilisation agricole d'une Mafor (relative à différentes façons d'épandre) calculée en fonction de son apport en N et P dans le sol. Ces références ne sont toutefois que peu nombreuses.

Ainsi, Pahl *et al.* (2001) ont mis en place une expérimentation de deux ans dans la région d'East Anglia de 1999 à 2000 pour déterminer le coût de l'injection du lisier de porc en parallèle de l'efficacité agronomique de cette injection sur des cultures implantées. Le lisier (provenant d'un élevage de 270 truies) était épandu sur différents sites de cultures de blé d'hiver. Le lisier était injecté en profondeur (50 à 70 mm) à la dose de 50 m³/ha dans les sols et un engrais minéral azoté était épandu au même moment (sur d'autres sols pour comparer les rendements). Les parcelles ayant reçu l'engrais minéral azoté ont montré un rendement plus élevé que les parcelles ayant été fertilisées par injection du lisier, bien que la différence ne soit pas statistiquement significative. L'épandage de lisier de porc n'a pas conduit à une augmentation du lessivage de nitrates et d'ammonium, comparé à l'utilisation agricole d'engrais minéraux. De même, il s'est avéré (selon la littérature référencée par Pahl *et al.*, 2001) rentable d'injecter le lisier en profondeur si le coût additionnel de l'incorporation après épandage par buse palette est considéré et si l'injection de lisier est d'un coût similaire aux autres techniques de réduction des émissions (Tableau 3-8-11).

Tableau 3-8-11. Données de la littérature sur les coûts additionnels en £/m³ des techniques d'application de lisier de porc comparées aux techniques d'épandage par buse palette (normalisées pour une application de 50 m³/ha) (d'après Pahl *et al.*, 2001)

Type d'application	Warner et al (1990)	Mc Gechan and Wu (1998)	Brewer (1999)	Nix (1999)
Injection profonde (150-200 mm)	1.36 (1.64)	1.13 (1.36)	-	-
Injection superficielle (50-70 mm)	0.32 (0.39)	0.52 (0.63)	0.97 (1.17)	-
Pendillards	0.18 (0.22)	-	0.55-0.97 (0.66-1.17)	-
Incorporation par labour	-	-	0.68	0.62-0.82 (0.75-0.99)
Surface d'épandage (hectares)	120	30	Général	Général

NB : Les valeurs entre () correspondent aux valeurs en euros sur la base du taux de conversion au mois d'avril 2014 où 1 € = 0.828318 £

Giasson *et al.* (2003) ont évalué la rentabilité de différentes façons d'épandre les effluents d'élevage tout en minimisant les risques de pertes en phosphore et maximisant la rentabilité de la ferme. La ferme sélectionnée pour l'étude est une ferme laitière dans le comté de Cortland (Etat de New York (Etats-Unis)), composée de 587 vaches laitières et 430 jeunes animaux (les types d'animaux ne sont pas spécifiés). Un nombre de 53 champs ont été sélectionnés pour l'étude, sur lesquels l'effluent est épandu. 26 champs sont des cultures de maïs et 27 sont des pâturages. La superficie des champs varie entre 1 à 15 ha (moyenne de 5,5 ha) et sont distants de 1 à 18 km (moyenne de 6 km). Les effluents (évalués à 19 044 m³ par an) sont épandus tous les jours du fait d'une absence de lieu de stockage sur la ferme. La planification de la gestion des nutriments a été basée sur la campagne agricole de 2001. L'indice de phosphore de New York (New York Phosphorus Index) a été choisi pour évaluer les pertes de P. Des techniques d'optimisation d'épandage ont été modélisées (Tableau 3-8-12) sur la base des travaux de Giasson *et al.* (2002), tout comme les paramètres économiques utilisés : coûts variable du stockage, de la manutention, du transport et de l'épandage (en accord avec la technologie utilisée) des effluents, ainsi que les coûts de fertilisation.

Tableau 3-8-12. Les différents scénarios d'épandage modélisés par Giasson *et al.* (2003) pour analyser la rentabilité de l'épandage des effluents

Scénarios	Méthode d'épandage	Stockage (en mois)	Optimisation	
			Spatiale	Temporelle
1	Surface	0	Non	Oui
2	Surface	0	Oui	Oui
3	Surface	3	Oui	Oui
4	Surface	6	Oui	Oui
5	Surface	8	Oui	Oui
6	Enfouissement	0	Non	Oui
7	Enfouissement	0	Oui	Oui
8	Enfouissement	3	Oui	Oui
9	Enfouissement	6	Oui	Oui
10	Enfouissement	8	Oui	Oui

Les auteurs ont ainsi démontrés que la meilleure option est d'améliorer la gestion spatio-temporelle des effluents c'est-à-dire installer un stockage d'une capacité de trois mois et éviter l'épandage des effluents aux périodes les plus à risques. L'incorporation est une pratique efficace pour réduire les pertes en phosphore mais n'est pas rentable comparée aux autres options. La meilleure option (scénario 3) permet ainsi de réduire l'index P de 64.2 à 36.1 pour un coût additionnel de 2% seulement. Le Tableau 3-8-13 et le Tableau 3-8-14 récapitulent les résultats obtenus.

Tableau 3-8-13. Index P des surfaces moyennes pour les 10 scénarios combinés aux capacités de stockage et aux méthodes d'application des effluents ($p < 0.05$).

Capacité de stockage (mois)	Calendrier et dose	Application en surface	Incorporation	Moyenne
		Index P		
0	Plan de fertilisation classique	64.2‡ (1)§	60.5 (6)	62.4a
0	Plan optimisé	44.8‡ (2)	44.4 (7)	44.6b
3	Plan optimisé	36.1 (3)	33.9 (8)	35.0c
6	Plan optimisé	33.9 (4)	30.2 (9)	32.1c
8	Plan optimisé	31.7 (5)	28.9 (10)	30.3c
Moyenne		42.1A	39.6A	

‡ Résultats issus de Giasson *et al.* (2002). § Le nombre entre () indique le nombre du scénario.

a, b, c sont les comparaisons entre les moyennes des différentes capacités de stockage et A entre les moyennes des scénarios application en surface/incorporation.

Tableau 3-8-14. Coût total de la gestion des effluents et de la fertilisation pour les 10 scénarios combinés aux capacités de stockage et aux méthodes d'application des effluents ($p < 0.05$).

Capacité de stockage (mois)	Calendrier et dose	Application en surface	Incorporation	Moyenne
		Coût en \$		
0	Plan de fertilisation classique	146 573‡ (1)	161 760 (6)§	155 289a
0	Plan optimisé	147 761‡ (2)	165 061 (7)	156 411a
3	Plan optimisé	148 821 (3)	168 000 (8)	158 410a
6	Plan optimisé	151 700 (4)	189 519 (9)	170 609a
8	Plan optimisé	154 910 (5)	194 947 (10)	174 929a
Moyenne		149 953B	175 857A	

‡ Résultats issus de Giasson *et al.* (2002). § Le nombre entre () indique le nombre du scénario.

a est la comparaison entre les moyennes des différentes capacités de stockage et A, B entre les moyennes des scénarios application en surface/incorporation.

Enfin, Osei *et al.* (2000) ont utilisé le modèle APEX (Agricultural Policy/Environmental eXtender) pour évaluer les impacts de pratiques alternatives dans des exploitations laitières dans le bassin versant de l'Upper North Bosque River (Texas, Etats-Unis). Ce modèle permet d'évaluer différentes stratégies de gestion des terres en prenant en compte les contraintes environnementales (réglementation), l'érosion, l'économie, la qualité de l'eau, le climat et les parasites³. L'utilisation de ce modèle permet de simuler les pertes de phosphore en fonction de différentes façons d'épandre le fumier et différents modes de gestion de composts de fumier. Neuf scénarios ont été modélisés. Les trois premiers scénarios prennent en compte différentes quantités de fumiers épandus. Le scénario 1 représente l'épandage réglementaire de fumier. Le scénario 2 envisage un épandage avec un fort taux de P. Le scénario 3 envisage au contraire un épandage avec un taux bas de P.

³ Pour plus d'information sur ce modèle, voir le site officiel <http://apex.tamu.edu/>

Comme l'indique le Tableau 3-8-15, dans le scénario 2, un niveau plus élevé de fumier est épandu par hectare que dans le scénario 3. De ce fait, dans le scénario 3, les agriculteurs doivent épandre sur une surface plus étendue que dans le scénario 2. Quant aux scénarios 4 à 9, ceux-ci correspondent à différentes façons de gérer les composts : le compost est soit produit par l'agriculteur sur son site, soit produit par une entité privée, soit produit dans un site de compostage à une distance de transport rentable pour l'agriculteur, soit 32 km de l'élevage (au-delà de cette distance, l'épandage est trop coûteux compte tenu des coûts de transport élevés). Le Tableau 3-8-16 fait état des différents scénarios.

Tableau 3-8-15. Les hectares nécessaires pour l'épandage de fumier pour les scénarios 1 à 3 (en ha)

Scénario	Fumier	Dont fraction liquide	Dont fraction solide
N (Scénario 1)	2 399	428	1 971
Taux élevé de P (Scénario 2)	10 344	1 403	8 941
Taux bas de P (Scénario 3)	16 025	2 146	13 879

Tableau 3-8-16. Modes de gestion des composts

Type de compost	Unité de compostage à 32km de l'élevage	Compostage par une entreprise privée	Compostage par l'agriculteur
N	Scénario 4	Scénario 5	Scénario 6
Taux élevé de P	Scénario 7	Scénario 8	Scénario 9

Les pertes de phosphore varient en fonction des scénarios. Comme l'indique le Tableau 3-8-17, selon les différentes quantités d'épandage de fumier (scénarios 2 et 3), les apports de P pourraient être divisés par deux avec le scénario 3 (taux élevé de P) comparé au scénario 2 (taux bas de P).

Tableau 3-8-17. Perte de phosphore en fonction des différents scénarios

Scénario	Pertes moyennes pondérées de P (kg/ha/an)			Pertes agrégées de P (par tonne et par an)		
	P organique	P soluble	P total	P organique	P soluble	P total
Scénario 1 (scénario de référence)	4,7	4,2	8,9	12,3	11,2	23,5
Scénario 2	1	0,8	1,8	11,5	8,7	20,2
Scénario 3	0,6	0,3	0,9	10,2	4,7	14,8
Scénarios 4 à 6	5,7	3,9	9,6	2,7	1,9	4,5
Scénarios 7 à 9	1,4	0,7	2,1	2,2	1,1	3,3

Les résultats économiques montrent que le scénario avec le taux bas de P serait le plus dispendieux pour les agriculteurs. Le Tableau 3-8-18 met en avant le ratio coût-efficacité. Une valeur basse signifie qu'une réduction d'une unité de P ne coûte pas beaucoup. Au contraire, une valeur élevée que la réduction unitaire est dispendieuse. Le scénario le plus intéressant (avec le ratio le plus bas) est le scénario 3 (taux bas de P).

Tableau 3-8-18. Unité de coût des réductions en phosphore par rapport au scénario de référence (en \$/kg de P)

Scénario	P organique	P soluble	P total
Scénario 2	2 597	642	514
Scénario 3	931	220	178
Scénario 4	466	334	220
Scénario 5	633	329	216
Scénario 6	651	338	222
Scénario 7	683	340	227
Scénario 8	673	335	224
Scénario 9	690	343	229

3.8.4. Conclusion

L'ensemble des outils d'aide à la décision développés pour la gestion de la fertilisation avec des Mafor et les risques liés à l'utilisation de Mafor ont été construits pour modéliser des systèmes complexes et faciliter la prise de décision en lien avec (i) la quantité de fumier et les teneurs en éléments nutritifs (N et P) qui sont fonction de l'alimentation prodiguée aux animaux d'élevage et peuvent être déterminés à partir d'un modèle de simulation destiné à prédire la teneur en N et P des Mafor d'origine animale à partir de l'alimentation des animaux qui les excrètent, (ii) la

volatilisation d'ammoniac du fumier qui est plus importante lors du stockage et après épandage dans les systèmes d'exploitation à bâtiments confinés comparée aux émissions des animaux pâturants dans des systèmes basés sur la pâture, (iii) l'évaluation des impacts des pratiques d'élevages en intégrant la gestion du fumier mais sans évaluer directement les impacts des changements de pratiques dans la gestion des Mafor, (iv) l'évaluation des risques liés à l'utilisation de Mafor dans la prévention des risques de transmission de maladies après épandage.

On note une évolution notable dans les outils d'aide à la décision utilisés pour la gestion de l'épandage des Mafor et du devenir des éléments nutritifs post épandage de ces dernières. La grande majorité des outils développés l'ont été pour les effluents d'élevage mais quelques rares publications font état de modèles développés pour l'épandage des boues d'épuration. Initialement centrés sur les modèles statiques ne contenant pas d'éléments temporels mais utilisant un simple bilan azoté avec des modifications possibles pour adapter le modèle aux conditions pédoclimatiques locales, les modèles ont évolué vers des modèles dynamiques qui utilisent des équations pour prédire la transformation de l'azote dans le sol et simulent ces procédés dans le temps, permettant ainsi une réponse possible de ces modèles aux changements de conditions environnementales.

Ces modèles ont également évolué pour laisser la place à deux autres types de modèles : les **modèles analytiques**, complexes à mettre en œuvre, consommateurs de temps et ne permettant pas une évaluation rapide des options de gestion des mafor et les **systèmes d'information** majoritairement focalisés sur la gestion des éléments fertilisants (dont l'évaluation de la valeurs nutritives N, P et K des fumiers, la mise en place de plan d'épandage optimal ou d'utilisation de doses d'application optimales) et plus rarement sur la gestion du fumier à l'échelle de l'exploitation agricole. Certains systèmes d'information intègrent des **outils de spatialisation** (type SIG) permettant de spatialiser le potentiel des sols à recevoir des Mafor (notamment des boues d'épuration) en fonction de critères environnementaux ou ont été développés pour intégrer les besoins optimaux et coûts en logistique sur l'ensemble de la chaîne depuis la production de l'effluent jusqu'à son traitement ou épandage en fonction des options disponibles à un niveau régional et ainsi avoir une meilleure visibilité des problèmes logistiques dans la gestion des effluents d'élevage.

Toutefois, ces outils ne permettent pas de distinguer les différents modes de production (AB/conventionnels) et devraient prendre en compte tous les systèmes de gestion des Mafor depuis la collecte, le stockage jusqu'à l'épandage car les technologies associées à chacun de ces sous-systèmes (mode de collecte, stockage aéré ou fermé, technologie d'épandage utilisée) ont une forte influence sur le classement des systèmes de gestion de la Mafor et les émissions azotées générées (principalement le NH_3).

Par ailleurs, malgré leur intérêt, les analyses de rentabilité ne rendent pas complètement compte des externalités négatives (pollutions environnementales) liées à l'épandage des Mafor en termes de pollution des sols, des eaux et des airs (nuisances olfactives...). Elles sont focalisées sur les qualités agronomiques des Mafor sans apporter une vision holistique des risques de contamination potentiels des sols et des aliments. Aussi, le champ de ces recherches est limité car cantonné essentiellement aux coûts de gestion (production, transport et épandage) ainsi qu'à leurs impacts sur les rendements des cultures.

Les outils d'aide à la décision dédiés à l'épandage des Mafor sont peu nombreux et principalement destinés à la modélisation du retour au sol des effluents d'élevage avec une visée agronomique et une limitation des pertes azotées. Les autres Mafor, hormis les boues d'épuration, ne font pas l'objet d'outils dédiés. Lorsque les outils d'aide à la décision s'adressent aux décideurs politiques en vue de la mise en place de stratégies de filières de gestion des déchets (déchets ménagers ou boues d'épuration), le système étudié reste quasiment toujours incomplet puisque le retour au sol des Mafor produites n'est que rarement pris en compte.

Il ressort toutefois de la littérature qu'une évaluation précise des critères est nécessaire pour évaluer la performance globale du système et que ces critères doivent être réfléchis et intégrés dès le départ dans la conception des outils d'aide à la décision. Parmi les critères importants à prendre en compte, on peut noter les critères agronomiques (tels que la maximisation du recyclage des nutriments, le contrôle des doses d'application du fumier...), économiques (tels que la minimisation des coûts du capital et des coûts opérationnels...), sociaux (tels que l'acceptabilité sociale...), sur la santé et environnementaux (tels que la protection des ressources naturelles...).

Conclusion du chapitre 3

Quelques résultats communs liés à la qualité de la MO des Mafor

La majorité des effets dont il est question ici (minéralisation du N - section 3.1.1, capacité à entretenir les stocks de matière organique dans les sols ou valeur amendante - section 3.2, effet sur les propriétés physiques – section 3.3 et sur les organismes du sol – section 3.5) sont en grande partie liés à la teneur en matière organique (MO) des Mafor, à ses caractéristiques chimiques et biochimiques. Les procédés de traitement qui modifient les caractéristiques de cette MO avant épandage sont donc également des éléments importants à prendre en compte pour mieux comprendre les effets. Par exemple, le compostage stabilise la MO, ce qui a pour conséquence de diminuer la disponibilité du N à court terme mais à l'inverse d'augmenter la valeur amendante des Mafor.

L'intensité et la durée de la croissance et de l'activité des organismes du sol à la suite d'un apport de Mafor vont dépendre des caractéristiques des Mafor et plus spécifiquement de la biodégradabilité du carbone organique. La stimulation de ces activités biologiques a des conséquences sur certaines propriétés physiques du sol à court terme comme l'augmentation de la stabilité structurale issue de processus physiques avec le rôle des hyphes fongiques dans l'agrégation et chimiques avec la synthèse de polysaccharides microbiens, glomaline fongique...), sur la libération de nutriments comme l'azote par minéralisation. Cette stimulation de l'activité biologique du sol entraîne des effets biologiques telle que la suppressivité des sols (capacité du sol à atténuer voir supprimer des maladies des plantes liées à des pathogènes telluriques). Quand la MO apportée par les Mafor est plus stable et donc moins biodégradable, elle est minéralisée plus lentement par les micro-organismes et va contribuer à l'augmentation des stocks de C dans les sols. Cette augmentation des stocks de MO dans les sols conduit progressivement à long terme à une augmentation de la disponibilité du N pour les plantes liée à la minéralisation du stock augmenté de MO, à l'augmentation de la rétention en eau, à l'amélioration de la stabilité structurale à long terme par exemple.

Par ailleurs, tous ces effets sont modulés par les pratiques d'apport, en particulier la dose et la fréquence d'apport (ce qui ne veut pas dire que l'effet est proportionnel à la dose ou à la fréquence d'apport), et sont fonction de la période de mesure par rapport à la date d'apport, les effets évoluant au cours du temps. On note un déficit d'informations sur les effets à long terme qui nécessitent des expérimentations longues et donc une pérennisation des dispositifs. Pour pallier ce problème, certains processus sont étudiés en augmentant les doses d'apport sur des expérimentations plus courtes, mais ces résultats sont biaisés par rapport aux effets réels observés après apport répétés et à long terme.

L'analyse de la littérature montre peu d'études spécifiques aux Mafor qui évaluent les interactions entre effets des apports de Mafor et les types de sol amendés ayant des caractéristiques variées. Pour l'évolution du carbone ou de l'azote, les études cherchant à identifier les effets liés au sol ont plutôt pour objets les résidus de culture (processus de décomposition) et les engrais de synthèse (volatilisation) : il semble que l'effet du sol sur les facteurs de la décomposition puisse être extrapolé. Il en est de même pour l'impact du type de sol sur les activités microbiennes. En revanche, dans le cas de la volatilisation, l'extrapolation n'est pas directe, mais il est possible d'évaluer les effets en comparaison aux effets sur les engrais de synthèse. Cela semble plus compliqué pour la modification de certaines propriétés physiques des sols induites par les Mafor pour lesquelles il n'y a pas de référence possible à une autre pratique (pas de référence sur les résidus de culture par exemple).

Valeur fertilisante azotée (valeur N)

La disponibilité de l'azote (N) des Mafor à court terme dépend des formes de l'azote qu'elles contiennent et de leur proportion relative : d'une part l'azote minéral est immédiatement disponible pour les cultures mais peut être perdu facilement et rapidement par volatilisation, et d'autre part la proportion d'azote organique qui va être minéralisé à court terme. La part d'azote organique et minéral varie énormément d'un type de Mafor à l'autre, voire au sein d'un même type de Mafor (cf. section 2.1). Les Mafor peuvent également induire un phénomène de réorganisation de l'azote minéral et donc une diminution de l'azote disponible pour les plantes si elles contiennent beaucoup de C labile relativement à leur teneur en N (C/N élevé, supérieur au seuil de 8-15). Par ailleurs des

quantités significatives d'azote minéral peuvent être perdues par lixiviation suite à l'apport de Mafor pour diverses raisons : période inadéquate d'apport en absence de culture et en période de drainage par exemple pour une Mafor riche en N minéral, forte minéralisation à une période où les besoins des plantes sont faibles. Il est possible de donner une amplitude de variation de la valeur azotée « potentielle¹ » pour des grands types de Mafor (fumier, compost, lisier...), cette amplitude pouvant être élevée. Cependant, il est assez difficile de prédire la valeur azotée d'une Mafor précise dans des conditions données, ce qui nuit à l'utilisation optimale des Mafor sur le terrain (apport supplémentaire d'engrais minéraux par crainte d'une minéralisation trop lente, lixiviation du N minéral en raison de période d'apport inadéquate par rapport aux besoins des plantes...). La valeur fertilisante à court terme est exprimée sur le terrain par un coefficient d'équivalence engrais (de synthèse) issu d'expérimentations au champ qui peut varier de <10% (compost très stabilisé par exemple) à 100% (lisier par exemple) en fonction des Mafor et des conditions d'apport.

A plus long terme, les processus sont plus complexes, du fait des interactions avec la MO du sol, à laquelle les Mafor s'incorporent progressivement. Lors d'apports réguliers de Mafor, on peut distinguer la fourniture directe en azote liée à la minéralisation à court terme du dernier apport de Mafor, et des effets indirects liés à l'augmentation de MO du sol suite aux apports répétés de Mafor. Le recours à la modélisation basée sur la description de la composition des Mafor permet de dissocier ces deux sources de N disponibles pour les plantes. Pour les Mafor plus facilement minéralisables la part directe est plus importante, pour les Mafor dont la MO est plus stabilisée, c'est la part indirecte qui devient prépondérante, les flux totaux pouvant être du même ordre de grandeur.

Un accent spécifique est mis sur la volatilisation, processus physico-chimique (et non biologique), qui peut aboutir à des pertes très importantes, pouvant représenter jusqu'à 100% du N-NH₄ (azote ammoniacal) apporté par la Mafor. On peut hiérarchiser les paramètres des Mafor dont dépend l'importance de la volatilisation : (i) mode et période d'apport : la volatilisation sera plus importante en cas d'apport en sol nu que sur culture, ou en cas d'apport en surface par rapport à l'injection dans le sol, (ii) le potentiel de volatilisation augmente avec la quantité de N sous forme minérale ammoniacale, (iii) les autres propriétés physico-chimiques des Mafor comme la teneur en eau et la viscosité qui conditionnent l'infiltration qui elle limite la volatilisation, le pH (la volatilisation augmente avec le pH des Mafor), et (iv) le climat (une température élevée et le vent favorise la volatilisation, la pluie la ralentit) et le type de sol : un sol filtrant ralentit la volatilisation, un pH basique favorise la volatilisation. Il existe donc des moyens de limiter/réduire, voire annuler ces pertes : enfouissements rapides, mode d'apport par injection et choix de conditions climatiques (froid, pas de vent). La Mafor et les pratiques culturales associées à sa valorisation conditionnent donc les possibilités de maîtrise des émissions (ex. peu de possibilité d'enfouissement sur une culture en place).

Enfin, l'expression de la valeur fertilisante potentielle est également conditionnée par la succession de cultures, l'itinéraire technique et la période d'apport : en effet, la forme utile aux plantes est aussi celle qui risque de poser des problèmes environnementaux via la lixiviation. On note aussi que certaines pratiques peuvent favoriser des transferts de pollution : limiter la volatilisation de l'ammoniac peut conduire à augmenter la lixiviation si les apports sont réalisés en contextes propices à la lixiviation. De même, les émissions de N₂O suite à un enfouissement de Mafor pour limiter la volatilisation n'affectent pas forcément la valeur fertilisante des Mafor car les quantités concernées sont relativement faibles (de l'ordre du kg N /an/ha – voir section 4.7) alors que la volatilisation d'ammoniac et la lixiviation impliquent des quantités de l'ordre de quelques kg N /an/ha à quelques dizaines de kg N /an/ha), mais leur impact environnemental est global et très fort (pouvoir de réchauffement ~300 fois plus élevé que le CO₂ à 100 ans)

En conséquence, il est difficile de prévoir *a priori* la « valeur de remplacement azotée du Mafor », c'est-à-dire la quantité d'engrais azoté de synthèse requise pour réaliser des rendements équivalents à ceux obtenus en utilisant l'azote des Mafor.

Valeur fertilisante phosphatée (valeur P)

La teneur en P des Mafor varie largement suivant leur nature avec des ordres de grandeur compris entre plus de 100 mg P par kgMS dans les produits de recyclage extraits d'effluents d'élevage et agroalimentaire (proche des engrais minéraux) à quelques mg P par kgMS dans certains composts. Le P est majoritairement sous forme

¹ « Potentielle » est entendu ici dans des conditions qui favorisent les biotransformations de l'azote et limitent les pertes d'azote, ce qui revient à prendre en compte l'N minéral de la MAFOR et la minéralisation ou l'immobilisation, mais pas la volatilisation ni la lixiviation.

minérale dans les Mafor organiques avec en moyenne de l'ordre de 30% de P organique. Contrairement aux engrais minéraux, les Mafor organiques apportent également avec le P des quantités de C et de N extrêmement variables selon leur stœchiométrie. La conséquence est que le raisonnement de l'apport des Mafor peut conduire à une accumulation de P dans les sols lorsqu'il est basé sur N ou sur C, avec un risque d'être transféré vers les eaux de surface à plus ou moins long terme.

Les références sur la valeur P des Mafor ont été généralement acquises par des études en pots de culture, effectuées en conditions standardisées, et rarement dans des essais au champ. Pour une Mafor donnée, cette valeur P dépend de conditions opératoires comme le choix du sol, de la dose d'apport, des conditions de culture, et des indicateurs utilisés (variation de biomasse produite et/ou de P prélevé). L'utilisation du traçage isotopique permet d'analyser de manière approfondie le transfert sol-plante de P en distinguant précisément l'effet direct du P apporté sur la nutrition phosphatée, de l'effet indirect de l'apport de Mafor sur le P prélevé uniquement du sol. Ce prélèvement est le résultat de plusieurs interactions possibles, soit positives, soit négatives, sur les dynamiques d'enracinement de la plante et de croissance de la biomasse microbienne ainsi que les propriétés physico-chimiques du sol avec des conséquences diverses sur la valeur P du Mafor.

La disponibilité pour les plantes du P des Mafor inorganiques de type struvite est équivalente à celle de l'engrais minéral de référence. Les cendres ont une valeur P faible (de l'ordre de quelques pourcents) dans des sols calcaires, qui augmente avec l'acidité du sol, principal déterminant physico-chimique de la dissolution des phosphates insolubles.

Pour les Mafor organiques (qui ne contiennent pas de phosphates de calcium précipités), les caractéristiques du sol ne sont généralement pas une source de variabilité de la valeur P. Par exemple, l'analyse de la littérature indique que le P de boues biologiques équivaut à celui du P des engrais soluble dans l'eau (comme le triple superphosphate) quel que soit le sol utilisé dans les biotests. Par contre, certaines Mafor organiques ont une valeur P légèrement plus faible. Celles, en particulier, qui ont une teneur élevée en carbone, moindre en N (rapport C/N élevé) et aussi une teneur faible en P. Cette baisse faible mais significative de la valeur P est expliquée par une augmentation rapide et intense de la biomasse microbienne du sol dues à des conditions optimales de température et d'humidité du sol en présence de C facilement consommables en grandes quantités. Ces conditions favorisent une immobilisation nette de N et de P du sol et de la Mafor apportée, qui peut affecter les stades jeunes de la croissance et du développement de plante-tests dans le sol traité. Cette compétition entre la plante-test et la biomasse du sol pour l'absorption de N et de P en présence de Mafor explique la légère réduction de sa valeur P. Dans les conditions du champ, ces effets seraient probablement furtifs et n'impacteraient pas la valeur P du Mafor.

Sauf cas particulier (par exemple les cendres), la disponibilité élevée du P des Mafor pour les plantes fait que ces produits sont substituables aux P des engrais minéraux les plus efficaces. A l'échelle de la France, si la totalité du P des Mafor était recyclée de manière raisonnée cela couvrirait quasiment les exportations de P par la production agricole.

Valeur amendante

Des apports réguliers de Mafor organiques augmentent la teneur en carbone organique (CO) des sols : on parle de stockage de C dans les sols. Des résultats d'essais de longue durée (17 ans en moyenne) permettent de calculer des efficacités moyennes des différents types de Mafor à augmenter ces stocks de CO des sols. Elles sont de 0.61 ± 0.41 t C sol/t C apportée pour les composts; 0.25 ± 0.22 t C sol/t C apportée pour les Fumiers ; 0.31 ± 0.30 t C sol/t C apportée pour les boues ; 0.10 ± 0.13 t C sol/t C apportée pour les lisiers. Cette efficacité augmente avec les Mafor dont la MO a été stabilisée lors du traitement avant apport au sol comme lors du compostage ou de la digestion anaérobie. Ces augmentations de teneurs en CO des sols contribuent aux améliorations des propriétés des sols mentionnées précédemment telles que les propriétés de rétention en eau et la stabilité de la structure. Elles augmentent également la disponibilité à moyen/long terme de l'azote pour les plantes liée à l'augmentation du stock de N organique dans les sols et dont une proportion se minéralise chaque année.

Cependant, on ne pourra évoquer un effet bénéfique sur les changements climatiques via la séquestration du C qui pourrait compenser le surplus d'émission de GES lié aux activités anthropiques que si ces augmentations de stocks de C dans les sols après apport répété de Mafor ne sont pas compensées par des émissions plus

importantes de GES tels que le N₂O. A notre connaissance aucune étude simultanée du stockage de C et des émissions de GES n'est disponible permettant de conclure (voir section 4.7).

Des indicateurs ont été développés permettant de prédire l'efficacité des Mafor à augmenter les teneurs en MO des sols. Ils ont été utilisés pour paramétrer des modèles de dynamiques de la MO dans les sols et permettent de prédire l'effet de pratiques d'apport sur l'évolution des teneurs en MO dans le sol.

La nature pluri-élémentaire des Mafor complique la gestion des apports

La plupart des Mafor apportent à la fois de la MO et des éléments fertilisants. La nature pluri-élémentaire de ces Mafor est à prendre en compte dans le raisonnement des apports pour ne pas entraîner des excès d'éléments fertilisants si les apports sont calculés en vue d'augmenter les stocks de MO dans les sols, ou d'excès de P si les apports sont raisonnés par rapport à leurs apports en N. La réglementation actuelle n'est basée que sur les flux de N apportés (et bien sur les éléments contaminants) mais cela devrait évoluer prochainement pour intégrer des critères sur les flux de P apporté via les épandages de Mafor.

Effet sur les propriétés physiques et chimiques des sols

Le plus souvent les apports de Mafor améliorent les propriétés étudiées : augmentation de la stabilité structurale, CEC, porosité, conductivité hydraulique, disponibilité en eau. A l'exception de la stabilité structurale, ces améliorations, souvent étudiées sur le moyen terme, sont significatives aux fortes doses d'apport. Du fait des différences de nature de la MO qui les composent et de processus induit par leur apport dans le sol, toutes les Mafor n'ont pas la même efficacité vis-à-vis des propriétés étudiées : par exemple, certaines ont un effet sur la capacité de rétention en eau du sol du fait des molécules hydrophobes qu'elles génèrent dans le sol, d'autres sur la stabilité structurale sur le court terme du fait de la leur biodégradabilité, d'autres encore sur la densité apparente du fait de la dilution provoquée dans le sol par la MO stable qui les compose. Ces effets peuvent être modulés par le type de sol.

Dans certaines conditions, on observe un effet dépressif lié à l'augmentation de la salinité du sol surtout pour les Mafor liquides et chargées en sels, lié aussi à la destructuration du sol, lorsque les Mafor sont riches en cations monovalents mais aussi parfois pour des apports massifs de composts sur le long terme.

Effets sur le C organique dissous

Au préalable il faut noter que la définition technique de la matière organique dissoute (MOD) varie au sein de la communauté scientifique concernée. En effet, les auteurs ne travaillent pas tous avec la même notion (MOD ou MOEE (MO extractible à l'eau²)), ni sur le même seuil de filtration et les paramètres des méthodes d'extraction de la MOEE varie fortement d'une étude à l'autre, ce qui peut gêner la comparaison des résultats. Les quantités de MOD sont relativement faibles comparativement à la MO globale présente dans les sols, mais leur impact potentiel sur l'environnement peut être important car les MOD sont un vecteur de contaminants métalliques et/ou organiques.

La majorité des références concernent les effluents d'élevage.

Les épandages de Mafor augmentent la MOD des sols mais beaucoup moins que ce que pourraient générer les Mafor : il y a adsorption/dégradation de cette MOD après apport. Dans près de 70% des références étudiées, l'apport de Mafor au sol augmente les teneurs en MOD ou MOEE quel que soit le type de Mafor. Ceci pourrait s'expliquer par l'apport de MOD par les Mafor mais aussi par la stimulation de l'activité bactérienne des sols par l'apport de Mafor. L'augmentation de MOD dans les sols est liée à la dose de Mafor épandue, elle a surtout lieu dans les horizons superficiels des sols (0-20 cm) et reste assez transitoire (quelques jours à quelques semaines après apport).

La composition chimique de la MOD/MOEE des sols change progressivement après l'apport de Mafor. Cependant, on constate un manque de connaissances sur la composition chimique des MOD après apport des Mafor au sol, différents travaux ont pourtant démontré l'impact de la composition de la MOD sur les interactions entre MOD et éléments traces métalliques ou contaminants organiques.

² MOEE : MO extraite par agitation de sol avec une solution aqueuse.

Effet sur les organismes du sol et leurs activités

La littérature sur ce sujet concerne surtout les Mafor organiques et beaucoup moins les Mafor inorganiques. De façon générale, on rapporte un effet plutôt stimulant des apports de Mafor sur les organismes du sol et leurs activités.

L'abondance et l'activité des microorganismes dans le sol (que ce soit la respiration ou les activités enzymatiques) sont stimulées à court terme par l'apport de Mafor facilement biodégradable. L'effet est moins intense et plus durable si la Mafor est caractérisée par une MO plus stable et plus résistante à la biodégradation (ex. compost). L'effet à long terme est lié à des apports répétés et plus spécifiquement à l'augmentation de la quantité et de la qualité de la MO du sol. L'effet sur la diversité des organismes du sol est beaucoup plus variable.

On répertorie quelques effets toxiques des Mafor, liés à la présence en contaminants très élevés (supérieures aux limites réglementaires).

Enfin, l'effet sur la faune est moins documenté. Les Mafor induisent une augmentation variable de la faune et modifient les équilibres entre groupes fonctionnels et le fonctionnement de la chaîne trophique.

Effet sur la santé des plantes

Sur ce sujet, de nombreux articles concernent les composts, les digestats, les boues de STEP et les effluents d'élevage étant très peu étudiés de ce point de vue. Par ailleurs, ce sont les maladies fongiques et les nématodes qui sont essentiellement étudiées.

En cas de procédé de traitement bien contrôlé comme par exemple la montée en température au-delà de 60°C et le maintien de conditions aérobies lors du compostage, les Mafor ne représentent pas de danger pour les cultures, les agents pathogènes, les adventices et les substances phytotoxiques ayant été inactivées. Bien au contraire, les Mafor peuvent avoir un effet suppressif sur les maladies, et donc un effet positif sur la santé des plantes. Cet effet positif est entre autres décrit pour tous les types de composts.

Les principaux mécanismes impliqués dans ces effets suppressifs sont la stimulation de la microflore du sol, l'apport de microflore antagoniste des pathogènes (par ex : champignons antagonistes pour les nématodes) ou dans certains cas l'apport de substances à effet toxiques pour les agents pathogènes. La gestion de la qualité des Mafor peut fortement influencer l'effet suppressif des Mafor. Si la composition de départ des composts et le degré de maturation jouent un rôle dans le pouvoir suppressif des composts, il est moindre en comparaison de la gestion du processus de maturation. En effet, des situations anaérobies pendant cette période peut d'une part influencer négativement la microflore bénéfique des composts et d'autre part provoquer le développement de molécules chimiques phytotoxiques. L'apport de Mafor peut également avoir un effet indirect en améliorant les conditions de croissance des cultures (amélioration de la structure du sol, apport d'oligoéléments, ...), ou en modifiant le pH du sol, influençant ainsi le pouvoir le développement de certains pathogènes.

On ne peut conclure que, si un concept d'assurance qualité des Mafor est respecté, leur influence sur la santé des plantes est bénéfique. Ce concept ne doit toutefois pas concerner uniquement la production du Mafor, mais aussi son stockage et sa stratégie d'application.

Effet sur la production des parcelles agricoles

En général, on note un effet positif sur le rendement, lié aux effets précédemment cités plus ou moins synergiques, mais comme d'autres effets, le rendement est très dépendant du type de Mafor et de la dose apportée. La plupart des articles traitant de la fertilisation mentionnent la production, mais on trouve peu de références dédiées au rendement en fonction des Mafor, sauf en conditions « particulières » (pas en grandes cultures, mais en pépinières, en conditions climatiques particulières...).

Les exemples étudiés de liens entre Mafor et qualité des récoltes montrent que pour la betterave sucrière, la présence d'azote minéral en excès diminue la teneur en sucre et la qualité de la récolte, ce qui signifie que les Mafor riches en N doivent être utilisées avec parcimonie sur betterave. A contrario, les qualités boulangères du blé augmentent avec l'absorption d'azote (augmentation de la teneur en protéines, en gluten) ce qui signifie que les Mafor riches en N favorisent la qualité du blé destiné à la boulangerie. On notera pour le blé notamment que

l'apport de Mafor peut induire des rendements similaires à l'apport d'engrais NPK par exemple, alors que l'absorption d'azote sera moins importante pour les Mafor.

Efficacité agronomique des grands types de Mafor

Le Tableau 2 fait le bilan, par Mafor, de l'ensemble des effets explicatifs de la valeur agronomique des Mafor, et des effets environnementaux directement associés.

Ce tableau intègre plusieurs dimensions :

- L'intensité de l'effet après un apport, en relatif au sein d'une colonne : de "+++" pour la disponibilité des éléments ou l'effet le plus intense, à "-" pour un effet qui peut être négatif (effet des lisiers sur les propriétés chimiques des sols, par exemple) ;
- La notion d'effet à court ou long terme lié à des épandages répétés :
 - o cellules blanches : les effets sont surtout observés à court terme,
 - o cellules grises : l'effet ne s'observe qu'à long terme après plusieurs apports.

Tableau 2. Bilan des intérêts agronomiques de l'épandage de Mafor en agriculture et sylviculture, et effets environnementaux directement associés

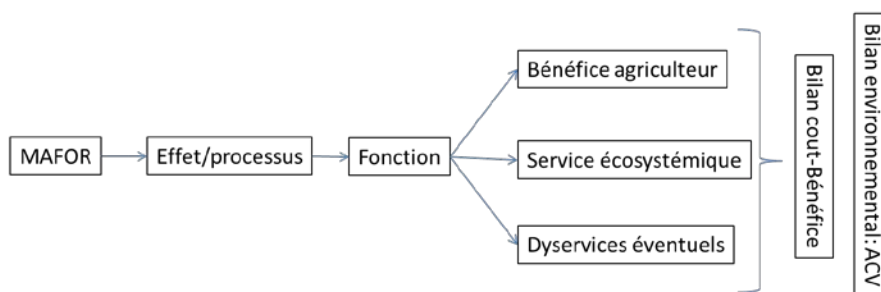
Mafor \ Effet	Augmentation du stock de MO du sol	Effet sur les propriétés chimiques du sol (CEC, pH, conductivité)	Effet sur la stabilité de la structure du sol	Effet sur les propriétés hydriques du sol	Effet sur l'activité biologique du sol	Valeur fertilisante N	Valeur fertilisante P	Valeur fertilisante K	Effet sur les maladies fongiques et/ou les nématodes des plantes	Emission de N ₂ O	Volatilisation de NH ₃	Lixiviation de NO ₃	Lixiviation de P	Génération de MOD
Lisiers (porc ou bovin)	-	-- Conductivité, pH	-	-	+	+++	++	++	0	++	++	++	ε/+	++
Fumier	++	+ pH, CEC	++	+	+++	-/+→++	++	++	+	+	+++	++	ε/+	++
Fientes	--	-- pH	ε	ε	+	+++	++	++	0	+	++	++	ε/+	+
Compost d'effluent d'élevage	++	+ CEC	++	++	++	+→++	++	++	-	+	+		ε/+	+
Boues brutes	+	? - pH	+	ε	+++	+++	+++	+	0	++	++	++	ε/+	++
Boues compostées	+++	+ CEC	++	++	++	+→++	++	+	-	+	++/+++	+	ε/+	+
Boues chaulées	+	+++ pH	++	+	+	++	+	+	0	?	+++	+	+	+
Boues séchées thermiquement	+	ε	ε	?	+	+	++	+	?	?	0/ε	+	+	?
Digestats bruts (liquides)	+	-- Conductivité, pH?	-- ?	-- ?	+	+++	++	+	0	++	++	++	+	++
Digestats solides	++	ε	++	+	+	++	++	+	-	+	+ / ++	++	+	++
Digestats compostés	+++	+ CEC	++	++	+	+→++	++	+	--	+	0/ε	+	ε	+
Composts DV	+++	+ CEC	++	++	+	ε→++	+	+	--	0	?	+	ε	+
Composts Biodéchets	+++	+CEC	++	++	+	ε→++	+	+	--	+	ε	+	ε	+
Composts OM	++	+ pH	++	++	++	+→++	+	+	-	+	+	+	0	++
Cendres biomasse	0	+ pH	0	0	0	0	+	+++	0	0	0	0	+	0

Mafor et services écosystémiques : transcrire les effets en services ?

Comme nous venons de le rapporter dans les paragraphes précédents, l'apport de Mafor réalisé en conditions favorables peut modifier les propriétés des agrosystèmes ou générer des effets valorisables par les agriculteurs (libération de nutriments, amélioration des propriétés hydriques...) ou plus généralement pour les écosystèmes qui peuvent donc se traduire en services écosystémiques³ (Figure 2). Cette traduction des effets de l'apport de Mafor en services écosystémiques nécessite :

- de pouvoir quantifier les effets liés aux apports de Mafor, donc de connaître le lien entre qualité/quantité de Mafor apporté et l'intensité de l'effet observé,
- de pouvoir formaliser le lien entre effet et fonction d'intérêt ou impact éventuel, si possible de façon quantitative
- de transcrire ces fonctions ou propriétés en bénéfices pour l'agriculteur, en services ou dis-services environnementaux pouvant être intégrés dans des analyses coûts/bénéfices ou des analyses environnementales

Figure 2. Enchaînement des étapes à prendre en compte et mettre en œuvre pour passer des apports de Mafor à la transcription des effets en services ou dis-services pouvant être intégrés dans des analyses environnementales ou des analyses coûts-bénéfices



La figure 3 synthétise les services ou dis-services attendus liés aux effets étudiés dans ce chapitre qui sont déclinés dans le tableau 1.

Concrètement, les travaux sur la quantification des services écosystémiques rendus par les sols ou par des pratiques culturales sont en plein développement et s'accompagnent de la définition d'indicateurs de qualité des sols et de grilles d'intégration/agrégation de ces indicateurs qui permettent d'aboutir à des scores par rapport à un usage donné.

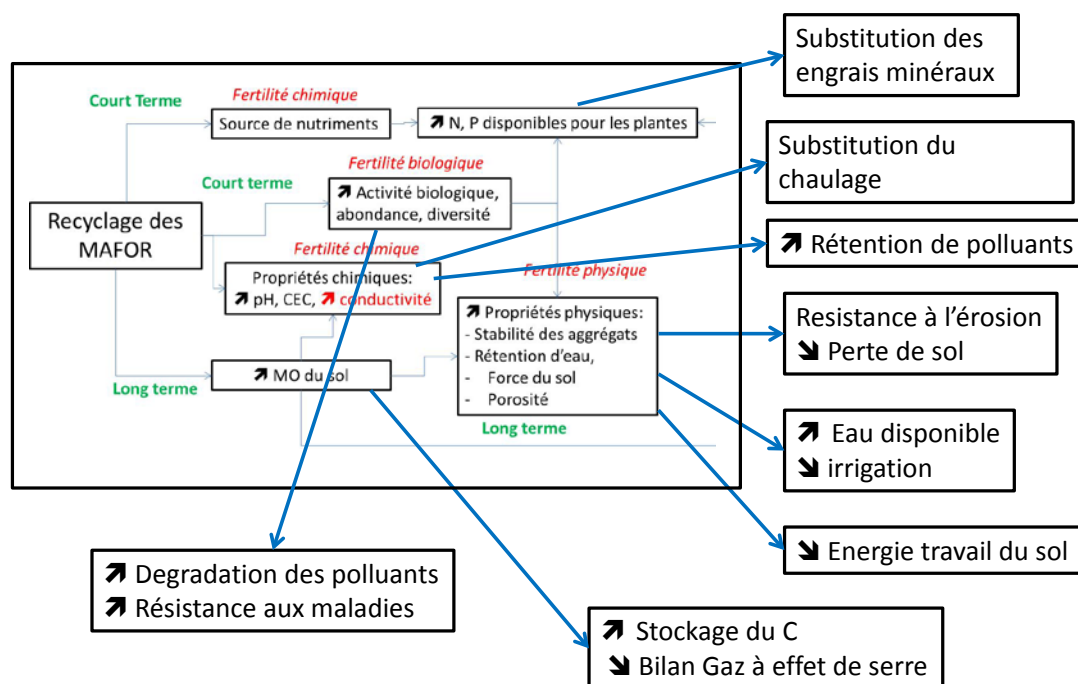
Ces approches offrent cependant un cadre intéressant d'évaluation et d'intégration des effets liés à l'utilisation de Mafor en agriculture ou en sylviculture. Cela permet de définir les objectifs des travaux futurs qui permettraient une intégration des effets multiples dans une même démarche d'évaluation de cette pratique.

³ Les services écosystémiques sont définis comme étant les bénéfices que les êtres humains tirent du fonctionnement des écosystèmes. L'expression a été forgée dans le champ des sciences biologiques pour mettre en évidence les liens de dépendance de l'humanité vis-à-vis des milieux naturels. Popularisée dans le rapport Millenium Ecosystem Assessment (2005) et de plus en plus utilisée dans des situations concrètes de gestion, cette notion suscite toutefois des critiques dues notamment à son caractère réducteur et aux partis pris idéologiques qu'elle sous-tend. (INRA2013)

Tableau 1. Synthèse des effets bénéfiques attendus après épandage de Mafor, impacts environnementaux et dis-services associés éventuels.

Effet-Fonction	Intérêt pour agriculteur/écosystème	Service	Dis-service éventuel
Disponibilité de N	Substitution des engrais → économie d'intrant	Economie énergie pour la fabrication d'engrais → changement climatique	Mauvaise maîtrise de la disponibilité → pollution des nappes, émission N ₂ O, volatilisation NH ₃
Disponibilité P	Substitution des engrais → économie d'intrant	Epuisement de ressources non renouvelables	Non prise en compte → contamination des eaux
Stockage de C - augmentation réserve utile, eau disponible - augmentation Stabilité structure - augmentation Force du sol	- Diminution besoin irrigation - Diminution érosion - Diminution énergie de traction, résistance au tassement - Augmentation jours disponibles	- Economie d'eau - Diminution perte de sol - Economie de carburant → changement climatique	
Stockage de C - Augmentation CEC → rétention des éléments nutritifs, des contaminants - Augmentation disponibilité N	- Nutrition minérale des plantes - Substitution des engrais → économie d'intrant	- Protection des eaux - Economie énergie pour la fabrication d'engrais → changement climatique	- Contamination des sols → écotoxicité potentielle - Genèse de MOD → mobilité des contaminants
Stockage de C		Séquestration du C → changement climatique	Emission N ₂ O, CH ₄ compensent potentiellement le stockage du C
Activité biologique - Disponibilité N (cf précédent) - Stabilité structure (cf précédent) - Dégradation polluants organiques - Activité biologique/ biodiversité	- Résistance aux maladies	- Economie de pesticides - Protection des eaux, des sols - Support de biodiversité	
Augmentation pH	Amélioration fertilité des sols, économie d'intrants	Epuisement de ressources non renouvelables Diminution de la biodisponibilité de certains contaminants traces métalliques	
Augmentation conductivité			Dégradation physique des sols, salinité des sols

Figure 3. Entretien de la fertilité des sols via la valorisation des Mafor : des effets aux services, des compromis à trouver.



Références bibliographiques citées dans le chapitre 3

Section 3.1.1 hors 3.1.1.4

- Albuquerque, J.A.; de la Fuente, C.; Bernal, M.P., 2012. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 160: 15-22.
[Texte intégral](#)
- Ambus, P.; Kure, L.K.; Jensen, E.S., 2002. Gross N transformation rates after application of household compost or domestic sewage sludge to agricultural soil. *Agronomie*, 22 (7-8): 723-730.
[Texte intégral](#)
- Amlinger, F.; Gotz, B.; Dreher, P.; Geszti, J.; Weissteiner, C., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. *European Journal of Soil Biology*, 39 (3): 107-116.
[Texte intégral](#)
- Askegaard, M.; Olesen, J.E.; Kristensen, K., 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management*, 21 (2): 181-188.
[Texte intégral](#)
- Barbarika, A., Jr.; Sikora, L.J.; Colacicco, D., 1985. Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge applied to soils. *Soil Science Society of America Journal*, 49 (6): 1403-1406.
[Texte intégral](#)
- Basso, B.; Ritchie, J.T., 2005. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize-alfalfa rotation in Michigan. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 108 (4): 329-341.
[Texte intégral](#)
- Beckwith, C.P.; Cooper, J.; Smith, K.A.; Shepherd, M.A., 1998. Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. I. Effects of application time, manure type, overwinter crop cover and nitrification inhibition. *Soil Use and Management*, 14 (3): 123-130.
[Texte intégral](#)
- Beegle, D.B.; Kelling, K.A.; Schmitt, M.A., 2008. Nitrogen from animal manures. In: Schepers, J.S.; Raun, W.R., eds. *Nitrogen in Agricultural Systems*. Madison, USA: American Society of Agronomy, 823-881.
[Texte intégral](#)
- Benbi, D.K.; Richter, J., 2002. A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils*, 35 (3): 168-183.
[Texte intégral](#)
- Beraud, J.; Fine, P.; Yermiyahu, U.; Keinan, M.; Rosenberg, R.; Hadas, A.; Bar-Tal, A., 2005. Modeling carbon and nitrogen transformations for adjustment of compost application with nitrogen uptake by wheat. *Journal of Environmental Quality*, 34 (2): 664-675.
[Texte intégral](#)
- Bergstrom, L.; Kirchmann, H., 2006. Leaching and crop uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry as affected by different application rates. *Journal of Environmental Quality*, 35 (5): 1803-1811.
[Texte intégral](#)
- Bernal, M.P.; Navarro, A.F.; Sanchez-Monedero, M.A.; Roig, A.; Cegarra, J., 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 30 (3): 305-313.
[Texte intégral](#)
- Biederman, L.A.; Harpole, W.S., 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (2): 202-214.
[Texte intégral](#)
- Bitzer, C.C.; Sims, J.T., 1988. Estimating the availability of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies. *Journal of Environmental Quality*, 17 (1): 47-54.
[Texte intégral](#)
- Bouthier, A.; Trochard, R.; Parnaudeau, V.; Nicolardot, B., 2009. Cinétique de minéralisation nette de l'azote organique des produits résiduaux organiques à court terme *in situ* et en conditions contrôlées. *Les 9èmes rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de la terre Comifer-Gemas, 25-26 novembre 2009*. Blois, France, 6 p.
[Texte intégral](#)
- Bruun, E.W.; Ambus, P.; Egsgaard, H.; Hauggaard-Nielsen, H., 2012. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. *Soil Biology & Biochemistry*, 46: 73-79.
[Texte intégral](#)
- Castellanos, J.Z.; Pratt, P.F., 1981. Mineralization of manure nitrogen - Correlation with laboratory indexes. *Soil Science Society of America Journal*, 45 (2): 354-357.
[Texte intégral](#)
- Chalhoub, M.; Garnier, P.; Coquet, Y.; Mary, B.; Lafolie, F.; Houot, S., 2013. Increased nitrogen availability in soil after repeated compost applications: Use of the PASTIS model to separate short and long-term effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 65: 144-157.
[Texte intégral](#)
- Chalk, P.M.; Magalhaes, A.M.T.; Inacio, C.T., 2013. Towards an understanding of the dynamics of compost N in the soil-plant-atmosphere system using N-15 tracer. *Plant and Soil*, 362 (1-2): 373-388.
[Texte intégral](#)
- Chambers, B.J.; Lord, E.I.; Nicholson, F.A.; Smith, K.A., 1999. Predicting nitrogen availability and losses following application of organic manures to arable land: MANNER. *Soil Use and Management*, 15 (3): 137-143.
[Texte intégral](#)
- Chang, C.; Entz, T., 1996. Nitrate leaching losses under repeated cattle feedlot manure applications in southern Alberta. *Journal of Environmental Quality*, 25 (1): 145-153.
[Texte intégral](#)
- Chaoui, H.I.; Zibilske, L.M.; Ohno, T., 2003. Effects of earthworm casts and compost on soil microbial activity and plant nutrient availability. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (2): 295-302.
[Texte intégral](#)
- Chaussod, R.; Germon, J.C.; Catroux, G., 1981. Essai de détermination au laboratoire de l'aptitude à la minéralisation d'azote des boues résiduaux urbaines. *Comptes Rendus des Seances de l'Academie d'Agriculture de France*, 67 (9): 762-771.
- Cheneby, D.; Nicolardot, B.; Godden, B.; Penninckx, M., 1994. Mineralization of composted 15N-labelled farmyard manure during soil incubations. *Biological Agriculture & Horticulture*, 10 (4): 255-264.
[Texte intégral](#)
- Corbeels, M.; Hofman, G.; Van Cleemput, O., 1999. Simulation of net N immobilisation and mineralisation in substrate-amended soils by the NCSOIL computer model. *Biology and Fertility of Soils*, 28 (4): 422-430.
[Texte intégral](#)
- Dauden, A.; Quilez, D., 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy*, 21 (1): 7-19.
[Texte intégral](#)
- David, C.; Jeuffroy, M.H.; Laurent, F.; Mangin, A.; Meynard, J.M., 2005. The assessment of AZODYN-ORG model for managing nitrogen fertilization of organic winter wheat. *European Journal of Agronomy*, 23 (3): 225-242.
[Texte intégral](#)
- Delin, S.; Stenberg, B.; Nyberg, A.; Brohede, L., 2012. Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use and Management*, 28 (3): 283-291.
[Texte intégral](#)

- Demeyer, A.; Nkana, J.C.V.; Verloo, M.G., 2001. Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology*, 77 (3): 287-295.
[Texte intégral](#)
- Dhaouadi, A.K., 2014. *Insertion des Produits Résiduaire Organiques dans les systèmes de culture : Cas des systèmes céréaliers de la Plaine de Versailles et du Plateau des Alluets*. Thèse. AgroParisTech, Paris.197p. + annexes.
- Diacono, M.; Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 401-422.
[Texte intégral](#)
- Ding, Y.; Liu, Y.X.; Wu, W.X.; Shi, D.Z.; Yang, M.; Zhong, Z.K., 2010. Evaluation of Biochar Effects on Nitrogen Retention and Leaching in Multi-Layered Soil Columns. *Water Air and Soil Pollution*, 213 (1-4): 47-55.
[Texte intégral](#)
- Douglas, B.F.; Magdoff, F.R., 1991. An evaluation of nitrogen mineralization indexes for organic residues. *Journal of Environmental Quality*, 20 (2): 368-372.
[Texte intégral](#)
- Dubrule, P.; Machet, J.M.; Damay, N., 2004. *Azofert: a new decision support tool for fertiliser N recommendations*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers (ControllinG nitrogen flows and losses).
[Texte intégral](#)
- Eghball, B., 2000. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (6): 2024-2030.
[Texte intégral](#)
- Eghball, B.; Wienhold, B.J.; Gilley, J.E.; Eigenberg, R.A., 2002. Mineralization of manure nutrients. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (6): 470-473.
[Texte intégral](#)
- Eriksen, J.; Askegaard, M.; Kristensen, K., 1999. Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. *Soil Use and Management*, 15 (3): 176-182.
[Texte intégral](#)
- Erismann, J.W.; Bleeker, A.; Galloway, J.; Sutton, M.S., 2007. Reduced nitrogen in ecology and the environment. *Environmental Pollution*, 150 (1): 140-149.
[Texte intégral](#)
- Flavel, T.C.; Murphy, D.V., 2006. Carbon and nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to soil. *Journal of Environmental Quality*, 35 (1): 183-193.
[Texte intégral](#)
- Francou, U.; Poitrenaud, M.; Houot, S., 2005. Stabilization of organic matter during composting: Influence of process and feedstocks. *Compost Science & Utilization*, 13 (1): 72-83.
[Texte intégral](#)
- Gabrielle, B.; Da-Silveira, J.; Houot, S.; Michelin, J., 2005. Field-scale modelling of carbon and nitrogen dynamics in soils amended with urban waste composts. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 110 (3-4): 289-299.
[Texte intégral](#)
- Gale, E.S.; Sullivan, D.M.; Cogger, C.G.; Bary, A.I.; Hemphill, D.D.; Myhre, E.A., 2006. Estimating plant-available nitrogen release from manures, composts, and specialty products. *Journal of Environmental Quality*, 35 (6): 2321-2332.
[Texte intégral](#)
- Gerke, H.H.; Arning, M.; Stoppler-Zimmer, H., 1999. Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil*, 213 (1-2): 75-92.
[Texte intégral](#)
- Gilmour, J.T., 2009. Estimating Yield and Yield Response using Computer Simulation of Plant Available Nitrogen from Soil Organic Matter and Manure. *Soil Science Society of America Journal*, 73 (1): 328-330.
[Texte intégral](#)
- Gilmour, J.T.; Clark, M.D., 1988. Nitrogen Release from Waste-Water Sludge - a Site Specific Approach. *Journal Water Pollution Control Federation*, 60 (4): 494-498.
- Gilmour, J.T.; Skinner, V., 1999. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 28 (4): 1122-1126.
[Texte intégral](#)
- Gordillo, R.M.; Cabrera, M.L., 1997. Mineralizable nitrogen in broiler litter: I. Effect of selected litter chemical characteristics. *Journal of Environmental Quality*, 26 (6): 1672-1679.
[Texte intégral](#)
- Gottschall, N.; Edwards, M.; Topp, E.; Bolton, P.; Payne, M.; Curnoe, W.E.; Coelho, B.B.; Lapen, D.R., 2009. Nitrogen, Phosphorus, and Bacteria Tile and Groundwater Quality Following Direct Injection of Dewatered Municipal Biosolids into Soil. *Journal of Environmental Quality*, 38 (3): 1066-1075.
[Texte intégral](#)
- Goulding, K.W.T.; Poulton, P.R.; Webster, C.P.; Howe, M.T., 2000. Nitrate leaching from the Broadbalk Wheat Experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil Use and Management*, 16 (4): 244-250.
[Texte intégral](#)
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Weber, A.; Schraml, M.; Schmidhalter, U., 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 168 (4): 439-446.
[Texte intégral](#)
- Hattori, H.; Mukai, S., 1986. Decomposition of sewage sludges in soil as affected by their organic matter composition. *Soil Science and Plant Nutrition*, 32 (3): 421-432.
[Texte intégral](#)
- Hepperly, P.; Lotter, D.; Ulsh, C.Z.; Seidel, R.; Reider, C., 2009. Compost, Manure and Synthetic Fertilizer Influences Crop Yields, Soil Properties, Nitrate Leaching and Crop Nutrient Content. *Compost Science & Utilization*, 17 (2): 117-126.
[Texte intégral](#)
- Houot, S.; Cadot, L.; Molina, J.A.E., 1996. Simulation by NCSWAP of the nitrogen dynamics under crop amended with sewage sludge in two soils. In: Van Cleemput, O.; Hofman, G.; Vermoesen, A., eds. *Progress in nitrogen cycling studies: Proceedings of the 8th Nitrogen Workshop held at the University of Ghent, 5-8 September, 1994*. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 413-418.
[Texte intégral](#)
- Houot, S.; Delaire, G.; Bourgeois, S., 1998. Simulation of the behaviour of sewage sludges in a soil: variation with sludge treatment. *8th International conference on management strategies for organic waste use in agriculture*. Rennes (France): 26-29 mai 1998. FAO and Cemagref Editions, 293-304.
- Klausner, S.D.; Kanneganti, V.R.; Bouldin, D.R., 1994. An approach for estimating a decay series for organic nitrogen in animal manure. *Agronomy Journal*, 86 (5): 897-903.
[Texte intégral](#)
- Knowles, O.A.; Robinson, B.H.; Contangelo, A.; Clucas, L., 2011. Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Science of the Total Environment*, 409 (17): 3206-3210.
[Texte intégral](#)
- Ladd, J.N.; VanGestel, M.; Monrozier, L.J.; Amato, M., 1996. Distribution of organic C-14 and N-15 in particle-size fractions of soils incubated with C-14, N-15-labelled glucose/NH₄, and legume and wheat straw residues. *Soil Biology & Biochemistry*, 28 (7): 893-905.
[Texte intégral](#)
- Ladha, J.K.; Reddy, C.K.; Padre, A.T.; van Kessel, C., 2011. Role of Nitrogen Fertilization in Sustaining Organic Matter in Cultivated Soils. *Journal of Environmental Quality*, 40 (6): 1756-1766.
[Texte intégral](#)
- Laird, D.; Fleming, P.; Wang, B.Q.; Horton, R.; Karlen, D., 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158 (3-4): 436-442.
[Texte intégral](#)

- Lashermes, G.; Nicolardot, B.; Parnaudeau, V.; Thuries, L.; Chaussod, R.; Guillotin, M.L.; Lineres, M.; Mary, B.; Metzger, L.; Morvan, T.; Tricaud, A.; Villette, C.; Houot, S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresource Technology*, 101 (1): 157-164.
[Texte intégral](#)
- Lehmann, J.; da Silva, J.P.; Steiner, C.; Nehls, T.; Zech, W.; Glaser, B., 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 249 (2): 343-357.
[Texte intégral](#)
- Lerch, R.N.; Barbarick, K.A.; Sommers, L.E.; Westfall, D.G., 1992. Sewage sludge proteins as labile carbon and nitrogen sources. *Soil Science Society of America Journal*, 56 (5): 1470-1476.
[Texte intégral](#)
- Liang, B.; Yang, X.Y.; He, X.H.; Zhou, J.B., 2011. Effects of 17-year fertilization on soil microbial biomass C and N and soluble organic C and N in loessial soil during maize growth. *Biology and Fertility of Soils*, 47 (2): 121-128.
[Texte intégral](#)
- Lim, S.S.; Kwak, J.H.; Lee, S.I.; Lee, D.S.; Park, H.J.; Hao, X.Y.; Choi, W.J., 2010. Compost type effects on nitrogen leaching from Inceptisol, Ultisol, and Andisol in a column experiment. *Journal of Soils and Sediments*, 10 (8): 1517-1526.
[Texte intégral](#)
- Mamo, M.; Rosen, C.J.; Halbach, T.R., 1999. Nitrogen availability and leaching front soil amended with municipal solid waste compost. *Journal of Environmental Quality*, 28 (4): 1074-1082.
[Texte intégral](#)
- Mantovi, P.; Fumagalli, L.; Beretta, G.P.; Guermandi, M., 2006. Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications. *Journal of Hydrology*, 316 (1-4): 195-212.
[Texte intégral](#)
- Mary, B.; Beaudoin, N.; Justes, E.; Machel, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50 (4): 549-566.
[Texte intégral](#)
- McGechan, M.B.; Wu, L., 2001. A review of carbon and nitrogen processes in European soil nitrogen dynamics models. In: Schaffer, M.J.; Ma, L.; Hansen, S., eds. *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Boca Raton, FL, US: Lewis Publishers, 103-171. 10.1201/9781420032635.ch5
- Misselbrook, T.H.; Laws, J.A.; Pain, B.F., 1996. Surface application and shallow injection of cattle slurry on grassland: Nitrogen losses, herbage yields and nitrogen recoveries. *Grass and Forage Science*, 51 (3): 270-277.
[Texte intégral](#)
- Molina, J.A.E.; Clapp, C.E.; Shaffer, M.J.; Chichester, F.W.; Larson, W.E., 1983. NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration, and behavior. *Soil Science Society of America Journal*, 47 (1): 85-91.
[Texte intégral](#)
- Morvan, T.; Nicolardot, B.; Pean, L., 2006. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. *Biology and Fertility of Soils*, 42 (6): 513-522.
[Texte intégral](#)
- Nahm, K.H., 2005. Factors influencing nitrogen mineralization during poultry litter composting and calculations for available nitrogen. *Worlds Poultry Science Journal*, 61 (2): 238-255.
[Texte intégral](#)
- Nelson, N.O.; Agudelo, S.C.; Yuan, W.Q.; Gan, J., 2011. Nitrogen and Phosphorus Availability in Biochar-Amended Soils. *Soil Science*, 176 (5): 218-226.
[Texte intégral](#)
- Nevens, F.; Reheul, D., 2003. The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use. *European Journal of Agronomy*, 19 (2): 189-203.
[Texte intégral](#)
- Pan, G.X.; Zhou, P.; Li, Z.P.; Smith, P.; Li, L.Q.; Qiu, D.S.; Zhang, X.H.; Xu, X.B.; Shen, S.Y.; Chen, X.M., 2009. Combined inorganic/organic fertilization enhances N efficiency and increases rice productivity through organic carbon accumulation in a rice paddy from the Tai Lake region, China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 131 (3-4): 274-280.
[Texte intégral](#)
- Parker, C.F.; Sommers, L.E., 1983. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *Journal of Environmental Quality*, 12 (1): 150-156.
[Texte intégral](#)
- Parnaudeau, V.; Condom, N.; Oliver, R.; Cazeville, P.; Recous, S., 2008. Vinasse organic matter quality and mineralization potential, as influenced by raw material, fermentation and concentration processes. *Bioresource Technology*, 99 (6): 1553-1562.
[Texte intégral](#)
- Parnaudeau, V.; Dignac, M.F., 2007. The organic matter composition of various wastewater sludges and their neutral detergent fractions as revealed by pyrolysis-GC/MS. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 78 (1): 140-152.
[Texte intégral](#)
- Parnaudeau, V.; Genermont, S.; Henault, C.; Farrugia, A.; Robert, P.; Nicolardot, B., 2009. Measured and simulated nitrogen fluxes after field application of food-processing and municipal organic wastes. *Journal of Environmental Quality*, 38 (1): 268-280.
[Texte intégral](#)
- Parnaudeau, V.; Nicolardot, B.; Pages, J., 2004. Relevance of organic matter fractions as predictors of wastewater sludge mineralization in soil. *Journal of Environmental Quality*, 33 (5): 1885-1894.
[Texte intégral](#)
- Parnaudeau, V.; Nicolardot, B.; Robert, P.; Alavoine, G.; Pages, J.; Duchiron, F., 2006. Organic matter characteristics of food processing industry wastewaters affecting their C and N mineralization in soil incubation. *Bioresource Technology*, 97 (11): 1284-1295.
[Texte intégral](#)
- Paustian, K.; Parton, W.J.; Persson, J., 1992. Modeling soil organic-matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil Science Society of America Journal*, 56 (2): 476-488.
[Texte intégral](#)
- Payet, N.; Findeling, A.; Chopart, J.L.; Feder, F.; Nicolini, E.; Saint Macary, H.; Vauclin, M., 2009. Modelling the fate of nitrogen following pig slurry application on a tropical cropped acid soil on the island of Reunion (France). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 134 (3-4): 218-233.
[Texte intégral](#)
- Peltre, C.; Thuries, L.; Barthes, B.; Brunet, D.; Morvan, T.; Nicolardot, B.; Parnaudeau, V.; Houot, S., 2011. Near infrared reflectance spectroscopy: A tool to characterize the composition of different types of exogenous organic matter and their behaviour in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (1): 197-205.
[Texte intégral](#)
- Powell, J.M.; Jokela, W.E.; Misselbrook, T.H., 2011. Dairy Slurry Application Method Impacts Ammonia Emission and Nitrate Leaching in No-Till Corn Silage. *Journal of Environmental Quality*, 40 (2): 383-392.
[Texte intégral](#)
- Preusch, P.L.; Adler, P.R.; Sikora, L.J.; Tworowski, T.J., 2002. Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 31 (6): 2051-2057.
[Texte intégral](#)
- Probert, M.E.; Delve, R.J.; Kimani, S.K.; Dimes, J.P., 2005. Modelling nitrogen mineralization from manures: representing quality aspects by varying C : N ratio of sub-pools. *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (2): 279-287.
[Texte intégral](#)
- Qafoku, O.S.; Cabrera, M.L.; Windham, W.R.; Hill, N.S., 2001. Rapid methods to determine potentially mineralizable nitrogen in broiler litter. *Journal of Environmental Quality*, 30 (1): 217-221.
[Texte intégral](#)
- Rowell, D.M.; Prescott, C.E.; Preston, C.M., 2001. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials: Relationship with initial chemistry. *Journal of Environmental Quality*, 30 (4): 1401-1410.
[Texte intégral](#)

- Schaffer, M.J.; Ma, L.; Hansen, S., 2001. *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Boca Raton, FL, US: Lewis Publishers, 651 p.
- Schlegel, H.G., 1993. *General Microbiology*. Cambridge: Cambridge University Press, 655 p.
- Schroder, J.J.; Uenk, D.; Hilhorst, G.J., 2007. Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil*, 299 (1-2): 83-99.
[Texte intégral](#)
- Sims, J.T.; Stehouwer, R.C., 2008. Recycling of nitrogen through land application of agricultural, municipal, and industrial by-products. In: Schepers, J.S.; W.R., R., eds. *Nitrogen in Agricultural Systems*. Madison: American Society of Agronomy (Agronomy), 759-821.
[Texte intégral](#)
- Sims, T.J., 1995. *Organic wastes as alternative nitrogen sources*. New York: Marcel Dekker, Inc. (*Nitrogen fertilization in the environment*), 487-535.
- Sommers, L.E.; Giordano, P.M., 1984. Use of nitrogen from agricultural, industrial, and municipal wastes. In: al., R.D.H.e., ed. *Nitrogen in Crop Production*. Madison, Wisconsin USA: ASA-CSSA-SSSA (Agronomy), 207-220.
- Stanford, G.; Smith, S.J., 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, 36 (3): 465-472.
[Texte intégral](#)
- Steiner, C.; Glaser, B.; Teixeira, W.G.; Lehmann, J.; Blum, W.E.H.; Zech, W., 2008. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 171 (6): 893-899.
[Texte intégral](#)
- Svoboda, N.; Taube, F.; Wienforth, B.; Kluss, C.; Kage, H.; Herrmann, A., 2013. Nitrogen leaching losses after biogas residue application to maize. *Soil & Tillage Research*, 130: 69-80.
- Swift, M.J.; Heal, O.W.; Anderson, J.M., 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Oxford, UK: Blackwell Scientific Publications. (*Decomposition in terrestrial ecosystems*), 372 p.
- Tarrason, D.; Ojeda, G.; Ortiz, O.; Alcaniz, J.M., 2008. Differences on nitrogen availability in a soil amended with fresh, composted and thermally-dried sewage sludge. *Bioresource Technology*, 99 (2): 252-259.
[Texte intégral](#)
- Thomsen, I.K., 2005. Crop N utilization and leaching losses as affected by time and method of application of farmyard manure. *European Journal of Agronomy*, 22 (1): 1-9.
[Texte intégral](#)
- Torstensson, G.; Aronsson, H., 2000. Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems in Sweden. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56 (2): 139-152.
[Texte intégral](#)
- Turpin, K.M.; Lapen, D.R.; Robin, M.J.L.; Topp, E.; Edwards, M.; Curnoe, W.E.; Topp, G.C.; McLaughlin, N.B.; Coelho, B.B.; Payne, M., 2007. Slurry-application implement tine modification of soil hydraulic properties under different soil water content conditions for silt-clay loam soils. *Soil & Tillage Research*, 95 (1-2): 120-132.
- Webb, J.; Sorensen, P.; Velthof, G.; Amon, B.; Pinto, M.; Rodhe, L.; Salomon, E.; Hutchings, N.; Burczyk, P.; Reid, J., 2013. An Assessment of the Variation of Manure Nitrogen Efficiency throughout Europe and an Appraisal of Means to Increase Manure-N Efficiency. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 371-442.
[Texte intégral](#)
- Wu, L.; McGechan, M.B., 1998. A review of carbon and nitrogen processes in four soil nitrogen dynamics models. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 69 (4): 279-305.
[Texte intégral](#)

Section 3.1.1.4.

- Adamsen, F.J.; Sabey, B.R., 1987. Ammonia volatilization from liquid digested sewage sludge as affected by placement in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 51 (4): 1080-1082.
[Texte intégral](#)
- Amberger, A.; Huber, J.; Rank, M., 1987. Gülleausbringung : Vorsicht, Ammoniakverluste. *DLG-Mitteilungen*, 20: 1084-1086.
- Amon, B.; Kryvoruchko, V.; Amon, T.; Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 153-162.
[Texte intégral](#)
- Balsari, P.; Dinuccio, E.; Santoro, E.; Gioelli, F., 2008. Ammonia emissions from rough cattle slurry and from derived solid and liquid fractions applied to alfalfa pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48 (1-2): 198-201.
[Texte intégral](#)
- Beauchamp, E.G.; Kidd, G.E.; Thurtell, G., 1978. Ammonia volatilization from sewage sludge applied in field. *Journal of Environmental Quality*, 7 (1): 141-146.
[Texte intégral](#)
- Beauchamp, E.G.; Kidd, G.E.; Thurtell, G., 1982. Ammonia volatilization from liquid dairy cattle manure in the field. *Canadian Journal of Soil Science*, 62 (1): 11-19.
[Texte intégral](#)
- Besson, J.M.; Lehmann, V.; Roulet, M., 1986. Nitrogen losses due to the spreading of cattle and pig slurries after storage, aeration or anaerobic digestion. *Efficient land use of sludge and manure*: 37-46.
- Beuning, J.D.; Patley, E.; Edwards, G.; Van Heyst, B.J., 2008. Improved temporal resolution in process-based modelling of, agricultural soil ammonia emissions. *Atmospheric Environment*, 42 (14): 3253-3265.
[Texte intégral](#)
- Bittman, S.; van Vliet, L.J.P.; Kowalenko, C.G.; McGinn, S.; Hunt, D.E.; Bounaix, F., 2005. Surface-banding liquid manure over aeration slots: A new low-disturbance method for reducing ammonia emissions and improving yield of perennial grasses. *Agronomy Journal*, 97 (5): 1304-1313.
[Texte intégral](#)
- Bless, H.-G., 1990. *Ammoniak-Emissionen nach der Ausbringung von Flüssigmist. Studie im Auftrag des Ministers für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Schleswig-Holstein*. Kiel: Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der CAU.
- Bless, H.G.; Beinhauer, R.; Sattelmacher, B., 1991. Ammonia emission from slurry applied to wheat stubble and rape in North Germany. *Journal of Agricultural Science*, 117: 225-231.
[Texte intégral](#)
- Braschkat, J.; Mannheim, T.; Marschner, H., 1997. Estimation of ammonia losses after application of liquid cattle manure on grassland. *Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 160 (2): 117-123.
[Texte intégral](#)
- Brisson, N.; Gary, C.; Justes, E.; Roche, R.; Mary, B.; Ripoche, D.; Zimmer, D.; Sierra, J.; Bertuzzi, P.; Burger, P.; Bussiere, F.; Cabidoche, Y.M.; Cellier, P.; Debaeke, P.; Gaudillere, J.P.; Henault, C.; Maraux, F.; Seguin, B.; Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18 (3-4): 309-332.
[Texte intégral](#)
- Brunke, R.; Alvo, P.; Schuepp, P.; Gordon, R., 1988. Effect of meteorological parameters on ammonia loss from manure in the field. *Journal of Environmental Quality*, 17 (3): 431-436.
[Texte intégral](#)
- Bussink, D.W.; Bruins, M.A., 1992. Reduction in ammonia volatilization using different slurry application techniques on grassland Beperving van de NH 3-emissie bij verschillende toedieningstechnieken voor dunne mest op grasland. *Meststoffen*: 31-36.

- Bussink, D.W.; Huijsmans, J.F.M.; Ketelaars, J., 1994. Ammonia volatilization from nitric-acid-treated cattle slurry surface applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 42 (4): 293-309.
- Bussink, D.W.; Oenema, O., 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51 (1): 19-33.
[Texte intégral](#)
- Carozzi, M.; Ferrara, R.M.; Rana, G.; Acutis, M., 2013b. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands. *Science of the Total Environment*, 449: 126-133.
[Texte intégral](#)
- Carozzi, M.; Loubet, B.; Acutis, M.; Rana, G.; Ferrara, R.M., 2013a. Inverse dispersion modelling highlights the efficiency of slurry injection to reduce ammonia losses by agriculture in the Po Valley (Italy). *Agricultural and Forest Meteorology*, 171: 306-318.
[Texte intégral](#)
- Chadwick, D.R.; Martinez, J.; Marol, C.; Beline, F., 2001. Nitrogen transformations and ammonia loss following injection and surface application of pig slurry: a laboratory experiment using slurry labelled with N-15-ammonium. *Journal of Agricultural Science*, 136: 231-240.
[Texte intégral](#)
- Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Rochette, P.; Belanger, G.; Masse, D.; Cote, D., 2007. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *Journal of Environmental Quality*, 36 (6): 1864-1872.
[Texte intégral](#)
- de Jonge, L.W.; Sommer, S.G.; Jacobsen, O.H.; Djurhuus, J., 2004. Infiltration of slurry liquid and ammonia volatilization from pig and cattle slurry applied to harrowed and stubble soils. *Soil Science*, 169 (10): 729-736.
[Texte intégral](#)
- Demeyer, P.; Hofman, G.; Van Cleemput, O., 1995. Fitting ammonia volatilization dynamics with a logistic equation. *Soil Science Society of America Journal*, 59 (1): 261-265.
[Texte intégral](#)
- Dinuccio, E.; Berg, W.; Balsari, P., 2011. Effects of mechanical separation on GHG and ammonia emissions from cattle slurry under winter conditions. *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 532-538.
[Texte intégral](#)
- Dohler, H., 1991. Laboratory and field experiments for estimating ammonia losses from pig and cattle slurry following application. *Odour and ammonia emissions from livestock farming, 26-28 March 1990*. Silsoe, UK. 26-28/03/1990. Elsevier Applied Science, London, 132-140.
- Dohler, H.; Weichmann, M., 1988. Ammonia volatilization from liquid manure after the application in the field. *Agricultural waste management and environment protection, 4th International Symposium of Scientific Centre of fertilizers (CIEC)*. Braunschweig, FRG. 11-14 May 1987, 305-3013.
- Donovan, W.C.; Logan, T.J., 1983. Factors affecting ammonia volatilization from sewage sludge applied to soil in a laboratory study. *Journal of Environmental Quality*, 12 (4): 584-590.
[Texte intégral](#)
- EMEP/EEA, 2009. *European Monitoring and Evaluation Programme of long range transmission of air pollution/European Environment Agency) air pollutant emission inventory guidebook. Technical guidance to prepare national emissions inventories*.
[Texte intégral](#)
- Faburé, J.; Rogier, S.; Loubet, B.; Générumont, S.; Saint-Jean, S.; Bedos, C.; Cellier, P., 2011. *Synthèse bibliographique sur la contribution de l'agriculture à l'émission de particules vers l'atmosphère: Identification de facteurs d'émission. Rapport final*, Angers: ADEME, (Projet de recherche INRA-ADEME), 164 p.
- Fenn, L.B.; Kissel, D.E., 1973. Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils: I. General Theory. *Soil Science Society of America. Proceedings*, 37: 855-859.
- Freney, J.R.; Simpson, J.R.; Denmead, O.T., 1983. Volatilization of ammonia. In: Freney, J.R.; Simpson, J.R., eds. *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems*. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 1-32.
- Frost, J.P., 1994. Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass and Forage Science*, 49 (4): 391-400.
[Texte intégral](#)
- Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T., 2006. *Flux de gaz à effet de serre (CH4, N2O) et d'ammoniac (NH3) liés à la gestion des déjections animales : synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données*. ADEME, CEMAGREF (Groupement de Rennes), 79p + annexes. Rapport final contrat Ademe 0375C0118.
- García, L.; Générumont, S.; Bedos, C.; Simon, N.N.; Garnier, P.; Loubet, B.; Cellier, P., 2012. Accounting for Surface Cattle Slurry in Ammonia Volatilization Models: The Case of Volt'Air. *Soil Science Society of America Journal*, 76 (6): 2184-2194.
[Texte intégral](#)
- Générumont, S., 1996. *Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole*. Thèse de doctorat (Physique et chimie de l'Atmosphère). Université Paul Sabatier, Toulouse. 331 p.
- Générumont, S.; Cellier, P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88 (1-4): 145-167.
[Texte intégral](#)
- Générumont, S.; Morvan, T.; Paillat, J.M.; Flura, D.; Saint Macary, H., 2003. Volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier en conditions tropicales – Cas des prairies d'altitude et de la canne à sucre à l'île de la Réunion (Volatilization of ammonia after application of slurry in tropical conditions. Case of high altitude grasslands and sugarcane on Reunion Island). *Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité: Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Actes du séminaire. [Cd-Rom]. Cirad. Séminaire de l'ATP 99/60, 2002/06/19-20, Montpellier, France*. La Librairie du Cirad, 14 p.
- Gordon, R.; Jamieson, R.; Rodd, V.; Patterson, G.; Harz, T., 2001. Effects of surface manure application timing on ammonia volatilization. *Canadian Journal of Soil Science*, 81 (3): 525-533.
[Texte intégral](#)
- Gordon, R.; Leclerc, M.; Schuepp, P.; Brunke, R., 1988. Field estimates of ammonia volatilization from swine manure by a simple micrometeorological technique. *Canadian Journal of Soil Science*, 68 (2): 369-380.
[Texte intégral](#)
- Hall, J.E.; Ryden, J.C., 1986. Current UK research into ammonia losses from sludges and slurries. In: Kofoed, A.D.; Williams, J.H.; L'Hermite, P., eds. *Efficient land use of sludges and manures*. Elsevier Applied Science, 180-192.
- Hansen, M.N.; Sommer, S.G.; Madsen, N.P., 2003. Reduction of ammonia emission by shallow slurry injection: Injection efficiency and additional energy demand. *Journal of Environmental Quality*, 32 (3): 1099-1104.
[Texte intégral](#)
- Hoff, J.D.; Nelson, D.W.; Sutton, A.L., 1981. Ammonia volatilization from liquid swine manure applied to cropland. *Journal of Environmental Quality*, 10 (1): 90-95.
[Texte intégral](#)
- Hoffmann, F.; Ritchie, J.T., 1993. Model for Slurry and Manure in CERES and Similar Models. *Journal of Agronomy and Crop Science-Zeitschrift Fur Acker Und Pflanzenbau*, 170 (5): 330-340.
[Texte intégral](#)
- Horlacher, D.; Marschner, H., 1990. Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist (Assessment of NH3 emissions after application of cattle slurry). *Zeitschrift fuer Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 153: 107-115.
- Huijsmans, J.F.M.; Hol, J.M.G.; Hendriks, M.M.W., 2001. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 49 (4): 323-342.
- Jarvis, S.C.; Pain, B.F., 1990. Ammonia volatilization from agricultural land. *Proceedings of the Fertilizer Society*. Peterborough. 35 p.

- Kiely, P.V., 1981. Gaseous nitrogen losses from slurry. In: Brogan, J.C., ed. *Nitrogen losses and surface run-off*. Brussels - Luxembourg: ECSC, EEC, EAEC, 412-415.
- Kiely, P.V., 1987. Slurry spreading, trying alternative methods. *Teagasc, Farm and Food Research*, 18: 7-9.
- King, L.D., 1973. Mineralization and gaseous loss of nitrogen in soil-applied liquid sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 2 (3): 356-358. [Texte intégral](#)
- Kolenbrander, G.J., 1981. Effect of injection of animal waste on ammonia losses by volatilization on arable land and grassland. In: Brogan, J.C., ed. *Nitrogen losses and surface run-off*. Brussels - Luxembourg: ECSC, EEC, EAEC, 425-430.
- Langevin, B.; Basset-Mens, C.; Lardon, L., 2010. Inclusion of the variability of diffuse pollutions in LCA for agriculture: the case of slurry application techniques. *Journal of Cleaner Production*, 18 (8): 747-755. [Texte intégral](#)
- Larsen, K.E., 1986. Injection of cattle slurry to barley, beet, grass and maize. *Efficient land use of sludge and manure*: 73-77.
- Lauer, D.A.; Bouldin, D.R.; Klausner, S.D., 1976. Ammonia volatilization from dairy manure spread on soil surface. *Journal of Environmental Quality*, 5 (2): 134-141. [Texte intégral](#)
- Malgeryd, J., 1998. Technical measures to reduce ammonia losses after spreading of animal manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51 (1): 51-57. [Texte intégral](#)
- Mannetje, L.T.; Jarvis, S.C., 1990. Nitrogen flows and losses in grasslands. *Soil-grassland-relationships. Proceedings of 13th general meeting of the European Grassland Federation, Banska Bystrica, Czechoslovakia, June 25-29, 1990*: 114-131.
- Mathias, E.; Martin, E.; Clépa, 2013. *Analyse du potentiel de 10 actions de réduction des émissions d'ammoniac des élevages français aux horizons 2020 et 2030*. Angers: ADEME.
- McDowell, L.L.; Smith, G.E., 1958. The retention and reactions of anhydrous ammonia on different soil types. *Soil Science Society of America. Proceedings*, 22: 38-42.
- McGinn, S.M.; Sommer, S.G., 2007. Ammonia emissions from land-applied beef cattle manure. *Canadian Journal of Soil Science*, 87 (3): 345-352. [Texte intégral](#)
- Menzi, H.; Katz, P.E.; Fahmi, M.; Neftel, A.; Frick, R., 1998. A simple empirical model based on regression analysis to estimate ammonia emissions after manure application. *Atmospheric Environment*, 32 (3): 301-307. [Texte intégral](#)
- Midgley, A.R.; Weiser, V.L., 1937. Effect of superphosphates in conserving nitrogen in cow manure. *Vermont Agricultural Experiment Station. Bulletin*, 419: 3-23.
- Misselbrook, T.H.; Nicholson, F.A.; Chambers, B.J., 2005. Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. *Bioresource Technology*, 96 (2): 159-168. [Texte intégral](#)
- Misselbrook, T.H.; Smith, K.A.; Jackson, D.R.; Gilhespy, S.L., 2004. Ammonia emissions from irrigation of dilute pig slurries. *Biosystems Engineering*, 89 (4): 473-484. [Texte intégral](#)
- Misselbrook, T.H.; Smith, K.A.; Johnson, R.A.; Pain, B.F., 2002. Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: Results of some UK field-scale experiments. *Biosystems Engineering*, 81 (3): 313-321. [Texte intégral](#)
- Mkhabela, M.S.; Gordon, R.; Burton, D.; Smith, E.; Madani, A., 2009. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 130 (1-2): 41-49. [Texte intégral](#)
- Moal, J.F.; Martinez, J.; Guiziou, F.; Coste, C.M., 1995. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. *Journal of Agricultural Science*, 125: 245-252. [Texte intégral](#)
- Molloy, S.P.; Tunney, H., 1983. A laboratory study of ammonia volatilization from cattle and pig slurry. *Irish Journal of Agricultural Research*, 22 (1): 37-45.
- Moore, J.A.; Beehler, G.R., 1980. Nitrogen transformations and losses from animal manures during storage. *Livestock waste: a renewable resource; 4th International Symposium on Livestock Waste*. Amarillo, Texas, 15-17/4/1980. Am. Soc. Agric. Engineers, St Joseph, Michigan, 163-169.
- Ni, K.; Pacholski, A.; Gericke, D.; Kage, H., 2012. Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175 (2): 253-264. [Texte intégral](#)
- Nyord, T.; Schelde, K.M.; Sogaard, H.T.; Jensen, L.S.; Sommer, S.G., 2008. A simple model for assessing ammonia emission from ammoniacal fertilisers as affected by pH and injection into soil. *Atmospheric Environment*, 42 (19): 4656-4664. [Texte intégral](#)
- Overreim, L.N.; Moe, P.G., 1967. Factors affecting urea hydrolysis and ammonia volatilization in soil. *Soil Science Society of America. Proceedings*, 31: 57-61.
- Oyen, J.; Nesheim, L.; Skjervheim, K., 1995. Nitrogen utilization of cattle slurry as influenced by application technique and water dilution. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 45 (1): 51-56. [Texte intégral](#)
- Pain, B.F., 1991. Ammonia and odour emissions from slurry applications to land and from grazed pastures. In: L'Hermite, P., ed. *Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes. Proceedings of a symposium, Athens, Greece, 1-4 October 1990*. Barking, England, UK: Elsevier Applied Science, 113-121.
- Pain, B.F.; Phillips, V.R.; Clarkson, C.R.; Klarenbeek, J.V., 1989. Loss of nitrogen through ammonia volatilisation during and following the application of pig or cattle slurry to grassland. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 47 (1): 1-12. [Texte intégral](#)
- Parnaudeau, V.; Genermont, S.; Henault, C.; Farrugia, A.; Robert, P.; Nicolardot, B., 2009. Measured and Simulated Nitrogen Fluxes after Field Application of Food-Processing and Municipal Organic Wastes. *Journal of Environmental Quality*, 38 (1): 268-280. [Texte intégral](#)
- Prins, W.H.; Snijders, P.J.M., 1987. *Negative effects of animal manure on grassland due to surface spreading and injection*. Dordrecht, Netherlands: Martinus Nijhoff (*Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer or waste? Proceedings of an international symposium of the European Grassland Federation, Wageningen, Netherlands, 31 August - 3 September 1987*).
- Rochette, P.; Guilmette, D.; Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; MacDonald, J.D.; Bertrand, N.; Parent, L.E.; Cote, D.; Gasser, M.O., 2008. Ammonia volatilization following application of pig slurry increases with slurry interception by grass foliage. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (4): 585-593. [Texte intégral](#)
- Ryan, J.A.; Keeney, D.R., 1975. Ammonia volatilization from surface-applied wastewater sludge. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 47 (2): 386-393.
- Schilkegartley, K.L.; Sims, J.T., 1993. Ammonia volatilization from poultry manure-amended soil. *Biology and Fertility of Soils*, 16 (1): 5-10. [Texte intégral](#)
- Shah, G.M.; Shah, G.A.; Groot, J.C.J.; Oenema, O.; Lantinga, E.A., 2012. Irrigation and lava meal use reduce ammonia emission and improve N utilization when solid cattle manure is applied to grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 160: 59-65. [Texte intégral](#)
- Sherlock, R.R.; Goh, K.M., 1984. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. I. Field experiments. *Fertilizer Research*, 5 (2): 181-195. [Texte intégral](#)

- Sherlock, R.R.; Goh, K.M., 1985. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. III. Field verification of a simplified model. *Fertilizer Research*, 6 (1): 23-36.
[Texte intégral](#)
- Sintermann, J.; Neftel, A.; Ammann, C.; Haeni, C.; Hensen, A.; Loubet, B.; Flechard, C.R., 2012. Are ammonia emissions from field-applied slurry substantially over-estimated in European emission inventories? *Biogeosciences*, 9 (5): 1611-1632.
[Texte intégral](#)
- Smith, E.; Gordon, R.; Bourque, C.; Campbell, A.; Genermont, S.; Rochette, P.; Mkhabela, M., 2009. Simulated management effects on ammonia emissions from field applied manure. *Journal of Environmental Management*, 90 (8): 2531-2536.
[Texte intégral](#)
- Sogaard, H.T.; Sommer, S.G.; Hutchings, N.J.; Huijsmans, J.F.M.; Bussink, D.W.; Nicholson, F., 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry - the ALFAM model. *Atmospheric Environment*, 36 (20): 3309-3319.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G., 1992. *Ammonia volatilization from cattle and pig slurry during storage and after application in the field*. PhD thesis. Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen.
- Sommer, S.G.; Christensen, B.T., 1989a. Volatilization of ammonia from surface-applied pig slurry. *Tidsskrift for Planteavl*, 93 (4): 307-321.
- Sommer, S.G.; Ersboll, A.K., 1996. Effect of air flow rate, lime amendments, and chemical soil properties on the volatilization of ammonia from fertilizers applied to sandy soils. *Biology and Fertility of Soils*, 21 (1-2): 53-60.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Genermont, S.; Cellier, P.; Hutchings, N.J.; Olesen, J.E.; Morvan, T., 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, 19 (4): 465-486.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Hansen, M.N.; Sogaard, H.T., 2004. Infiltration of slurry and ammonia volatilisation. *Biosystems Engineering*, 88 (3): 359-367.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Husted, S., 1995a. A simple model of pH in slurry. *Journal of Agricultural Science*, 124: 447-453.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Husted, S., 1995b. The chemical buffer system in raw and digested animal slurry. *Journal of Agricultural Science*, 124: 45-53.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Hutchings, N.J., 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *European Journal of Agronomy*, 15 (1): 1-15.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Jacobsen, O.H., 1999. Infiltration of slurry liquid and volatilization of ammonia from surface applied pig slurry as affected by soil water content. *Journal of Agricultural Science*, 132: 297-303.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Jensen, L.S.; Clausen, S.B.; Sogaard, H.T., 2006. Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. *Journal of Agricultural Science*, 144: 229-235.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Olesen, J.E., 1991. Effects of dry-matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*, 20 (3): 679-683.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Olesen, J.E., 2000. Modelling ammonia volatilization from animal slurry applied with trail hoses to cereals. *Atmospheric Environment*, 34 (15): 2361-2372.
[Texte intégral](#)
- Sommer, S.G.; Olesen, J.E.; Christensen, B.T., 1991a. Effects of temperature, wind-speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science*, 117: 91-100.
[Texte intégral](#)
- Stevens, R.J.; Laughlin, R.J.; Frost, J.P., 1992a. Effects of separation, dilution, washing and acidification on ammonia volatilization from surface-applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science*, 119: 383-389.
[Texte intégral](#)
- Stevens, R.J.; Laughlin, R.J.; Frost, J.P.; Anderson, R., 1992. Evaluation of separation plus acidification with nitric acid and separation plus dilution to make cattle slurry a balanced, efficient fertilizer for grass and silage. *Journal of Agricultural Science*, 119: 391-399.
[Texte intégral](#)
- Stevens, R.J.; Laughlin, R.J.; Kilpatrick, D.J., 1989. Soil properties related to the dynamics of ammonia volatilization from urea applied to the surface of acidic soils. *Fertilizer Research*, 20 (1): 1-9.
[Texte intégral](#)
- Stevens, R.J.; Logan, H.J., 1987. Determination of the volatilization of ammonia from surface-applied cattle slurry by the micrometeorological mass balance method. *Journal of Agricultural Science*, 109: 205-207.
[Texte intégral](#)
- Terry, R.E.; Nelson, D.W.; Sommers, L.E.; Meyer, G.J., 1978. Ammonia volatilization from wastewater-sludge applied to soils. *Journal Water Pollution Control Federation*, 50 (12): 2657-2665.
- Thompson, R.B.; Meisinger, J.J., 2002. Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the mid-Atlantic USA. *Journal of Environmental Quality*, 31 (4): 1329-1338.
[Texte intégral](#)
- Thompson, R.B.; Pain, B.F.; Lockyer, D.R., 1990a. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. I. Influence of mechanical separation, changes in chemical composition during volatilization and the presence of the grass sward. *Plant and Soil*, 125 (1): 109-117.
[Texte intégral](#)
- Thompson, R.B.; Pain, B.F.; Rees, Y.J., 1990b. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. II. Influence of application rate, wind speed and applying in narrow bands. *Plant and Soil*, 125 (1): 119-128.
[Texte intégral](#)
- Thorman, R.E.; Hansen, M.N.; Misselbrook, T.H.; Sommer, S.G., 2008. Algorithm for estimating the crop height effect on ammonia emission from slurry applied to cereal fields and grassland. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (3): 373-378.
[Texte intégral](#)
- Touchton, J.T.; Hargrove, W.L., 1982. Nitrogen sources and methods of application for no-tillage corn production. *Agronomy Journal*, 74 (5): 823-826.
[Texte intégral](#)
- van der Meer, H.G.; Thompson, R.B.; Snijders, P.J.; Geurink, J.H., 1987. Utilization of nitrogen from injected and surface-spread cattle slurry applied to grassland. *Animal manure on grassland and fodder crops*. Dordrecht, Martinus Nijhoff, 158-167.
- van der Molen, J.; Beljaars, A.C.M.; Chardon, W.J.; Jury, W.A.; van Faassen, H.G., 1990. Ammonia volatilization from arable land after application of cattle slurry. 2. Derivation of a transfer model. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 38 (3): 239-254.
- Vandre, R.; Clemens, J.; Goldbach, H.; Kaupenjohann, M., 1997. NH₃ and N₂O emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction .1. NH₃ emissions. *Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 160 (3): 303-307.
[Texte intégral](#)
- Vanin, A.; Menezes, J.F.S.; Benites, V.D.; Simon, G.A., 2013. Ammonia volatilization from surface application of organic residues and urea on Marandu palisadegrass. *Revista Brasileira De Zootecnia-Brazilian Journal of Animal Science*, 42 (4): 301-304.
[Texte intégral](#)
- Vertregt, N.; Selis, H.E., 1990. *Ammonia volatilization from cattle and pig slurry applied to grassland*. Wageningen (The Netherlands): Centre for Agrobiological Research (CABO), Dutch Priority Programm on Acidification, Report 131-1, (CABO-Report nr. 130), 17 p.

- Vetter, J.; Steffens, G.; Schropel, R.; van der Meer, H.G., 1987. The influence of different processing methods for slurry upon its fertilizer value in grassland. *Animal manure on grassland and fodder crops*. Dordrecht, Martinus Nijhoff, 73-86.
- Watkins, S.H.; Strand, R.F.; DeBell, D.S.; Esch, J., 1972. Factors Influencing Ammonia Losses From Urea Applied to Northwestern Forest Soils1. *Soil Science Society of America Journal*, 36 (2): 354-357.
[Texte intégral](#)
- Webb, J.; Anthony, S.G.; Yamulki, S., 2006a. Validating the MAVIS model for optimizing incorporation of litter-based manures to reduce ammonia emissions. *Transactions of the Asabe*, 49 (6): 1905-1913.
[Texte intégral](#)
- Webb, J.; Ellis, S.; Harrison, R.; Thorman, R., 2004. Measurement of N fluxes and soil N in two arable soils in the UK. *Plant and Soil*, 260 (1-2): 253-270.
[Texte intégral](#)
- Webb, J.; Pain, B.; Bittman, S.; Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response-A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 137 (1-2): 39-46.
[Texte intégral](#)
- Webb, J.; Ryan, M.; Anthony, S.G.; Brewer, A.; Laws, J.; Aller, M.F.; Misselbrook, T.H., 2006b. Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES model. *Atmospheric Environment*, 40 (37): 7222-7233.
[Texte intégral](#)
- Wu, J.; Nofziger, D.L.; Warren, J.G.; Hatley, J.A., 2003. Modeling ammonia volatilization from surface-applied swine effluent. *Soil Science Society of America Journal*, 67 (1): 1-11.
[Texte intégral](#)
- ### Section 3.1.2.
- Achat, D.L.; Sperandio, M.; Daumer, M.-L.; Santellani, A.-C.; Prud'Homme, L.; Akhtar, M.; Morel, C., 2014. Plant-availability of phosphorus recycled from pig manures and dairy effluents as assessed by isotopic labeling techniques. *Geoderma*, 232-234: 24-33.
[Texte intégral](#)
- Ademe; Muller, F.; Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation de la Pêche de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire; Travers, R.; Szleper, V.; Thiebaut, C.; Ferstler, V.; Bastide, G.; Gauffier, A.; Damiano, A.; Dumaont, S.; Marchais, C., 2011. *Qualité agronomique et sanitaire des digestats*: Rapport final. Angers: Ademe, (Marché ADEME n° 0906C0053), 250 p. Rapport.
[Texte intégral](#)
- Ajiboye, B.; Akinremi, O.O.; Racz, G.J., 2004. Laboratory characterization of phosphorus in fresh and oven-dried organic amendments. *Journal of Environmental Quality*, 33 (3): 1062-1069.
[Texte intégral](#)
- Andres, P.; Mateos, E.; Tarrason, D.; Cabrera, C.; Figuerola, B., 2011. Effects of digested, composted, and thermally dried sewage sludge on soil microbiota and mesofauna. *Applied Soil Ecology*, 48 (2): 236-242.
[Texte intégral](#)
- Antonini, S.; Arias, M.A.; Eichert, T.; Clemens, J., 2012. Greenhouse evaluation and environmental impact assessment of different urine-derived struvite fertilizers as phosphorus sources for plants. *Chemosphere*, 89 (10): 1202-1210.
[Texte intégral](#)
- Atkinson, C.J.; Fitzgerald, J.D.; Hipps, N.A., 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and Soil*, 337 (1-2): 1-18.
[Texte intégral](#)
- Augusto, L.; Delerue, F.; Gallet-Budynek, A.; Achat, D.L., 2011. *Relationship between phosphorus availability and symbiotic N2 Fixation rate in terrestrial ecosystems*. AGU FALL meeting. Phosphorus cycling in terrestrial ecosystems. San Francisco, California, United States. December 5-9, 1 p.
- Azeez, J.O.; Van Averbeke, W., 2010. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Bioresource Technology*, 101 (14): 5645-5651.
[Texte intégral](#)
- Barnett, G.M., 1994. Phosphorus Forms in Animal Manure. *Bioresource Technology*, 49 (2): 139-147.
[Texte intégral](#)
- Bergès, L., 2013. Phosphore: il faut recycler plus.
[Texte intégral](#)
- Bierman, P.M.; Rosen, C.J., 1994. Phosphate and Trace-Metal Availability from Sewage-Sludge Incinerator Ash. *Journal of Environmental Quality*, 23 (4): 822-830.
[Texte intégral](#)
- Bodet, J.-M.; Hacala, S.; Aubert, C.; Texier, C., 2001. *Fertiliser avec les engrais de ferme*. Paris: ITCF, 104 p.
- Boniface, R.; Trocme, S., 1988. Enseignements fournis par des essais de longue durée sur la fumure phosphatée et potassique. II-Essai sur la fumure phosphatée. In: Gachon, L., ed. *Phosphore et potassium dans les relations sol-plante : conséquences sur la fertilisation*. INRA, Editions, Paris, 279-402.
- Bowman, R.A.; Moir, J.O., 1993. Basic EDTA as an extractant for soil organic phosphorus. *Soil Science Society of America Journal*, 57 (6): 1516-1518.
[Texte intégral](#)
- Bridle, T.R.; Pritchard, D., 2004. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. *Water Science and Technology*, 50 (9): 169-175.
- Cabeza, R.; Steingrobe, B.; Romer, W.; Claassen, N., 2011. Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 91 (2): 173-184.
[Texte intégral](#)
- Cade-Menun, B.J., 2005. Characterizing phosphorus in environmental and agricultural samples by P-31 nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Talanta*, 66 (2): 359-371.
[Texte intégral](#)
- Capdevielle, A.; Sykorova, E.; Biscans, B.; Beline, F.; Daumer, M.L., 2013. Optimization of struvite precipitation in synthetic biologically treated swine wastewater-Determination of the optimal process parameters. *Journal of Hazardous Materials*, 244: 357-369.
[Texte intégral](#)
- Chan, K.Y.; Van Zwieten, L.; Meszaros, I.; Downie, A.; Joseph, S., 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 45 (8): 629-634.
[Texte intégral](#)
- Cooperband, L.; Bollero, G.; Coale, F., 2002. Effect of poultry litter and composts on soil nitrogen and phosphorus availability and corn production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62 (2): 185-194.
[Texte intégral](#)
- Cordell, D.; Drangert, J.O.; White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 19 (2): 292-305.
[Texte intégral](#)
- DeLuca, T.H.; MacKenzie, M.D.; Gundale, M.J.; Holben, W.E., 2006. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (2): 448-453.
[Texte intégral](#)
- Denoroy, P.; Castillon, P.; Bouthier, A.; Morel, C., 2010. *Improving crop response diagnosis to soil phosphorus supply*. XI ESA Congress. SupAgro Montpellier, 29/08-03/10/2010. 29 august-3 september, Poster.
- Denoroy, P.; Dubrulle, P.; Villette, C.; Colomb, B.; Fayet, G.; Shoesser, M.; Pellerin, S.; Pellerin, F.; Boiffin, J., 2004. Régifert : *interpréter les résultats des analyses de terre*. INRA éditions., 129 p.

- El-Motaium, R.A.; Morel, C., 2007. Phosphorus availability to ryegrass from urban sewage sludges assessed by isotopic labelling and dilution technique: effect of irradiation. *Isotope and Radiation Research*, 39 (2): 401-415.
- Eveillard, P.; Bortoletto, G.M., 2011. *Evolution des bilans régionaux de fertilisation en France de 1988 à 2010*. Paris: UNIFA, 35 p. Rapport.
- Fardeau, J.C.; Morel, C.; Boniface, R., 1988. Why the Olsen method should be used to estimate available soil-phosphorus. *Agronomie*, 8 (7): 577-584. [Texte intégral](#)
- Frossard, E.; Brossard, M.; Feller, C.; Rouiller, J., 1992. Phosphate Fixing Capacity of Some Low Activity Clay Soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 72 (2): 135-143.
- Frossard, E.; Sinaj, S.; Zhang, L.M.; Morel, J.L., 1996. The fate of sludge phosphorus in soil-plant systems. *Soil Science Society of America Journal*, 60 (4): 1248-1253. [Texte intégral](#)
- Frossard, E.; Skrabal, P.; Sinaj, S.; Bangerter, F.; Traore, O., 2002. Forms and exchangeability of inorganic phosphate in composted solid organic wastes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62 (2): 103-113. [Texte intégral](#)
- Gachon, L., 1977. Utilité d'un bon niveau de réserves phosphatées du sol. *Phosphore et Agriculture*, 70: 27-33.
- Gagnon, B.; Demers, I.; Ziadi, N.; Chantigny, M.H.; Parent, L.E.; Forge, T.A.; Larney, F.J.; Buckley, K.E., 2012. Forms of phosphorus in composts and in compost-amended soils following incubation. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 (5): 711-721. [Texte intégral](#)
- Gallet, A.; Flisch, R.; Ryser, J.P.; Frossard, E.; Sinaj, S., 2003. Effect of phosphate fertilization on crop yield and soil phosphorus status. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 166 (5): 568-578. [Texte intégral](#)
- Gavalda, D.; Scheiner, J.D.; Revel, J.C.; Merlina, G.; Kaemmerer, M.; Pinelli, E.; Guirese, M., 2005. Agronomic and environmental impacts of a single application of heat-dried sludge on an Alfisol. *Science of the Total Environment*, 343 (1-3): 97-109. [Texte intégral](#)
- Guivarch, A.; Morel, J.-L., 2001. Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines. Thèse. Institut national polytechnique de Lorraine, Nancy
- He, Z.Q.; Griffin, T.S.; Honeycutt, C. [Texte intégral](#)
- He, Z.Q.; Mao, J.D.; Honeycutt, C.W.; Ohno, T.; Hunt, J.F.; Cade-Menun, B.J., 2009. Characterization of plant-derived water extractable organic matter by multiple spectroscopic techniques. *Biology and Fertility of Soils*, 45 (6): 609-616. [Texte intégral](#)
- He, Z.Q.; Zhang, H.L.; Toor, G.S.; Dou, Z.X.; Honeycutt, C.W.; Haggard, B.E.; Reiter, M.S., 2010. Phosphorus Distribution in Sequentially Extracted Fractions of Biosolids, Poultry Litter, and Granulated Products. *Soil Science*, 175 (4): 154-161. [Texte intégral](#)
- Hedley, M.J.; White, R.E.; Nye, P.H., 1982. Plant-induced changes in the rhizosphere of rape (Brassica-*napus* Var - Emerald) Seedlings .3. Changes in L value, soil phosphate fractions and phosphatase-activity. *New Phytologist*, 91 (1): 45-56. [Texte intégral](#)
- Hilton, J.; Johnston, A.E.; Dawson, C.J., 2010. *The phosphate life-cycle: rethinking the options for a finite resource*. Proceedings - International Fertiliser Society, (668): 1-44.
- Hinsinger, P., 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and Soil*, 237 (2): 173-195. [Texte intégral](#)
- Hundal, H.S.; Biswas, C.R.; Vig, A.C., 1987. The Utilization by Rice of P from Different P-32 Labeled Green Manures. *Biological Wastes*, 22 (2): 97-105. [Texte intégral](#)
- Kaikake, K.; Sekito, T.; Dote, Y., 2009. Phosphate recovery from phosphorus-rich solution obtained from chicken manure incineration ash. *Waste Management*, 29 (3): 1084-1088. [Texte intégral](#)
- Kalmykova, Y.; Fedje, K.K., 2013. Phosphorus recovery from municipal solid waste incineration fly ash. *Waste Management*, 33 (6): 1403-1410. [Texte intégral](#)
- Kirchmann, H.; Pettersson, S., 1995. Human Urine - Chemical-Composition and Fertilizer Use Efficiency. *Fertilizer Research*, 40 (2): 149-154. [Texte intégral](#)
- Kvarnström, E., 2001. *Plant-availability of phosphorus removed from wastewater by different processes*. Doctorat Thesis. Lulea University of Technology, 64 p.
- Kvarnstrom, M.E.; Morel, C.A.L.; Krogstad, T., 2004. Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems. *Ecological Engineering*, 22 (1): 1-15. [Texte intégral](#)
- Lehmann, J.; da Silva, J.P.; Steiner, C.; Nehls, T.; Zech, W.; Glaser, B., 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 249 (2): 343-357. [Texte intégral](#)
- Levlin, E.; Hultman, B.; Löwén, M., 2005. *Tvåstegsläkning med syra och bas för fosforutvinning ur slam efter superkritisk vattenoxidation eller förbränning* (Two-step leaching with acid and base for phosphorus recovery of sludge after supercritical water oxidation or incineration). VA-forsk, 12.
- Lima, I.M.; Marshal, W.E., 2005. Granular activated carbons from broiler manure: physical, chemical and adsorptive properties. *Bioresource Technology*, 96 (6): 699-706. [Texte intégral](#)
- Lupwayi, N.Z.; Clayton, G.W.; O'Donovan, J.T.; Harker, K.N.; Turkington, T.K.; Soon, Y.K., 2007. Phosphorus release during decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. *Soil & Tillage Research*, 95 (1-2): 231-239. [Texte intégral](#)
- Lupwayi, N.Z.; Haque, I., 1999. Leucaena hedgerow intercropping and cattle manure application in the Ethiopian highlands - I. Decomposition and nutrient release. *Biology and Fertility of Soils*, 28 (2): 182-195. [Texte intégral](#)
- Manas, A.; Pocquet, M.; Biscans, B.; Sperandio, M., 2012a. Parameters influencing calcium phosphate precipitation in granular sludge sequencing batch reactor. *Chemical Engineering Science*, 77: 165-175. [Texte intégral](#)
- Manas, A.; Sperandio, M.; Decker, F.; Biscans, B., 2012b. Location and chemical composition of microbially induced phosphorus precipitates in anaerobic and aerobic granular sludge. *Environmental Technology*, 33 (19): 2195-2209. [Texte intégral](#)
- Manga, J.; Ferrer, J.; Seco, A.; Garcia-Usach, F., 2003. Design of nutrient removal activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 47 (11): 115-122.
- Martinez, J.; Delas, J., 1990. *Les essais de longue durée INRA sur la fertilisation phosphatée. Recueil et synthèse des données récentes*. (Rapport INRA-Bordeaux-IMPHOS).
- Massey, M.S.; Davis, J.G.; Ippolito, J.A.; Sheffield, R.E., 2009. Effectiveness of Recovered Magnesium Phosphates as Fertilizers in Neutral and Slightly Alkaline Soils. *Agronomy Journal*, 101 (2): 323-329. [Texte intégral](#)
- McCoy, J.L.; Sikora, L.J.; Weil, R.R., 1986. Plant Availability of Phosphorus in Sewage-Sludge Compost. *Journal of Environmental Quality*, 15 (4): 404-409. [Texte intégral](#)

- Mellbye, M.E.; Hemphill, D.D.; Volk, V.V., 1982. Sweet Corn Growth on Incinerated Sewage Sludge-Amended Soil. *Journal of Environmental Quality*, 11 (2): 160-163.
[Texte intégral](#)
- Messiga, A.J.; Ziadi, N.; Plenet, D.; Parent, L.E.; Morel, C., 2010. Long-term changes in soil phosphorus status related to P budgets under maize monoculture and mineral P fertilization. *Soil Use and Management*, 26 (3): 354-364.
[Texte intégral](#)
- Mohanty, S.; Paikaray, N.K.; Rajan, A.R., 2006. Availability and uptake of phosphorus from organic manures in groundnut (*Arachis hypogea* L.)-corn (*Zea mays* L.) sequence using radio tracer technique. *Geoderma*, 133 (3-4): 225-230.
[Texte intégral](#)
- Morel, C., 2009. Mobilité et biodisponibilité du phosphore dans les sols cultivés : mécanismes, modélisation et diagnostic. In: Dorioz, J.M.; Arousseau, P.; Bourrie, G., eds. *Océanis*. Paris: Inst Océanographique (Océanis : Série De Documents Océanographiques), 51-73.
- Morel, C.; Linères, M.; Guivarch, A.; Kvarnstrom, E.; Parnaudeau, V.; Nicolardot, B.; Morel, J.L., 2005. Phytodisponibilité et valeur fertilisante du phosphore de déchets urbains. *Dossier de l'Environnement de l'INRA*, 25: 35-44.
- Morel, C.; Plenchette, C.; Fardeau, J.C., 1992. The Management of Phosphate Fertilization in Wheat Crops. *Agronomie*, 12 (8): 565-579.
[Texte intégral](#)
- Morel, C.; Schaub, A.; Valentin, N.; Houot, S., 2013. *Dynamics of plant-available phosphorus for 11 years in a French loamy soil amended with biological sewage sludge or not with lime*. 15th International Conference RAMIRAN. Recycling of organic residues for agriculture: from waste management to ecosystem services. Versailles, France. 3-5 June.
- Nanzer, S.; Oberson, A.; Hermann, L.; Frossard, E., 2012. *Le recyclage de cendres de boues d'épuration comme engrais phosphaté*. Séance Académie d'Agriculture de France. Paris, France. 10 octobre.
- Nesme, T.; Senthikumar, K.; Mollier, A.; Pellerin, S., 2012. *Modélisation et quantification des flux et des stocks de phosphore à l'échelle de la France*. Séance Académie d'Agriculture de France. Paris, France. 10 octobre.
- Oberson, A.; Friesen, D.K.; Tiessen, H.; Morel, C.; Stahel, W., 1999. Phosphorus status and cycling in native savanna and improved pastures on an acid low-P Colombian Oxisol. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55 (1): 77-88.
[Texte intégral](#)
- Pellerin, F.; Pellerin, S.; Vilette, C.; Boiffin, J., 2000. Evolution du raisonnement de la fertilisation phosphatée des grandes cultures. Etude par simulation des préconisations de fumure sur un échantillon test représentatif des sols et des successions de culture du nord du Bassin Parisien. *Etude et Gestion des Sols*, 7 (1): 53-71.
- Pellerin, S.; Dorioz, J.M.; Morel, C., 2005. Bilan environnemental du phosphore. In: Girard, M.C.; Walter, C.; Rémy, J.C.; Berthelin, J.; Morel, J.L., eds. *Sols et environnement. Cours, exercices et études de cas. 2e cycle, master, écoles d'ingénieurs, professionnels*. Dunod, 628-649.
- Peperzak, P.; Caldwell, A.G.; Hunziker, R.R.; A., B.C., 1959. Phosphorus fractions in manures. *Soil Science*, 87 (5): 293-302.
[Texte intégral](#)
- Petersen, S.O.; Petersen, J.; Rubaek, G.H., 2003. Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Applied Soil Ecology*, 24 (2): 187-195.
[Texte intégral](#)
- Pettersson, A.; Amand, L.E.; Steenari, B.M., 2008. Leaching of ashes from co-combustion of sewage sludge and wood - Part I: Recovery of phosphorus. *Biomass & Bioenergy*, 32 (3): 224-235.
[Texte intégral](#)
- Pommel, B., 1995. Value of a heat-treated sludge in the phosphorus fertilization. *European Journal of Agronomy*, 4 (3): 395-400.
- Raghothama, K.G., 1999. Phosphate acquisition. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 50: 665-693.
[Texte intégral](#)
- Richards, I.R.; Dawson, C.J., 2008. *Phosphorus imports, exports, fluxes and sinks in Europe*. Proceedings - International Fertiliser Society, (638): 1-28.
- Rondon, M.A.; Lehmann, J.; Ramirez, J.; Hurtado, M., 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and Fertility of Soils*, 43 (6): 699-708.
[Texte intégral](#)
- Saunders, W.M.H.; Williams, E.G., 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soils. *Journal of Soil Science*, 6 (2): 254-267.
[Texte intégral](#)
- Schröder, J.J.; Cordell, D.; Smit, A.L.; Rosemarin, A., 2010. *Sustainable use of phosphorus*. Wageningen Report Plant Research International, (EU Tender ENV.B.1/ETU/2009/0025), 140 p.
[Texte intégral](#)
- Senthikumar, K.; Mollier, A.; Delmas, M.; Pellerin, S.; Nesme, T., 2014. Phosphorus recovery and recycling from waste: An appraisal based on a French case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 87: 97-108.
[Texte intégral](#)
- Senthikumar, K.; Nesme, T.; Mollier, A.; Pellerin, S., 2012. Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: the case of France. *Global Biogeochemical Cycles*, 26 (2): GB2008.
[Texte intégral](#)
- Sharpley, A.; Moyer, B., 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality*, 29 (5): 1462-1469.
[Texte intégral](#)
- Sharpley, A.N.; McDowell, R.W.; Kleinman, P.J.A., 2004. Amounts, forms, and solubility of phosphorus in soils receiving manure. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (6): 2048-2057.
[Texte intégral](#)
- Shen, J.B.; Yuan, L.X.; Zhang, J.L.; Li, H.G.; Bai, Z.H.; Chen, X.P.; Zhang, W.F.; Zhang, F.S., 2011. Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. *Plant Physiology*, 156 (3): 997-1005.
[Texte intégral](#)
- Shepherd, M.A.; Withers, P.J., 1999. Applications of poultry litter and triple superphosphate fertilizer to a sandy soil: effects on soil phosphorus status and profile distribution. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 54 (3): 233-242.
[Texte intégral](#)
- Sikora, L.J.; Tester, C.F.; Taylor, J.M.; Parr, J.F., 1982. Phosphorus Uptake by Fescue from Soils Amended with Sewage-Sludge Compost. *Agronomy Journal*, 74 (1): 27-33.
[Texte intégral](#)
- Slaton, N.A.; Roberts, T.L.; Golden, B.R.; Ross, W.J.; Norman, R.J., 2013. Soybean Response to Phosphorus and Potassium Supplied as Inorganic Fertilizer or Poultry Litter. *Agronomy Journal*, 105 (3): 812-820.
[Texte intégral](#)
- Sommelier, L.; Morel, J.-L.; Morel, C.; Wiart, J.; Fardeau, J.-C., 1996. *La valeur phosphatée des boues résiduaire des stations d'épuration urbaines*. Paris: ADEME (Valorisation agricole des boues d'épuration.), 172 p.
- Stroia, M.C., 2007. *Etude de fonctionnement de l'écosystème prairial en conditions de nutrition N et P sub-limitante ; application au diagnostic de nutrition*. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse, Universitatea de Stiinta Agricola si Medicina Veterinaria a Banatului, Toulouse, France, Timisoara, Romania.255 p.
- Sui, Y.B.; Thompson, M.L.; Shang, C., 1999. Fractionation of phosphorus in a mollisol amended with biosolids. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (5): 1174-1180.
[Texte intégral](#)
- Tilman, D.; Cassman, K.G.; Matson, P.A.; Naylor, R.; Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418 (6898): 671-677.
[Texte intégral](#)
- Toor, G.S.; Condron, L.M.; Di, H.J.; Cameron, K.C.; Cade-Menun, B.J., 2003. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (10): 1317-1323.
[Texte intégral](#)

- Traore, O.; Sinaj, S.; Frossard, E.; Van De Kerkhove, J.M., 1999. Effect of composting time on phosphate exchangeability. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55 (2): 123-131.
[Texte intégral](#)
- Turner, B.L.; McKelvie, I.D.; Haygarth, P.M., 2002. Characterisation of water-extractable soil organic phosphorus by phosphatase hydrolysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 34 (1): 27-35.
[Texte intégral](#)
- USGS, 2010. Phosphate Rock Statistics and Information.
[Texte intégral](#)
- Uzoma, K.C.; Inoue, M.; Andry, H.; Fujimaki, H.; Zahoor, A.; Nishihara, E., 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil Use and Management*, 27 (2): 205-212.
[Texte intégral](#)
- ### Section 3.2
- Adani, F.; Tambone, F., 2005. Long-term effect of sewage sludge application on soil humic acids. *Chemosphere*, 60 (9): 1214-1221.
[Texte intégral](#)
- Alburquerque, J.A.; de la Fuente, C.; Bernal, M.P., 2012. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 160: 15-22.
[Texte intégral](#)
- Andriulo, A.; Mary, B.; Guerif, J., 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19 (5): 365-377.
[Texte intégral](#)
- Antil, R.S.; Bar-Tal, A.; Fine, P.; Hadas, A., 2011. Predicting Nitrogen and Carbon Mineralization of Composted Manure and Sewage Sludge in Soil. *Compost Science & Utilization*, 19 (1): 33-43.
[Texte intégral](#)
- Aoyama, M.; Angers, D.A.; N'Dayegamiye, A., 1999a. Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. *Canadian Journal of Soil Science*, 79 (2): 295-302.
[Texte intégral](#)
- Aoyama, M.; Angers, D.A.; N'Dayegamiye, A.; Bissonnette, N., 1999b. Protected organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. *Canadian Journal of Soil Science*, 79 (3): 419-425.
[Texte intégral](#)
- Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective. Rapport*. Paris: INRA, 334 p.
[Texte intégral](#)
- Arthur, E.; Cornelis, W.; Razzaghi, F., 2012. Compost Amendment to Sandy Soil Affects Soil Properties and Greenhouse Tomato Productivity. *Compost Science & Utilization*, 20 (4): 215-221.
[Texte intégral](#)
- Arthur, E.; Cornelis, W.M.; Vermang, J.; De Rocker, E., 2011. Amending a loamy sand with three compost types: impact on soil quality. *Soil Use and Management*, 27 (1): 116-123.
[Texte intégral](#)
- Baldantoni, D.; Leone, A.; Iovieno, P.; Morra, L.; Zaccardelli, M.; Alfani, A., 2010. Total and available soil trace element concentrations in two Mediterranean agricultural systems treated with municipal waste compost or conventional mineral fertilizers. *Chemosphere*, 80 (9): 1006-1013.
[Texte intégral](#)
- Bamminger, C.; Marschner, B.; Juschke, E., 2014. An incubation study on the stability and biological effects of pyrogenic and hydrothermal biochar in two soils. *European Journal of Soil Science*, 65 (1): 72-82.
[Texte intégral](#)
- Vance, C.P.; Uhde-Stone, C.; Allan, D.L., 2003. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations for plants for securing a nonrenewable resource. *New Phytologist*, 157 (3): 423-447.
[Texte intégral](#)
- Waldrip-Dail, H.; He, Z.Q.; Erich, S.M.; Honeycutt, W.C., 2009. Soil Phosphorus Dynamics in Response to Poultry Manure Amendment. *Soil Science*, 174 (4): 195-201.
[Texte intégral](#)
- Wang, T.; Liu, T.F.; Sun, C., 2008. Application of MSWI fly ash on acid soil and its effect on the environment. *Waste Management*, 28 (10): 1977-1982.
[Texte intégral](#)
- Zapata, F.; Zaharah, A.R., 2002. Phosphorus availability from phosphate rock and sewage sludge as influenced by the addition of water soluble phosphate fertilizer. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 63 (1): 43-48.
[Texte intégral](#)
- Barkle, G.F.; Stenger, R.; Singleton, P.L.; Painter, D.J., 2000. Effect of regular irrigation with dairy farm effluent on soil organic matter and soil microbial biomass. *Australian Journal of Soil Research*, 38 (6): 1087-1097.
[Texte intégral](#)
- Barral, M.T.; Paradelo, R.; Moldes, A.B.; Dominguez, M.; Diaz-Fierros, F., 2009. Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain. *Resources Conservation and Recycling*, 53 (9): 529-534.
[Texte intégral](#)
- Bell, M.J.; Worrall, F., 2011. Charcoal addition to soils in NE England: A carbon sink with environmental co-benefits? *Science of the Total Environment*, 409 (9): 1704-1714.
[Texte intégral](#)
- Bertora, C.; Zavattaro, L.; Sacco, D.; Monaco, S.; Grignani, C., 2009. Soil organic matter dynamics and losses in manured maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy*, 30 (3): 177-186.
[Texte intégral](#)
- Biederman, L.A.; Harpole, W.S., 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (2): 202-214.
[Texte intégral](#)
- Blair, N.; Faulkner, R.D.; Till, A.R.; Korschens, M.; Schulz, E., 2006b. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility - Part II: Bad Lauchstadt static and extreme FYM experiments. *Soil & Tillage Research*, 91 (1-2): 39-47.
[Texte intégral](#)
- Blair, N.; Faulkner, R.D.; Till, A.R.; Poulton, P.R., 2006a. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility - Part 1: Broadbalk experiment. *Soil & Tillage Research*, 91 (1-2): 30-38.
[Texte intégral](#)
- Bolan, N.S.; Kunhikrishnan, A.; Choppala, G.K.; Thangarajan, R.; Chung, J.W., 2012. Stabilization of carbon in composts and biochars in relation to carbon sequestration and soil fertility. *Science of the Total Environment*, 424: 264-270.
[Texte intégral](#)
- Boldrin, A.; Andersen, J.K.; Moller, J.; Christensen, T.H.; Favoino, E., 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27 (8): 800-812.
[Texte intégral](#)
- Brisson, N.; Gary, C.; Justes, E.; Roche, R.; Mary, B.; Ripoche, D.; Zimmer, D.; Sierra, J.; Bertuzzi, P.; Burger, P.; Bussiere, F.; Cabidoche, Y.M.; Cellier, P.; Debaeke, P.; Gaudillere, J.P.; Henault, C.; Maraux, F.; Seguin, B.; Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18 (3-4): 309-332.
[Texte intégral](#)

- Brown, S.; Kurtz, K.; Bary, A.; Cogger, C., 2011. Quantifying Benefits Associated with Land Application of Organic Residuals in Washington State. *Environmental Science & Technology*, 45 (17): 7451-7458.
[Texte intégral](#)
- Bruun, E.W.; Ambus, P.; Egsgaard, H.; Hauggaard-Nielsen, H., 2012. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. *Soil Biology & Biochemistry*, 46: 73-79.
[Texte intégral](#)
- Bruun, S.; Christensen, B.T.; Hansen, E.M.; Magid, J.; Jensen, L.S., 2003. Calibration and validation of the soil organic matter dynamics of the Daisy model with data from the Askov long-term experiments. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (1): 67-76.
[Texte intégral](#)
- Bruun, S.; Hansen, T.L.; Christensen, T.H.; Magid, J.; Jensen, L.S., 2006. Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land - a scenario analysis. *Environmental Modeling & Assessment*, 11 (3): 251-265.
[Texte intégral](#)
- Canali, S.; Trincherà, A.; Intrigliolo, F.; Pompili, L.; Nisini, L.; Mocali, S.; Torrisi, B., 2004. Effect of long term addition of composts and poultry manure on soil quality of citrus orchards in Southern Italy. *Biology and Fertility of Soils*, 40 (3): 206-210.
[Texte intégral](#)
- Carbonell-Bojollo, R.; Ordonez-Fernandez, R.; Rodriguez-Lizana, A., 2010. Influence of olive mill waste application on the role of soil as a carbon source or sink. *Climatic Change*, 102 (3-4): 625-640.
[Texte intégral](#)
- Carter, M.R., 2007. Long-term influence of compost on available water capacity of a fine sandy loam in a potato rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 87 (5): 535-539.
[Texte intégral](#)
- Carter, M.R.; Sanderson, J.B.; MacLeod, J.A., 2004. Influence of compost on the physical properties and organic matter fractions of a fine sandy loam throughout the cycle of a potato rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 84 (2): 211-218.
[Texte intégral](#)
- Cayuela, M.L.; Oenema, O.; Kuikman, P.J.; Bakker, R.R.; van Groenigen, J.W., 2010a. Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (4): 201-213.
[Texte intégral](#)
- Cayuela, M.L.; Velthof, G.L.; Mondini, C.; Sinicco, T.; van Groenigen, J.W., 2010b. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions during initial decomposition of animal by-products applied as fertilisers to soils. *Geoderma*, 157 (3-4): 235-242.
[Texte intégral](#)
- Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Beauchamp, C.J., 1999. Aggregation and organic matter decomposition in soils amended with de-inking paper sludge. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (5): 1214-1221.
[Texte intégral](#)
- Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Beauchamp, C.J., 2000. Decomposition of de-inking paper sludge in agricultural soils as characterized by carbohydrate analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (11-12): 1561-1570.
[Texte intégral](#)
- Chirinda, N.; Olesen, J.E.; Porter, J.R.; Schjonning, P., 2010. Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (4): 584-594.
[Texte intégral](#)
- Coll, P.; Le Cadre, E.; Blanchart, E.; Hinsinger, P.; Villenave, C., 2011. Organic viticulture and soil quality: A long-term study in Southern France. *Applied Soil Ecology*, 50: 37-44.
[Texte intégral](#)
- Crane-Droesch, A.; Abiven, S.; Jeffery, S.; Torn, M.S., 2013. Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environmental Research Letters*, 8 (4): 044049.
[Texte intégral](#)
- Cross, A.; Sohi, S.P., 2011. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (10): 2127-2134.
[Texte intégral](#)
- de la Fuente, C.; Albuquerque, J.A.; Clemente, R.; Bernal, M.P., 2013. Soil C and N mineralisation and agricultural value of the products of an anaerobic digestion system. *Biology and Fertility of Soils*, 49 (3): 313-322.
[Texte intégral](#)
- Dersch, G.; Bohm, K., 2001. Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60 (1-3): 49-55.
[Texte intégral](#)
- Diacono, M.; Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 401-422.
[Texte intégral](#)
- Dorado, J.; Zancada, M.C.; Almendros, G.; Lopez-Fando, C., 2003. Changes in soil properties and humic substances after long-term amendments with manure and crop residues in dryland farming systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 166 (1): 31-38.
[Texte intégral](#)
- Dungait, J.A.J.; Hopkins, D.W.; Gregory, A.S.; Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18 (6): 1781-1796.
[Texte intégral](#)
- Ellert, B.H.; Bettany, J.R., 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75 (4): 529-538.
- Favoio, E.; Hogg, D., 2008. The potential role of compost in reducing greenhouse gases. *Waste Management & Research*, 26 (1): 61-69.
[Texte intégral](#)
- Feller, C.; Bernoux, M., 2008. Historical advances in the study of global terrestrial soil organic carbon sequestration. *Waste Management*, 28 (4): 734-740.
[Texte intégral](#)
- Fernandes, S.A.P.; Bettiol, W.; Cerri, C.C.; Camargo, P., 2005. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil delta C-13 and on total soil carbon and nitrogen. *Geoderma*, 125 (1-2): 49-57.
[Texte intégral](#)
- Fliessbach, A.; Oberholzer, H.R.; Gunst, L.; Mader, P., 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 273-284.
[Texte intégral](#)
- Francou, C.; Lineres, M.; Derenne, S.; Le Villio-Poitrenaud, M.; Houot, S., 2008. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Bioresource Technology*, 99 (18): 8926-8934.
[Texte intégral](#)
- Francou, U.; Poitrenaud, M.; Houot, S., 2005. Stabilization of organic matter during composting: Influence of process and feedstocks. *Compost Science & Utilization*, 13 (1): 72-83.
[Texte intégral](#)
- Gabrielle, B.; Da-Silveira, J.; Houot, S.; Francou, C., 2004. Simulating urban waste compost effects on carbon and nitrogen dynamics using a biochemical index. *Journal of Environmental Quality*, 33 (6): 2333-2342.
[Texte intégral](#)
- Gabrielle, B.; Da-Silveira, J.; Houot, S.; Michelin, J., 2005. Field-scale modelling of carbon and nitrogen dynamics in soils amended with urban waste composts. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 110 (3-4): 289-299.
[Texte intégral](#)
- Galvez, A.; Sinicco, T.; Cayuela, M.L.; Mingorance, M.D.; Fornasier, F.; Mondini, C., 2012. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 160: 3-14.
[Texte intégral](#)

- Gao, G.; Chang, C., 1996. Changes in CEC and particle size distribution of soils associated with long-term annual applications of cattle feedlot manure. *Soil Science*, 161 (2): 115-120.
[Texte intégral](#)
- García-Ruiz, R.; Ochoa, M.V.; Hinojosa, M.B.; Gomez-Munoz, B., 2012. Improved soil quality after 16 years of olive mill pomace application in olive oil groves. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (3): 803-810.
[Texte intégral](#)
- Gerzabek, M.H.; Haberhauer, G.; Kirchmann, H., 2001a. Nitrogen distribution and N-15 natural abundances in particle size fractions of a long-term agricultural field experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 164 (5): 475-481
[Texte intégral](#)
- Gerzabek, M.H.; Haberhauer, G.; Kirchmann, H., 2001b. Soil organic matter pools and carbon-13 natural abundances in particle-size fractions of a long-term agricultural field experiment receiving organic amendments. *Soil Science Society of America Journal*, 65 (2): 352-358.
[Texte intégral](#)
- Gerzabek, M.H.; Kirchmann, H.; Haberhauer, G.; Pichlmayer, F., 1999. The response of soil nitrogen and N-15 natural abundance to different amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *Agronomie*, 19 (6): 457-466.
[Texte intégral](#)
- Gerzabek, M.H.; Pichlmayer, F.; Kirchmann, H.; Haberhauer, G., 1997. The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *European Journal of Soil Science*, 48 (2): 273-282.
[Texte intégral](#)
- Ghosh, S.; Wilson, B.R.; Mandal, B.; Ghoshal, S.K.; Grown, I., 2010. Changes in soil organic carbon pool in three long-term fertility experiments with different cropping systems and inorganic and organic soil amendments in the eastern cereal belt of India. *Australian Journal of Soil Research*, 48 (5): 413-420.
[Texte intégral](#)
- Glaser, B.; Lehmann, J.; Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils*, 35 (4): 219-230.
[Texte intégral](#)
- Gong, W.; Yan, X.Y.; Wang, J.Y.; Hu, T.X.; Gong, Y.B., 2009. Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat-maize cropping system in northern China. *Geoderma*, 149 (3-4): 318-324.
[Texte intégral](#)
- Gulde, S.; Chung, H.; Amelung, W.; Chang, C.; Six, J., 2008. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 72 (3): 605-612.
[Texte intégral](#)
- Hao, X.Y.; Chang, C.; Travis, G.R.; Zhang, F.R., 2003. Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 166 (2): 239-245.
[Texte intégral](#)
- Hati, K.A.; Swarup, A.; Dwivedi, A.K.; Misra, A.K.; Bandyopadhyay, K.K., 2007. Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a vertisol of central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 119 (1-2): 127-134.
[Texte intégral](#)
- Hati, K.M.; Swarup, A.; Mishra, B.; Manna, M.C.; Waniari, R.H.; Mandal, K.G.; Misra, A.K., 2008. Impact of long-term application of fertilizer, manure and lime under intensive cropping on physical properties and organic carbon content of an Alfisol. *Geoderma*, 148 (2): 173-179.
[Texte intégral](#)
- Haynes, R.J.; Murtaza, G.; Naidu, R., 2009. Inorganic and organic constituents and contaminants of biosolids. Implications for land application. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Volume 104*. (Advances in Agronomy), 165-267.
[Texte intégral](#)
- Haynes, R.J.; Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51 (2): 123-137.
[Texte intégral](#)
- Heitkamp, F.; Raupp, J.; Ludwig, B., 2011. Effects of fertilizer type and rate on labile soil fractions of a sandy Cambisol-long-term and short-term dynamics. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 174 (1): 121-127.
[Texte intégral](#)
- Heitkamp, F.; Wendland, M.; Offenberger, K.; Gerold, G., 2012. Implications of input estimation, residue quality and carbon saturation on the predictive power of the Rothamsted Carbon Model. *Geoderma*, 170: 168-175.
[Texte intégral](#)
- Hemmat, A.; Aghilinategh, N.; Rezaeinejad, Y.; Sadeghi, M., 2010. Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. *Soil & Tillage Research*, 108 (1-2): 43-50.
[Texte intégral](#)
- Henin, S.; Dupuis, M., 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Annales agronomiques*, (17-29).
- Hyyonen, R.; Agren, G.I.; Andren, O., 1996. Modelling long-term: Carbon and nitrogen dynamics in an arable soil receiving organic matter. *Ecological Applications*, 6 (4): 1345-1354.
[Texte intégral](#)
- Ingram, J.S.I.; Fernandes, E.C.M., 2001. Managing carbon sequestration in soils: concepts and terminology. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 87 (1): 111-117.
[Texte intégral](#)
- Iovieno, P.; Morra, L.; Leone, A.; Pagano, L.; Alfani, A., 2009. Effect of organic and mineral fertilizers on soil respiration and enzyme activities of two Mediterranean horticultural soils. *Biology and Fertility of Soils*, 45 (5): 555-561.
[Texte intégral](#)
- IPCC, 2014. *Climate Change 2014. Report of the Working Group III – Mitigation of Climate Change. Chapter 11 Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)*: IPCC, 179 p..
- Janssen, B.H., 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of young soil organic-matter. *Plant and Soil*, 76 (1-3): 297-304.
[Texte intégral](#)
- Janzen, H.H., 1995. The role of long-term sites in agroecological research - A case study. *Canadian Journal of Soil Science*, 75 (1): 123-133.
[Texte intégral](#)
- Jenkinson, D.S., 1991. The Rothamsted long-term experiments - Are they still of use. *Agronomy Journal*, 83 (1): 2-10.
[Texte intégral](#)
- Jenkinson, D.S.; Rayner, J.H., 1977. Turnover of soil organic-matter in some of Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123 (5): 298-305.
[Texte intégral](#)
- Jensen, L.S.; Mueller, T.; Nielsen, N.E.; Hansen, S.; Crocker, G.J.; Grace, P.R.; Klir, J.; Korschens, M.; Poulton, P.R., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the soil-plant-atmosphere model DAISY. *Geoderma*, 81 (1-2): 5-28.
[Texte intégral](#)
- Jin, V.L.; Johnson, M.V.V.; Haney, R.L.; Arnold, J.G., 2011. Potential carbon and nitrogen mineralization in soils from a perennial forage production system amended with class B biosolids. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (3-4): 461-465.
[Texte intégral](#)
- Jousseume, D., 2011. *Evolution des stocks de carbone dans des systèmes de cultures incluant le recyclage de produits résiduaux organiques : paramétrage du modèle AMG*. Mémoire de fin d'étude. ESA Angers, Angers.96 p.

- Katterer, T.; Borjesson, G.; Kirchmann, H., 2014. Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilisation in a long-term field experiment in Sweden. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 189: 110-118.
[Texte intégral](#)
- Kirchmann, H.; Haberhauer, G.; Kandeler, E.; Sessitsch, A.; Gerzabek, M.H., 2004. Effects of level and quality of organic matter input on carbon storage and biological activity in soil: Synthesis of a long-term experiment. *Global Biogeochemical Cycles*, 18 (4): Gb4011.
[Texte intégral](#)
- Kong, A.Y.Y.; Six, J.; Bryant, D.C.; Denison, R.F.; van Kessel, C., 2005. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 69 (4): 1078-1085.
[Texte intégral](#)
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123 (1-2): 1-22.
[Texte intégral](#)
- Lashermes, G.; Houot, S.; Nicolardot, B.; Mary, B.; Parnaudeau, V.; Morvan, T.; Lineres, M.; Metzger, L.; Thuriès, L.; Villette, C.; Tricaud, A.; Guillotin, M.L., 2007. *Apport de matières organiques exogènes en agriculture : indicateur de potentialité de stockage de carbone dans les sols et définition de classes de disponibilité d'azote. Rapport final*. Angers: ADEME, (Convention n° 0475C0078), 78 p.
- Lashermes, G.; Nicolardot, B.; Parnaudeau, V.; Thuriès, L.; Chaussod, R.; Guillotin, M.L.; Lineres, M.; Mary, B.; Metzger, L.; Morvan, T.; Tricaud, A.; Villette, C.; Houot, S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresource Technology*, 101 (1): 157-164.
[Texte intégral](#)
- Lashermes, G.; Nicolardot, B.; Parnaudeau, V.; Thuriès, L.; Chaussod, R.; Guillotin, M.L.; Lineres, M.; Mary, B.; Metzger, L.; Morvan, T.; Tricaud, A.; Villette, C.; Houot, S., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science*, 60 (2): 297-310.
[Texte intégral](#)
- Leroy, B.L.M.; Herath, H.; De Neve, S.; Gabriels, D.; Bommele, L.; Reheul, D.; Moens, M., 2008. Effect of vegetable, fruit and garden (VFG) waste compost on soil physical properties. *Compost Science & Utilization*, 16 (1): 43-51.
[Texte intégral](#)
- Leroy, B.L.M.; Schmidt, O.; Van den Bossche, A.; Reheul, D.; Moens, M., 2008. Earthworm population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. *Pedobiologia*, 52 (2): 139-150.
[Texte intégral](#)
- Li, J.L.; Evanylo, G.K., 2013. The Effects of Long-term Application of Organic Amendments on Soil Organic Carbon Accumulation. *Soil Science Society of America Journal*, 77 (3): 964-973.
[Texte intégral](#)
- Linères, M.; Djakovitch, J.L., 1993. Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. In: Decroux, J.; Ignaz, J.C., eds. *Matières organiques et agricultures, Quatrième journées de l'analyse de terre et cinquième forum de la fertilisation raisonnée*. Paris: Gemas, 1078-1085.
- Liu, N.; He, H.B.; Xie, H.T.; Bai, Z.; Zhang, X.D.; Peng, C.; Zhu, P.; Ren, J.; Wang, L.C., 2010. Impacts of long-term inorganic and organic fertilization on lignin in a Mollisol. *Journal of Soils and Sediments*, 10 (8): 1466-1474
[Texte intégral](#)
- Lopez-Pineiro, A.; Albarran, A.; Nunes, J.M.R.; Pena, D.; Cabrera, D., 2011a. Cumulative and Residual Effects of Two-Phase Olive Mill Waste on Olive Grove Production and Soil Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 75 (3): 1061-1069.
[Texte intégral](#)
- Lopez-Pineiro, A.; Albarran, A.; Nunes, J.M.R.; Pena, D.; Cabrera, D., 2011b. Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. *Soil & Tillage Research*, 114 (2): 175-182.
[Texte intégral](#)
- Lopez-Pineiro, A.; Murillo, S.; Barreto, C.; Munoz, A.; Rato, J.M.; Albarran, A.; Garcia, A., 2007. Changes in organic matter and residual effect of amendment with two-phase olive-mill waste on degraded agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 378 (1-2): 84-89.
[Texte intégral](#)
- Loveland, P.; Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research*, 70 (1): 1-18.
[Texte intégral](#)
- Ludwig, B.; Geisseler, D.; Michel, K.; Joergensen, R.G.; Schulz, E.; Merbach, I.; Raupp, J.; Rauber, R.; Hu, K.; Niu, L.; Liu, X., 2011. Effects of fertilization and soil management on crop yields and carbon stabilization in soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31 (2): 361-372.
[Texte intégral](#)
- Ludwig, B.; Schulz, E.; Rethemeyer, J.; Merbach, I.; Flessa, H., 2007. Predictive modelling of C dynamics in the long-term fertilization experiment at Bad Lauchstadt with the Rothamsted Carbon Model. *European Journal of Soil Science*, 58 (5): 1155-1163.
[Texte intégral](#)
- Lynch, D.H.; Voroney, R.P.; Warman, P.R., 2005. Soil physical properties and organic matter fractions under forages receiving composts, manure or fertilizer. *Compost Science & Utilization*, 13 (4): 252-261.
[Texte intégral](#)
- Lynch, D.H.; Voroney, R.P.; Warman, P.R., 2006. Use of ¹³C and ¹⁵N natural abundance techniques to characterize carbon and nitrogen dynamics in composting and in compost-amended soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (1): 103-114.
[Texte intégral](#)
- Macias, F.; Arbestain, M.C., 2010. Soil carbon sequestration in a changing global environment. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15 (6): 511-529.
[Texte intégral](#)
- Marcato, C.E.; Mohtar, R.; Revel, J.C.; Pouech, P.; Hafidi, M.; Guirresse, M., 2009. Impact of anaerobic digestion on organic matter quality in pig slurry. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63 (3): 260-266.
[Texte intégral](#)
- Marmo, L.; Feix, I.; Bourmeau, E.; Amlinger, F.; Bannick, C.G.; De Neve, S.; Favoino, E.; Gendebien, A.; Gibert, J.; Givet, M.; Leifert, I.; Morris, R.; Rodriguez Cruz, A.; Ruck, F.; Siebert, S.; Tittarelli, F., 2004. *Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection. Volume - III. Organic matter and biodiversity. Taskgroup 4 on exogenous organic matter*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 195 p.
[Texte intégral](#)
- Marschner, B.; Brodowski, S.; Dreves, A.; Gleixner, G.; Gude, A.; Grootes, P.M.; Hamer, U.; Heim, A.; Jandl, G.; Ji, R.; Kaiser, K.; Kalbitz, K.; Kramer, C.; Leinweber, P.; Rethemeyer, J.; Schaeffer, A.; Schmidt, M.W.I.; Schwark, L.; Wiesenberger, G.L.B., 2008. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 171 (1): 91-110.
[Texte intégral](#)
- Martinez-Blanco, J.; Lazcano, C.; Boldrin, A.; Muñoz, P.; Rieradevall, J.; Møller, J.; Antón, A.; Christensen, T., 2013. Assessing the Environmental Benefits of Compost Use-on-Land through an LCA Perspective. In: Lichtfouse, E., ed. *Sustainable Agriculture Reviews*. 255-318.
- McGrath, S.P.; Zhao, F.J.; Dunham, S.J.; Crosland, A.R.; Coleman, K., 2000. Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application. *Journal of Environmental Quality*, 29 (3): 875-883.
[Texte intégral](#)
- Moeskops, B.; Buchan, D.; Van Beneden, S.; Fievez, V.; Sleutel, S.; Gasper, M.S.; D'Hose, T.; De Neve, S., 2012. The impact of exogenous organic matter on SOM contents and microbial soil quality. *Pedobiologia*, 55 (3): 175-184.
[Texte intégral](#)

- Molina, J.A.E.; Clapp, C.E.; Shaffer, M.J.; Chichester, F.W.; Larson, W.E., 1983. NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration, and behavior. *Soil Science Society of America Journal*, 47 (1): 85-91.
[Texte intégral](#)
- Møller, J.; Boldrin, A.; Christensen, T.H., 2009. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Management & Research*, 27 (8): 813-824.
[Texte intégral](#)
- Moller, K., 2009. Influence of different manuring systems with and without biogas digestion on soil organic matter and nitrogen inputs, flows and budgets in organic cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84 (2): 179-202.
[Texte intégral](#)
- Moller, K.; Schulz, R.; Muller, T., 2011. Effects of setup of centralized biogas plants on crop acreage and balances of nutrients and soil humus. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 89 (2): 303-312.
[Texte intégral](#)
- Mondini, C.; Coleman, K.; Whitmore, A.P., 2012. Spatially explicit modelling of changes in soil organic C in agricultural soils in Italy, 2001-2100: Potential for compost amendment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 153: 24-32.
[Texte intégral](#)
- Morlat, R.; Chaussod, R., 2008. Long-term Additions of Organic Amendments in a Loire Valley Vineyard. I. Effects on Properties of a Calcareous Sandy Soil. *American Journal of Enology and Viticulture*, 59 (4): 353-363.
- Morra, L.; Pagano, L.; Iovieno, P.; Baldantoni, D.; Alfani, A., 2010. Soil and vegetable crop response to addition of different levels of municipal waste compost under Mediterranean greenhouse conditions. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (3): 701-709.
[Texte intégral](#)
- Morvan, T.; Nicolardot, B., 2009. Role of organic fractions on C decomposition and N mineralization of animal wastes in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 45 (5): 477-486.
[Texte intégral](#)
- Morvan, T.; Nicolardot, B.; Pean, L., 2006. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. *Biology and Fertility of Soils*, 42 (6): 513-522.
[Texte intégral](#)
- Ndayegamiye, A.; Cote, D., 1989. Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. *Canadian Journal of Soil Science*, 69 (1): 39-47.
[Texte intégral](#)
- Nkoa, R., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (2): 473-492.
[Texte intégral](#)
- Odlare, M.; Arthurson, V.; Pell, M.; Svensson, K.; Nehrenheim, E.; Abubaker, J., 2011. Land application of organic waste - Effects on the soil ecosystem. *Applied Energy*, 88 (6): 2210-2218.
[Texte intégral](#)
- Pansu, M.; Thuries, L., 2003. Kinetics of C and N mineralization, N immobilization and N volatilization of organic inputs in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (1): 37-48.
[Texte intégral](#)
- Parnaudeau, V.; Condom, N.; Oliver, R.; Cazevieuille, P.; Recous, S., 2008. Vinasse organic matter quality and mineralization potential, as influenced by raw material, fermentation and concentration processes. *Bioresource Technology*, 99 (6): 1553-1562.
[Texte intégral](#)
- Parnaudeau, V.; Nicolardot, B.; Pages, J., 2004. Relevance of organic matter fractions as predictors of wastewater sludge mineralization in soil. *Journal of Environmental Quality*, 33 (5): 1885-1894.
[Texte intégral](#)
- Parnaudeau, V.; Nicolardot, B.; Robert, P.; Alavoine, G.; Pages, J.; Duchiron, F., 2006. Organic matter characteristics of food processing industry wastewaters affecting their C and N mineralization in soil incubation. *Bioresource Technology*, 97 (11): 1284-1295.
[Texte intégral](#)
- Parton, W.J.; Schimel, D.S.; Cole, C.V.; Ojima, D.S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic-matter levels in great-plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51 (5): 1173-1179.
[Texte intégral](#)
- Pathak, H.; Byjesh, K.; Chakrabarti, B.; Aggarwal, P.K., 2011. Potential and cost of carbon sequestration in Indian agriculture: Estimates from long-term field experiments. *Field Crops Research*, 120 (1): 102-111.
[Texte intégral](#)
- Peltre, C.; Christensen, B.T.; Dragon, S.; Icard, C.; Katterer, T.; Houot, S., 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biology & Biochemistry*, 52: 49-60.
[Texte intégral](#)
- Peregrina, F.; Larrieta, C.; Colina, M.; Mariscal-Sancho, I.; Martin, I.; Martinez-Vidaurre, J.M.; Garcia-Escudero, E., 2012. Spent Mushroom Substrates Influence Soil Quality and Nitrogen Availability in a Semiarid Vineyard Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 76 (5): 1655-1666.
[Texte intégral](#)
- Persson, J.; Kirchmann, H., 1994. Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 51 (1-2): 249-255.
[Texte intégral](#)
- Peters, K.; Jensen, L.S., 2011. Biochemical characteristics of solid fractions from animal slurry separation and their effects on C and N mineralisation in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 47 (4): 447-455.
[Texte intégral](#)
- Pichler, M.; Kogel-Knabner, I., 2000. Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality*, 29 (4): 1337-1344.
[Texte intégral](#)
- Pires Bueno, J.R.P.; Berton, R.S.; da Siveira, A.P.D.; Chiba, M.K.; de Andrade, C.A.; De Maria, I.C., 2011. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated with successive applications of sewage sludge. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 35 (4): 1461-1470.
- Powlson, D.S.; Bhogal, A.; Chambers, B.J.; Coleman, K.; Macdonald, A.J.; Goulding, K.W.T.; Whitmore, A.P., 2012. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: A case study. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 146 (1): 23-33.
[Texte intégral](#)
- Powlson, D.S.; Gregory, P.J.; Whalley, W.R.; Quinton, J.N.; Hopkins, D.W.; Whitmore, A.P.; Hirsch, P.R.; Goulding, K.W.T., 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy*, 36: S72-S87.
[Texte intégral](#)
- Pritchett, K.; Kennedy, A.C.; Cogger, C.G., 2011. Management Effects on Soil Quality in Organic Vegetable Systems in Western Washington. *Soil Science Society of America Journal*, 75 (2): 605-615.
[Texte intégral](#)
- Robin, D., 1997. Usefulness of organic profiles for evaluating the stable organic matter fraction produced during decomposition in soil and the classification of organic manures. *Agronomie*, 17 (3): 157-171.
[Texte intégral](#)
- Rogovska, N.; Laird, D.; Cruse, R.; Fleming, P.; Parkin, T.; Meek, D., 2011. Impact of Biochar on Manure Carbon Stabilization and Greenhouse Gas Emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 75 (3): 871-879.
[Texte intégral](#)
- Romanya, J.; Arco, N.; Sola-Morales, I.; Armengot, L.; Sans, F.X., 2012. Carbon and Nitrogen Stocks and Nitrogen Mineralization in Organically Managed Soils Amended with Composted Manures. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4): 1337-1347.
[Texte intégral](#)

- Ros, M.; Klammer, S.; Knapp, B.; Aichberger, K.; Insam, H., 2006. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil Use and Management*, 22 (2): 209-218.
[Texte intégral](#)
- Ross, D.J.; Tate, K.R.; Cairns, A.; Meyrick, K.F.; Pansier, E.A., 1982. Effects of slaughterhouse effluent and water on biochemical-properties of 2 seasonally dry soils under pasture. *New Zealand Journal of Science*, 25 (4): 341-349.
- Rotenberg, D.; Cooperband, L.; Stone, A., 2005. Dynamic relationships between soil properties and foliar disease as affected by annual additions of organic amendment to a sandy-soil vegetable production system. *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (7): 1343-1357.
[Texte intégral](#)
- Schouten, S.; van Groenigen, J.W.; Oenema, O.; Cayuela, M.L., 2012. 'Bioenergy from cattle manure? Implications of anaerobic digestion and subsequent pyrolysis for carbon and nitrogen dynamics in soil'. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (6): 751-760.
[Texte intégral](#)
- Schroder, J.L.; Zhang, H.; Zhou, D.; Basta, N.; Raun, W.R.; Payton, M.E.; Zazulak, A., 2008. The effect of long-term annual application of biosolids on soil properties, phosphorus, and metals. *Soil Science Society of America Journal*, 72 (1): 73-82.
[Texte intégral](#)
- Schulten, H.R.; Leinweber, P., 1991. Influence of long-term fertilization with farmyard manure on soil organic-matter - Characteristics of particle-size fractions. *Biology and Fertility of Soils*, 12 (2): 81-88.
[Texte intégral](#)
- Singh, R.P.; Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 28 (2): 347-358.
[Texte intégral](#)
- Six, J.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241 (2): 155-176.
[Texte intégral](#)
- Sleutel, S.; De Neve, S.; Nemeth, T.; Toth, T.; Hofman, G., 2006. Effect of manure and fertilizer application on the distribution of organic carbon in different soil fractions in long-term field experiments. *European Journal of Agronomy*, 25 (3): 280-288.
[Texte intégral](#)
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.C.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S.; O'Mara, F.; Rice, C.; Scholes, B.; Sirotenko, O.; Howden, M.; McAllister, T.; Pan, G.X.; Romanenkov, V.; Schneider, U.; Towprayoon, S., 2007. Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 6-28.
[Texte intégral](#)
- Smith, P.; Powlson, D.S., 2000. Considering manure and carbon sequestration. *Science*, 287 (5452): 428-429.
[Texte intégral](#)
- Smith, P.; Powlson, D.S.; Glendining, M.J.; Smith, J.U., 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: Preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology*, 3 (1): 67-79.
[Texte intégral](#)
- Sommerfeldt, T.G.; Chang, C.; Entz, T., 1988. Long-term annual manure applications increase soil organic-matter and nitrogen, and decrease carbon to nitrogen ratio. *Soil Science Society of America Journal*, 52 (6): 1668-1672.
- Speir, T.W.; Horswell, J.; van Schaik, A.P.; McLaren, R.G.; Fietje, G., 2004. Composted biosolids enhance fertility of a sandy loam soil under dairy pasture. *Biology and Fertility of Soils*, 40 (5): 349-358.
[Texte intégral](#)
- Spokas, K.A., 2010. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, 1 (2): 289-303.
[Texte intégral](#)
- Steinbeiss, S.; Gleixner, G.; Antonietti, M., 2009. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (6): 1301-1310.
[Texte intégral](#)
- Tambone, F.; Genevini, P.; D'Imporzano, G.; Adani, F., 2009. Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. *Bioresource Technology*, 100 (12): 3140-3142.
[Texte intégral](#)
- Tambone, F.; Scaglia, B.; D'Imporzano, G.; Schievano, A.; Orzi, V.; Salati, S.; Adani, F., 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere*, 81 (5): 577-583.
[Texte intégral](#)
- Tégliá, C.; Trémier, A.; Martel, J.L., 2010. Characterization of Solid Digestates: Part 1, Review of Existing Indicators to Assess Solid Digestates Agricultural Use. *Waste and Biomass Valorization*, 2 (1): 43-58.
[Texte intégral](#)
- Tégliá, C.; Trémier, A.; Martel, J.L., 2011. Characterization of Solid Digestates: Part 2, Assessment of the Quality and Suitability for Composting of Six Digested Products. *Waste and Biomass Valorization*, 211 (2): 113-126.
[Texte intégral](#)
- Thomsen, I.K.; Christensen, B.T., 2010. Carbon sequestration in soils with annual inputs of maize biomass and maize-derived animal manure: Evidence from C-13 abundance. *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (9): 1643-1646.
[Texte intégral](#)
- Thomsen, I.K.; Olesen, J.E.; Moller, H.B.; Sorensen, P.; Christensen, B.T., 2013. Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology & Biochemistry*, 58: 82-87.
[Texte intégral](#)
- Tits, M.; Elsen, A.; Bries, J.; Vandendriessche, H., 2014. Short-term and long-term effects of vegetable, fruit and garden waste compost applications in an arable crop rotation in Flanders. *Plant and Soil*, 376 (1-2): 43-59.
[Texte intégral](#)
- Tuomela, M.; Vikman, M.; Hatakka, A.; Itavaara, M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*, 72 (2): 169-183.
[Texte intégral](#)
- Weber, J.; Karczewska, A.; Drozd, J.; Licznar, M.; Licznar, S.; Jamroz, E.; Kocowicz, A., 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (6): 1294-1302.
[Texte intégral](#)
- Woolf, D.; Amonette, J.E.; Street-Perrott, F.A.; Lehmann, J.; Joseph, S., 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications*, 1: 56.
[Texte intégral](#)
- Wu, C.Y.; Chen, Y.; Wang, J.Y.; Wang, S.J., 2006. Estimation of turnover and equilibrium of soil organic matter using a mathematical approach. *Pedosphere*, 16 (5): 634-645.
[Texte intégral](#)
- Wu, T.Y.; Schoenau, J.J.; Li, F.M.; Qian, P.Y.; Malhi, S.S.; Shi, Y.C.; Xu, F.L., 2004. Influence of cultivation and fertilization on total organic carbon and carbon fractions in soils from the Loess Plateau of China. *Soil & Tillage Research*, 77 (1): 59-68.
[Texte intégral](#)
- Yang, S.M.; Malhi, S.S.; Li, F.M.; Suo, D.R.; Xu, M.G.; Wang, P.; Xiao, G.J.; Jia, Y.; Guo, T.W.; Wang, J.G., 2007. Long-term effects of manure and fertilization on soil organic matter and quality parameters of a calcareous soil in NW China. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 170 (2): 234-243.
[Texte intégral](#)
- Zhao, Y.C.; Wang, P.; Li, J.L.; Chen, Y.R.; Ying, X.Z.; Liu, S.Y., 2009. The effects of two organic manures on soil properties and crop yields on a temperate calcareous soil under a wheat-maize cropping system. *European Journal of Agronomy*, 31 (1): 36-42.
[Texte intégral](#)

Section 3.3

- Abiven, S.; Menasseri, S.; Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (1): 1-12.
[Texte intégral](#)
- Agbede, T.M., 2010. Tillage and fertilizer effects on some soil properties, leaf nutrient concentrations, growth and sweet potato yield on an Alfisol in southwestern Nigeria. *Soil & Tillage Research*, 110 (1): 25-32.
[Texte intégral](#)
- Aggelides, S.M.; Londra, P.A., 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technology*, 71 (3): 253-259.
[Texte intégral](#)
- Albiach, R.; Canet, R.; Pomares, F.; Ingelmo, F., 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology*, 76 (2): 125-129.
[Texte intégral](#)
- Amezketta, E., 1999. Soil aggregate stability: A review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14 (2-3): 83-151.
[Texte intégral](#)
- Annabi, M.; Houot, S.; Francou, F.; Poitrenaud, M.; Le Bissonnais, Y., 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (2): 413-423.
[Texte intégral](#)
- Annabi, M.; Le Bissonnais, Y.; Le Villio-Poitrenaud, M.; Houot, S., 2011. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 144 (1): 382-389.
[Texte intégral](#)
- Arshad, M.A.; Soon, Y.K.; Azooz, R.H.; Lupwayi, N.Z.; Chang, S.X., 2012. Soil and Crop Response to Wood Ash and Lime Application in Acidic Soils. *Agronomy Journal*, 104 (3): 715-721.
[Texte intégral](#)
- Arthur, E.; Cornelis, W.M.; Vermang, J.; De Rocker, E., 2011. Amending a loamy sand with three compost types: impact on soil quality. *Soil Use and Management*, 27 (1): 116-123.
[Texte intégral](#)
- Atkinson, C.J.; Fitzgerald, J.D.; Hipps, N.A., 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and Soil*, 337 (1-2): 1-18.
[Texte intégral](#)
- Azarmi, R.; Giglou, M.T.; Taleshmikail, R.D., 2008. Influence of vermicompost on soil chemical and physical properties in tomato (*Lycopersicon esculentum*) field. *African Journal of Biotechnology*, 7 (14): 2397-2401.
[Texte intégral](#)
- Barbera, A.C.; Maucieri, C.; Cavallaro, V.; Ioppolo, A.; Spagna, G., 2013. Effects of spreading olive mill wastewater on soil properties and crops, a review. *Agricultural Water Management*, 119: 43-53.
[Texte intégral](#)
- Benbi, D.K.; Senapati, N., 2010. Soil aggregation and carbon and nitrogen stabilization in relation to residue and manure application in rice-wheat systems in northwest India. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87 (2): 233-247.
[Texte intégral](#)
- Bendfeldt, E.S.; Burger, J.A.; Daniels, W.L., 2001. Quality of amended mine soils after sixteen years. *Soil Science Society of America Journal*, 65 (6): 1736-1744.
[Texte intégral](#)
- Bhogal, A.; Nicholson, F.A.; Young, I.; Sturrock, C.; Whitmore, A.P.; Chambers, B.J., 2011. Effects of recent and accumulated livestock manure carbon additions on soil fertility and quality. *European Journal of Soil Science*, 62 (1): 174-181.
[Texte intégral](#)
- Bipfubusa, M.; Angers, D.A.; N'Dayegamiye, A.; Antoun, H., 2008. Soil aggregation and biochemical properties following the application of fresh and composted organic amendments. *Soil Science Society of America Journal*, 72 (1): 160-166.
[Texte intégral](#)
- Blair, N.; Faulkner, R.D.; Till, A.R.; Poulton, P.R., 2006. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility - Part 1: Broadbalk experiment. *Soil & Tillage Research*, 91 (1-2): 30-38.
[Texte intégral](#)
- Bronick, C.J.; Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124 (1-2): 3-22.
[Texte intégral](#)
- Camberato, J.J.; Gagnon, B.; Angers, D.A.; Chantigny, M.H.; Pan, W.L., 2006. Pulp and paper mill by-products as soil amendments and plant nutrient sources. *Canadian Journal of Soil Science*, 86 (4): 641-653.
[Texte intégral](#)
- Caravaca, F.; Garcia, C.; Hernandez, M.T.; Roldan, A., 2002. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Applied Soil Ecology*, 19 (3): 199-208.
[Texte intégral](#)
- Casado-Vela, J.; Selles, S.; Navarro, J.; Bustamante, M.A.; Mataix, J.; Guerrero, C.; Gomez, I., 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *Waste Management*, 26 (9): 946-952.
[Texte intégral](#)
- Celik, I.; Ortas, I.; Kilic, S., 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil & Tillage Research*, 78 (1): 59-67.
[Texte intégral](#)
- Chalhoub, M.; Coquet, Y.; Vachier, P., 2013. Water and Bromide Dynamics in a Soil Amended with Different Urban Composts. *Vadose Zone Journal*, 12 (1).
[Texte intégral](#)
- Chartzoulakis, K.; Psarras, G.; Moutsopoulou, M.; Stefanoudaki, E., 2010. Application of olive mill wastewater to a Cretan olive orchard: Effects on soil properties, plant performance and the environment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 138 (3-4): 293-298.
[Texte intégral](#)
- Courtney, R.G.; Mullen, G.J., 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Bioresource Technology*, 99 (8): 2913-2918.
[Texte intégral](#)
- Cox, D.; Bezdicek, D.; Fauci, M., 2001. Effects of compost, coal ash, and straw amendments on restoring the quality of eroded Palouse soil. *Biology and Fertility of Soils*, 33 (5): 365-372.
[Texte intégral](#)
- Dalal, R.C.; Bridge, B.J., 1996. Aggregation and organic matter storage in sub-humid and semi-arid soils. In: Carter, M.R.; Stewart, B.A., eds. *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Boca Raton, FL: CRC Press, 263-307.
- Darwish, O.H.; Persaud, N.; Martens, D.C., 1995. Effect of long-term application of animal manure on physical-properties of 3 soils. *Plant and Soil*, 176 (2): 289-295.
[Texte intégral](#)
- Debosz, K.; Petersen, S.O.; Kure, L.K.; Ambus, P., 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. *Applied Soil Ecology*, 19 (3): 237-248.
[Texte intégral](#)
- Diacono, M.; Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 401-422.
[Texte intégral](#)

- Dorado, J.; Zancada, M.C.; Almendros, G.; Lopez-Fando, C., 2003. Changes in soil properties and humic substances after long-term amendments with manure and crop residues in dryland farming systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 166 (1): 31-38.
[Texte intégral](#)
- Duan, R.B.; Sheppard, C.D.; Fedler, C.B., 2010. Short-Term Effects of Wastewater Land Application on Soil Chemical Properties. *Water Air and Soil Pollution*, 211 (1-4): 165-176.
[Texte intégral](#)
- Duong, T.T.T.; Penfold, C.; Marschner, P., 2012. Differential effects of composts on properties of soils with different textures. *Biology and Fertility of Soils*, 48 (6): 699-707.
[Texte intégral](#)
- Edmeades, D.C., 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66 (2): 165-180.
[Texte intégral](#)
- Edwards, L., 2010. Biowaste usage for soil erosion control and soil physical improvement under potatoes (*Solanum tuberosum*) in Atlantic Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 90 (1): 103-111.
[Texte intégral](#)
- Elliott, H.A.; Dempsey, B.A., 1991. Agronomic effects of land application of water-treatment sludges. *Journal American Water Works Association*, 83 (4): 126-131.
- Gilley, J.E.; Risse, L.M.; Eghball, B., 2002. Managing runoff following manure application. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57 (6): 530-533.
- Haynes, R.J.; Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51 (2): 123-137.
[Texte intégral](#)
- Hemmat, A.; Aghilinategh, N.; Rezainejad, Y.; Sadeghi, M., 2010. Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. *Soil & Tillage Research*, 108 (1-2): 43-50.
[Texte intégral](#)
- Jiao, Y.; Whalen, J.K.; Hendershot, W.H., 2006. No-tillage and manure applications increase aggregation and improve nutrient retention in a sandy-loam soil. *Geoderma*, 134 (1-2): 24-33.
[Texte intégral](#)
- Jokela, W.E.; Grabber, J.H.; Karlen, D.L.; Balsler, T.C.; Palmquist, D.E., 2009. Cover Crop and Liquid Manure Effects on Soil Quality Indicators in a Corn Silage System. *Agronomy Journal*, 101 (4): 727-737.
[Texte intégral](#)
- Jouquet, P.; Plumere, T.; Thuy, D.T.; Rumpel, C.; Toan, T.D.; Orange, D., 2010. The rehabilitation of tropical soils using compost and vermicompost is affected by the presence of endogeic earthworms. *Applied Soil Ecology*, 46 (1): 125-133.
[Texte intégral](#)
- Khaleel, R.; Reddy, K.R.; Overcash, M.R., 1981. Changes in soil physical-properties due to organic waste applications - A review. *Journal of Environmental Quality*, 10 (2): 133-141.
[Texte intégral](#)
- Leroy, B.L.M.; Herath, H.; Sleutel, S.; De Neve, S.; Gabriels, D.; Reheul, D.; Moens, M., 2008. The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use and Management*, 24 (2): 139-147.
[Texte intégral](#)
- Li, J.T.; Zhong, X.L.; Wang, F.; Zhao, Q.G., 2011. Effect of poultry litter and livestock manure on soil physical and biological indicators in a rice-wheat rotation system. *Plant Soil and Environment*, 57 (8): 351-356.
[Texte intégral](#)
- Lithourgidis, A.S.; Matsi, T.; Barbayiannis, N.; Dordas, C.A., 2007. Effect of liquid cattle manure on corn yield, composition, and soil properties. *Agronomy Journal*, 99 (4): 1041-1047.
[Texte intégral](#)
- Liu, Y.Y.; Haynes, R.J., 2011. Origin, Nature, and Treatment of Effluents From Dairy and Meat Processing Factories and the Effects of Their Irrigation on the Quality of Agricultural Soils. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41 (17): 1531-1599.
[Texte intégral](#)
- Mahdy, A.M., 2011. Comparative Effects of Different Soil Amendments on Amelioration of Saline-Sodic Soils. *Soil and Water Research*, 6 (4): 205-216.
- Mbagwu, J.S.C.; Piccolo, A.; Spallacci, P., 1991. Effects of field applications of organic wastes from different sources on chemical, rheological and structural-properties of some italian surface soils. *Bioresource Technology*, 37 (1): 71-78.
[Texte intégral](#)
- Mikha, M.M.; Rice, C.W., 2004. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (3): 809-816.
[Texte intégral](#)
- Miller, J.J.; Bremer, E.; Beasley, B.W.; Drury, C.F.; Zebarth, B.J.; Larney, F.J., 2012. Long-term effect of fresh and composted cattle manure on the size and nutrient composition of dry-sieved soil aggregates. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 (4): 673-683.
[Texte intégral](#)
- N'Dayegamiye, A., 2006. Mixed paper mill sludge effects on corn yield, nitrogen efficiency, and soil properties. *Agronomy Journal*, 98 (6): 1471-1478.
[Texte intégral](#)
- Neilsen, G.H.; Hogue, E.J.; Neilsen, D.; Zebarth, B.J., 1998. Evaluation of organic wastes as soil amendments for cultivation of carrot and chard on irrigated sandy soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 78 (1): 217-225.
[Texte intégral](#)
- Nektarios, P.A.; Petrovic, A.M.; Steenhuis, T.S., 2007. Preferential flow in simulated greenhouse golf putting green profiles as affected by aeration and two soil moisture regimes. *Soil Science*, 172 (2): 108-123.
[Texte intégral](#)
- Nyamangara, J.; Gotosa, J.; Mpfu, S.E., 2001. Cattle manure effects on structural stability and water retention capacity of a granitic sandy soil in Zimbabwe. *Soil & Tillage Research*, 62 (3-4): 157-162.
[Texte intégral](#)
- Ojeda, G.; Alcaniz, J.M.; Le Bissonnais, Y., 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 125 (1-4): 48-56.
[Texte intégral](#)
- Pare, T.; Dinel, H.; Moulin, A.P.; Townley-Smith, L., 1999. Organic matter quality and structural stability of a Black Chernozemic soil under different manure and tillage practices. *Geoderma*, 91 (3-4): 311-326.
[Texte intégral](#)
- Pathak, H.; Joshi, H.C.; Chaudhary, A.; Chaudhary, R.; Kalra, N.; Dwivedi, M.K., 1999. Soil amendment with distillery effluent for wheat and rice cultivation. *Water Air and Soil Pollution*, 113 (1-4): 133-140.
[Texte intégral](#)
- Plaza, C.; Garcia-Gil, I.C.; Polo, A., 2005. Effects of pig slurry application on soil chemical properties under semiarid conditions. *Agrochimica*, 49 (3-4): 87-92.
- Roca-Perez, L.; Martinez, C.; Marcilla, P.; Boluda, R., 2009. Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil-plant system. *Chemosphere*, 75 (6): 781-787.
[Texte intégral](#)
- Saviozzi, A.; Biasci, A.; Riffaldi, R.; Levi-Minzi, R., 1999. Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some soil biochemical characteristics. *Biology and Fertility of Soils*, 30 (1-2): 100-106.
[Texte intégral](#)
- Shirani, H.; Hajabbasi, M.A.; Afyuni, M.; Hemmat, A., 2002. Effects of farmyard manure and tillage systems on soil physical properties and corn yield in central Iran. *Soil & Tillage Research*, 68 (2): 101-108.
[Texte intégral](#)

- Tejada, M.; Gonzalez, J.L., 2008. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. *Geoderma*, 145 (3-4): 325-334.
[Texte intégral](#)
- Weber, J.; Karczewska, A.; Drozd, J.; Licznar, M.; Licznar, S.; Jamroz, E.; Kocowicz, A., 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (6): 1294-1302.
[Texte intégral](#)
- Weil, R.R.; Kroontje, W.; Jones, G.D., 1979. Inorganic nitrogen and soluble salts in a davidson clay loam used for poultry manure disposal. *Journal of Environmental Quality*, 8 (1): 86-91.
[Texte intégral](#)
- Whalen, J.K.; Chang, C., 2002. Macroaggregate characteristics in cultivated soils after 25 annual manure applications. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (5): 1637-1647.
[Texte intégral](#)
- Section 3.4.**
- Akkanen, J.; Vogt, R.D.; Kukkonen, J.V.K., 2004. Essential characteristics of natural dissolved organic matter affecting the sorption of hydrophobic organic contaminants. *Aquatic Sciences*, 66 (2): 171-177.
[Texte intégral](#)
- Angers, D.A.; Chantigny, M.H.; Rochette, P.; Gagnon, B., 2006. Dynamics of soil water-extractable organic C following application of dairy cattle manures. *Canadian Journal of Soil Science*, 86 (5): 851-858.
[Texte intégral](#)
- Artiola, J.F.; Pepper, I.L., 1992. Long-term influence of liquid sewage-sludge on the organic-carbon and nitrogen-content of a furrow-irrigated desert soil. *Biology and Fertility of Soils*, 14 (1): 30-36.
[Texte intégral](#)
- Baker, A., 2002. Fluorescence properties of some farm wastes: implications for water quality monitoring. *Water Research*, 36 (1): 189-195.
[Texte intégral](#)
- Baldock, J.A.; Masiello, C.A.; Gelinas, Y.; Hedges, J.I., 2004. Cycling and composition of organic matter in terrestrial and marine ecosystems. *Marine Chemistry*, 92 (1-4): 39-64.
[Texte intégral](#)
- Banger, K.; Toor, G.S.; Biswas, A.; Sidhu, S.S.; Sudhir, K., 2010. Soil organic carbon fractions after 16-years of applications of fertilizers and organic manure in a Typic Rhodalfs in semi-arid tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86 (3): 391-399.
[Texte intégral](#)
- Battin, T.J.; Luysaert, S.; Kaplan, L.A.; Aufdenkampe, A.K.; Richter, A.; Tranvik, L.J., 2009. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2 (9): 598-600.
[Texte intégral](#)
- Beesley, L., 2012. Carbon storage and fluxes in existing and newly created urban soils. *Journal of Environmental Management*, 104: 158-165.
[Texte intégral](#)
- Bell, M.J.; Worrall, F., 2011. Charcoal addition to soils in NE England: A carbon sink with environmental co-benefits? *Science of the Total Environment*, 409 (9): 1704-1714.
[Texte intégral](#)
- Bhogal, A.; Shepherd, M., 1997. Effect of poultry manure on the leaching of carbon from a sandy soil as a potential substrate for denitrification in the subsoil. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 74 (3): 313-322.
[Texte intégral](#)
- Bilal, M.; Jaffrezic, A.; Dudal, Y.; Le Guillou, C.; Menasseri, S.; Walter, C., 2010. Discrimination of Farm Waste Contamination by Fluorescence Spectroscopy Coupled with Multivariate Analysis during a Biodegradation Study. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58 (5): 3093-3100.
[Texte intégral](#)
- Whalen, J.K.; Hu, Q.C.; Liu, A.G., 2003. Compost applications increase water-stable aggregates in conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal*, 67 (6): 1842-1847.
[Texte intégral](#)
- Wong, J.W.C.; Ma, K.K.; Fang, K.M.; Cheung, C., 1999. Utilization of a manure compost for organic farming in Hong Kong. *Bioresource Technology*, 67 (1): 43-46.
[Texte intégral](#)
- Zhang, Y.; Li, X.; Wang, Z.G.; Liang, H.J.; Hu, M.; Meng, Q.J., 2012. Study on the response of soil chemical properties and corn (*Zea mays* L.) to the land application with sugar beet rinse water. *Agricultural Water Management*, 115: 38-46.
[Texte intégral](#)
- Bilotta, G.S.; Brazier, R.E.; Haygarth, P.M., 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 237-280.
[Texte intégral](#)
- Boissier, J.M.; Fontvielle, D., 1993. Biodegradable dissolved organic-carbon in seepage waters from 2 forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 25 (9): 1257-1261.
[Texte intégral](#)
- Bol, R.; Kandeler, E.; Amelung, W.; Glaser, B.; Marx, M.C.; Preedy, N.; Lorenz, K., 2003. Short-term effects of dairy slurry amendment on carbon sequestration and enzyme activities in a temperate grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (11): 1411-1421.
[Texte intégral](#)
- Bol, R.; Ostle, N.J.; Friedrich, C.; Amelung, W.; Sanders, I., 1999. The influence of dung amendments on dissolved organic matter in grassland soil leachates - Preliminary results from a lysimeter study. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 35 (1-2): 97-109.
[Texte intégral](#)
- Bolan, N.S.; Adriano, D.C.; Kunhikrishnan, A.; James, T.; McDowell, R.; Senesi, N., 2011. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 1-75.
[Texte intégral](#)
- Byrne, C.M.P.; Hayes, M.H.B.; Kumar, R.; Novotny, E.H.; Lanigan, G.; Richards, K.G.; Fay, D.; Simpson, A.J., 2010. Compositional changes in the hydrophobic acids fraction of drainage water from different land management practices. *Water Research*, 44 (15): 4379-4390.
[Texte intégral](#)
- Chantigny, M.H., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 113 (3-4): 357-380.
[Texte intégral](#)
- Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Beauchamp, C.J., 2000. Decomposition of deinking paper sludge in agricultural soils as characterized by carbohydrate analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (11-12): 1561-1570.
[Texte intégral](#)
- Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Rochette, P., 2002. Fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 34 (4): 509-517.
[Texte intégral](#)
- Christ, M.J.; David, M.B., 1996. Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a Spodosol. *Soil Biology & Biochemistry*, 28 (9): 1191-1199.
[Texte intégral](#)

- de Zarruk, K.K.; Scholer, G.; Dudal, Y., 2007. Fluorescence fingerprints and CU2+-complexing ability of individual molecular size fractions in soil- and waste-borne DOM. *Chemosphere*, 69 (4): 540-548.
[Texte intégral](#)
- Delpla, I.; Baures, E.; Jung, A.V.; Thomas, O., 2011. Impacts of rainfall events on runoff water quality in an agricultural environment in temperate areas. *Science of the Total Environment*, 409 (9): 1683-1688.
[Texte intégral](#)
- Dutta, S.; Inamdar, S.; Tso, J.; Aga, D.S.; Sims, J.T., 2012. Dissolved Organic Carbon and Estrogen Transport in Surface Runoff From Agricultural Land Receiving Poultry Litter. *Journal of the American Water Resources Association*, 48 (3): 558-569.
[Texte intégral](#)
- Eldridge, S.M.; Chan, K.Y.; Barchia, I.; Pengelly, P.K.; Katupitiya, S.; Davis, J.M., 2009. A comparison of surface applied granulated biosolids and poultry litter in terms of risk to runoff water quality on turf farms in Western Sydney, Australia. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 134 (3-4): 243-250.
[Texte intégral](#)
- Embacher, A.; Zsolnay, A.; Gattinger, A.; Munch, J.C., 2008. The dynamics of water extractable organic matter (WEOM) in common arable topsoils: II. Influence of mineral and combined mineral and manure fertilization in a Haplic Chernozem. *Geoderma*, 148 (1): 63-69.
[Texte intégral](#)
- Eshleman, K.N.; Hemond, H.F., 1985. The role of organic-acids in the acid-base status of surface waters at bickford watershed, Massachusetts. *Water Resources Research*, 21 (10): 1503-1510.
[Texte intégral](#)
- Fagerberg, T.; Carlsson, P.; Lundgren, M., 2009. A large molecular size fraction of riverine high molecular weight dissolved organic matter (HMW DOM) stimulates growth of the harmful dinoflagellate *Alexandrium minutum*. *Harmful Algae*, 8 (6): 823-831.
[Texte intégral](#)
- Findlay, S.; Pace, M.L.; Lints, D.; Cole, J.J.; Caraco, N.F.; Peierls, B., 1991. Weak-coupling of bacterial and algal production in a heterotrophic ecosystem - The Hudson river estuary. *Limnology and Oceanography*, 36 (2): 268-278.
[Texte intégral](#)
- Gallet, C.; Boissier, J.M.; Berlandis, M., 2003. Short-term effects of manure application on soil leachates in a mountain catchment. *Agronomie*, 23 (4): 335-344.
[Texte intégral](#)
- Gigliotti, G.; Giusquiani, P.L.; Businelli, D.; Macchioni, A., 1997. Composition changes of dissolved organic matter in a soil amended with municipal waste compost. *Soil Science*, 162 (12): 919-926.
[Texte intégral](#)
- Graber, E.R.; Gerstl, Z., 2011. Organic micro-contaminant sorption, transport, accumulation, and root uptake in the soil-plant continuum as a result of irrigation with treated wastewater. *Israel Journal of Plant Sciences*, 59 (2-4): 105-114.
[Texte intégral](#)
- Graeber, D.; Gelbrecht, J.; Pusch, M.T.; Anlinger, C.; von Schiller, D., 2012. Agriculture has changed the amount and composition of dissolved organic matter in Central European headwater streams. *Science of the Total Environment*, 438: 435-446.
[Texte intégral](#)
- Gregorich, E.G.; Rochette, P.; McGuire, S.; Liang, B.C.; Lessard, R., 1998. Soluble organic carbon and carbon dioxide fluxes in maize fields receiving spring-applied manure. *Journal of Environmental Quality*, 27 (1): 209-214.
[Texte intégral](#)
- Guggenberger, G.; Kaiser, K., 2003. Dissolved organic matter in soil: challenging the paradigm of sorptive preservation. *Geoderma*, 113 (3-4): 293-310.
[Texte intégral](#)
- Han, N.Z.; Thompson, M.L., 1999. Soluble organic carbon in a biosolids-amended mollisol. *Journal of Environmental Quality*, 28 (2): 652-658.
[Texte intégral](#)
- Hartwig, N.L.; Ammon, H.U., 2002. 50th Anniversary - Invited article - Cover crops and living mulches. *Weed Science*, 50 (6): 688-699.
[Texte intégral](#)
- Jin, V.L.; Johnson, M.V.V.; Haney, R.L.; Arnold, J.G., 2011. Potential carbon and nitrogen mineralization in soils from a perennial forage production system amended with class B biosolids. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (3-4): 461-465.
[Texte intégral](#)
- Jones, D.L.; Willett, V.B., 2006. Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (5): 991-999.
[Texte intégral](#)
- Kaiser, K.; Zech, W., 1998. Rates of dissolved organic matter release and sorption in forest soils. *Soil Science*, 163 (9): 714-725.
[Texte intégral](#)
- Kalbitz, K.; Kaiser, K., 2003. Ecological aspects of dissolved organic matter in soils - Preface. *Geoderma*, 113 (3-4): 177-178.
[Texte intégral](#)
- Kalbitz, K.; Solinger, S.; Park, J.H.; Michalzik, B.; Matzner, E., 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, 165 (4): 277-304.
[Texte intégral](#)
- Kaschl, A.; Romheld, V.; Chen, Y., 2002. The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils. *Science of the Total Environment*, 291 (1-3): 45-57.
[Texte intégral](#)
- Kirchmann, H.; Lundvall, A., 1993. Relationship between N-immobilization and volatile fatty-acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biology and Fertility of Soils*, 15 (3): 161-164.
[Texte intégral](#)
- Kukkonen, J.; McCarthy, J.F.; Oikari, A., 1990. Effects of XAD-8 fractions of dissolved organic carbon on the sorption and bioavailability of organic micropollutants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19 (4): 551-557.
[Texte intégral](#)
- Lambie, S.M.; Schipper, L.A.; Balks, M.R.; Baisden, W.T., 2012. Carbon leaching from undisturbed soil cores treated with dairy cow urine. *Soil Research*, 50 (4): 320-327.
[Texte intégral](#)
- Liang, Q.; Chen, H.Q.; Gong, Y.S.; Fan, M.S.; Yang, H.F.; Lal, R.; Kuzyakov, Y., 2012. Effects of 15 years of manure and inorganic fertilizers on soil organic carbon fractions in a wheat-maize system in the North China Plain. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92 (1): 21-33.
[Texte intégral](#)
- Loureiro, S.; Garces, E.; Fernandez-Tejedor, M.; Vaque, D.; Camp, J., 2009. Pseudo-nitzschia spp. (Bacillariophyceae) and dissolved organic matter (DOM) dynamics in the Ebro Delta (Alfacs Bay, NW Mediterranean Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 83 (4): 539-549.
[Texte intégral](#)
- Ludwig, W.; Probst, J.L.; Kempe, S., 1996. Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochemical Cycles*, 10 (1): 23-41.
[Texte intégral](#)
- MacDonald, J.D.; Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Rochette, P.; Royer, I.; Gasser, M.O., 2011. Soil soluble carbon dynamics of manured and unmanured grasslands following chemical kill and ploughing. *Geoderma*, 164 (1-2): 64-72.
[Texte intégral](#)
- Major, J.; Lehmann, J.; Rondon, M.; Goodale, C., 2010. Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*, 16 (4): 1366-1379.
[Texte intégral](#)

- Martin-Olmedo, P.; Rees, R.M., 1999. Short-term N availability in response to dissolved-organic-carbon from poultry manure, alone or in combination with cellulose. *Biology and Fertility of Soils*, 29 (4): 386-393.
[Texte intégral](#)
- McDonald, S.; Bishop, A.G.; Prenzler, P.D.; Robards, K., 2004. Analytical chemistry of freshwater humic substances. *Analytica Chimica Acta*, 527 (2): 105-124.
[Texte intégral](#)
- Menjoulet, B.C.; Brye, K.R.; Pirani, A.L.; Haggard, B.E.; Gbur, E.E., 2009. Runoff Water Quality from Broiler Litter-Amended Tall Fescue in Response to Natural Precipitation in the Ozark Highlands. *Journal of Environmental Quality*, 38 (3): 1005-1017.
[Texte intégral](#)
- Miller, J.J.; Beasley, B.W.; Drury, C.F.; Zebarth, B.J., 2012. Denitrification during the growing season as influenced by long-term application of composted versus fresh feedlot manure. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 (6): 865-882.
[Texte intégral](#)
- Moreno, J.L.; Hernandez, T.; Garcia, C., 1999. Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil. *Biology and Fertility of Soils*, 28 (3): 230-237.
[Texte intégral](#)
- Mukherjee, A.; Zimmerman, A.R., 2013. Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar-soil mixtures. *Geoderma*, 193: 122-130.
[Texte intégral](#)
- Naden, P.S.; Old, G.H.; Eliot-Laize, C.; Granger, S.J.; Hawkins, J.M.B.; Bol, R.; Haygarth, P., 2010. Assessment of natural fluorescence as a tracer of diffuse agricultural pollution from slurry spreading on intensely-farmed grasslands. *Water Research*, 44 (6): 1701-1712.
[Texte intégral](#)
- Nebbioso, A.; Piccolo, A., 2013. Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): a critical review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 405 (1): 109-124.
[Texte intégral](#)
- Norstrom, S.H.; Bylund, D.; Vestin, J.L.K.; Lundstrom, U.S., 2012. Initial effects of wood ash application to soil and soil solution chemistry in a small, boreal catchment. *Geoderma*, 187: 85-93.
[Texte intégral](#)
- Ohno, T.; Crannell, B.S., 1996. Green and animal manure-derived dissolved organic matter effects on phosphorus sorption. *Journal of Environmental Quality*, 25 (5): 1137-1143.
[Texte intégral](#)
- Ortega-Achury, S.L.; Martinez-Rodriguez, G.A.; Sotomayor-Ramirez, D.; Munoz-Munoz, M.A., 2007. Nutrient concentrations in runoff from different manure amended fields of the tropics under natural rainfall conditions. *Journal of Agriculture of the University of Puerto Rico*, 91 (3-4): 101-115.
- Piccolo, A., 1994. *Interactions between organic pollutants and humic substances in the environment*. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Science Publishers (*Humic substances in the global environment and implications on human health: Proceedings of the 6th International Meeting of the International Humic Substances Society, Monopoli*).
- Piirainen, S.; Domisch, T.; Moilanen, M.; Nieminen, M., 2013. Long-term effects of ash fertilization on runoff water quality from drained peatland forests. *Forest Ecology and Management*, 287: 53-66.
[Texte intégral](#)
- Puglisi, E.; Spaccini, R.; Piccolo, A.; Trevisan, M.; Del Re, A.A.M., 2010. Conformational Distribution of Dissolved Organic Matter Released from Compost by Repeated Water Extractions. *Compost Science & Utilization*, 18 (2): 105-110.
[Texte intégral](#)
- Reemtsma, T., 2001a. The use of liquid chromatography-atmospheric pressure ionization-mass spectrometry in water analysis - Part I: Achievements. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 20 (9): 500-517.
[Texte intégral](#)
- Reemtsma, T., 2001b. The use of liquid chromatography-atmospheric pressure ionization-mass spectrometry in water analysis - Part II: Obstacles. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 20 (10): 533-542.
[Texte intégral](#)
- Rochette, P.; Angers, D.A.; Cote, D., 2000. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: I. Carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (4): 1389-1395.
[Texte intégral](#)
- Rochette, P.; Gregorich, E.G., 1998. Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO₂ evolution after three years of manure application. *Canadian Journal of Soil Science*, 78 (2): 283-290.
[Texte intégral](#)
- Roig, N.; Sierra, J.; Marti, E.; Nadal, M.; Schuhmacher, M.; Domingo, J.L., 2012. Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil functioning. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 158: 41-48.
[Texte intégral](#)
- Rooney, D.; Kennedy, N.; Deering, L.; Gleeson, D.; Clipson, N., 2006. Effect of sheep urine deposition on the bacterial community structure in an acidic upland grassland soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 72 (11): 7231-7237.
[Texte intégral](#)
- Royer, I.; Angers, D.A.; Chantigny, M.H.; Simard, R.R.; Cluis, D., 2007. Dissolved organic carbon in runoff and tile-drain water under corn and forage fertilized with hog manure. *Journal of Environmental Quality*, 36 (3): 855-863.
[Texte intégral](#)
- Ruark, M.D.; Brouder, S.M.; Turco, R.F., 2009. Dissolved Organic Carbon Losses from Tile Drained Agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 38 (3): 1205-1215.
[Texte intégral](#)
- Shadkani, F.; Helleur, R., 2010. Recent applications in analytical thermochemolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 89 (1): 2-16.
[Texte intégral](#)
- Shafer, M.M.; Overdier, J.T.; Hurley, J.P.; Armstrong, D.; Webb, D., 1997. The influence of dissolved organic carbon, suspended particulates, and hydrology on the concentration, partitioning and variability of trace metals in two contrasting Wisconsin watersheds (USA). *Chemical Geology*, 136 (1-2): 71-97.
[Texte intégral](#)
- Shah, S.B.; Hutchison, K.J.; Hesterberg, D.L.; Grabow, G.L.; Huffman, R.L.; Hardy, D.H.; Parsons, J.T., 2009. Leaching of Nutrients and Trace Elements from Stockpiled Turkey Litter into Soil. *Journal of Environmental Quality*, 38 (3): 1053-1065.
[Texte intégral](#)
- Shand, C.A.; Williams, B.L.; Smith, S.; Young, M.E., 2000. Temporal changes in C, P and N concentrations in soil solution following application of synthetic sheep urine to a soil under grass. *Plant and Soil*, 222 (1-2): 1-13.
[Texte intégral](#)
- Siddiqui, M.S.; Amy, G.L.; Murphy, B.D., 1997. Ozone enhanced removal of natural organic matter from drinking water sources. *Water Research*, 31 (12): 3098-3106.
[Texte intégral](#)
- Simon, T., 2008. The influence of long-term organic and mineral fertilization on soil organic matter. *Soil and Water Research*, 3 (2): 41-51.
[Texte intégral](#)
- Spaccini, R.; Baiano, S.; Gigliotti, G.; Piccolo, A., 2008. Molecular characterization of a compost and its water-soluble fractions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56 (3): 1017-1024.
[Texte intégral](#)
- Stumm, W.; Morgan, J.J., 1996. *Aquatic Chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. New York: Wiley (*Environmental Science & Technology*).
[Texte intégral](#)
- Takahashi, T.; Inagaki, H.; Fukushima, T.; Oishi, T.; Matsuno, K., 2010. Increasing nitrate removal at low temperatures by incorporating organic matter into paddy fields. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56 (1): 163-167.
[Texte intégral](#)

- Thurman, E.M., 1985. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Dordrecht: Martinus Nijhoff (*Developments in Biogeochemistry*).
[Texte intégral](#)
- Tremblay, L.; Kohl, S.D.; Rice, J.A.; Gagne, J.P., 2005. Effects of temperature, salinity, and dissolved humic substances on the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to estuarine particles. *Marine Chemistry*, 96 (1-2): 21-34.
[Texte intégral](#)
- Udeigwe, T.K.; Eze, P.N.; Teboh, J.M.; Stietiya, M.H., 2011. Application, chemistry, and environmental implications of contaminant-immobilization amendments on agricultural soil and water quality. *Environment International*, 37 (1): 258-267.
[Texte intégral](#)
- Usman, A.R.A.; Kuzyakov, Y.; Stahr, K., 2004. Dynamics of organic C mineralization and the mobile fraction of heavy metals in a calcareous soil incubated with organic wastes. *Water Air and Soil Pollution*, 158 (1): 401-418.
[Texte intégral](#)
- Wong, J.W.C.; Cheung, K.C.; Wong, M.H., 2000. Environmental implication of soils amended with anaerobically digested sewage sludge in Hong Kong. *Water Air and Soil Pollution*, 124 (1-2): 23-36.
[Texte intégral](#)
- Wright, A.L.; Provin, T.L.; Hon, F.M.; Zuberer, D.A.; White, R.H., 2008. Compost impacts on dissolved organic carbon and available nitrogen and phosphorus in turfgrass soil. *Waste Management*, 28 (6): 1057-1063.
[Texte intégral](#)
- Yamashita, Y.; Jaffe, R., 2008. Characterizing the interactions between trace metals and dissolved organic matter using excitation-emission matrix and parallel factor analysis. *Environmental Science & Technology*, 42 (19): 7374-7379.
[Texte intégral](#)
- Zhang, F.S.; Li, Y.X.; Xiong, X.; Yang, M.; Li, W., 2012. Effect of Composting on Dissolved Organic Matter in Animal Manure and Its Binding with Cu. *Scientific World Journal*: 289896.
[Texte intégral](#)
- Zhang, M.C.; He, Z.Q.; Zhao, A.Q.; Zhang, H.L.; Endale, D.M.; Schomberg, H.H., 2011. Water-Extractable Soil Organic Carbon and Nitrogen Affected by Tillage and Manure Application. *Soil Science*, 176 (6): 307-312.
[Texte intégral](#)
- Zhou, L.X.; Yang, H.; Shen, Q.R.; Wong, M.H.; Wong, J.W.C., 2000. Fractionation and characterization of dissolved organic matter derived from sewage sludge and composted sludge. *Environmental Technology*, 21 (7): 765-771.
[Texte intégral](#)
- Zsolnay, A., 1996. Dissolved humus in soil waters. In: (ed.), P.A., ed. *Humic substances in terrestrial ecosystems*. Amsterdam: Elsevier, 171-223.
[Texte intégral](#)
- Zsolnay, A., 2003. Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. *Geoderma*, 113 (3-4): 187-209.
[Texte intégral](#)
- Zsolnay, A.; Gorlitz, H., 1994. Water-extractable organic-matter in arable soils - Effects of drought and long-term fertilization. *Soil Biology & Biochemistry*, 26 (9): 1257-1261.
[Texte intégral](#)
- Zuo, Y.G.; Jones, R.D., 1997. Photochemistry of natural dissolved organic matter in lake and wetland waters - Production of carbon monoxide. *Water Research*, 31 (4): 850-858.
[Texte intégral](#)
- Aguilera, P.; Briceno, G.; Mora, M.D.; Demanet, R.; Palma, G., 2010. Effect of liquid cow manure on chemical and biological properties in an andisol. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10 (2): 158-169.
[Texte intégral](#)
- Albiach, R.; Canet, R.; Pomares, F.; Ingelmo, F., 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology*, 77 (2): 109-114.
[Texte intégral](#)
- Alves, M.V.; Santos, J.C.P.; de Gois, D.T.; Alberton, J.V.; Baretta, D., 2008. Soil macrofauna as influenced by chemical fertilizers and swine manure use in western Santa Catarina state, Brazil. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 32 (2): 589-598.
[Texte intégral](#)
- Aoyama, M.; Zhou, B.; Saitoh, M.; Yamaguchi, N., 2006. Microbial biomass in soils with calcium accumulation associated with the application of composted lime-treated sewage sludge. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52 (2): 177-185.
[Texte intégral](#)
- Araujo, A.S.F.; Monteiro, R.T.R., 2006. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. *Chemosphere*, 64 (6): 1043-1046.
[Texte intégral](#)
- Armenta, R.; Vaca, R.; Lugo, J.; del Aguila, P., 2012. Microbiological and biochemical properties of an agricultural mexican soil amended with sewage sludge. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 36 (5): 1646-1655.
[Texte intégral](#)
- Baker, G.; Michalk, D.; Whitby, W.; O'Grady, S., 2002. Influence of sewage waste on the abundance of earthworms in pastures in south-eastern Australia. *European Journal of Soil Biology*, 38 (3-4): 233-237.
[Texte intégral](#)
- Ball, P.N.; MacKenzie, M.D.; DeLuca, T.H.; Holben, W.E., 2010. Wildfire and Charcoal Enhance Nitrification and Ammonium-Oxidizing Bacterial Abundance in Dry Montane Forest Soils. *Journal of Environmental Quality*, 39 (4): 1243-1253.
[Texte intégral](#)
- Balota, E.L.; Machineski, O.; Matos, M.A., 2012. Soil microbial biomass under different tillage and levels of applied pig slurry. *Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental*, 16 (5): 487-495.
- Balota, E.L.; Machineski, O.; Truber, P.V., 2010. Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 45 (5): 515-521.
[Texte intégral](#)
- Balota, E.L.; Machineski, O.; Truber, P.V., 2011. Soil enzyme activities under pig slurry addition and different tillage systems. *Acta Scientiarum-Agronomy*, 33 (4): 729-737.
[Texte intégral](#)
- Bastida, F.; Jindo, K.; Moreno, J.L.; Hernandez, T.; Garcia, C., 2012. Effects of organic amendments on soil carbon fractions, enzyme activity and humus-enzyme complexes under semi-arid conditions. *European Journal of Soil Biology*, 53: 94-102.
[Texte intégral](#)
- Bastida, F.; Kandeler, E.; Hernandez, T.; Garcia, C., 2008a. Long-term effect of municipal solid waste amendment on microbial abundance and humus-associated enzyme activities under semiarid conditions. *Microbial Ecology*, 55 (4): 651-661.
[Texte intégral](#)
- Bastida, F.; Moreno, J.L.; Garcia, C.; Hernandez, T., 2007. Addition of urban waste to semiarid degraded soil: Long-term effect. *Pedosphere*, 17 (5): 557-567.
[Texte intégral](#)

- Bastida, F.; Zsolnay, A.; Hernandez, T.; Garcia, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147 (3-4): 159-171.
[Texte intégral](#)
- Bhattacharya, B.; Sarkar, S.K.; Mukherjee, N., 2003. Organochlorine pesticide residues in sediments of a tropical mangrove estuary, India: implications for monitoring. *Environment International*, 29 (5): 587-592.
[Texte intégral](#)
- Bhattacharyya, P.; Chakrabarti, K.; Chakraborty, A., 2005. Microbial biomass and enzyme activities in submerged rice soil amended with municipal solid waste compost and decomposed cow manure. *Chemosphere*, 60 (3): 310-318.
[Texte intégral](#)
- Bhattacharyya, P.; Pal, R.; Chakraborty, A.; Chakrabarti, K., 2001. Microbial biomass and activity in a laterite soil amended with municipal solid waste compost. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 187 (3): 207-211.
[Texte intégral](#)
- Boechat, C.L.; Santos, J.A.G.; Accioly, A.M.D.; Bomfim, M.R.; dos Santos, A.C., 2012. Industrial and urban organic wastes increase soil microbial activity and biomass. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 36 (5): 1629-1636.
[Texte intégral](#)
- Bohme, L.; Langer, U.; Bohme, F., 2005. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 109 (1-2): 141-152.
[Texte intégral](#)
- Bonilla, N.; Cazorla, F.M.; Martinez-Alonso, M.; Herosmo, J.M.; Gonzalez-Fernandez, J.J.; Gaju, N.; Landa, B.B.; de Vicente, A., 2012. Organic amendments and land management affect bacterial community composition, diversity and biomass in avocado crop soils. *Plant and Soil*, 357 (1-2): 215-226.
[Texte intégral](#)
- Booher, E.C.J.; Greenwood, C.M.; Hattey, J.A., 2012. Effects of Soil Amendments on Soil Microarthropods in Continuous Maize in Western Oklahoma. *Southwestern Entomologist*, 37 (1): 23-30.
- Borjesson, G.; Menichetti, L.; Kirchmann, H.; Katterer, T., 2012. Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilisation and different organic amendments. *Biology and Fertility of Soils*, 48 (3): 245-257.
[Texte intégral](#)
- Bragato, G.; Leita, L.; Figliolia, A.; de Nobili, M., 1998. Effects of sewage sludge pre-treatment on microbial biomass and bioavailability of heavy metals. *Soil & Tillage Research*, 46 (1-2): 129-134.
[Texte intégral](#)
- Brendecke, J.W.; Axelson, R.D.; Pepper, I.L., 1993. Soil microbial activity as an indicator of soil fertility - Long-term effects of municipal sewage-sludge on an arid soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 25 (6): 751-758.
[Texte intégral](#)
- Bulluck, L.R.; Barker, K.R.; Ristaino, J.B., 2002. Influences of organic and synthetic soil fertility amendments on nematode trophic groups and community dynamics under tomatoes. *Applied Soil Ecology*, 21 (3): 233-250.
[Texte intégral](#)
- Butt, K.R., 1999. Effects of thermally dried sewage granules on earthworms and vegetation during pot and field trials. *Bioresource Technology*, 67 (2): 149-154.
[Texte intégral](#)
- Campbell, C.D.; Chapman, S.J.; Cameron, C.M.; Davidson, M.S.; Potts, J.M., 2003. A rapid microtiter plate method to measure carbon dioxide evolved from carbon substrate amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 69 (6): 3593-3599.
[Texte intégral](#)
- Carrera, L.M.; Buyer, J.S.; Vinyard, B.; Abdul-Baki, A.A.; Sikora, L.J.; Teasdale, J.R., 2007. Effects of cover crops, compost, and manure amendments on soil microbial community structure in tomato production systems. *Applied Soil Ecology*, 37 (3): 247-255.
[Texte intégral](#)
- Carter, M.R., 1986. Microbial biomass and mineralizable nitrogen in solonchetsic soils - Influence of gypsum and lime amendments. *Soil Biology & Biochemistry*, 18 (5): 531-537.
[Texte intégral](#)
- Castaldi, S.; Riondino, M.; Baronti, S.; Esposito, F.R.; Marzaioli, R.; Rutigliano, F.A.; Vaccari, F.P.; Miglietta, F., 2011. Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. *Chemosphere*, 85 (9): 1464-1471.
[Texte intégral](#)
- Ceccherini, M.T.; Castaldini, M.; Piovanelli, C.; Hastings, R.C.; McCarthy, A.J.; Bazzicalupo, M.; Miclaus, N., 1998. Effects of swine manure fertilization on autotrophic ammonia oxidizing bacteria in soil. *Applied Soil Ecology*, 7 (2): 149-157.
[Texte intégral](#)
- Cenciani, K.; Freitas, S.D.; Critter, S.A.M.; Airodi, C., 2011. Enzymatic activity measured by microcalorimetry in soil amended with organic residues. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 35 (4): 1167-1175.
[Texte intégral](#)
- Chakraborty, A.; Chakrabarti, K.; Ghosh, S., 2011. Effect of long-term fertilizers and manure application on microbial biomass and microbial activity of a tropical agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils*, 47 (2): 227-233.
[Texte intégral](#)
- Chan, K.Y.; Van Zwieten, L.; Meszaros, I.; Downie, A.; Joseph, S., 2008. Using poultry litter biochars as soil amendments. *Australian Journal of Soil Research*, 46 (5): 437-444.
[Texte intégral](#)
- Chander, K.; Brookes, P.C.; Harding, S.A., 1995. Microbial biomass dynamics following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam. *Soil Biology & Biochemistry*, 27 (11): 1409-1421.
[Texte intégral](#)
- Chu, H.Y.; Fujii, T.; Morimoto, S.; Lin, X.G.; Yagi, K.; Hu, J.L.; Zhang, J.B., 2007. Community structure of ammonia-oxidizing bacteria under long-term application of mineral fertilizer and organic manure in a sandy loam soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 73 (2): 485-491.
[Texte intégral](#)
- Crecchio, C.; Curci, M.; Mininni, R.; Ricciuti, P.; Ruggiero, P., 2001. Short-term effects of municipal solid waste compost amendments on soil carbon and nitrogen content, some enzyme activities and genetic diversity. *Biology and Fertility of Soils*, 34 (5): 311-318.
[Texte intégral](#)
- Crecchio, C.; Curci, M.; Pizzigallo, M.D.R.; Ricciuti, P.; Ruggiero, P., 2004. Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. *Soil Biology & Biochemistry*, 36 (10): 1595-1605.
[Texte intégral](#)
- Cytryn, E.; Kautsky, L.; Ofek, M.; Mandelbaum, R.T.; Minz, D., 2011. Short-term structure and functional changes in bacterial community composition following amendment with biosolids compost. *Applied Soil Ecology*, 48 (2): 160-167.
[Texte intégral](#)
- Das, B.B.; Dkhar, M.S., 2012. Organic Amendment Effects on Microbial Population and Microbial Biomass Carbon in the Rhizosphere Soil of Soybean. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43 (14): 1938-1948.
[Texte intégral](#)
- De Boer, W.; Kowalchuk, G.A., 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 33 (7-8): 853-866.
[Texte intégral](#)
- Degens, B.P.; Harris, J.A., 1997. Development of a physiological approach to measuring the catabolic diversity of soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry*, 29 (9-10): 1309-1320.
[Texte intégral](#)
- Dempster, D.N.; Gleeson, D.B.; Solaiman, Z.M.; Jones, D.L.; Murphy, D.V., 2012. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil*, 354 (1-2): 311-324.
[Texte intégral](#)

- D'Hose, T.; Cougnon, M.; De Vlieghe, A.; Van Bockstaele, E.; Reheul, D., 2012. Influence of farm compost on soil quality and crop yields. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58: S71-S75.
[Texte intégral](#)
- Di, H.J.; Cameron, K.C.; Shen, J.P.; Winefield, C.S.; O'Callaghan, M.; Bowatte, S.; He, J.Z., 2009. Nitrification driven by bacteria and not archaea in nitrogen-rich grassland soils. *Nature Geoscience*, 2 (9): 621-624.
[Texte intégral](#)
- Dick, W.A.; Tabatabai, M.A., 1984. Kinetic-parameters of phosphatases in soils and organic waste materials. *Soil Science*, 137 (1): 7-15.
[Texte intégral](#)
- Emmerling, C.; Udelhoven, T.; Schneider, R., 2010. Long-lasting impact of biowaste-compost application in agriculture on soil-quality parameters in three different crop-rotation systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173 (3): 391-398.
[Texte intégral](#)
- Enwall, K.; Nyberg, K.; Bertilsson, S.; Cederlund, H.; Stenstrom, J.; Hallin, S., 2007. Long-term impact of fertilization on activity and composition of bacterial communities and metabolic guilds in agricultural soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (1): 106-115.
[Texte intégral](#)
- Eo, J.; Park, K.C.; Park, B.B., 2012. Short-term effects of organic waste amendments on soil biota: responses of soil food web under eggplant cultivation. *Soil Research*, 50 (5): 436-441.
[Texte intégral](#)
- Ezawa, T.; Yamamoto, K.; Yoshida, S., 2002. Enhancement of the effectiveness of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi by inorganic soil amendments. *Soil Science and Plant Nutrition*, 48 (6): 897-900.
- Fernandez, J.M.; Plaza, C.; Garcia-Gil, J.C.; Polo, A., 2009. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. *Applied Soil Ecology*, 42 (1): 18-24.
[Texte intégral](#)
- Fernandez, J.M.; Plaza, C.; Hernandez, D.; Polo, A., 2007. Carbon mineralization in an and soil amended with thermally-dried and composted sewage sludges. *Geoderma*, 137 (3-4): 497-503.
[Texte intégral](#)
- Fliessbach, A.; Martens, R.; Reber, H.H., 1994. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy-metal contaminated sewage-sludge. *Soil Biology & Biochemistry*, 26 (9): 1201-1205.
[Texte intégral](#)
- Forge, T.A.; Bittman, S.; Kowalenko, C.G., 2005. Responses of grassland soil nematodes and protozoa to multi-year and single-year applications of dairy manure slurry and fertilizer. *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (10): 1751-1762.
[Texte intégral](#)
- Fortuna, A.M.; Honeycutt, C.W.; Vandemark, G.; Griffin, T.S.; Larkin, R.P.; He, Z.Q.; Wienhold, B.J.; Sistani, K.R.; Albrecht, S.L.; Woodbury, B.L.; Torbert, H.A.; Powell, J.M.; Hubbard, R.K.; Eigenberg, R.A.; Wright, R.J.; Alldredge, J.R.; Harsh, J.B., 2012. Links among Nitrification, Nitrifier Communities, and Edaphic Properties in Contrasting Soils Receiving Dairy Slurry. *Journal of Environmental Quality*, 41 (1): 262-272.
[Texte intégral](#)
- Frac, M.; Jezierska-Tys, S., 2011. Agricultural utilisation of dairy sewage sludge: Its effect on enzymatic activity and microorganisms of the soil environment. *African Journal of Microbiology Research*, 5 (14): 1755-1762.
[Texte intégral](#)
- Franco-Otero, V.G.; Soler-Rovira, P.; Hernandez, D.; Lopez-de-Sa, E.G.; Plaza, C., 2012. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48 (2): 205-216.
[Texte intégral](#)
- Furczak, J.; Joniec, J., 2007a. Preliminary study of sludge effect on soil microbial activity of a podzolic soil under willow culture. *International Agrophysics*, 21 (1): 39-47.
[Texte intégral](#)
- Furczak, J.; Joniec, J., 2007b. Changes in biochemical activity of podzolic soil under willow culture in the second year of treatment with municipal-industrial sewage sludge. *International Agrophysics*, 21 (2): 145-152.
- Furczak, J.; Joniec, J., 2009. Microbial Populations and Activity of Biochemical Processes Related to Carbon and Nitrogen Transformations in Podzolic Soil under Willow Culture in Fifth Year from Treatment with Sewage Sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*, 18 (5): 801-810.
- Garcia, C.; Hernandez, T.; Roldan, A.; Albaladejo, J.; Castillo, V., 2000. Organic amendment and mycorrhizal inoculation as a practice in afforestation of soils with *Pinus halepensis* Miller: effect on their microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (8-9): 1173-1181.
[Texte intégral](#)
- Garcia-Gil, J.C.; Plaza, C.; Senesi, N.; Brunetti, G.; Polo, A., 2004. Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. *Biology and Fertility of Soils*, 39 (5): 320-328.
[Texte intégral](#)
- Garcia-Gil, J.C.; Plaza, C.; Soler-Rovira, P.; Polo, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (13): 1907-1913.
[Texte intégral](#)
- Garland, J.L.; Roberts, M.S.; Levine, L.H.; Mills, A.L., 2003. Community-level physiological profiling performed with an oxygen-sensitive fluorophore in a microtiter plate. *Applied and Environmental Microbiology*, 69 (5): 2994-2998.
[Texte intégral](#)
- Giller, K.E.; Witter, E.; McGrath, S.P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. *Soil Biology & Biochemistry*, 30 (10-11): 1389-1414.
[Texte intégral](#)
- Ginting, D.; Kessavalou, A.; Eghball, B.; Doran, J.W., 2003. Greenhouse gas emissions and soil indicators four years after manure and compost applications. *Journal of Environmental Quality*, 32 (1): 23-32.
[Texte intégral](#)
- Gobat, J.M.; Aragno, M.; Matthey, W., 2003. *Le sol vivant*. Lausanne: Eds Presses polytechniques et Universitaires Romandes (Collection Gérer l'Environnement), 568 p..
- Grossman, J.M.; O'Neill, B.E.; Tsai, S.M.; Liang, B.Q.; Neves, E.; Lehmann, J.; Thies, J.E., 2010. Amazonian Anthrosols Support Similar Microbial Communities that Differ Distinctly from Those Extant in Adjacent, Unmodified Soils of the Same Mineralogy. *Microbial Ecology*, 60 (1): 192-205.
[Texte intégral](#)
- Hastings, R.C.; Ceccherini, M.T.; Miclaus, N.; Saunders, J.R.; Bazzicalupo, M.; McCarthy, A.J., 1997. Direct molecular biological analysis of ammonia oxidizing bacteria populations in cultivated soil plots treated with swine manure. *FEMS Microbiology Ecology*, 23 (1): 45-54.
[Texte intégral](#)
- He, J.; Shen, J.; Zhang, L.; Zhu, Y.; Zheng, Y.; Xu, M.; Di, H.J., 2007. Quantitative analyses of the abundance and composition of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea of a Chinese upland red soil under long-term fertilization practices. *Environmental Microbiology*, 9 (9): 2364-2374.
[Texte intégral](#)
- Hu, C.; Qi, Y.C., 2010. Effect of compost and chemical fertilizer on soil nematode community in a Chinese maize field. *European Journal of Soil Biology*, 46 (3-4): 230-236.
[Texte intégral](#)
- Hu, J.L.; Lin, X.G.; Wang, J.H.; Dai, J.; Chen, R.R.; Zhang, J.B.; Wong, M.H., 2011. Microbial functional diversity, metabolic quotient, and invertase activity of a sandy loam soil as affected by long-term application of organic amendment and mineral fertilizer. *Journal of Soils and Sediments*, 11 (2): 271-280.
[Texte intégral](#)
- Jangid, K.; Williams, M.A.; Franzluebbers, A.J.; Sanderlin, J.S.; Reeves, J.H.; Jenkins, M.B.; Endale, D.M.; Coleman, D.C.; Whitman, W.B., 2008. Relative impacts of land-use, management intensity and fertilization upon soil microbial community structure in agricultural systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (11): 2843-2853.
[Texte intégral](#)

- Joniec, J.; Furczak, J., 2010. Studies on Stability and Changes in Microbiological and Biochemical Activity of Podzolic Soil under Plantation of Basket Willow after Introduction of Sewage Sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19 (5): 921-930.
- Joniec, J.; Furezak, J., 2008. Counts and activity of microorganisms participating in nitrogen transformations in soil, four years after application of sewage sludge. *Journal of Elementology*, 13 (4): 545-557. [Texte intégral](#)
- Kalembsa, S.; Symanowicz, B., 2012. Enzymatic Activity of Soil after Applying Various Waste Organic Materials, Ash, and Mineral Fertilizers. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21 (6): 1635-1641. [Texte intégral](#)
- Kelly, J.J.; Policht, K.; Grancharova, T.; Hundal, L.S., 2011. Distinct Responses in Ammonia-Oxidizing Archaea and Bacteria after Addition of Biosolids to an Agricultural Soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 77 (18): 6551-6558. [Texte intégral](#)
- Khalili, B.; Nourbakhsh, F., 2012. Vertical distribution of soluble organic nitrogen, nitrogen mineralization, nitrification, and amidohydrolase activities in a manure-treated soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175 (2): 265-272. [Texte intégral](#)
- Khodadad, C.L.M.; Zimmerman, A.R.; Green, S.J.; Uthandi, S.; Foster, J.S., 2011. Taxa-specific changes in soil microbial community composition induced by pyrogenic carbon amendments. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (2): 385-392. [Texte intégral](#)
- Korenko, V.; Schmidt, C., 2006. Effects of agricultural practices in the rice crop system on nematode communities in Uruguay. *Nematologia Mediterranea*, 34 (2): 151-159.
- Kowalchuk, G.A.; Naoumenko, Z.S.; Derikx, P.J.L.; Felske, A.; Stephen, J.R.; Arkhipchenko, I.A., 1999. Molecular analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the beta subdivision of the class Proteobacteria in compost and composted materials. *Applied and Environmental Microbiology*, 65 (2): 396-403.
- Laanbroek, H.J.; Gerards, S., 1991. Effects of organic manure on nitrification in arable soils. *Biology and Fertility of Soils*, 12 (2): 147-153. [Texte intégral](#)
- Lakhdar, A.; Scelza, R.; ben Achiba, W.; Scotti, R.; Rao, M.A.; Jedidi, N.; Abdelly, C.; Gianfreda, L., 2011. Effect of Municipal Solid Waste Compost and Sewage Sludge on Enzymatic Activities and Wheat Yield in a Clayey-Loamy Soil. *Soil Science*, 176 (1): 15-21. [Texte intégral](#)
- Lakhdar, A.; Scelza, R.; Scotti, R.; Rao, M.A.; Jedidi, N.; Gianfreda, L.; Abdelly, C., 2010. The effect of compost and sewage sludge on soil biologic activities in salt affected soil. *Revista De La Ciencia Del Suelo Y Nutricion Vegetal*, 10 (1): 40-47.
- Lalande, R.; Gagnon, B.; Simard, R.R.; Cote, D., 2000. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. *Canadian Journal of Soil Science*, 80 (2): 263-269. [Texte intégral](#)
- Lavelle, P., 1988. Earthworm activities and the soil system. *Biology and Fertility of Soils*, 6 (3): 237-251. [Texte intégral](#)
- Lehmann, J.; Rillig, M.C.; Thies, J.; Masiello, C.A.; Hockaday, W.C.; Crowley, D., 2011. Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (9): 1812-1836. [Texte intégral](#)
- Leroy, B.L.M.; De Sutter, N.; Ferris, H.; Moens, M.; Reheul, D., 2009. Short-term nematode population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. *Nematology*, 11: 23-38. [Texte intégral](#)
- Malusa, E.; Sas-Paszt, L.; Trzcinski, P.; Gorska, A., 2012. Influences of Different Organic Fertilizers and Amendments on Nematode Trophic Groups and Soil Microbial Communities during Strawberry Growth. In: Mourao, I.; Aksoy, U., eds. *Xviii International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People*. Leuven 1: Int Soc Horticultural Science (Acta Horticulturae), 253-260.
- Marhan, S.; Scheu, S., 2005. Effects of sand and litter availability on organic matter decomposition in soil and in casts of *Lumbricus terrestris* L. *Geoderma*, 128 (1-2): 155-166. [Texte intégral](#)
- Marschner, P.; Kandeler, E.; Marschner, B., 2003. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (3): 453-461. [Texte intégral](#)
- Martines, A.M.; de Andrade, C.A.; Cardoso, E., 2006. Mineralization of the organic carbon in soils treated with tannery sludges. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41 (7): 1149-1155. [Texte intégral](#)
- Masto, R.E.; Chhonkar, P.K.; Singh, D.; Patra, A.K., 2008. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136 (1-3): 419-435. [Texte intégral](#)
- Matsubara, Y.; Hasegawa, N.; Fukui, H., 2002. Incidence of Fusarium root rot in asparagus seedlings infected with arbuscular mycorrhizal fungus as affected by several soil amendments. *Journal of the Japanese Society for Horticultural Science*, 71 (3): 370-374.
- Moeskops, B.; Buchan, D.; Van Beneden, S.; Fievez, V.; Sleutel, S.; Gasper, M.S.; D'Hose, T.; De Neve, S., 2012. The impact of exogenous organic matter on SOM contents and microbial soil quality. *Pedobiologia*, 55 (3): 175-184. [Texte intégral](#)
- Monaco, S.; Hatch, D.J.; Sacco, D.; Bertora, C.; Grignani, C., 2008. Changes in chemical and biochemical soil properties induced by 11-yr repeated additions of different organic materials in maize-based forage systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (3): 608-615. [Texte intégral](#)
- Nair, A.; Ngouajio, M., 2012. Soil microbial biomass, functional microbial diversity, and nematode community structure as affected by cover crops and compost in an organic vegetable production system. *Applied Soil Ecology*, 58: 45-55. [Texte intégral](#)
- Nannipieri, P.; Pedrazzini, F.; Arcara, P.G.; Piovaneli, C., 1979. Changes in amino-acids, enzyme-activities, and biomasses during soil microbial-growth. *Soil Science*, 127 (1): 26-34. [Texte intégral](#)
- Neher, D.A.; Olson, R.K., 1999. Nematode communities in soils of four farm cropping management systems. *Pedobiologia*, 43 (5): 430-438.
- Ogilvie, L.A.; Hirsch, P.R.; Johnston, A.W.B., 2008. Bacterial diversity of the Broadbalk 'classical' winter wheat experiment in relation to long-term fertilizer inputs. *Microbial Ecology*, 56 (3): 525-537. [Texte intégral](#)
- Okada, H.; Harada, H., 2007. Effects of tillage and fertilizer on nematode communities in a Japanese soybean field. *Applied Soil Ecology*, 35 (3): 582-598. [Texte intégral](#)
- Ozores-Hampton, M.; Stansly, P.A.; Salame, T.P., 2011. Soil Chemical, Physical, and Biological Properties of a Sandy Soil Subjected to Long-Term Organic Amendments. *Journal of Sustainable Agriculture*, 35 (3): 243-259. [Texte intégral](#)
- Pascual, J.A.; Garcia, C.; Hernandez, T., 1999. Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. *Biology and Fertility of Soils*, 30 (1-2): 1-6. [Texte intégral](#)
- Pascual, J.A.; Garcia, C.; Hernandez, T.; Ayuso, M., 1997. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biology and Fertility of Soils*, 24 (4): 429-434. [Texte intégral](#)
- Peacock, A.D.; Mullen, M.D.; Ringelberg, D.B.; Tyler, D.D.; Hedrick, D.B.; Gale, P.M.; White, D.C., 2001. Soil microbial community responses to dairy manure or ammonium nitrate applications. *Soil Biology & Biochemistry*, 33 (7-8): 1011-1019. [Texte intégral](#)

- Perez-Piqueres, A.; Edel-Hermann, W.; Alabouvette, C.; Steinberg, C., 2006. Response of soil microbial communities to compost amendments. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (3): 460-470.
[Texte intégral](#)
- Perucci, P., 1992. Enzyme-activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biology and Fertility of Soils*, 14 (1): 54-60.
[Texte intégral](#)
- Pietikainen, J.; Kiikkila, O.; Fritze, H., 2000. Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*, 89 (2): 231-242.
[Texte intégral](#)
- Porazinska, D.L.; Coleman, D.C., 1995. Ecology of nematodes under influence of Cucurbita spp and different fertilizer types. *Journal of Nematology*, 27 (4): 617-623.
- Poulsen, P.H.B.; Abu Al-Soud, W.; Bergmark, L.; Magid, J.; Hansen, L.H.; Sorensen, S.J., 2013a. Effects of fertilization with urban and agricultural organic wastes in a field trial - Prokaryotic diversity investigated by pyrosequencing. *Soil Biology & Biochemistry*, 57: 784-793.
[Texte intégral](#)
- Poulsen, P.H.B.; Magid, J.; Luxhoi, J.; de Neergaard, A., 2013b. Effects of fertilization with urban and agricultural organic wastes in a field trial - Waste imprint on soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 57: 794-802.
[Texte intégral](#)
- Pramanik, P.; Ghosh, G.K.; Chung, Y.R., 2010. Changes in nutrient content, enzymatic activities and microbial properties of lateritic soil due to application of different vermicomposts: a comparative study of ergosterol and chitin to determine fungal biomass in soil. *Soil Use and Management*, 26 (4): 508-515.
[Texte intégral](#)
- Renco, M.; Sasanelli, N.; D'Addabbo, T.; Papajova, I., 2010. Soil nematode community changes associated with compost amendments. *Nematology*, 12: 681-692.
[Texte intégral](#)
- Rillig, M.C.; Wagner, M.; Salem, M.; Antunes, P.M.; George, C.; Ramke, H.G.; Tiitrici, M.M.; Antonietti, M., 2010. Material derived from hydrothermal carbonization: Effects on plant growth and arbuscular mycorrhiza. *Applied Soil Ecology*, 45 (3): 238-242.
[Texte intégral](#)
- Ros, M.; Klammer, S.; Knapp, B.; Aichberger, K.; Insam, H., 2006. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil Use and Management*, 22 (2): 209-218.
[Texte intégral](#)
- Ros, M.; Knapp, B.A.; Peintner, U.; Insam, H., 2011. Short communication. Response of bacterial community composition to long-term applications of different composts in agricultural soils. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9 (1): 338-343.
- Saison, C.; Degrange, V.; Oliver, R.; Millard, P.; Commeaux, C.; Montange, D.; Le Roux, X., 2006. Alteration and resilience of the soil microbial community following compost amendment: effects of compost level and compost-borne microbial community. *Environmental Microbiology*, 8 (2): 247-257.
[Texte intégral](#)
- Santos, J.A.; Nunes, L.; Melo, W.J.; Araujo, A.S.F., 2011a. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass of two different soils. *European Journal of Soil Biology*, 47 (2): 146-151.
[Texte intégral](#)
- Santos, L.Z.H.; Myrna, S.O.; Wendy, L.W.; Andrea, V.R.; Manuel, G.P.J., 2011b. Effects of compost made with sludge and organic residues on bean (*Phaseolus vulgaris* L.) crop and arbuscular mycorrhizal fungi density. *African Journal of Agricultural Research*, 6 (6): 1580-1585.
[Texte intégral](#)
- Sardinha, M.; Muller, T.; Schmeisky, H.; Joergensen, R.G., 2003. Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions. *Applied Soil Ecology*, 23 (3): 237-244.
[Texte intégral](#)
- Sastre, I.; Vicente, M.A.; Lobo, M.C., 1996. Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity. *Bioresource Technology*, 57 (1): 19-23.
[Texte intégral](#)
- Schauss, K.; Focks, A.; Leininger, S.; Kotzerke, A.; Heuer, H.; Thiele-Bruhn, S.; Sharma, S.; Wilke, B.M.; Matthies, M.; Smalla, K.; Munch, J.C.; Amelung, W.; Kaupenjohann, M.; Schloter, M.; Schleper, C., 2009. Dynamics and functional relevance of ammonia-oxidizing archaea in two agricultural soils. *Environmental Microbiology*, 11 (2): 446-456.
[Texte intégral](#)
- Schleper, C.; Jurgens, G.; Jonuscheit, M., 2005. Genomic studies of uncultivated archaea. *Nature Reviews Microbiology*, 3 (6): 479-488.
[Texte intégral](#)
- Smit, E.; Leeftang, P.; Gommans, S.; van den Broek, J.; van Mil, S.; Wernars, K., 2001. Diversity and seasonal fluctuations of the dominant members of the bacterial soil community in a wheat field as determined by cultivation and molecular methods. *Applied and Environmental Microbiology*, 67 (5): 2284-2291.
[Texte intégral](#)
- Smith, E.; Badawy, A., 2010b. Bacteria survival experiment for assessment of wastewater reuse in agriculture. *Water Science and Technology*, 61 (9): 2251-2258.
[Texte intégral](#)
- Smith, J.L.; Collins, H.P.; Bailey, V.L., 2010a. The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (12): 2345-2347.
[Texte intégral](#)
- Sonia, M.T.; Hafedh, B.; Abdennaceur, H.; Ali, G., 2011. Studies on the ecology of actinomycetes in an agricultural soil amended with organic residues: II. Assessment of enzymatic activities of Actinomycetales isolates. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 27 (10): 2251-2259.
[Texte intégral](#)
- Spokas, K.A.; Koskinen, W.C.; Baker, J.M.; Reicosky, D.C., 2009. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere*, 77 (4): 574-581.
[Texte intégral](#)
- Steinbeiss, S.; Gleixner, G.; Antonietti, M., 2009. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (6): 1301-1310.
[Texte intégral](#)
- Stephen, J.R.; McCaig, A.E.; Smith, Z.; Prosser, J.I.; Embley, T.M., 1996. Molecular diversity of soil and marine 16S rRNA gene sequences related to beta-subgroup ammonia-oxidizing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 62 (11): 4147-4154.
- Stumpe, B.; Werner, S.; Jung, R.; Heinze, S.; Juschke, E.; Strippl, C.; Marschner, B., 2012. Organic carbon dynamics and enzyme activities in agricultural soils amended with biogas slurry, liquid manure and sewage sludge. *Agricultural Sciences*, 3 (1): 104-113.
[Texte intégral](#)
- Tatti, E.; Decorosi, F.; Viti, C.; Giovannetti, L., 2012. Despite Long-Term Compost Amendment Seasonal Changes are Main Drivers of Soil Fungal and Bacterial Population Dynamics in a Tuscan Vineyard. *Geomicrobiology Journal*, 29 (6): 506-519.
[Texte intégral](#)
- Thies, J.E., 2010. Biochar Amendments Alter Soil Microbial Community Abundance, Activity, and Diversity: Is This a Good Thing for Organic Agriculture? *Hortscience*, 45 (8): S35-S35.
- Tomlin, A.D.; Protz, R.; Martin, R.R.; McCabe, D.C.; Lagace, R.J., 1993. Relationships amongst organic-matter content, heavy-metal concentrations, earthworm activity, and soil microfabric on a sewage-sludge disposal site. *Geoderma*, 57 (1-2): 89-103.
[Texte intégral](#)
- Torsvik, V.; Sorheim, R.; Goksoyr, J., 1996. Total bacterial diversity in soil and sediment communities - A review. *Journal of Industrial Microbiology*, 17 (3-4): 170-178.
[Texte intégral](#)

- Treonis, A.M.; Austin, E.E.; Buyer, J.S.; Maul, J.E.; Spicer, L.; Zasada, I.A., 2010. Effects of organic amendment and tillage on soil microorganisms and microfauna. *Applied Soil Ecology*, 46 (1): 103-110.
[Texte intégral](#)
- Treusch, A.H.; Leininger, S.; Kletzin, A.; Schuster, S.C.; Klenk, H.P.; Schleper, C., 2005. Novel genes for nitrite reductase and Amo-related proteins indicate a role of uncultivated mesophilic crenarchaeota in nitrogen cycling. *Environmental Microbiology*, 7 (12): 1985-1995.
[Texte intégral](#)
- Val-Moraes, S.P.; Marcondes, J.; Alves, L.M.C.; Lemos, E.G.M., 2011. Impact of sewage sludge on the soil bacterial communities by DNA microarray analysis. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 27 (9): 1997-2003.
[Texte intégral](#)
- Vieuble-Gonod, L.; Benoit, P.; Cohen, N.; Houot, S., 2009. Spatial and temporal heterogeneity of soil microorganisms and isoproturon degrading activity in a tilled soil amended with urban waste composts. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (12): 2558-2567.
[Texte intégral](#)
- Vinhal-Freitas, I.C.; Wangen, D.R.B.; Ferreira, A.D.; Correa, G.F.; Wendling, B., 2010. Microbial and enzymatic activity in soil after organic composting. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 34 (3): 757-764.
- Wang, K.H.; McSorley, R.; Marshall, A.; Gallaher, R.N., 2006. Influence of organic *Crotalaria juncea* hay and ammonium nitrate fertilizers on soil nematode communities. *Applied Soil Ecology*, 31 (3): 186-198.
[Texte intégral](#)
- Warnock, D.D.; Lehmann, J.; Kuypers, T.W.; Rillig, M.C., 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil - concepts and mechanisms. *Plant and Soil*, 300 (1-2): 9-20.
[Texte intégral](#)
- Warnock, D.D.; Mummey, D.L.; McBride, B.; Major, J.; Lehmann, J.; Rillig, M.C., 2010. Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: Results from growth-chamber and field experiments. *Applied Soil Ecology*, 46 (3): 450-456.
[Texte intégral](#)
- Wickramatilake, A.R.P.; Kouno, K.; Nagaoka, T., 2010. Compost amendment enhances the biological properties of Andosols and improves phosphorus utilization from added rock phosphate. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56 (4): 607-616.
[Texte intégral](#)
- Yamato, M.; Okimori, Y.; Wibowo, I.F.; Anshori, S.; Ogawa, M., 2006. Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52 (4): 489-495.
[Texte intégral](#)

Section 3.6.

2007. Suppression of soilborne fungal diseases with organic amendments. *Journal of Plant Pathology*, 89 (3): 325-340.
- Abbasi, P.A., 2013. Establishing suppressive conditions against soilborne potato diseases with low rates of fish emulsion applied serially as a pre-plant soil amendment. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 35 (1): 10-19.
[Texte intégral](#)
- Abbasi, P.A.; Conn, K.L.; Lazarovits, G., 2007. Managing soilborne diseases of vegetable crops with a pre-plant soil or substrate amendment of a corn distillation product. *Biocontrol Science and Technology*, 17 (4): 331-344.
[Texte intégral](#)
- Abbasi, P.A.; Lazarovits, G.; Jabaji-Hare, S., 2009. Detection of High Concentrations of Organic Acids in Fish Emulsion and Their Role in Pathogen or Disease Suppression. *Phytopathology*, 99 (3): 274-281.
[Texte intégral](#)
- Aidahmani, J.H.; Abbasi, P.A.; Sahin, F.; Hoitink, H.A.J.; Miller, S.A., 2005. Reduction of bacterial leaf spot severity on radish, lettuce, and tomato plants grown in compost-amended potting mixes. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 27 (2): 186-193.
[Texte intégral](#)
- Alfano, G.; Lustrato, G.; Lima, G.; Vitullo, D.; Ranalli, G., 2011. Characterization of composted olive mill wastes to predict potential plant disease suppressiveness. *Biological Control*, 58 (3): 199-207.
[Texte intégral](#)
- Alstrom, S., 1992. Antibacterial activity of tea and coffee wastes against some plant pathogenic *Pseudomonas-Syringae* strains. *Journal of Phytopathology*, 136 (4): 329-334.
[Texte intégral](#)
- Alvarez, M.A.D.; Gagne, S.; Antoun, H., 1995. Effect of compost on rhizosphere microflora of the tomato and on the incidence of plant growth-promoting rhizobacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 61 (1): 194-199.
- Aranda, E.; Sampedro, I.; Ocampo, J.A.; Garcia-Romera, I., 2006. Phenolic removal of olive-mill dry residues by laccase activity of white-rot fungi and its impact on tomato plant growth. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 58 (3-4): 176-179.
[Texte intégral](#)
- Arora, T.; Eklind, Y.; Ramert, B.; Alstrom, S., 2005. Microbial analysis and test of plant pathogen antagonism of municipal and farm composts. *Biological Agriculture & Horticulture*, 22 (4): 349-367.
[Texte intégral](#)
- Arriagada, C.; Garcia-Sanchez, M.; Diaz, R.; Sampedro, I.; Aranda, E.; Garcia-Romera, I.; Ocampo, J.A., 2012. Suppressive effect of olive residue and saprophytic fungi on the growth of *Verticillium dahliae* and its effect on the dry weight of tomato (*Solanum lycopersicum* L.). *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 12 (2): 303-313.
[Texte intégral](#)
- Aryantha, I.P.; Cross, R.; Guest, D.I., 2000. Suppression of *Phytophthora cinnamomi* in potting mixes amended with uncomposted and composted animal manures. *Phytopathology*, 90 (7): 775-782.
[Texte intégral](#)
- Bailey, K.L.; Lazarovits, G., 2003. Suppressing soil-borne diseases with residue management and organic amendments. *Soil & Tillage Research*, 72 (2): 169-180.
[Texte intégral](#)
- Bonanomi, G.; Antignani, V.; Pane, C.; Scala, E., 2007. Suppression of soilborne fungal diseases with organic amendments. *Journal of Plant Pathology*, 89 (3): 311-324.
- Borrero, C.; Ordoñas, J.; Trillas, M.I.; Aviles, M., 2006. Tomato Fusarium wilt suppressiveness. The relationship between the organic plant growth media and their microbial communities as characterised by Biolog (R). *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (7): 1631-1637.
[Texte intégral](#)
- Borrero, C.; Trillas, M.I.; Ordoñas, J.; Tello, J.C.; Aviles, M., 2004. Predictive factors for the suppression of Fusarium wilt of tomato in plant growth media. *Phytopathology*, 94 (10): 1094-1101.
[Texte intégral](#)
- Boulter, J.I.; Boland, G.J.; Trevors, J.T., 2000. Compost: A study of the development process and end-product potential for suppression of turfgrass disease. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 16 (2): 115-134.
[Texte intégral](#)
- Brinton, W.F.; Evans, E.; Blewett, T.C., 2005. Herbicide residues in composts: pH and salinity affect the growth of bioassay plants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 75 (5): 929-936.
- Brochier, V.; Gourland, P.; Kallassy, M.; Poitrenaud, M.; Houot, S., 2012. Occurrence of pathogens in soils and plants in a long-term field study regularly amended with different composts and manure. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 160: 91-98.
[Texte intégral](#)

- Bulluck, L.R.; Brosius, M.; Evanylo, G.K.; Ristaino, J.B., 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Applied Soil Ecology*, 19 (2): 147-160.
[Texte intégral](#)
- Bulluck, L.R.; Ristaino, J.B., 2002. Effect of synthetic and organic soil fertility amendments on southern blight, soil microbial communities, and yield of processing tomatoes. *Phytopathology*, 92 (2): 181-189.
[Texte intégral](#)
- Calgaro, H.F.; Cassiolo, A.M.R.; Valerio, W.V.; Fernandes, F.M.; Maltoni, K.L., 2008. Organic residues used as degraded subsoil conditioner ND their effect on soil microbial activity and soil fertility in Barbatimao cultivation. *Revista Avore*, 32 (6): 1069-1079.
- Chen, M.H.; Jack, A.L.H.; McGuire, I.C.; Nelson, E.B., 2012. Seed-Colonizing Bacterial Communities Associated with the Suppression of Pythium Seedling Disease in a Municipal Biosolids Compost. *Phytopathology*, 102 (5): 478-489.
[Texte intégral](#)
- Chen, M.H.; Nelson, E.B., 2012. Microbial-Induced Carbon Competition in the Spermosphere Leads to Pathogen and Disease Suppression in a Municipal Biosolids Compost. *Phytopathology*, 102 (6): 588-596.
[Texte intégral](#)
- Cheuk, W.; Lo, K.V.; Copeman, R.; Joliffe, P.; Fraser, B.S., 2005. Disease suppression on greenhouse tomatoes using plant waste compost. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 40 (3): 449-461.
[Texte intégral](#)
- Choi, H.W.; Chung, I.M.; Sin, M.H.; Kim, Y.S.; Sim, J.B.; Kim, J.W.; Kim, K.D.; Chun, S.C., 2007. The effect of spent mushroom sawdust compost mixes, calcium cyanamide and solarization on basal stem rot of the cactus *Hyllocereus trigonus* caused by *Fusarium oxysporum*. *Crop Protection*, 26 (2): 162-168.
[Texte intégral](#)
- Ciafardini, G.; Zullo, B.A., 2003. Antimicrobial activity of oil-mill waste water polyphenols on the phytopathogen *Xanthomonas campestris* spp. *Annals of Microbiology*, 53 (3): 283-290.
- Conn, K.L.; Lazarovits, G., 1999. Impact of animal manures on verticillium wilt, potato scab, and soil microbial populations. *Canadian Journal of Plant Pathology-Revue Canadienne De Phytopathologie*, 21 (1): 81-92.
- Coventry, E.; Noble, R.; Mead, A.; Whipps, J.M., 2005. Suppression of Allium white rot (*Sclerotium cepivorum*) in different soils using vegetable wastes. *European Journal of Plant Pathology*, 111 (2): 101-112.
[Texte intégral](#)
- Croteau, G.A.; Zibilske, L.M., 1998. Influence of papermill processing residuals on saprophytic growth and disease caused by *Rhizoctonia solani*. *Applied Soil Ecology*, 10 (1-2): 103-115.
[Texte intégral](#)
- Darby, H.M.; Stone, A.G.; Dick, R.P., 2006. Compost and manure mediated impacts on soilborne pathogens and soil quality. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (2): 347-358.
[Texte intégral](#)
- De Ceuster, T.J.J.; Hoitink, H.A.J., 1999. Prospects for composts and biocontrol agents as substitutes for methyl bromide in biological control of plant diseases. *Compost Science & Utilization*, 7 (3): 6-15.
- Fuchs, J.G.; Berner, A.; Mayer, J.; Schleiss, K., 2008a. Influence of composts and digestates on soil fertility. *Agrarforschung*, 15 (6): 276-281.
- Fuchs, J.G.; Berner, A.; Mayer, J.; Schleiss, K.; Kupper, T., 2008b. Effects of compost and digestate on environment and plant production – results of two research projects. ORBIT 2008 - Moving Organic Waste Recycling Towards Resource Management and Biobased Economy. Weimar - Germany. Organic Recovery and Biological Treatment ORBIT e.V., 1-12.
- Fuchs, J.G.; Berner, A.; Mayer, J.; Smidt, E.; Schleiss, K., 2008b. *Influence of compost and digestates on plant growth and health: potentials and limits*. Frick, Switzerland: Research Institute of Organic Agriculture (FiBL) (Compost and digestate: sustainability, benefits, impacts for the environment and for plant production. Proceedings of the International Congress CODIS 2008, Solothurn, Switzerland, 27-29 February, 2008).
- Fuchs, J.G.; Bieri, M.; Chardonnens, M., 2004. *Auswirkungen von Komposten und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit*. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur. Frick (CH): Forschungsinstitut für biologischen landbau (FiBL), CH-50701 Frick.
- Ghini, R.; Patricio, F.R.A.; Bettiol, W.; de Almeida, I.M.G.; Maia, A.D., 2007. Effect of sewage sludge on suppressiveness to soil-borne plant pathogens. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (11): 2797-2805.
[Texte intégral](#)
- Griffin, T.S.; Hutchinson, M., 2007. Compost maturity effects on nitrogen and carbon mineralization and plant growth. *Compost Science & Utilization*, 15 (4): 228-236.
[Texte intégral](#)
- Hadar, Y.; Papadopoulou, K.K., 2012. Suppressive Composts: Microbial Ecology Links Between Abiotic Environments and Healthy Plants. In: VanAlfen, N.K.; Leach, J.E.; Lindow, S., eds. *Annual Review of Phytopathology*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 133-153.
[Texte intégral](#)
- Hameeda, B.; Rupela, O.P.; Reddy, G.; Satyavani, K., 2006b. Application of plant growth-promoting bacteria associated with composts and macrofauna for growth promotion of Pearl millet (*Pennisetum glaucum* L.). *Biology and Fertility of Soils*, 43 (2): 221-227.
[Texte intégral](#)
- Hameeda, B.; Rupelat, O.P.; Reddy, G., 2006a. Antagonistic activity of bacteria inhabiting composts against soil-borne plant pathogenic fungi. *Indian Journal of Microbiology*, 46 (4): 389-396.
- Hoitink, H.A.J.; Fahy, P.C., 1986. Basis for the control of soilborne plant-pathogens with composts. *Annual Review of Phytopathology*, 24: 93-114.
[Texte intégral](#)
- Huber, D.M.; Watson, R.D., 1974. Nitrogen form and plant disease. *Annual Review of Phytopathology*, 12: 139-165.
- Joshi, D.; Hooda, K.S.; Bhatt, J.C.; Mina, B.L.; Gupta, H.S., 2009. Suppressive effects of composts on soil-borne and foliar diseases of French bean in the field in the western Indian Himalayas. *Crop Protection*, 28 (7): 608-615.
[Texte intégral](#)
- Kavroulakis, N.; Ehalotis, C.; Ntougias, S.; Zervakis, G.I.; Papadopoulou, K.K., 2005. Local and systemic resistance against fungal pathogens of tomato plants elicited by a compost derived from agricultural residues. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 66 (5): 163-174.
[Texte intégral](#)
- Khan, M.R.; Khan, M.W.; Singh, K., 1997. Management of root-knot disease of tomato by the application of fly ash in soil. *Plant Pathology*, 46 (1): 33-43.
[Texte intégral](#)
- Kupper, T.; Fuchs, J., 2007. *Compost et digestat en Suisse*. Berne: Office fédéral de l'environnement, Connaissance de l'environnement, 124 p.
- Kuriya, T.; Nakagaki, S., 1995. *Effect of two organic materials both on the suppression of the density of the southern root-knot nematode, Meloidogyne incognita Kofoid et White and on the growth of tomato*. Proceedings of the Kanto-Tosan Plant Protection Society, (42): 295-296.
- Labrie, C.; Leclerc, P.; Cote, N.; Roy, S.; Brzezinski, R.; Hogue, R.; Beaulieu, C., 2001. Effect of chitin waste-based composts produced by two-phase composting on two oomycete plant pathogens. *Plant and Soil*, 235 (1): 27-34.
[Texte intégral](#)
- Larkin, R.P., 2008. Relative effects of biological amendments and crop rotations on soil microbial communities and soilborne diseases of potato. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (6): 1341-1351.
[Texte intégral](#)
- Lazarovits, G., 2001. Management of soil-borne plant pathogens with organic soil amendments: a disease control strategy salvaged from the past. *Canadian Journal of Plant Pathology-Revue Canadienne De Phytopathologie*, 23 (1): 1-7.
[Texte intégral](#)

- Leon, M.C.C.; Stone, A.; Dickc, R.R., 2006. Organic soil amendments: Impacts on snap bean common root rot (*Aphanomyces euteiches*) and soil quality. *Applied Soil Ecology*, 31 (3): 199-210.
[Texte intégral](#)
- Litterick, A.M.; Harrier, L.; Wallace, P.; Watson, C.A.; Wood, M., 2004. The role of uncomposted materials, composts, manures, and compost extracts in reducing pest and disease incidence and severity in sustainable temperate agricultural and horticultural crop production - A review. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23 (6): 453-479.
[Texte intégral](#)
- Loffredo, E.; Berloco, M.; Senesi, N., 2008. The role of humic fractions from soil and compost in controlling the growth in vitro of phytopathogenic and antagonistic soil-borne fungi. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69 (3): 350-357.
[Texte intégral](#)
- Lozano, J.; Blok, W.J.; Termorshuizen, A.J., 2009. Effect of Compost Particle Size on Suppression of Plant Diseases. *Environmental Engineering Science*, 26 (3): 601-607.
[Texte intégral](#)
- Malandraki, I.; Tjamos, S.E.; Pantelides, I.S.; Paplomatas, E.J., 2008. Thermal inactivation of compost suppressiveness implicates possible biological factors in disease management. *Biological Control*, 44 (2): 180-187.
[Texte intégral](#)
- Mehta, C.M.; Gupta, V.; Singh, S.; Srivastava, R.; Sen, E.; Romantschuk, M.; Sharma, A.K., 2012. Role of Microbiologically Rich Compost in Reducing Biotic and Abiotic Stresses. In: T. Satyanarayana, B.N.J., ed. *Microorganisms in Environmental Management*. Dordrecht: Springer Netherlands, 113-134.
- Millner, P.D.; Lumsden, R.D.; Lewis, J.A., 1982. Controlling plant-disease with sludge compost. *Biocycle*, 23 (4): 50-52.
- Nachmias, A.; Kaufman, Z.; Livescu, L.; Tsrar, L.; Meiri, A.; Caligari, P.D.S., 1993. Effects of salinity and its interactions with disease incidence on potatoes grown in hot climates. *Phytoparasitica*, 21 (3): 245-255.
[Texte intégral](#)
- Nelson, E.B.; Boehm, M.J., 2002. Compost-induced suppression of turf grass diseases. *Biocycle*, 43 (6): 51-55.
- Niisawa, C.; Oka, S.I.; Kodama, H.; Hirai, M.; Kumagai, Y.; Mori, K.; Matsumoto, J.; Miyamoto, H., 2008. Microbial analysis of a composted product of marine animal resources and isolation of bacteria antagonistic to a plant pathogen from the compost. *Journal of General and Applied Microbiology*, 54 (3): 149-158.
[Texte intégral](#)
- Noble, R.; Coventry, E., 2005. Suppression of soil-borne plant diseases with composts: A review. *Biocontrol Science and Technology*, 15 (1): 3-20.
[Texte intégral](#)
- Parada, R.Y.; Murakami, S.; Shimomura, N.; Otani, H., 2012. Suppression of Fungal and Bacterial Diseases of Cucumber Plants by Using the Spent Mushroom Substrate of *Lyophyllum decastes* and *Pleurotus eryngii*. *Journal of Phytopathology*, 160 (7-8): 390-396.
[Texte intégral](#)
- Pascual, I.; Azcona, I.; Morales, F.; Aguirreolea, J.; Sanchez-Diaz, M., 2009. Growth, yield and physiology of *Verticillium*-inoculated pepper plants treated with ATAD and composted sewage sludge. *Plant and Soil*, 319 (1-2): 291-306.
[Texte intégral](#)
- Postma, J.; Montanari, M.; van den Boogert, P., 2003. Microbial enrichment to enhance the disease suppressive activity of compost. *European Journal of Soil Biology*, 39 (3): 157-163.
[Texte intégral](#)
- Pugliese, M.; Liu, B.P.; Gullino, M.L.; Garibaldi, A., 2008. Selection of antagonists from compost to control soil-borne pathogens. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 115 (5): 220-228.
- Pugliese, M.; Liu, B.P.; Gullino, M.L.; Garibaldi, A., 2011. Microbial enrichment of compost with biological control agents to enhance suppressiveness to four soil-borne diseases in greenhouse. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 118 (2): 45-50.
- Rashad, F.M.; Kesba, H.H.; Saleh, W.D.; Moselhy, M.A., 2011. Impact of rice straw composts on microbial population, plant growth, nutrient uptake and root-knot nematode under greenhouse conditions. *African Journal of Agricultural Research*, 6 (5): 1188-1203.
- Rose, S.; Parker, M.; Punja, Z.K., 2003. Efficacy of biological and chemical treatments for control of fusarium root and stem rot on greenhouse cucumber. *Plant Disease*, 87 (12): 1462-1470.
[Texte intégral](#)
- Siddiqui, Z.A.; Futai, K., 2009. Biocontrol of *Meloidogyne incognita* on tomato using antagonistic fungi, plant-growth-promoting rhizobacteria and cattle manure. *Pest Management Science*, 65 (9): 943-948.
[Texte intégral](#)
- St Martin, C.C.G.; Brathwaite, R.A.I., 2012. Compost and compost tea: Principles and prospects as substrates and soil-borne disease management strategies in soil-less vegetable production. *Biological Agriculture & Horticulture*, 28 (1): 1-33.
[Texte intégral](#)
- Stone, A.G.; Scheuerell, S.J.; Darby, H.M., 2004. *Suppression of soilborne diseases in field agricultural systems: organic matter management, cover cropping, and other cultural practices*. Boca Raton, CRC Press Inc. (Soil organic matter in sustainable agriculture), 131-177.
- Tabarant, P.; Villenave, C.; Risede, J.M.; Roger-Estrade, J.; Dorel, M., 2011. Effects of organic amendments on plant-parasitic nematode populations, root damage, and banana plant growth. *Biology and Fertility of Soils*, 47 (3): 341-347.
[Texte intégral](#)
- Tenuta, M.; Lazarovits, G., 2004. Soil properties associated with the variable effectiveness of meat and bone meal to kill microsclerotia of *Verticillium dahliae*. *Applied Soil Ecology*, 25 (3): 219-236.
[Texte intégral](#)
- Termorshuizen, A.J.; van Rijn, E.; van der Gaag, D.J.; Alabouvette, C.; Chen, Y.; Lagerlof, J.; Malandrakis, A.A.; Paplomatas, E.J.; Ramert, B.; Ryckeboer, J.; Steinberg, C.; Zmora-Nahum, S., 2006. Suppressiveness of 18 composts against 7 pathosystems: Variability in pathogen response. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (8): 2461-2477.
[Texte intégral](#)
- Vallad, G.E.; Cooperband, L.; Goodman, R.M., 2003. Plant foliar disease suppression mediated by composted forms of paper mill residuals exhibits molecular features of induced resistance. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 63 (2): 65-77.
[Texte intégral](#)
- van der Gaag, D.J.; van Noort, F.R.; Stapel-Cuijpers, L.H.M.; de Kreijl, C.; Termorshuizen, A.J.; van Rijn, E.; Zmora-Nahum, S.; Chen, Y., 2007. The use of green waste compost in peat-based potting mixtures: Fertilization and suppressiveness against soilborne diseases. *Scientia Horticulturae*, 114 (4): 289-297.
[Texte intégral](#)
- van Rijn, E.; Termorshuizen, A.J.; van Bruggen, A.H.C., 2007. Storage method affects disease suppression of flax wilt induced by composts. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (11): 2743-2749.
[Texte intégral](#)
- Viti, C.; Tatti, E.; Decorosi, F.; Lista, E.; Rea, E.; Tullio, M.; Sparvoli, E.; Giovannetti, L., 2010. Compost Effect on Plant Growth-Promoting Rhizobacteria and Mycorrhizal Fungi Population in Maize Cultivations. *Compost Science & Utilization*, 18 (4): 273-281.
- Yangui, T.; Rhouma, A.; Gargouri, K.; Triki, M.A.; Bouzid, J., 2008. Efficacy of olive mill waste water and its derivatives in the suppression of crown gall disease of bitter almond. *European Journal of Plant Pathology*, 122 (4): 495-504.
[Texte intégral](#)
- Zmora-Nahum, S.; Danon, M.; Hadar, Y.; Chen, Y., 2008. Compost Curing Reduces Suppression of Plant Diseases. *Compost Science & Utilization*, 16 (4): 250-256.
[Texte intégral](#)

Références bibliographiques 3.7.

- Blackshaw, R.E., 2005. Nitrogen fertilizer, manure, and compost effects on weed growth and competition with spring wheat. *Agronomy Journal*, 97 (6): 1612-1621.
[Texte intégral](#)
- Blackshaw, R.E.; Molnar, L.J.; Larney, F.J., 2005. Fertilizer, manure and compost effects on weed growth and competition with winter wheat in western Canada. *Crop Protection*, 24 (11): 971-980.
[Texte intégral](#)
- Boguzas, V.; Marcinkeviciene, A.; Pupaliene, R., 2010. Weed response to soil tillage, catch crops and farmyard manure in sustainable and organic agriculture. *Zemdirbyste-Agriculture*, 97 (3): 43-49.
[Texte intégral](#)
- Boz, O., 2009. Effects of olive processing waste, chicken manure and Dazomet on weeds with or without soil solarisation. *African Journal of Biotechnology*, 8 (19): 4946-4952.
[Texte intégral](#)
- Cayuuela, M.L.; Millner, P.D.; Meyer, S.L.F.; Roig, A., 2008. Potential of olive mill waste and compost as biobased pesticides against weeds, fungi, and nematodes. *Science of the Total Environment*, 399 (1-3): 11-18.
[Texte intégral](#)
- Cook, A.R.; Posner, J.L.; Baldock, J.O., 2007. Effects of dairy manure and weed management on weed communities in corn on Wisconsin cash-grain farms. *Weed Technology*, 21 (2): 389-395.
[Texte intégral](#)
- De Cauwer, B.; D'Hose, T.; Cougnon, M.; Leroy, B.; Bulcke, R.; Reheul, D., 2011. Impact of the quality of organic amendments on size and composition of the weed seed bank. *Weed Research*, 51 (3): 250-260.
[Texte intégral](#)
- De Cauwer, B.; Van den Berge, K.; Cougnon, M.; Bulcke, R.; Reheul, D., 2010. Weed seedbank responses to 12 years of applications of composts, animal slurries or mineral fertilisers. *Weed Research*, 50 (5): 425-435.
[Texte intégral](#)
- Ekwuribe, C.S.; Osakwe, J.A.; Chuku, E.C.; Epidi, T.T., 2008. Effect of oil palm sludge on cowpea nodulation and weed control in the humid forest zone of Nigeria. *African Journal of Biotechnology*, 7 (16): 2869-2873.
[Texte intégral](#)
- Juroszek, P.; Drews, S.; Neuhoff, D.; Kopke, U., 2004. Effects of organic fertilisers on the development of weeds and winter wheat. *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*. 611-618.
- Kleinhenz, M.D.; Cardina, J., 2003. Compost application effects on weed populations and crop yield and quality in three early-maturing, organically-managed potato (*Solanum tuberosum*) cultivars. In: Yada, R.Y., ed. *Potatoes - Healthy Food for Humanity: International Developments in Breeding, Production, Protection and Utilization*. Leuven 1: International Society Horticultural Science (Acta Horticulturae), 337-343.
- Liebman, M.; Menalled, F.D.; Buhler, D.D.; Richard, T.L.; Sundberg, D.N.; Cambardella, C.A.; Kohler, K.A., 2004. Impacts of composted swine manure on weed and corn nutrient uptake, growth, and seed production. *Weed Science*, 52 (3): 365-375.
[Texte intégral](#)
- Lindsey, A.J.; Renner, K.A.; Everman, W.J., 2013. Cured Dairy Compost Influence on Weed Competition and on 'Snowden' Potato Yield. *Weed Technology*, 27 (2): 378-388.
[Texte intégral](#)
- Machrafi, Y.; Wamegni, J.; Beauchamp, C.J.; Tremblay, G.; Chalifour, F.P., 2010. De-Inking Paper Sludge Amendment Affects Weeds in the Presence or Absence of Herbicide in a Soybean-Corn Rotation. *Agronomy Journal*, 102 (1): 340-347.
[Texte intégral](#)
- Maiksteniene, S.; Arlauskienė, A., 2000. *The influence of preceding crops and organic manure on weed incidence in cereal sequences*. Tartu: Estonian Agricultural Univ Inst Plant Protection (*Transactions of the Estonian Agricultural University*).
- Major, J.; Steiner, C.; Ditommaso, A.; Falcao, N.P.S.; Lehmann, J., 2005. Weed composition and cover after three years of soil fertility management in the central Brazilian Amazon: Compost, fertilizer, manure and charcoal applications. *Weed Biology and Management*, 5 (2): 69-76.
[Texte intégral](#)
- Ozores-Hampton, M.; Obreza, T.A.; Stoffella, P.J., 2001. Mulching with composted MSW for biological control of weeds in vegetable crops. *Compost Science & Utilization*, 9 (4): 352-360.
- Petersen, J., 2003. Weed : spring barley competition for applied nitrogen in pig slurry. *Weed Research*, 43 (1): 33-39.
[Texte intégral](#)
- Quilliam, R.S.; Marsden, K.A.; Gertler, C.; Rousk, J.; DeLuca, T.H.; Jones, D.L., 2012. Nutrient dynamics, microbial growth and weed emergence in biochar amended soil are influenced by time since application and reapplication rate. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 158: 192-199.
[Texte intégral](#)
- Sauerborn, J.; Kranz, B.; Mercer-Oviarshie, H., 2003. Organic amendments mitigate heterotrophic weed infestation in savannah agriculture. *Applied Soil Ecology*, 23 (2): 181-186.
[Texte intégral](#)
- Waletzke, A.; Backes, M., 2006. The relevance of weeds in sewage sludges - Practical experiences. *Journal of Plant Diseases and Protection*, Sonderheft XX: 861-866.

Section 3.8.

- Bellflower, J.B.; Bernard, J.K.; Gattie, D.K.; Hancock, D.W.; Risse, L.M.; Rotz, C.A., 2012. A case study of the potential environmental impacts of different dairy production systems in Georgia. *Agricultural Systems*, 108: 84-93.
[Texte intégral](#)
- Cabrera, V.E.; Breuer, N.E.; Hildebrand, P.E.; Letson, D., 2005. The dynamic North Florida dairy farm model: A user-friendly computerized tool for increasing profits while minimizing N leaching under varying climatic conditions. *Computers and Electronics in Agriculture*, 49 (2): 286-308.
[Texte intégral](#)
- Chambers, B.J.; Lord, E.I.; Nicholson, F.A.; Smith, K.A., 1999. Predicting nitrogen availability and losses following application of organic manures to arable land: MANNER. *Soil Use and Management*, 15 (3): 137-143.
[Texte intégral](#)
- Chardon, X.; Rigolot, C.; Baratte, C.; Espagnol, S.; Raison, C.; Martin-Clouaire, R.; Rellier, J.P.; Le Gall, A.; Dourmad, J.Y.; Piquemal, B.; Leterme, P.; Paillat, J.M.; Delaby, L.; Garcia, F.; Peyraud, J.L.; Poupa, J.C.; Morvan, T.; Faverdin, P., 2012. MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal*, 6 (10): 1711-1721.
[Texte intégral](#)
- Demol, R.M.; Vanbeek, P., 1991. An or contribution to the solution of the environmental-problems in the Netherlands caused by manure. *European Journal of Operational Research*, 52 (1): 16-27.
[Texte intégral](#)
- Falloon, P.D.; Smith, J.U.; Smith, P., 1999. A review of decision support systems for fertiliser application and manure management. *Acta Agronomica Hungarica*, 47 (2): 227-236.

- Giasson, E.; Bryant, R.B.; Bills, N.L., 2002. Environmental and economic optimization of dairy manure management: A mathematical programming approach. *Agronomy Journal*, 94 (4): 757-766.
[Texte intégral](#)
- Giasson, E.; Bryant, R.B.; Bills, N.L., 2003. Optimization of phosphorus index and costs of manure management on a New York dairy farm. *Agronomy Journal*, 95 (4): 987-993.
[Texte intégral](#)
- Horn, A.L.; Daring, R.A.; Gath, S., 2003. Comparison of decision support systems for an optimised application of compost and sewage sludge on agricultural land based on heavy metal accumulation in soil. *Science of the Total Environment*, 311 (1-3): 35-48.
[Texte intégral](#)
- Huijsmans, J.F.M.; de Mol, R.M., 1999. A model for ammonia volatilization after surface application and subsequent incorporation of manure on arable land. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 74 (1): 73-82.
[Texte intégral](#)
- Karmakar, S.; Lague, C.; Agnew, J.; Landry, H., 2007. Integrated decision support system (DSS) for manure management: A review and perspective. *Computers and Electronics in Agriculture*, 57 (2): 190-201.
[Texte intégral](#)
- Karmakar, S.; Nketia, M.; Lague, C.; Agnew, J., 2010. Development of expert system modeling based decision support system for swine manure management. *Computers and Electronics in Agriculture*, 71 (1): 88-95.
[Texte intégral](#)
- Kebreab, E.; Mills, J.A.N.; Crompton, L.A.; Bannink, A.; Dijkstra, J.; Gerrits, W.J.J.; France, J., 2004. An integrated mathematical model to evaluate nutrient partition in dairy cattle between the animal and its environment. *Animal Feed Science and Technology*, 112 (1-4): 131-154.
[Texte intégral](#)
- Ketterings, Q.M.; Albrecht, G.L.; Rasmussen, C.N.; Czymmek, K.J., 2006. Cornell Cropware: decision support tool for fertilizer and manure nutrient management planning. *Journal of Natural Resources and Life Sciences Education*, 35: 140-151.
[Texte intégral](#)
- Klausner, S.D.; Fox, D.G.; Rasmussen, C.N.; Pitt, R.E.; Tylutki, T.P.; Wright, P.E.; Chase, L.E.; Stone, W.C., 1998. Improving dairy farm sustainability. I: An approach to animal and crop nutrient management planning. *Journal of Production Agriculture*, 11 (2): 225-233.
[Texte intégral](#)
- Lagüe, C., 2002. Big-picture approach: systems-engineering method changes the criteria for managing manure. *Resource: Engineering & Technology for a Sustainable World*, 9 (11): 11-12.
- Lague, C.; Landry, H.; Roberge, M., 2005. Engineering of land application systems for livestock manure: a review. *Canadian Biosystems Engineering*, 47: 6.17-6.28.
- Lockyer, D.R.; Whitehead, D.C., 1990. Volatilization of ammonia from cattle urine applied to grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, 22 (8): 1137-1142.
[Texte intégral](#)
- Osei, E.; Gassman, P.W.; Jones, R.D.; Pratt, S.J.; Hauck, L.M.; Beran, L.J.; Rosenthal, W.D.; Williams, J.R., 2000. Economic and environmental impacts of alternative practices on dairy farms in an agricultural watershed. *Journal of Soil and Water Conservation (Ankeny)*, 55 (4): 466-472.
- Pahl, O.; Godwin, R.J.; Hann, M.J.; Waine, T.W., 2001. Cost-effective pollution control by shallow injection of pig slurry into growing crops. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 80 (4): 381-390.
[Texte intégral](#)
- Passuello, A.; Cadiach, O.; Perez, Y.; Schuhmacher, M., 2012. A spatial multicriteria decision making tool to define the best agricultural areas for sewage sludge amendment. *Environment International*, 38 (1): 1-9.
[Texte intégral](#)
- Posch, M.; de Vries, W., 2009. Dynamic modelling of metals - Time scales and target loads. *Environmental Modelling & Software*, 24 (1): 86-95.
[Texte intégral](#)
- Rio, M.; Franco-Uria, A.; Abad, E.; Roca, E., 2011. A risk-based decision tool for the management of organic waste in agriculture and farming activities (FARMERS). *Journal of Hazardous Materials*, 185 (2-3): 792-800.
[Texte intégral](#)
- Smith, K.A.; Anthony, S.G.; Henderson, D.; Jackson, D.R., 2003. Critical drainage and nitrate leaching losses from manures applied to freely draining soils in Great Britain. *Soil Use and Management*, 19 (4): 312-320.
[Texte intégral](#)
- Topp, K.; Hameleers, A., 1998. Mechanistic modelling of dairy production systems. In: Tijskens, L.M.M.; Hertog, M.L.A.M., eds. *Acta Horticulturae*. 157-163.
- Webb, J.; Anthony, S.G.; Yamulki, S., 2006. Validating the MAVIS model for optimizing incorporation of litter-based manures to reduce ammonia emissions. *Transactions of the ASABE*, 49 (6): 1905-1913.
[Texte intégral](#)
- Williams, J.R.; Chambers, B.J.; Ellis, S.; Misselbrook, T.H.; Chadwick, D.R., 2001. *Integration of farm manure nitrogen supply within commercial farming systems. (Technology transfer. Proceedings of the 9th International Conference on the FAO ESCORENA Network on recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture, Gargano, Italy, 6-9 September 2000).*
- Wolf, J.; Beusen, A.H.W.; Groenendijk, P.; Kroon, T.; Rotter, R.; van Zeijts, H., 2003. The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. *Environmental Modelling & Software*, 18 (7): 597-617.
[Texte intégral](#)