



Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier

Sabine Houot, Marie-Noelle Pons, Marilys Pradel, Isabelle Savini, Anaïs Tibi

► To cite this version:

Sabine Houot, Marie-Noelle Pons, Marilys Pradel, Isabelle Savini, Anaïs Tibi. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. [0] INRA. 2014, 103 p. hal-02797242

HAL Id: hal-02797242

<https://hal.inrae.fr/hal-02797242>

Submitted on 22 Feb 2021

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.



VALORISATION DES MATIÈRES FERTILISANTES D'ORIGINE RÉSIDUAIRE SUR LES SOLS À USAGE AGRICOLE OU FORESTIER

IMPACTS AGRONOMIQUES, ENVIRONNEMENTAUX, SOCIO-ECONOMIQUES

SYNTHÈSE DE L'EXPERTISE SCIENTIFIQUE COLLECTIVE - OCTOBRE 2014



INRA
SCIENCE & IMPACT

Membre fondateur de



agreenium
Science pour l'alimentation et
l'agriculture durables



Responsables scientifiques :

Sabine Houot - INRA, département Environnement et Agronomie, unité Environnement et Grandes Cultures

Marie-Noëlle Pons - CNRS, Université de Lorraine, Laboratoire Réactions et Génie des Procédés

Marilys Pradel - Irstea, Unité de Recherche Technologies et systèmes d'information pour les agrosystèmes

Rédaction :

Isabelle Savini et Anaïs Tibi - INRA, DEPE

Directeur de la publication :

Bertrand Schmitt - INRA, Directeur de la Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes (DEPE)

Contacts :

Sabine Houot, co-responsable scientifique de l'étude, INRA : sabine.houot@grignon.inra.fr

Marie-Noëlle Pons, co-responsable scientifique de l'étude, CNRS : marie-noelle.pons@univ-lorraine.fr

Marilys Pradel, co-responsable scientifique de l'étude, Irstea : marilys.pradel@irstea.fr

Anaïs Tibi, chef de projet INRA-DEPE : anaïs.tibi@paris.inra.fr

Le présent document constitue la synthèse du rapport d'une expertise scientifique collective co-subsentie par le Ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Forêt (MAAF) sur le programme 206, action 01, sous-action 15, et par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE) sur le programme 181, action 01.

Le contenu du rapport et des documents de synthèse n'engage que la responsabilité de leurs auteurs.

Le rapport d'expertise, source de cette synthèse, a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou par l'INRA, le CNRS et Irstea. La synthèse a été validée par les auteurs du rapport.

Expertise scientifique collective INRA-CNRS-Irstea

Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier

Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques

Synthèse du rapport d'expertise

Rédaction:

Sabine Houot, Marie-Noëlle Pons, Marilys Pradel
(responsables scientifiques de l'ESCo)

Isabelle Savini, Anaïs Tibi (équipe projet)

octobre 2014

Sommaire

Avant-propos	4
1. Disponibilité et usage des Mafor en France	8
1.1. Les gisements et l'utilisation des Mafor en France	8
1.1.1. Matières actuellement valorisées par l'épandage agricole, et enjeux associés	8
1.1.2. Evolutions potentielles des gisements de matières valorisables par épandage agricole ou forestier	13
1.1.3. Contenus en N, P, K et MO des gisements de Mafor	14
1.1.4. Surfaces actuellement concernées par l'épandage de Mafor en France	15
1.2. Le droit applicable aux Mafor	17
1.2.1. La qualification juridique des Mafor : déchets, sous-produits, produits	17
1.2.2. La réglementation des pratiques d'épandage	18
1.3. La perception des Mafor et les politiques locales de gestion de leur utilisation	20
1.3.1. Perception par les acteurs agricoles	20
1.3.2. Perception par la société	21
1.4. Conditions économiques, substituabilité aux engrais minéraux et déséquilibres régionaux de production de Mafor	21
1.4.1. Une substituabilité aux engrais minéraux principalement liée à un arbitrage entre coût de traitement et coût de transport	21
1.4.2. Un fort déséquilibre entre zones excédentaires et déficitaires en Mafor non compensé par la faiblesse des transferts	22
1.5. Conclusion	23
2. Intérêts agronomiques des Mafor et impacts environnementaux associés	24
2.1. Les principaux mécanismes déterminant la valeur agronomique des Mafor	24
2.2. La valeur fertilisante des Mafor	27
2.2.1. L'estimation de la valeur fertilisante azotée N	27
2.2.2. Valeur fertilisante phosphatée P (et potassique K)	29
2.2.3. Les effets de l'épandage de Mafor sur la production agricole ou forestière	29
2.3. La valeur amendante organique des Mafor	30
2.3.1. L'évaluation de la valeur amendante	30
2.3.2. Les effets d'amélioration des propriétés du sol	32
2.4. Impacts environnementaux associés à la valeur agronomique des Mafor	34
2.4.1. Les fuites d'azote dans l'environnement qui affectent la valeur fertilisante des Mafor	34
2.4.2. Les émissions de gaz à effet de serre	35
2.4.3. Les émissions d'odeurs, et le lien avec les composés organiques volatils (COV)	37
2.4.4. La genèse de carbone organique dissous (COD)	37
2.4.5. Les impacts environnementaux de l'épandage de Mafor sur parcelles boisées	37
2.5. L'insertion des Mafor dans les systèmes de production des agriculteurs	38
2.6. Spécificités et difficultés du raisonnement de la fertilisation avec des Mafor	40
2.7. Conclusions sur les valeurs agronomiques des Mafor et les impacts environnementaux associés	41
3. Les apports de contaminants via les Mafor	47
3.1. Les contaminants biologiques	49
3.1.1. Les pathogènes et parasites d'origines humaine et animale	49
3.1.2. La résistance aux antibiotiques	57
3.1.3. Les agents pathogènes des cultures et les graines d'adventices	58

3.2. Les contaminants organiques (Composés Traces Organiques)	59
3.2.1. Les caractéristiques et la réglementation des CTO présents dans les Mafor	59
3.2.2. La présence de CTO dans les Mafor et les flux d'apport aux sols <i>via</i> les Mafor	61
3.2.3. Le devenir des CTO dans les sols et les transferts vers les eaux	64
3.2.4. Les transferts vers les plantes et les animaux	65
3.3. Les contaminants minéraux (Eléments Traces Minéraux)	69
3.3.1. Les caractéristiques et la réglementation des ETM présents dans les Mafor	70
3.3.2. La présence des ETM dans les Mafor et les flux d'apport aux sols <i>via</i> les Mafor	71
3.3.3. Le devenir des ETM dans les sols et les transferts vers les eaux	74
3.3.4. Les transferts vers les plantes et les animaux	75
3.4. Toxicité et effets sur la santé animale	79
3.4.1. Ecotoxicité	79
3.4.2. Phytotoxicité	79
3.4.3. Santé des animaux d'élevage	79
3.5. Conclusion sur les apports de contaminants <i>via</i> les Mafor	80
4. Bilan des effets agronomiques et environnementaux de l'épandage de Mafor	84
4.1. Bilan des résultats de l'ESCo par grands types de Mafor	84
4.1.1. Traits communs et facteurs de différenciation des effets des Mafor	84
4.1.2. Synthèse des effets par grand type de Mafor	87
4.2. Bilan des effets agronomiques et environnementaux de l'épandage de Mafor, vu au travers des analyses du cycle de vie et des analyses coûts-bénéfices	94
4.2.1. Les évaluations environnementales	94
4.2.2. Les approches économiques des coûts et bénéfices de l'épandage de Mafor	96
4.3. Besoins de recherches et d'études complémentaires	97
Annexe. Teneurs seuils et flux maximaux en contaminants chimiques dans la réglementation	102
Auteurs et éditeurs de l'expertise	105

Avant-propos

Contexte de la demande d'expertise

Si le retour au sol des déjections animales est une pratique agricole multiséculaire, ce mode de fertilisation organique a évolué à mesure des évolutions des systèmes et des conduites d'élevage. Au cours du 20^e siècle, il a surtout été complété, voire supplanté selon les systèmes de production et les régions, par le recours aux engrais minéraux en vue d'un apport maîtrisé des trois éléments fertilisants de base que sont l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K). Plus récemment, s'y sont ajoutées des matières fertilisantes d'origine résiduaire, provenant de diverses autres filières de traitement des effluents et déchets (eaux usées urbaines, ordures ménagères, effluents industriels...). Dans un contexte où se combinent volontés de réduction des volumes de déchets générés et de recyclage de ceux-ci, le renchérissement des coûts de l'énergie nécessaire à la fabrication des engrais azotés de synthèse, la raréfaction des ressources minières notamment de phosphore et la dégradation des taux de matière organique des sols renforcent l'intérêt du réemploi en agriculture de la partie organique de nos déchets.

L'Ademe a estimé ainsi à 355 millions de tonnes la quantité de déchets générés par les activités humaines (domestiques et industrielles) en France en 2009. L'agriculture et la sylviculture sont, de leur côté, responsables de la production de 374 millions de tonnes d'effluents d'élevage (fumiers, lisiers) et de résidus de culture, le plus souvent valorisés sur site. Ces quantités, stables depuis la dernière décennie, situent la France dans la moyenne des pays européens en termes de quantité de déchets générés par personne et par an. Le "gisement" de matières fertilisantes d'origine résiduaire, que nous appellerons ici "Mafor", apparaît donc conséquent et en mesure de se substituer au moins en partie aux engrais minéraux.

Le recours à ces matières d'origines, et donc de natures, très diverses ne va cependant pas sans poser question. Tout d'abord, associant diversement les trois éléments de base N, P et K, elles sont moins souples d'utilisation que les engrais minéraux dont l'agriculteur connaît *a priori* la composition précise en éléments fertilisants. L'épandage de telles matières peut en outre faire l'objet de réticence, voire de rejet, de la part de leurs utilisateurs potentiels, notamment quand ceux-ci n'en sont pas directement producteurs, et/ou de la part des populations vivant à proximité. Plus préoccupants sont les impacts environnementaux que l'usage de ces Mafor peut engendrer. Ceux-ci sont de plusieurs types. L'épandage de Mafor peut se traduire par des fuites d'azote dans l'environnement constituant une source de pollution, phénomène en partie étudié dans le cadre de l'ESCo "Elevage et azote" pour ce qui concerne les effluents d'élevage des régions à forte concentration de productions animales¹. Compte tenu de la nature résiduaire des Mafor, elles sont également susceptibles d'apporter aux sols un ensemble de contaminants (pathogènes, organiques et minéraux) qui peuvent s'y accumuler et être transférés aux plantes qui s'y développent et aux animaux qui les ingèrent. La plupart de ces contaminants pouvant présenter un danger pour la santé humaine, les autorités publiques se doivent de rester vigilantes sur les risques de leur transfert à l'homme *via* les usages, agricoles ou forestiers, des Mafor. De ce point de vue, trois grandes filières aux enjeux différents peuvent être distinguées. Si toutes les Mafor sont susceptibles d'apporter au sol des contaminants chimiques, les matières issues des exploitations agricoles, principalement constituées d'effluents d'élevage, et les matières issues du traitement des eaux usées urbaines contiennent de la matière fécale. Elles sont donc susceptibles d'apporter au sol des microorganismes pathogènes. Ce type d'apports ne concerne pas les déchets d'origine industrielle ou ménagère.

Questions posées à l'INRA, au CNRS et à Irstea

L'épandage de Mafor à des fins d'usages agricoles ou forestiers ne peut ainsi être envisagé que si elles améliorent la fertilité et les propriétés du sol, et si les risques qui y sont associés sont "acceptables" ou "maîtrisables" aussi bien au niveau des parcelles ainsi amendées que de leur environnement (compartiments sol, eau et air, biodiversité) et des caractéristiques sanitaires des produits qui en sont issus. Face à la diversification des matières susceptibles d'être épandues sur les sols agricoles et forestiers et aux divers traitements que les matières brutes peuvent subir avant leur épandage (compostage, digestion lors de méthanisation, chaulage...), les questions posées par l'évaluation des bénéfices et des risques associés à l'utilisation de Mafor deviennent légitimes et les réponses que l'on peut y apporter, sont nécessairement complexes. En conséquence, les autorités françaises souhaitent disposer d'éléments scientifiques les plus solides possibles permettant de maîtriser au mieux et de réguler, si nécessaire, la valorisation et l'utilisation de matières fertilisantes d'origine résiduaire.

¹ INRA (2012), *Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Synthèse de l'expertise scientifique collective réalisée par l'INRA à la demande des ministères en charge de l'Agriculture et de l'Écologie, Paris, 67 p.

En vue d'améliorer leurs connaissances sur les bénéfices agronomiques des Mafor et les impacts en termes de contaminations potentielles des écosystèmes induites par leur épandage, les Ministères français en charge de l'agriculture et de l'écologie ont saisi fin 2012 l'INRA, le CNRS et Irstea pour réaliser une expertise scientifique collective, ESCo (Encadré 1) sur les effets de l'épandage de Mafor. L'objectif de cette analyse des connaissances scientifiques les plus à jour est, pour les autorités compétentes, de faire évoluer, le cas échéant, les critères sur lesquels fonder la mise à disposition de ces matières pour la fertilisation des sols agricoles et forestiers, ainsi que les règles encadrant leur épandage.

Le but de l'ESCO est donc de fournir aux pouvoirs publics, dans la mesure où la littérature scientifique le permet, un bilan des effets de l'épandage de Mafor sur sols agricoles et forestiers, en envisageant ces effets, à court et à long termes, sur les plans agronomiques et environnementaux et en tenant compte des intérêts, contraintes et conséquences économiques et sociales de leur usage en agriculture. Les autres voies possibles de valorisation/élimination des matières d'origine résiduaire (incinération, mise en décharge...) n'ont pas fait l'objet d'une analyse bibliographique spécifique dans l'ESCO, mais elles doivent être gardées à l'esprit si l'on souhaite raisonner la valorisation agricole au regard des voies alternatives d'élimination des déchets.

L'application au sol de Mafor pose bien sûr la question des **risques potentiels, notamment sanitaires, associés à cette voie de valorisation**. La commande d'ESCO n'inclut pas d'évaluation des risques sanitaires et se limite à un état des connaissances sur les différents types d'effets agronomiques et environnementaux identifiés. Les effets éventuels de l'application au sol des matières sur la santé humaine ne sont donc pas traités, étant donnée l'ampleur des analyses nécessaires à l'évaluation de ces impacts et parce qu'ils ne sont pas au centre des compétences thématiques des trois instituts saisis. Une telle évaluation des risques pour la santé humaine, qui fait l'objet d'une saisine de l'Anses, a vocation à compléter les résultats obtenus ici et devrait être menée dans les suites de ce travail. Dans ce cadre, l'ESCO s'en tient donc à l'examen des teneurs en éléments indésirables dans les matières premières agricoles, aux effets écotoxicologiques sur la faune et la flore sauvages et aux flux entre les compartiments des écosystèmes.

Définitions préliminaires et champ de l'ESCO

Dans le cadre de l'expertise, l'ensemble des matières d'origine résiduaire susceptibles d'être épandues dans un but de fertiliser et/ou amender les sols ont été prises en compte, et ont été désignées pour plus de lisibilité sous l'acronyme "Mafor".

Cet acronyme recouvre une large diversité de matières, notamment :

- les effluents d'élevage (bruts ou traités),
- les boues issues du traitement des eaux usées urbaines ou domestiques,
- les matières, eaux et boues d'épuration issues des industries agro-alimentaires, papetière, pétrolière, textile, chimique...,
- les boues issues des opérations de potabilisation de l'eau,
- les composts de déchets verts, de déchets ménagers, de déchets organiques issus des activités industrielles (biodéchets),
- les digestats de méthanisation (compostés ou non),
- les cendres, en particulier issues des installations de combustion de biomasse à vocation énergétique,
- les sédiments dragués en milieu fluvial,
- les matières issues de la pyrolyse de certains déchets (biochars).

Cette liste très large ne présume en rien de la capacité de la littérature scientifique existante à renseigner toutes les questions posées à l'ESCO pour chaque matière.

Dans le cas particulier des effluents d'élevage (déjections des animaux éventuellement mélangées à de la litière), les déjections directement émises au champ par les animaux, non récupérables (environ 50 % de la totalité des effluents), ne sont pas considérées comme des Mafor car elles ne sont pas "épandues" au sens strict (c'est-à-dire par l'Homme). Ces apports "non maîtrisés" de déjections constituent néanmoins un élément contextuel à prendre en compte dans toute réflexion globale sur la gestion des Mafor dans les pratiques de fertilisation des sols agricoles, et sur l'encadrement des pratiques d'épandage : au même titre que les déjections récupérables, ils sont susceptibles d'apporter des éléments fertilisants et de la matière organique, mais également d'être vecteurs de contaminants.

L'analyse bibliographique réalisée dans l'ESCO est centrée sur les situations d'épandage sur sols agricoles (incluant les prairies) et forestiers (forêts, plantations, taillis). L'utilisation de Mafor chez les particuliers, dans les espaces verts des collectivités et sur les sols en cours de revégétalisation ou de restauration n'a pas été incluse dans le périmètre du travail. L'utilisation de Mafor comme "fertilisants" des plans d'eaux qui accueillent des élevages de poissons et les pratiques d'irrigation utilisant des eaux usées traitées ne sont pas non plus dans le périmètre de l'ESCO.

Les effets de l'épandage de Mafor peuvent *a priori* être modulés et conditionnés directement ou indirectement par divers facteurs potentiellement déterminants pour l'évaluation de leur application au sol : (i) la **nature des matières premières** en amont des procédés de traitement et des Mafor, (ii) les **procédés de traitement** permettant d'obtenir des Mafor (traitement des déchets ménagers, traitement des effluents d'élevage, traitement de l'eau et des boues issues du traitement des eaux...), (iii) les

pratiques d'application au sol (mode, qualité et fréquence de l'épandage), (iv) les **caractéristiques pédoclimatiques de la parcelle** et plus généralement du milieu récepteur (depuis la parcelle où a lieu l'épandage, jusqu'au bassin versant), (v) le **contexte socio-économique** local (exploitation, collectivité, pays, mais également éventuels cahiers des charges définis par des filières), (vi) le type de **système de culture** (espèces cultivées, façons culturales)...

Les engrais minéraux n'ont pas fait l'objet de recherches bibliographiques exhaustives visant à caractériser leurs impacts agronomiques, environnementaux et socio-économiques, mais ils sont considérés en tant que point de comparaison dans la mesure où certaines des matières objet de l'ESCO peuvent venir en substitution à certains engrais minéraux.

Encadré 1. L'ESCO, principes et méthodes

La présente ESCo a été réalisée conjointement par l'INRA, le CNRS et Irstea, en adoptant les principes et la méthode retenus par la Délégation à l'expertise collective, à la prospective et aux études (DEPE) de l'INRA.

L'expertise scientifique en appui aux politiques publiques

La mission d'expertise en appui aux politiques publiques de la recherche publique a été réaffirmée par la Loi d'orientation de la recherche (2006), ainsi que par la Loi ESR (2013). L'apport d'argumentaires scientifiques à l'appui de positions politiques devient en effet une nécessité dans les négociations internationales. Or, les connaissances scientifiques sont de plus en plus nombreuses, dispersées et produites dans des domaines très variés, difficilement accessibles en l'état aux décideurs. L'activité d'ESCO développée depuis 2002 à l'INRA se définit comme une activité d'analyse et d'assemblage de connaissances produites dans des champs très divers du savoir et pertinentes pour éclairer l'action publique. Elle vise à mettre en évidence les acquis scientifiques, les points d'incertitudes, les lacunes et les éventuelles questions faisant l'objet de controverses scientifiques.

La charte de l'expertise scientifique à l'INRA

Cette activité est encadrée par une charte qui énonce des principes d'exercice, dont le respect garantit la robustesse des argumentaires produits. Cette charte fonde l'exercice sur quatre principes : la compétence, la pluralité, l'impartialité et la transparence.

- La compétence se décline d'abord au niveau des institutions prenant en charge l'expertise qui ne traitent des questions d'expertise que dans leurs domaines de compétences. Ce principe de compétences s'applique aux experts qui sont qualifiés sur la base de leurs publications scientifiques, et également à la conduite des expertises dans le respect de la qualité du processus.

- La pluralité s'entend comme l'approche pluridisciplinaire des questions posées qui associe les différentes sciences de la vie et les sciences économiques et sociales pour une mise en perspective des connaissances. La pluralité se manifeste également dans la diversité des origines institutionnelles des experts. La pluralité des domaines de recherche et des points de vue disciplinaires vise à stimuler le débat et contribue à favoriser l'expression de la controverse et de l'exercice critique.

- Le principe d'impartialité est garanti par une déclaration d'intérêts remplie par chaque expert, qui permet de faire état de leurs liens éventuels avec des acteurs socio-économiques, ainsi que par la pluralité du collectif d'experts.

- Enfin, le respect de la transparence se traduit par la production de documents d'analyse et de synthèse mis à disposition de tous.

L'ESCO est une activité d'expertise institutionnelle, régie par la charte nationale de l'expertise à laquelle le CNRS, l'INRA et Irstea ont adhéré en 2011.

Définition et fonctionnement de l'ESCO

L'ESCO établit un état des lieux des connaissances scientifiques académiques dont sont extraits et assemblés les éléments répondant aux questions posées par les commanditaires. Les questions adressées à l'INRA, au CNRS et à Irstea sont énoncées dans un cahier des charges (cf. Annexe 1) qui est le résultat d'une itération entre les commanditaires et le groupe d'experts, fixant les contours et le contenu du champ de l'expertise. Un comité de suivi, réuni à l'initiative des commanditaires, sert d'interface entre les experts et les commanditaires et veille au bon déroulement des travaux.

Les experts rédigent chacun une contribution faisant état des références bibliographiques utilisées. L'ensemble des contributions forme le rapport d'expertise qui est mis en ligne par les organismes de recherche en charge de la réponse (INRA, Cnrs et Irstea). Les experts scientifiques sont responsables du rapport et des conclusions de l'ESCO.

L'INRA et sa DEPE s'engagent sur les conditions dans lesquelles se déroule le processus d'expertise : qualité du travail documentaire de mise à jour des sources bibliographiques, transparence des discussions entre les experts, animation du groupe de travail et rédaction des documents de synthèse et de communication sous une forme qui concilie rigueur scientifique et lisibilité par un public large.

A ce jour, neuf ESCo ont été conduites par l'INRA : "Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?", "Pesticides, agriculture, environnement", "Sécheresse et agriculture", "Consommation des fruits et légumes", "Agriculture et biodiversité", "Douleurs animales", "Comportements alimentaires", "Variétés végétales tolérantes aux herbicides" et "Flux d'azote en élevage".

Méthodes et portée de l'ESCO

L'ESCO se fonde sur la littérature scientifique internationale "certifiée", ce qui explique que certains phénomènes, en particulier récents, ne puissent être renseignés, soit parce que les recherches disponibles ont été conduites dans des contextes trop éloignés des conditions observées en France, soit faute de travaux publiés dans les revues référencées dans les bases de données bibliographiques internationales (*Web of Science*, pour l'essentiel). Ainsi, les Mafor utilisées de façon très anecdotique (par exemple, les cendres, les biochars, les sédiments de dragage) sont très peu renseignées.

Une trentaine d'experts français et étrangers d'origines institutionnelles diverses (INRA, Irstea, CNRS, universités françaises et étrangères) ont été mobilisés pour l'ESCO. Leurs compétences relèvent de l'agronomie, de l'écotoxicologie, de la chimie, de l'économie, de la sociologie, du droit... Le rapport d'expertise est étayé par un corpus bibliographique d'environ 3 300 références, constitué par deux professionnelles de l'information scientifique et technique (INRA et Irstea) et de l'équipe projet INRA. Ce corpus est essentiellement composé d'articles scientifiques auxquels se sont ajoutés des données statistiques, ouvrages et rapports techniques. Les experts en ont extrait, analysé et assemblé les éléments pertinents pour éclairer les questions posées.

L'ESCO ne fournit pas d'avis, ni de recommandations, ni de réponses pratiques aux questions qui se posent aux gestionnaires. Elle réalise un état des connaissances scientifiques le plus complet possible des impacts liés à l'épandage de Mafor en agriculture et en forêt, à travers une approche pluridisciplinaire associant sciences du vivant et sciences économiques et sociales. Elle identifie également les problématiques peu renseignées et pour lesquelles les besoins de recherche semblent prioritaires.

Plan du document

La synthèse qui suit est structurée selon quatre sections. Dans un premier temps sont examinés, dans le contexte français actuel, les modes d'usage des Mafor en agriculture et en forêt, les quantités disponibles et la provenance de ces différentes Mafor ainsi que les règles régissant leur usage. On analyse ensuite plus spécifiquement les effets agronomiques (fertilisants et amendants) du recours aux Mafor, puis la nature et les devenir possibles des contaminants qu'elles contiennent. Enfin, une dernière section propose une synthèse des recherches tentant d'établir la balance entre les effets positifs et les risques associés, ainsi qu'un premier bilan, plus qualitatif, des impacts positifs et négatifs des différentes Mafor utilisées en France, bilan que les experts tirent de la littérature scientifique spécifique.

Ce document de synthèse ne mentionne pas les références bibliographiques mobilisées, qui figurent dans le rapport d'ESCO. La présente version de cette synthèse est en outre provisoire, une nouvelle version, notamment plus ramassée, devant être disponible très prochainement.

1. Disponibilité et usage des Mafor en France

1.1. Les gisements et l'utilisation des Mafor en France

Les données relatives aux gisements de matières résiduelles, à la part de ces gisements valorisable en agriculture, et aux pratiques d'épandage sont très difficiles à rassembler pour toutes les Mafor objet de l'ESCo : ces données sont collectées de différentes manières, ne sont pas centralisées et sont incomplètement informatisées. De plus, elles ne sont pas toutes facilement comparables car exprimées dans différentes unités de mesures (matière brute *versus* matière sèche). Enfin, certains gisements ne sont renseignés au niveau national que par des enquêtes réalisées il y a plus de 10 ans, et qui n'ont pas été actualisées depuis. Des données plus récentes existent mais ne sont disponibles que pour certaines régions ou ne se basent pas sur la même typologie des matières, rendant difficile l'articulation entre les données et l'estimation de l'évolution des gisements au cours du temps. Pour ces raisons, il est difficile de fournir une vision globale et précise des flux de Mafor actuellement épandues en France.

1.1.1. Matières actuellement valorisées par l'épandage agricole, et enjeux associés

Les matières d'origine résiduaire susceptibles d'être épandues sur les sols agricoles et forestiers sont issues des activités agricoles, urbaines et industrielles. Classiquement jusqu'à présent, ce mode de valorisation était désigné comme "*valorisation organique*" car il concernait exclusivement des matières de nature organique. Désormais, des matières inorganiques (notamment les cendres issues de la combustion de biomasse bois) sont également concernées par cette voie de valorisation car elles présentent un intérêt agronomique (voir Chapitre 2).

Ces matières peuvent être épandues directement sur les sols, sans traitement préalable. Elles peuvent également subir un traitement avant épandage qui peut avoir différents objectifs : hygiénisation par compostage ou chaulage, réduction des volumes par déshydratation selon différents procédés, production d'énergie par digestion anaérobie... (Encadré 1-1).

La valorisation agronomique par épandage sur les sols agricoles peut constituer une filière de gestion des déchets à part entière (cas du compostage) ou être incluse dans une filière de gestion des déchets (cas de la valorisation énergétique des déchets via la méthanisation). Il existe par ailleurs d'autres voies potentielles de gestion de ces matières : le recyclage des matériaux qui deviennent alors matière première d'un nouveau produit ("*valorisation matière*", du verre par exemple), la mise en décharge et l'incinération sans récupération d'énergie. Les voies de traitement sans valorisation tendent à disparaître, notamment sous l'effet des incitations publiques tant françaises qu'européennes. En fonction des matières, les filières privilégiées de traitement ne sont pas les mêmes. On ne s'intéresse ici qu'aux filières incluant une valorisation agronomique de matières ayant subi ou non un traitement.

Les informations présentées dans cette section concernent les principaux gisements français de matières d'origines agricole, urbaine et industrielle, essentiellement de nature organique, qui font actuellement l'objet d'une valorisation organique en France, d'après l'enquête "Pratiques culturelles 2011" conduite par le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du ministère chargé de l'agriculture. Les autres voies de valorisation/élimination de ces matières sont mentionnées mais n'ont pas été étudiées dans le cadre de cette ESCo. La Figure 1-4 représente les flux d'apport de Mafor d'origine agricole d'une part, et urbaine et industrielle d'autre part, sur sols agricoles en France. Les flux de matières précisés constituent des ordres de grandeur, exprimés en millions de tonnes (Mt) de matière sèche (MS) ou de matière brute (MB) en fonction des données disponibles, et estimés d'après des données qui n'ont pas toutes été collectées la même année².

• Les Mafor d'origine agricole

Les **effluents d'élevage récupérables** (déjections émises en bâtiment et non dans les pâtures, soit environ 50% de la totalité des effluents d'élevage) représentent à la fois le gisement et les quantités épandues sur les sols agricoles les plus importants. La quasi-totalité de ces effluents récupérables est épandue sur sols agricoles, en grande majorité sans traitement préalable. D'après l'enquête Pratiques Culturelles 2011³, de l'ordre de **109 Mt MB** d'effluents bruts ont été épandues en 2012 (dont 87,3 Mt d'effluents bovins), ainsi qu'environ 4,2 Mt MB de composts d'effluents d'élevage. En 2013, moins de 1% des effluents d'élevage ont été valorisés énergétiquement par méthanisation, les digestats (environ 1,1 Mt MB en 2014) étant ensuite épandus sur les sols agricoles. La Figure 1-1 présente la répartition géographique des effluents d'élevage récupérables en 2000-2001 en France (les données régionalisées compilées par Biomasse Normandie 2002 n'ont pas été actualisées depuis).

² Le détail des sources de données exploitées pour réaliser ces estimations figure dans le Chapitre 1 du rapport d'ESCo.

³ Agreste - Service de la Statistique et de la Prospective du ministère chargé de l'Agriculture

Encadré 1-1. Les principales voies de traitement applicables aux matières d'origine résiduaire

• Traitements biologiques

Le **compostage** dégrade et transforme des substrats riches en matière organique (MO) en une matière organique stabilisée (plus résistante à la biodégradation) plus homogène : le compost. Cette transformation en conditions aérobies entraîne la perte de MO et d'eau. Le procédé comprend une première phase thermophile (50-70°C) qui amène les substrats à l'état de compost frais, puis une phase de maturation au cours de laquelle la température diminue (35-45°C), qui le transforme en compost mûr riche en humus stable. La maîtrise de la phase de dégradation et la durée de la phase de maturation conditionnent le bon déroulement du compostage et le degré de stabilité de la MO en fin de processus.

Le compostage concerne essentiellement les déchets verts des collectivités et des particuliers, la fraction fermentescible des ordures ménagères (compostée en mélange avec des déchets verts), et les boues d'épuration urbaines déshydratées (compostées avec des déchets verts ou des écorces permettant la structuration des matières traitées).

Enfin actuellement, le compostage est un post-traitement obligatoire pour que les digestats de méthanisation soient considérés comme des amendements organiques (normes NFU 44-051 et NFU 44-095).

La **digestion anaérobie ou méthanisation** est une méthode de valorisation énergétique de matrices organiques au cours de laquelle la dégradation en conditions anaérobies des MO génère la production de biogaz (méthane et dioxyde de carbone). Le procédé peut se faire par voie liquide ou "sèche", à différentes températures. On distingue ainsi la méthanisation mésophile (à 30-40°C, la plus classiquement utilisée actuellement en France) et la méthanisation thermophile (à 45-60°C). Le résidu du procédé, appelé digestat, est une matière plus ou moins humide et qui contient de la MO plus ou moins stabilisée. Le digestat peut être épandu directement ou, plus fréquemment, après différents post-traitements (séparation de phase et/ou compostage par exemple). Les déjections animales sont en général traitées en co-digestion avec des effluents agro-industriels, des pailles ou résidus de cultures... Les boues d'épuration urbaines sont souvent digérées seules. La digestion des déchets solides (déchets ménagers, industriels) nécessite leur broyage et l'adjonction d'eau.

La **nitrification-dénitrification** vise à éliminer une partie de l'azote contenu dans les effluents vers l'atmosphère sous une forme non polluante (N₂), par une alternance de phases aérobies et anoxiques permettant une nitrification-dénitrification. Elle est notamment pratiquée dans les zones où la production d'effluents d'élevage excède les capacités d'épandage sur les cultures.

• Traitements physiques et physico-chimiques, appliqués aux boues d'épuration, aux digestats, aux lisiers, aux fientes

Les grosses stations de traitement des eaux usées (STEU) urbaines, qui génèrent la majorité des tonnages de boues, effectuent toujours un traitement physique et/ou chimique des boues afin d'obtenir des matières plus faciles à manipuler car de volume moindre et plus stables à la biodégradation. Seules les petites STEU, essentiellement rurales, produisent des boues liquides conservées dans des silos (comme les lisiers) avec un dispositif d'homogénéisation.

L'**épaississement** consiste à ajouter un flocculant pour obtenir des boues pâteuses dont le taux de matière sèche (siccité) est d'environ 7%. La **déshydratation** (par filtrage, centrifugation...) permet de passer à une siccité de 20-25%. Le **séchage**, qui s'applique à des boues déjà déshydratées, ayant subi ou non un traitement biologique par digestion, vise à réduire encore le taux d'humidité de la matière pour en faciliter le transport. Le séchage solaire permet d'atteindre une siccité de 70 à 80% par évaporation naturelle ou semi-naturelle (apport énergétique complémentaire) de l'eau. Par séchage thermique, on atteint des siccités de 95% et les boues se présentent sous forme de poudre ou de granulés.

Le **chaulage**, essentiellement pratiqué sur les boues déshydratées, consiste à ajouter de la chaux dans le but d'augmenter le pH (>11) pour bloquer le processus de fermentation, et ainsi stabiliser la matière. Environ 30% des boues sont chaulées en France, essentiellement dans les stations d'épuration de grande capacité.

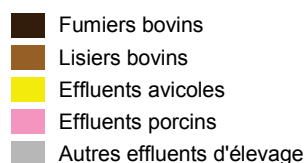
La **séparation de phase** est appliquée aux matières liquides ayant subi ou non un traitement biologique au préalable (lisiers, digestats liquides, boues...). Elle permet l'obtention, par différentes techniques, de deux phases : une phase solide qui concentre la majeure partie de la matière organique particulaire et les éléments insolubles comme la majeure partie du phosphore, les éléments traces, et une phase liquide qui contient la majeure partie des éléments solubles dont l'azote sous forme minérale et la potasse. Cette opération permet la gestion distincte des deux phases, et favorise l'exportation du phosphore récupéré dans la phase solide hors des zones d'excédent structurel dans le cas des lisiers, permettant ainsi de réduire la pression d'épandage.

Les effluents d'élevage tels que les fientes de volailles ou les lisiers peuvent subir comme les boues d'épuration, un **séchage** qui en diminuant fortement la teneur en eau permet le transport et la commercialisation des effluents sous forme d'engrais organique. A noter qu'au cours du séchage, la majeure partie de l'azote ammoniacal est perdu par volatilisation.

• La notion d'"hygiénisation"

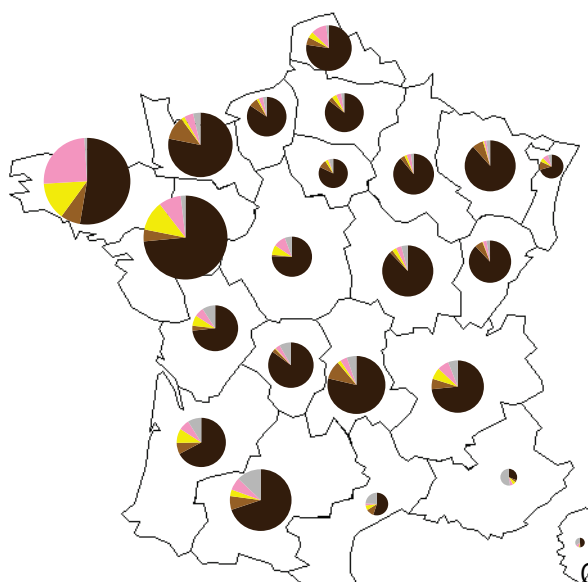
Selon l'Arrêté du 8 janvier 1998 sur l'épandage des boues d'épuration, l'hygiénisation est un "traitement qui réduit à un niveau non détectable les agents pathogènes présents dans la boue". La boue est ainsi "hygiénisée" si elle présente des concentrations en certains pathogènes indicateurs de traitement inférieures à des seuils fixés. L'hygiénisation est également définie dans la norme NFU 44-051 comme l'"effet induit par les traitements subis par des matières premières potentiellement porteuses d'agents pathogènes humains, animaux ou végétaux, et qui se traduit par une baisse à des niveaux acceptables de ces agents pathogènes". Dans la pratique, l'hygiénisation est obtenue par les procédés incluant une élévation de la température sur un temps suffisamment long (compostage, méthanisation thermophile, séchage solaire ou thermique) ou par une augmentation du pH (chaulage).

Figure 1-1. Répartition géographique de la production d'effluents d'élevage récupérables en France en 2000-2001



Sources : données Biomasse Normandie 2002

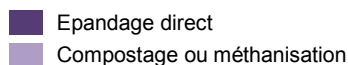
La taille des camemberts est proportionnelle à la quantité de déjections récupérables.
Par exemple, environ 4,9 Mt de matière sèche ont été produites en Bretagne, et environ 53 500 tonnes en Corse.



• Les Mafor d'origines industrielle et urbaine

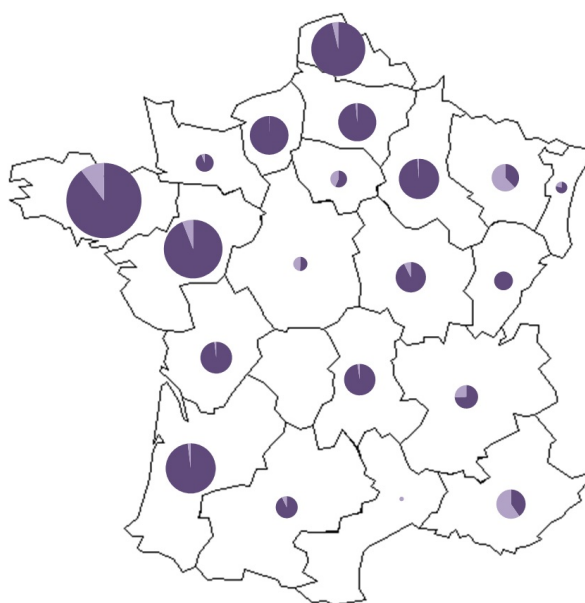
Les **effluents et déchets organiques industriels** : en 2008, de l'ordre de **1,8 Mt MS** ont été épandues sur les sols agricoles, et **0,3 Mt MS** envoyées en compostage ou méthanisation. Il s'agissait majoritairement de boues et d'effluents provenant des industries agroalimentaires (notamment des secteurs fruits et légumes, lait, viandes et betterave sucrière) et de l'industrie papetière. La figure 1-2 illustre la répartition spatiale de ces 2,1 Mt MS.

Figure 1-2. Répartition géographique des quantités de déchets et d'effluents industriels destinées à la valorisation agricole en 2008



Source : INSEE-Agrete-SSP 2008

La taille des camemberts est proportionnelle à la quantité de déchets et effluents.
Par exemple, environ 385 000 t de matière sèche en Bretagne, et environ 1 500 tonnes en Languedoc-Roussillon.



Les **boues des stations de traitement des eaux usées (STEU) urbaines** : aujourd'hui 42% de la production annuelle de ces boues urbaines sont épandus sur sols agricoles sans compostage préalable (soit environ **0,4 Mt MS** en 2011) et 31% après compostage (soit 0,3 Mt MS) - 18% sont incinérés et 9% mis en décharge. Un état des lieux de la filière méthanisation réalisé en 2014, par l'association d'animation et de développement rural Solagro, estime que 65 à 70 unités de méthanisation dédiées traitent annuellement 360 000 tonnes de matière sèche de boues de STEU, et produisent 600 000 tonnes de digestats bruts. Une partie (impossible à quantifier) de ces boues digérées est ensuite compostée. La Figure 1-3 illustre la répartition spatiale des quantités de boues destinées à la valorisation agricole en 2011 pour les filières de production de boues de STEU activées et à biofiltres⁴ (les plus largement représentées en France en termes de nombres d'habitants desservis ou de débits d'eaux usées traitées).

⁴ La plupart des eaux usées subissent un traitement biologique aérobie visant à dégrader leurs MO ; les bactéries soit se développent librement dans le bassin (procédé dit à "boues activées"), soit sont fixées sur un matériau à travers lequel l'eau percole (procédé dit "à biofiltres").

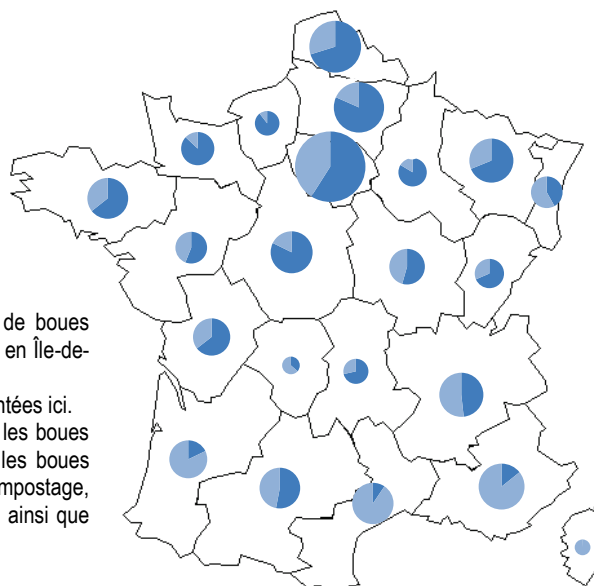
Figure 1-3. Répartition des quantités de boues d'épuration urbaines destinées à la valorisation agronomique en 2011

■ Epandage sans compostage préalable
 ■ Compostage

Source : Données MEDDE 2011.

La taille des camemberts est proportionnelle à la quantité de boues valorisées. Par exemple, environ 101 000 t de matière sèche en Île-de-France, et environ 4 000 tonnes en Corse.

Seules les filières à boues activées et à biofiltres sont représentées ici. La catégorie "Epandage sans compostage préalable" inclut : les boues épandues brutes (cas, minoritaire, des plus petites STEU), les boues ayant subi divers types de traitements, à l'exception du compostage, visant à les conditionner et à les stabiliser (cf. Encadré 1-1), ainsi que les boues digérées si les digestats n'ont pas été compostés.



Les **composts d'origines urbaine et industrielle** : environ **2,2 Mt MB** de composts épandus en 2010, élaborés à partir de 6,6 Mt MB de diverses matières, compostées séparément ou en mélange :

- les ordures ménagères résiduelles des particuliers (OMR : déchets restant après collectes sélectives des emballages et contenants secs) dirigées vers des plateformes de tri mécano-biologique qui en extraient la fraction fermentescible (FFOM : fraction fermentescible des ordures ménagères) avant compostage ;
- les déchets verts et les biodéchets des ménages lorsqu'ils sont collectés séparément ;
- les déchets verts des particuliers déposés en déchèterie ;
- les biodéchets et déchets verts provenant des entreprises et des collectivités ; à noter que les structures qui produisent d'importantes quantités de biodéchets, qualifiées de "gros producteurs de biodéchets", sont soumises depuis le 1^{er} janvier 2012 à une obligation de tri à la source de leurs biodéchets de façon à en améliorer la valorisation organique ;
- une partie des boues d'épuration provenant des STEU urbaines ;
- dans une moindre mesure, une partie des boues et effluents industriels.

Les déchets verts représentent 61% des déchets entrant en compostage, les OMR 11% des déchets reçus en compostage sur des plateformes équipées en amont d'un tri mécano-biologique, alors que les biodéchets des particuliers ne représentent que 3% des déchets compostés. Les boues d'épuration représentent une part importante des déchets entrant en compostage (17%). Au total, 85% des tonnages entrant en compostage sont d'origine urbaine et proviennent des ménages et des collectivités.

D'après Solagro, en 2011 neuf unités de méthanisation dédiées ont traité 240 000 tonnes brutes d'OMR et de biodéchets et déchets verts collectés sélectivement, produisant 70 000 tonnes de digestats compostés avant épandage agricole.

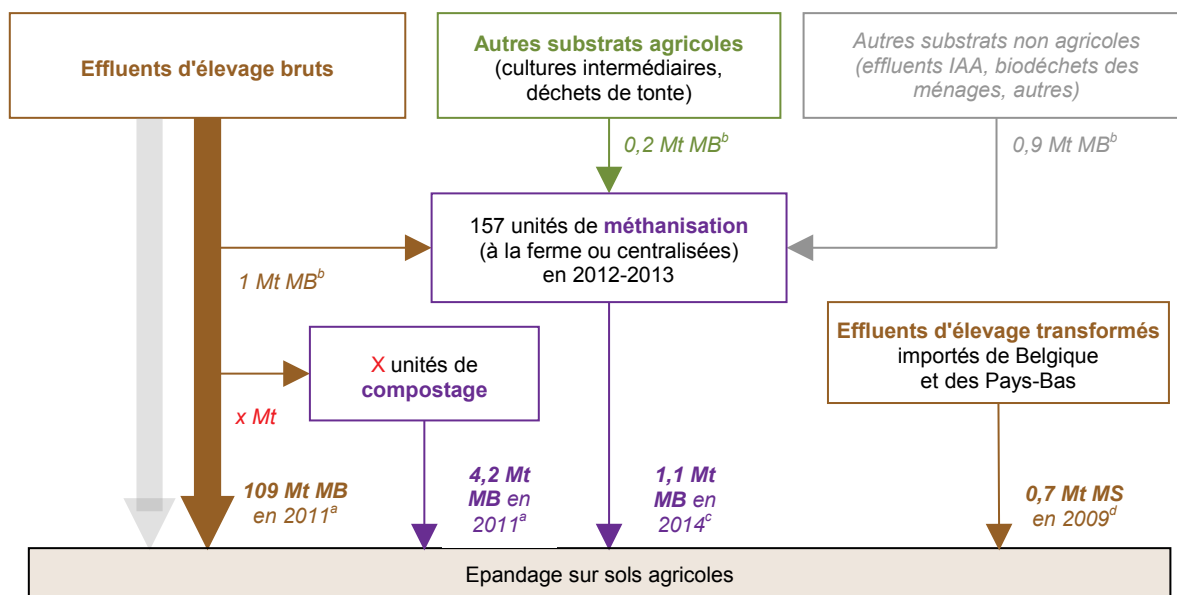
A l'échelle nationale, on constate une **hétérogénéité de répartition des gisements des principales Mafor utilisées**, entre des ensembles de régions productrices de Mafor (principalement les 2 grands bassins d'élevage), et d'autres déficitaires en ressources de Mafor organiques avec toutefois des quantités importantes de Mafor d'origine industrielle dans les grands bassins d'agro-industries comme le Nord de la France.

D'autres gisements de matières possédant une valeur fertilisante et/ou amendante existent mais sont actuellement très peu valorisés en épandage agricole ou forestier (usage non mis en évidence par l'enquête "Pratiques culturelles").

Les opérations de curage du domaine fluvial (rivières, fleuves, canaux) génèrent chaque année environ 6 Mt de **sédiments de dragage**. L'arrêté du 30 mai 2008 relatif aux opérations d'entretien des cours d'eau ou canaux privilégie la réintroduction des sédiments curés dans la voie d'eau pour maintenir l'équilibre du lit et, en second ordre de priorité, la transformation en granulats utilisés en construction routière, mais d'autres destinations sont prévues parmi lesquelles l'épandage agricole. Cependant, les éventuelles situations d'épandage de ces matières sont trop peu nombreuses pour être rapportées dans la littérature, et les quantités épandues ne sont donc pas évaluables. Il faut noter que le mode de détermination de la dangerosité des sédiments et de l'acceptabilité de l'impact environnemental de leur gestion à terre n'est pas précisé à ce jour par un texte réglementaire ou un guide.

Figure 1-4. Les principaux flux de Mafor vers les sols agricoles en France

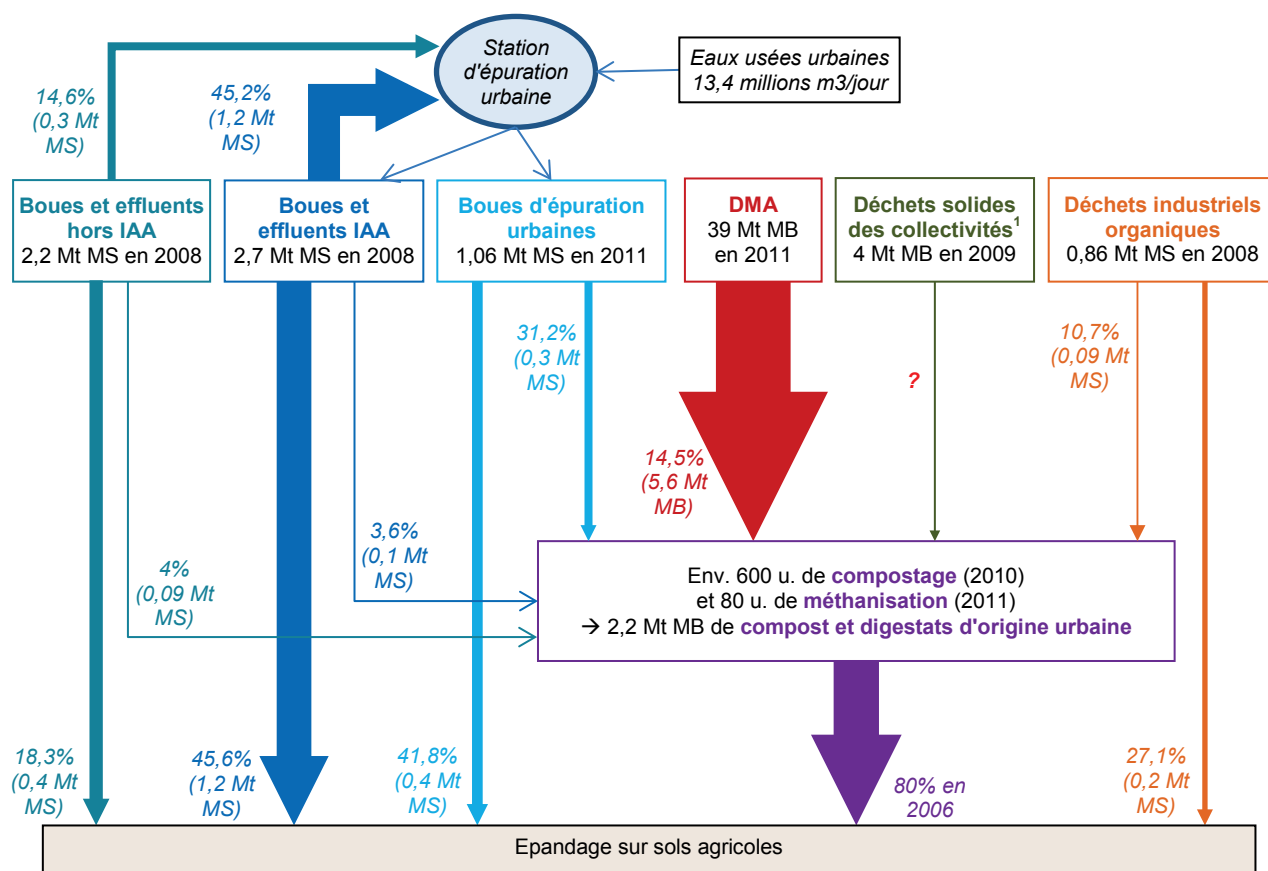
a. effluents d'élevage récupérables



Les effluents importés de Belgique et des Pays-Bas sont des fientes déshydratées de volailles, des composts de fumier de volailles, et la phase solide de lisier de porcs, principalement commercialisés dans les régions situées au Nord de la Seine.

Sources multiples : ^a enquête "Pratiques culturales 2011" ; ^b ADEME 2013 ; ^c Solagro, communication personnelle ; ^d UNIFA 2011.

b. Mafor urbaines et industrielles



¹ déchets issus des marchés, voiries, déchets verts...

Les **cendres issues des installations de combustion de biomasse (chaufferies bois)** sont des matières inorganiques potentiellement valorisables comme Mafor car riches en certains éléments utiles aux plantes et aux sols (notamment calcium, silice, potassium). De compositions très variables selon l'essence du bois notamment, elles sont actuellement utilisées de façon très marginale en épandage agricole ou forestier (seules ou mélangées avec des matières organiques). La quantité totale de cendres produites est difficilement évaluable car le poids de bois incinéré annuellement est mal connu, contrairement à son volume. En 2011, EDF estime à 3 000 le nombre de chaufferie bois installées en France, soit 7 fois plus que l'estimation faite par l'ADEME dix ans auparavant. On peut faire l'hypothèse qu'un ordre de grandeur de 125 000 à 250 000 tonnes de cendres ont été produites en 2011, sans qu'aucune donnée ne le confirme. Il n'est pas non plus possible de quantifier le tonnage de cendres épandues annuellement. Lorsqu'elles ne sont pas valorisées en agriculture, les cendres sont mises en décharge. Les autres voies de valorisation explorées concernent l'industrie de la céramique et les domaines de la construction et des travaux publics.

1.1.2. Evolutions potentielles des gisements de matières valorisables par épandage agricole ou forestier

Pour la plupart des gisements présentés, les quantités potentiellement valorisables en Mafor (c'est-à-dire qui présentent des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques compatibles avec un épandage agricole au regard des normes et réglementations actuelles) sont déjà en majorité épandues. Cependant, les voies de gestion de certains gisements sont susceptibles d'évoluer avec pour conséquence une augmentation ou une diminution de l'épandage agricole ou forestier. De même, les évolutions de réglementation, et notamment les discussions en cours autour d'un nouveau règlement européen sur les déchets, sont susceptibles d'influer sur la nature et les quantités des Mafor épandables et épandues. D'autres gisements, actuellement non valorisés de cette manière, pourraient également devenir sources de nouvelles Mafor.

Pour les **boues de STEU** par exemple, il est possible de réduire les quantités produites en jouant sur le fonctionnement des stations d'épuration. La destination des boues peut aussi évoluer. Elles représentent ainsi un gisement intéressant de substrat méthanisable (potentiel de 5,3 Mt MB). Les choix des collectivités peuvent aussi modifier rapidement les flux partant en valorisation organique. Ainsi le département de Seine-et-Marne envisage une diminution de 30% des boues de STEU envoyées en épandage agricole, arguant de difficultés rencontrées dans la gestion des plateformes de stockage.

Les biodéchets présents dans les **ordures ménagères résiduelles** (OMR) constituent un gisement peu valorisé, dont une évolution de la gestion pourrait accroître les quantités de composts ou de digestats susceptibles d'être épandues. En effet, la collecte sélective de la fraction fermentescible des ordures ménagères chez les particuliers est actuellement peu développée en France, et les OMR subissent en général un prétraitement (tri mécano-biologique) pour en extraire les matières pouvant être dirigées vers le compostage ou la méthanisation. Bien que la part des OMR compostée ou méthanisée ait augmenté depuis 2005, elle n'est que de 4,7% en 2011 (environ 0,9 Mt MB). Les matières fermentescibles (matières putrescibles telles que les déchets de cuisine ou de jardin, papiers, cartons et textiles sanitaires) représentent pourtant une forte proportion des OMR, de l'ordre de 60% d'après une estimation de l'ADEME de 2007. En appliquant ce pourcentage au gisement d'OMR de 2011, on évalue à environ 11,1 Mt MB cette fraction fermentescible des OMR. Dans l'hypothèse où elle pourrait en totalité être triée et dirigée vers les installations de compostage ou de méthanisation, la quantité totale de matières entrant dans ces installations passerait de 6,6 à 16,7 Mt MB.

En 2013, l'ADEME a estimé à 132 Mt MB les gisements potentiels de **substrats utilisables en méthanisation** mobilisables à l'horizon 2030 (pour 2 à 3 Mt MB méthanisées aujourd'hui). Cette évaluation tient compte des voies actuelles de valorisation de ces matières, des leviers et contraintes relatives à leur mobilisation, et de la vitesse de développement de la filière "méthanisation". Les résidus de cultures annuelles, les cultures intermédiaires à vocation énergétique (CIVE), les déchets des ménages, des collectivités, des IAA et des commerces constitueraient une ressource de 37 Mt MB méthanisables. S'ajoutent 95 Mt MB d'effluents d'élevage qui pourraient également être mobilisés. Le plan EMAA (Energie Méthanisation Autonomie Azote) vise à développer fortement la méthanisation à la ferme, avec l'objectif de passer d'une centaine d'unités de méthanisation aujourd'hui à 1 000 à l'horizon 2020. Dans ces installations à la ferme, les effluents d'élevage sont co-digérés avec d'autres substrats, notamment des cultures énergétiques (12% des tonnages totaux en 2013, incluant les cultures dédiées et les CIVE).

Les **cendres issues des chaufferies bois** devraient voir leur gisement augmenter avec le développement des chaufferies à biomasse. Cependant, il est difficile d'avancer des chiffres pour les raisons précédemment énoncées.

La quantité de **sédiments dragués** serait susceptible d'augmenter, même si leur usage en tant que Mafor est actuellement très peu développé. En effet, selon Voies Navigables de France, il faudrait extraire 9 Mt de sédiments des cours d'eaux pour assurer la navigabilité et l'écoulement naturel des eaux.

Enfin, des travaux de recherche explorent diverses possibilités de produire à partir de déchets des matières possédant une valeur agronomique. Sont notamment étudiés les **biochars**, charbons de bois obtenu par pyrolyse de résidus agricoles (non déjà valorisés par ailleurs) ou de biomasse végétale renouvelable et non valorisable. Les biochars sont considérés comme

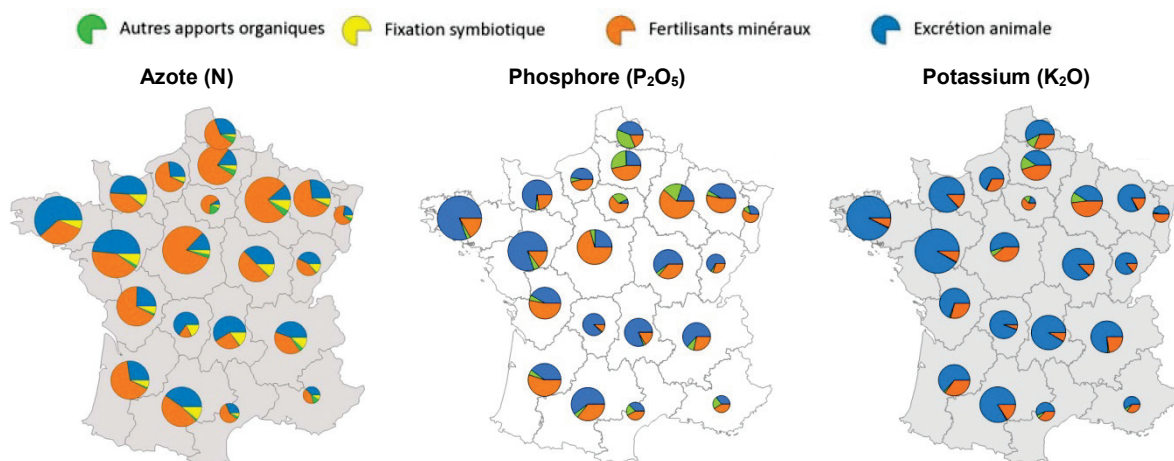
étant des puits de carbone, pouvant donc contribuer à la maîtrise des gaz à effet de serre. Leur production est encore très peu répandue en France. La **récupération de l'azote et du phosphore** à partir d'effluents liquides (lisiers, boues d'épuration par exemple) et de digestats est une autre option étudiée. L'azote est généralement récupéré sous la forme de sulfate d'ammonium, tandis que le phosphore l'est sous forme de struvite (phosphate d'ammonium et de magnésium) ou d'apatite (phosphate de calcium). Certains de ces procédés font l'objet d'essais pilotes en France, mais la littérature ne mentionne pas d'étude de leur rentabilité économique.

Le développement de toutes ces techniques pourrait modifier le gisement global de Mafor, en réduisant certains gisements au profit d'autres (une part de certaines Mafor actuellement épandue sans traitement biologique préalable entrerait dans la composition de "nouvelles" Mafor).

1.1.3. Contenus en N, P, K et MO des gisements de Mafor

En dépit de la difficulté à rassembler les données, on estime qu'à l'échelle nationale, respectivement 38%, 62% et 78% de l'azote (N), du phosphore (P) et du potassium (K) utilisés en agriculture proviennent d'apports organiques exogènes, principalement des effluents d'élevage, déjections émises à la pâture incluses. Les Mafor autres que les effluents d'élevage ne représentent que 3, 9 et 3% du N, du P et du K utilisés en agriculture. Ces pourcentages varient sensiblement entre régions, conséquence de la forte hétérogénéité spatiale des gisements de Mafor disponibles à l'échelle du territoire français (Figure 1-5).

Figure 1-5. Répartition des apports moyens en N, P et K en France, selon leur origine



Source : UNIFA. Pour le N : moyenne des trois campagnes 2008 à 2010. Pour le P et le K : moyenne des trois campagnes 2011 à 2013
La taille des camemberts est proportionnelle aux quantités de N, de P et de K apportées dans chaque région (voir rapport d'expertise)

Les teneurs en matière organique et en éléments fertilisants NPK sont très différentes selon les Mafor, et très variables au sein d'un même groupe de Mafor. Il est cependant possible de distinguer trois groupes de Mafor selon leur composition chimique :

- Les **fumiers et lisiers de bovins et de porcs**, qui sont les Mafor actuellement les plus abondantes et les plus utilisées sur sols agricoles, présentent des teneurs en NPK relativement faibles exprimées par rapport à leur matière brute (MB). Pour le N et le P, ces matières peuvent être classées ainsi : lisier bovin < effluents porcins < fumier bovin ; pour le K : effluents porcins < lisier bovin < fumier bovin.
- Les **effluents d'élevage avicole**, les **composts d'effluents d'élevage** (tous types), les boues d'épuration urbaines et les **composts urbains** présentent des teneurs en NPK un peu plus élevées. Les teneurs en éléments fertilisants de ces Mafor couvrent globalement les mêmes fourchettes de valeurs, excepté pour le P (les effluents avicoles sont plus riches) et pour le K (certains composts urbains atteignent des teneurs en K presque deux fois plus élevées que les deux autres Mafor).
- Enfin, les **effluents de l'industrie betteravière** présentent la particularité d'être très riches en K ; ils présentent une teneur en N similaire à celle des Mafor les plus riches en cet élément, et de teneur faible en P.

Pour comparaison, les teneurs en NPK dans les Mafor sont 10 à 100 fois inférieures à celles des engrais minéraux.

En retenant des valeurs moyennes pour la composition des différentes Mafor, il apparaît qu'au niveau national, 69% du N apporté par les Mafor proviennent de fumiers et lisiers de bovins récupérables. C'est de même le cas de 52% du P et de 74% du K apportés aux sols agricoles via les Mafor. A l'inverse, les Mafor autres que celles issues d'effluents d'élevage n'apportent qu'une très faible fraction du N, P et K provenant des Mafor.

1.1.4. Surfaces actuellement concernées par l'épandage de Mafor en France

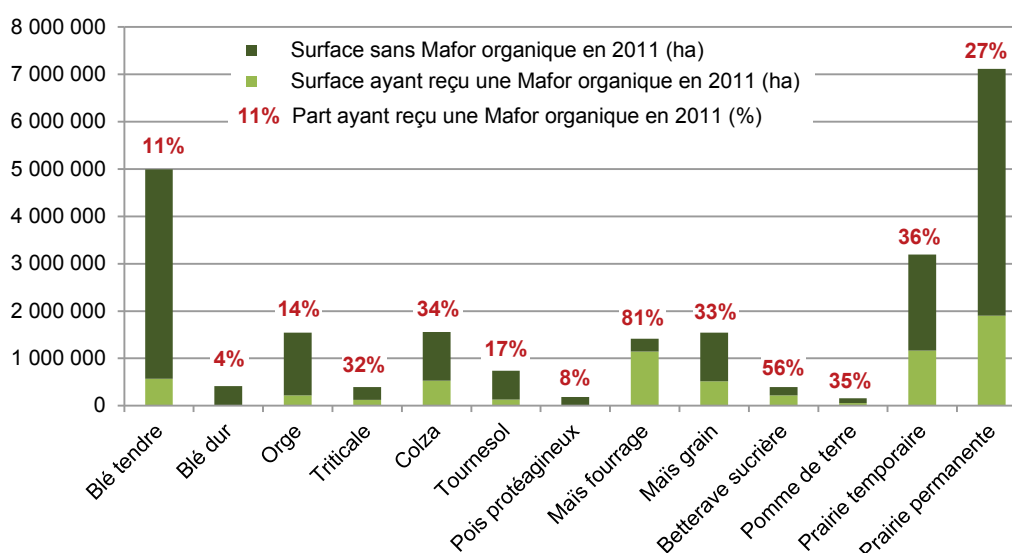
Seule l'enquête quinquennale "Pratiques culturales" du Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du ministère chargé de l'agriculture présente des données harmonisées et régionalisées sur la part de Surface Agricole Utile (SAU) qui reçoit des Mafor et sur le type de Mafor utilisé (seules les Mafor organiques sont répertoriées, et avec un degré de précision faible au regard de la diversité des Mafor existantes). Cette enquête couvre les principales grandes cultures et les prairies temporaires et permanentes⁵, qui représentent environ 82,5% de la SAU française (28,8 millions d'hectares en 2013)⁶.

• Types de cultures recevant des épandages de Mafor

La Figure 1-6 présente la répartition des surfaces enquêtées qui ont fait l'objet d'un épandage de Mafor organiques par type de grandes cultures et de prairies en 2011. Sur 13,3 millions d'hectares (Mha) de grandes cultures objets de l'enquête, 26,5% (3,5 Mha) ont reçu un épandage de Mafor organiques en 2011. Pour les prairies, 3,1 Mha de prairies temporaires et permanentes (29,8% des surfaces totales) ont également fait l'objet d'une fertilisation organique.

Parmi les cultures les plus répandues en France, le maïs fourrage est la culture la plus fréquemment fertilisée avec des Mafor organiques. Environ 1/3 des surfaces de colza et de maïs grain le sont également. Le blé tendre est peu concerné par l'épandage de Mafor, mais il constitue la deuxième culture la plus "consommatrice" de Mafor du fait de son étendue en France (surface totale de près de 5 Mha). Enfin, la betterave sucrière et la pomme de terre sont des cultures peu répandues mais fréquemment fertilisées avec des Mafor.

Figure 1-6. Répartition des surfaces (hectares) qui ont reçu un épandage de Mafor organiques par type de grande culture et de prairies en 2011



Source : Agreste – Enquête "Pratiques culturales" 2011

• Types de Mafor épandues

Les prairies et les grandes cultures étant inégalement réparties sur le territoire français (grandes cultures plutôt dans la moitié Nord, prairies principalement établies dans le Grand Ouest et sur la diagonale Nord-Est/Sud-Ouest), la quasi-totalité du territoire est donc concernée par des épandages de Mafor mais de façon inégale. On peut cependant distinguer de façon assez significative ces deux types de surfaces en fonction du **type de Mafor épandues** (Figure 1-7).

Les effluents d'élevage, qui sont le plus souvent utilisés au sein des exploitations qui les génèrent, sont épandus de façon largement majoritaire sur les 2 types de surfaces, mais plus particulièrement sur prairies. Certains types de cultures ou

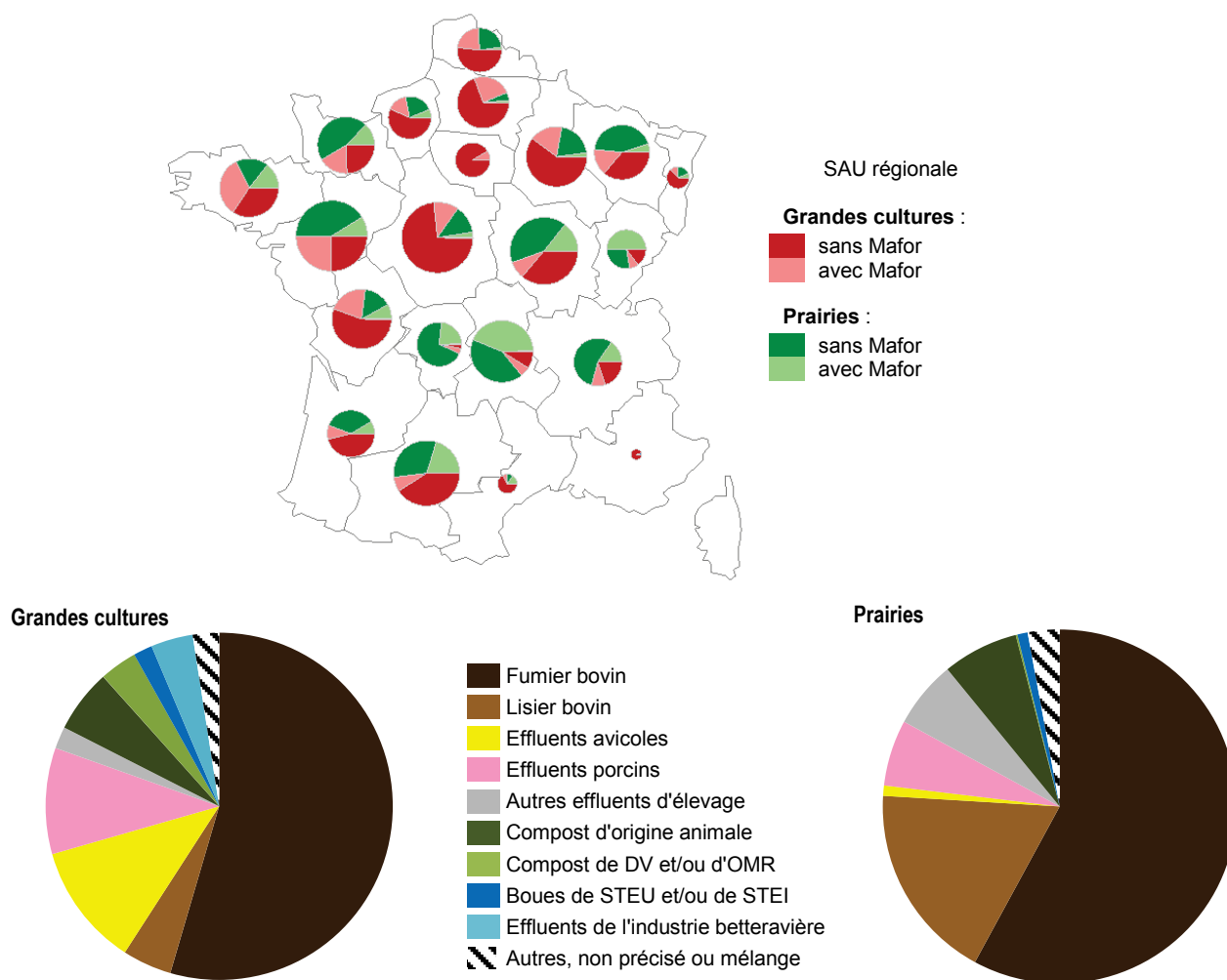
⁵ Représentativité de l'enquête ≥90% pour blé tendre, maïs grain, colza, tournesol, betterave industrielle, prairies temporaires ; comprise entre 80 et 90% pour orge, triticale, pois protéagineux, pommes de terre ; de 75% pour le maïs fourrage, et de 69% pour les prairies permanentes.

⁶ Un dépouillement spécifique des données de l'enquête 2011, concernant la fertilisation des cultures et des prairies, a été commandé au SSP pour compléter une analyse partielle réalisée par le Ministère de l'écologie en 2012.

prairies reçoivent préférentiellement certains types d'effluents d'élevage : fumier bovin sur maïs fourrage, fientes de volailles essentiellement épandues sur colza, blé tendre et orge.

Des Mafor non agricoles (composts urbains, boues d'épuration, vinasses, eaux de sucrerie et écumes de l'industrie betteravière) ne sont épandues que sur environ 1% des surfaces de prairies recevant des Mafor en 2011, contre 9% des surfaces de grandes cultures. Ceci est lié au fait que les prairies appartiennent généralement à des exploitations d'élevage qui épandent majoritairement les effluents produits par leurs animaux. Les cultures qui reçoivent le plus de Mafor non agricoles sont la betterave et la pomme de terre, dont respectivement 34% et 50% des surfaces fertilisées avec des Mafor le sont avec des Mafor non agricoles, notamment des effluents de l'industrie betteravière (bouclage des cycles au sein de la filière betteravière).

Figure 1-7. Répartition géographique et typologique des épandages de Mafor organiques en France en 2011



Source : Agreste - enquête "Pratiques Culturelles 2011"

• Spécificité de l'épandage en forêts et plantations forestières

Les couverts forestiers ne font pas l'objet d'enquêtes visant à recenser les pratiques de fertilisation, mais la littérature fait apparaître que les objectifs et modalités d'épandages de Mafor diffèrent sensiblement selon le type de peuplement. Tout d'abord, les grandes futaies destinées à la production de bois d'œuvre, les forêts d'altitude, et plus généralement les forêts plurispécifiques à régénération naturelle (forêts dont les cycles de production s'étalent sur plusieurs décennies), ne reçoivent jamais de Mafor. Deux cas de figure d'épandage de Mafor peuvent schématiquement être distingués :

- Dans les forêts gérées extensivement, les Mafor sont apportées pour améliorer/maintenir la fertilité de sols pauvres et/ou pour augmenter modérément la croissance des arbres. Un seul apport est généralement effectué dans la vie du peuplement,
- Dans les peuplements gérés intensivement, les Mafor sont apportées pour soutenir un haut niveau de productivité : les doses de Mafor et la fréquence des apports peuvent ainsi être relativement élevées. Sont concernés : des peuplements coupés jeunes ainsi que des taillis à courte, voire très courte, rotation (TCR et TTCR).

Les TCR et TCCR sont des plantations denses de feuillus à croissance très rapide (saules, peupliers, eucalyptus...), récoltées respectivement tous les 4 à 10 ans (bois valorisé en papeterie, trituration ou énergie) et tous les 2-3 ans (valorisation uniquement en biocombustible). Ces systèmes de ligniculture sont assez proches des systèmes de grande culture ; les effets de l'apport de Mafor en termes de dynamique des éléments dans le sol et de disponibilité pour les plantes seront globalement les mêmes.

Aujourd'hui, un intérêt croissant est porté à l'utilisation des TCR et TCCR dans une optique de phytoremédiation (décontamination des sols pollués par extraction des polluants par des végétaux) ou pour l'épandage d'effluents contaminés, notamment non agricoles et/ou considérés comme impropres à l'épandage en agriculture. Le choix d'espèces, puis la sélection de clones, très productifs, présentant une forte évapotranspiration, permettent d'obtenir des peuplements qui peuvent s'implanter sur des sols contaminés ou recevoir des effluents contaminés sans que le développement des arbres n'en soit affecté, et qui empêchent le transfert des contaminants vers les horizons profonds du sol et les nappes.

1.2. Le droit applicable aux Mafor

Pendant longtemps, les matières fertilisantes n'ont fait l'objet d'aucune réglementation particulière⁷. Il faut attendre la loi n° 79-595 du 13 juillet 1979 relative à l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et des supports de culture pour qu'une réglementation spécifique se mette en place.

A l'heure actuelle, le Code rural et de la pêche maritime consacre un chapitre à la mise sur le marché des matières fertilisantes et des supports de culture. L'article L. 255-1 de ce code énonce que *"les matières fertilisantes comprennent les engrais, les amendements et, d'une manière générale, tous les produits dont l'emploi est destiné à assurer ou à améliorer la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols"*. En vertu de l'article L. 255-2 de ce code, les matières fertilisantes sont en principe soumises à une procédure d'autorisation préalable (homologation ou autorisation provisoire de vente), mais de nombreuses exceptions sont instaurées, ce qui vient limiter la portée du principe. Sous réserve de leur innocuité, les matières qui ont fait l'objet d'une normalisation nationale (norme rendue d'application obligatoire par arrêté interministériel) ou européenne (à travers la conformité à un règlement de mise sur le marché des produits) ne sont pas soumises à autorisation préalable. De même, certains déchets, résidus, produits ou sous-produits organiques qui possèdent des propriétés fertilisantes ne sont pas soumis à autorisation préalable, soit parce que leur production et leur épandage relèvent d'une autre procédure d'autorisation ou de déclaration (législation sur l'eau ou législation sur les installations classées / article L. 255-2 3° du Code rural), soit parce qu'ils remplissent certaines conditions et sont cédés directement par l'exploitant (article L. 255-2 4° du Code rural).

Par définition d'origine "résiduaire", les Mafor sont issues d'un processus de production dont le but initial n'était pas leur obtention (effluents issus des élevages, boues issues des stations d'épuration, digestats issus du processus de méthanisation...). Elles ne répondent donc *a priori* pas au régime général de l'autorisation préalable posé à l'article L. 255-2. Elles relèvent, de prime abord, des exceptions prévues aux 3° et 4°. Toutefois, les traitements que peuvent subir ces matières d'origine résiduaire peuvent leur faire acquérir les caractéristiques requises pour être homologuées ou normalisées selon les procédures d'autorisation préalable et de normalisation prévues aux 1° et 2° de l'article L. 255-2.

Cette aptitude des Mafor à changer de catégorie, selon les conditions de leur production et les possibilités de transformation qu'elles offrent, rend nécessaire l'examen de leur qualification juridique et des régimes qui sont applicables à leur épandage.

1.2.1. La qualification juridique des Mafor : déchets, sous-produits, produits

Les Mafor sont susceptibles de recevoir trois qualifications juridiques – "déchet", "sous-produit" ou "produit" – qui conditionnent par exemple l'étendue de la responsabilité pesant sur leurs producteurs et utilisateurs en cas de dommages liés à l'épandage. La majorité des Mafor actuellement utilisées ont le statut de "sous-produit" d'une activité (cas des effluents d'élevage) ou de "déchet" (cas des boues d'épuration urbaines et industrielles, de certains composts...).

Par rapport au statut de "sous-produit", la qualification de "déchet" implique des principes de gestion des matières plus contraignants vis-à-vis de la protection de l'environnement, énoncés dans les objectifs de la réglementation sur les déchets (codifiée au Code de l'environnement) qui prennent implicitement en compte l'idée de "cycle de vie" des matières. La qualification de déchet entraîne également une responsabilité "élargie" de leur producteur en cas de dommage aux tiers ou à l'environnement ; en d'autres termes, la responsabilité du producteur de Mafor "déchets" les suit jusqu'à leur élimination.

Certaines matières peuvent quant à elles, le plus souvent après transformation, acquérir le statut de "produit" si elles obtiennent une homologation ou une autorisation provisoire de vente ou bien, sous réserve de leur innocuité à l'égard de

⁷ Seule une loi du 4 février 1888 prévoyait des dispositions concernant les conditions de vente et l'obligation de préciser les teneurs en principes actifs.

l'homme, des animaux et de l'environnement, si elles sont conformes au règlement CE n°2003/2003 "Engrais"⁸ ou à une norme française rendue obligatoire (NFU). Les demandes d'homologation et d'autorisation provisoire de vente sont subordonnées à l'évaluation de l'efficacité agronomique et de l'innocuité du produit pour un usage donné. Les normes d'application obligatoire regroupent quant à elles un certain nombre de dénominations (types de produits recensés dans la norme) et de spécifications analytiques que doivent respecter les produits normalisés (Tableau 1-1). Les critères normatifs incluent des spécifications concernant les caractéristiques agronomiques et des teneurs limites en contaminants chimiques, en pathogènes, voire en éléments inertes.

Les Mafor "produits" sont soumises au régime de contrôle spécifique prévu par le Code rural et de la pêche maritime. Elles font l'objet d'un suivi et d'un autocontrôle par leur producteur tout au long du processus de fabrication, puis d'une commercialisation.

Tableau 1-1. Principales NFU pouvant s'appliquer aux Mafor, et types de critères à respecter

Norme	Type de produit	Exemple de Mafor concernées	Types de critères normatifs	
			Critères agronomiques	Critères relatif aux teneurs limites en contaminants
NFU 42-001, 42-001-1 et 42-001/A10	engrais	Fientes de volailles, guano Vinasse viticole Sous-produits animaux (corne broyée, farine de plume, poudre d'os, sang séché) et cendres animales Scories de déphosphoration	Teneurs minimales en N, P ₂ O ₅ ou K ₂ O variables en fonction des dénominations Teneur déclarée en N organique pour les engrais organiques Teneurs déclarées éventuelles en éléments fertilisants secondaires (Ca, Mg, Na, S)	Seuils maximaux en 6 ETM dans la norme engrais minéraux 42-001-1
NFU 42-002 et 42-003	engrais à teneur déclarée en oligo-éléments	Dénominations de la NFU 42-001, enrichies en oligo-éléments	Teneurs minimales en oligo-éléments variables en fonction des dénominations. Flux d'oligo-éléments maximum annuels (B, Co, Cu, Mo, Zn)	Pas de critères d'innocuité spécifiques
NFU 44-001	amendements minéraux basiques	Ecumes de sucrerie	Valeur neutralisante minimale	Seuils maximaux en ETM Analyses annuelles sur 10 ETM
NFU 44-003 en discussion	amendements basiques	Boues chaulées issues d'un procédé biologique de traitement des eaux usées urbaines	Taux de chaulage minimum Valeur neutralisante minimale Teneurs max en N, P ₂ O ₅ , K ₂ O pH minimum	Teneurs et flux max en 10 CTO et en 9 ETM, en certains micro-organismes et agents pathogènes Interdit sur cultures maraichères
NFU 44-051	amendements organiques	Fumiers, déjections animales avec et sans litière ; Composts ou lombricomposts divers, ayant subi une digestion anaérobie ou non ; Matières végétales (tourteaux, fruits ou légumes, tailles de vergers, vinasses...) Mélanges de matières animales et végétales ayant subi ou non un compostage	Teneurs max en N, P ₂ O ₅ , K ₂ O Teneurs minimales en MO et MS	Teneurs et flux max en 3 CTO et 9 ETM, en certains micro-organismes et agents pathogènes, en éléments inertes
NFU 44-095	amendements organiques	Composts contenant des matières issues du traitement des eaux usées (compost de boues d'épuration urbaines et de certaines boues industrielles)		Teneurs et flux max en 10 CTO et 9 ETM, en certains micro-organismes et agents pathogènes, en éléments inertes

MO : Matière organique - MS : matière sèche

ETM : Élément trace métallique (voir chapitre 3)

CTO : Composé trace organique (voir chapitre 3)

a : Valeur neutralisante : capacité de l'amendement à neutraliser l'acidité du sol.

A noter que, suite aux trois ans de travail et de concertation du European commission's Joint Research Centre (JRC), la décision de la Commission européenne sur l'élaboration possible d'un règlement sur la sortie du statut de déchets des composts et des digestats est actuellement suspendue. Les propositions du JRC (notamment sur la qualité et les intrants) ne font, à ce jour, pas consensus au niveau des Etats membres.

1.2.2. La réglementation des pratiques d'épandage

L'épandage des Mafor "déchets" et "sous-produit" est réglementé soit au titre des lois sur l'eau du 16 décembre 1964 et du 3 janvier 1992, soit au titre de la loi du 19 juillet 1976 sur les installations classées (ICPE), soit au travers des règlements sanitaires départementaux (exceptions 3° et 4° de l'article L. 255-2 du Code rural). Qu'elles relèvent du régime de la

⁸ Portant sur certains engrais inorganiques et amendements minéraux basiques depuis le règlement CE n°463/2013 du 17 mai 2013 modifiant le règlement CE 2003/2003 en vue d'adapter ses annexes au progrès technique.

législation sur l'eau (boues de stations d'épuration, effluents d'élevage issus d'installations non classées...) ou du régime des installations classées (effluents industriels, effluents d'élevage issus d'installations classées, digestats de méthanisation...), les règles applicables à leur épandage sont relativement proches mais présentent quelques différences.

Les règles communes portent d'abord sur les types de sols (sols cultivés, prairies, forêts – voir Encadré 1-2) et les caractéristiques des parcelles (topographie, positionnement géographique par rapport à d'autres éléments du paysage...) afin de déterminer les parcelles aptes à l'épandage et la nécessité d'un plan d'épandage. Des contraintes supplémentaires s'appliquent ensuite selon les Mafor (respect de teneurs-seuils en éléments fertilisants et/ou contaminants, caractéristiques physico-chimiques pour les boues d'épuration urbaine ou issues du traitement d'effluents industriels...), les sols récepteurs (teneurs-seuils en contaminants, caractéristiques physico-chimiques pour les boues d'épuration urbaine ou issues du traitement d'effluents industriels...), et les pratiques d'épandage et de culture associées aux parcelles concernées (période d'épandage, obligation d'enfouissement...).

Les conditions d'utilisation des Mafor "produits" sont quant à elles fixées par les textes qui leur sont applicables (autorisation spécifique, norme NFU ou règlement de l'UE concernant certains engrais et amendements minéraux basiques). Les produits normés ou homologués font ainsi l'objet de conditions d'emploi et de doses d'usage recommandées sur la base desquelles ont été calculés les critères d'innocuité des Mafor, dont le non-respect peut être sanctionné. Leur utilisation ne requiert pas la mise en place d'un plan d'épandage ni de contrôle de la qualité des sols recevant les épandages. L'agriculteur utilise les Mafor "produits" sous sa responsabilité.

Des règles spécifiques à certaines zones géographiques particulièrement sensibles aux pollutions aquatiques peuvent également s'appliquer s'agissant des Mafor. La directive n°91/676 du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution des nitrates à partir de sources agricoles (directive "Nitrates") est en particulier à l'origine de la création de "zones vulnérables".

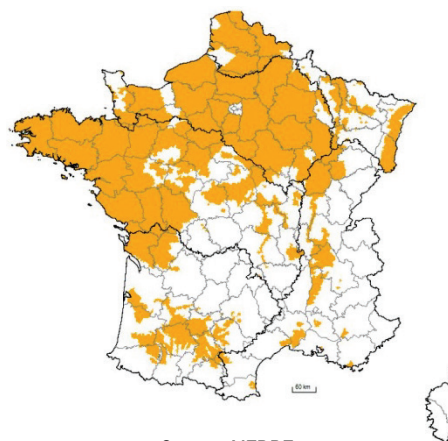
En 2012, 55% de la surface agricole française est classée en zones vulnérables à la pollution par le nitrate d'origine agricole (Figure 1-8). De façon générale, la carte des zones vulnérables se superpose à celle des surfaces de grandes cultures et d'élevage intensif. En conséquence, la très grande majorité des épandages de Mafor sur les sols agricoles (hors prairies) sont réalisés en zone classée vulnérable.

Enfin, il convient de noter que ces zonages côtoient d'autres zonages (des "zones soumises à contrainte environnementale" dans lesquelles il est nécessaire d'assurer la protection quantitative et qualitative des aires d'alimentation des captages d'eau potable, des bassins versants connaissant d'importantes marées vertes sur les plages, ou encore des zones humides d'intérêt environnemental particulier).

Tous ces zonages, qui partagent en tout ou partie des objectifs sanitaires et/ou environnementaux, influent sur les possibilités d'épandre des Mafor quelle que soit leur qualification juridique (étant donné qu'il faut prendre en compte l'ensemble des apports en fertilisants pour déterminer des quantités utilisables sur les sols).

En définitive, l'encadrement juridique des Mafor apparaît complexe dans la mesure où les règles d'épandages sont fixées selon la réglementation applicable aux activités ou installations génératrices de Mafor. Or la grande diversité de textes applicables rend difficile la comparaison des règles d'épandages entre Mafor (Tableau 1-2). Ces différences de traitement réglementaire des conditions de l'utilisation des Mafor conduisent à s'interroger sur l'opportunité d'une harmonisation des règles.

Figure 1-8. Délimitation des zones vulnérables en 2012 en France



Source : MEDDE

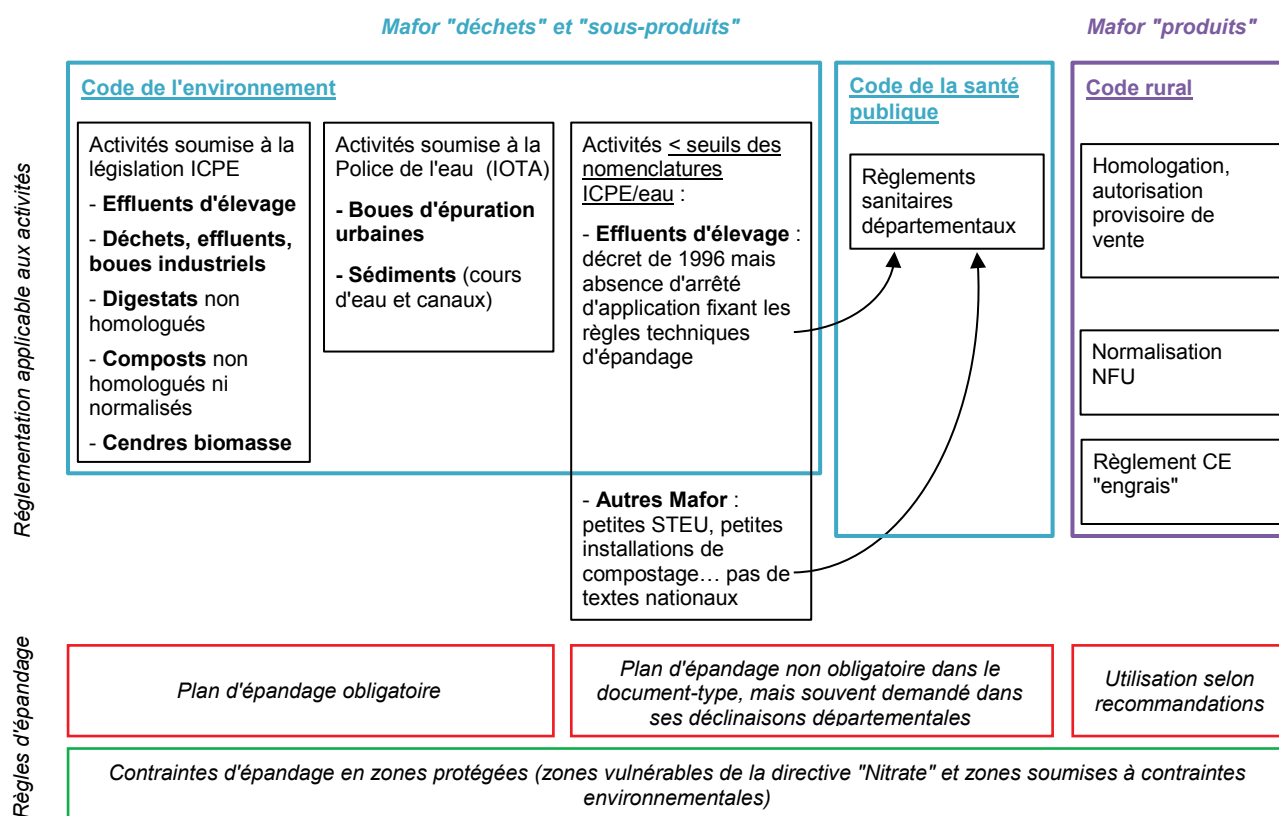
Encadré 1-2. Les possibilités d'épandage en forêt varient selon les Mafor

*L'épandage des **effluents d'élevage issus d'installations classées** est interdit "sur sol non cultivé" et par conséquent exclu en forêt.*

*L'épandage des **boues d'épuration urbaines**, qui ne sont pas issues d'installations classées, est interdit "en dehors des terres régulièrement travaillées et des prairies normalement exploitées" et "sur les parcelles boisées", sauf à ce que les opérations puissent être conduites sur ces dernières sans risque pour le sol, la faune sauvage et le public. Tant que l'arrêté devant fixer les règles en la matière n'est pas pris, les épandages de boues en forêt doivent toutefois faire l'objet d'une autorisation spéciale.*

*Enfin, l'épandage des **déchets issus d'installations classées**, de même que celui des effluents d'élevage qui ne sont pas issus d'installations classées, est interdit seulement en dehors des terres régulièrement travaillées et des prairies et des forêts normalement exploitées.*

Tableau 1-2. Encadrement juridique des Mafor



1.3. La perception des Mafor et les politiques locales de gestion de leur utilisation

1.3.1. Perception par les acteurs agricoles

Très peu de travaux publiés (et aucun dans le cas français) portent spécifiquement sur les représentations des Mafor que se forgent les agriculteurs. Au-delà des représentations liées aux matières elles-mêmes, une seule étude porte sur les motivations des agriculteurs à utiliser ou non les Mafor disponibles sur le territoire dans lequel ils se trouvent. Cette enquête, menée auprès d'agriculteurs de la plaine de Versailles, identifie 5 facteurs interdépendants qui influencent la décision finale : la sensibilité à la qualité du sol et à son maintien dans le temps, la tenure de la terre, l'existence et la nature d'autres activités hors exploitation, le mode de commercialisation des récoltes, l'insertion de l'agriculteur dans le réseau social local.

L'étude souligne également que la crainte de discréditer les produits de récolte aux yeux des filières agroalimentaires (charte Bonduelle, par exemple), et le prix parfois élevé de certaines Mafor "produits" constituent les freins majeurs à l'utilisation de Mafor pour les agriculteurs enquêtés. Les données économiques disponibles concernant les Mafor qui font l'objet d'une commercialisation "officielle" ne sont cependant pas suffisantes pour être comparées aux prix des engrais minéraux. A l'inverse, le prix nul de Mafor au statut de "déchets" peut inciter les agriculteurs à se tourner vers ce type de matière fertilisante dans le contexte actuel de forte hausse du prix des engrais de synthèse.

L'histoire récente de la filière épandage des boues de STEU montre que les incertitudes persistantes quant à leurs éventuels impacts peuvent constituer des leviers de déstabilisation des filières d'épandage, avec des visées stratégiques (appel à un moratoire sur les épandages de boues au début des années 1990 en France comme élément de négociation sur la taxation des pollutions agricoles). Face à des déstabilisations potentielles, des mécanismes stabilisateurs sont mis en place pour offrir des garanties aux utilisateurs : fonds de garantie (boues) en France et en Allemagne, incitation à transformer physiquement les matières premières (compostage, chaulage...) pour les rendre compatibles avec les exigences des utilisateurs ; un objectif additionnel peut être de faire en sorte que les Mafor répondent à des normes et donc deviennent "produits", ce qui transfère également la responsabilité de leur usage sur l'utilisateur (agricole).

En France, le renforcement des réglementations, la définition et la diffusion de bonnes pratiques d'épandage, la recherche d'une gestion de proximité et la mise en place de lieux d'échange entre producteurs/gestionnaires de boues et acteurs des filières agro-alimentaires ont également contribué à restabiliser le fonctionnement de la filière d'épandage des boues.

1.3.2. Perception par la société

Peu de travaux sociologiques portent spécifiquement sur l'acceptabilité sociale des Mafor par les acteurs non agricoles, en dehors des boues d'épuration. Ceux concernant les épandages de boues aux Etats-Unis montrent que le niveau de connaissance du "grand public" sur le sujet est faible, mais qu'après explication se dégage plutôt un accord de principe sur le recyclage, conditionné à la démonstration de ses bénéfices et à la réduction des incertitudes, notamment celles liées à la présence et au devenir des métaux lourds.

Les nuisances olfactives générées par les épandages de boues ou les plateformes de traitement (stockage, compostage) constituent une source de rejet et de difficultés. Leurs effets dépendent de paramètres multiples, liés à la source comme aux récepteurs (sensibilité personnelle, attitude vis-à-vis de l'émetteur...). La régulation informelle de ces nuisances (médiation du maire...) telle qu'elle a pu se pratiquer pendant longtemps trouve ses limites dans des territoires ruraux en recomposition, avec des habitants moins insérés dans ces réseaux locaux de régulation et porteurs d'exigences nouvelles. Pour les nuisances olfactives liées à des équipements, les "jurys de nez" permettent d'objectiver la nuisance et d'affiner la recherche des causes.

Certaines filières d'épandage de Mafor requièrent des infrastructures spécifiques (plateformes de compostage par exemple), susceptibles de donner lieu à des conflits similaires à ceux qui entourent pratiquement tous les équipements de traitement des déchets. La trame argumentative mobilisée dans ces conflits questionne la compatibilité du projet avec un nombre relativement restreint d'exigences récurrentes, ayant trait à : la finalité du projet, l'équité de la décision, dans sa double dimension distributive (répartition des coûts et bénéfices) et procédurale (modalité de prise de décision), la pertinence technique de la solution retenue, la robustesse des garanties concernant les risques et les nuisances perçus. Les méthodes de gestion de ces conflits incluent notamment la conception partagée avec les parties prenantes et les compensations, même si leurs effets demeurent variables.

Dans l'objectif de limiter les possibles conflits de voisinage dus aux nuisances, l'échelon local peut également influencer sur les pratiques d'usage de Mafor. Dans certaines situations, des règles locales (préciser ou interdire des lieux de stockage, permettre ou non l'épandage de certaines Mafor, définir les jours d'épandage ou les voies utilisables pour les transporter) peuvent alors se superposer à la législation de niveau supérieur. Cet échelon local est cependant très peu étudié sur le plan scientifique dans ses influences directes sur les possibilités d'insertion des Mafor dans les systèmes de production agricole.

1.4. Conditions économiques, substituabilité aux engrais minéraux et déséquilibres régionaux de production de Mafor

1.4.1. Une substituabilité aux engrais minéraux principalement liée à un arbitrage entre coût de traitement et coût de transport

La spécialisation accrue des systèmes de production agricole s'est traduite par une forte dépendance des systèmes et des régions de grandes cultures à l'usage des engrais minéraux et, corrélativement, par une concentration des effluents d'élevage dans les systèmes et régions d'élevage, ceux-ci recourant également aux engrais minéraux en vue de rééquilibrer leurs apports en éléments fertilisants. En plein essor depuis les années 1970, le marché des engrais minéraux a suivi des évolutions de prix contrastées selon les périodes. Après une longue phase de croissance modérée, voire de baisse de son prix relatif, le prix des engrais a subi une augmentation soudaine et brutale en 2008-2009, suivie d'une baisse tout aussi brutale et sensible. Sur la dernière période, on observe une nouvelle hausse, certes moins prononcée qu'en 2008-2009, mais correspondant *in fine* à une augmentation du prix de 45% entre le début des années 2000 et 2012. Parallèlement, la consommation des engrais minéraux a baissé de l'ordre de 9% pour l'azote et de 33% pour le phosphate et le potassium par rapport à la période 1992-1994. Cette baisse de la consommation, qui n'est que partiellement liée à l'évolution des prix, s'explique aussi par une certaine rationalisation des usages des engrais minéraux visant à limiter les excès d'apport, et donc les fuites, de N, de P et de K.

L'apparition de ces tensions sur le marché des engrais minéraux ouvre une opportunité pour le recours aux Mafor dans les exploitations qui peuvent en disposer. Le premier enjeu pour une telle substitution est celui du niveau de prix des Mafor comparativement à celui des engrais minéraux. Seules les Mafor considérées comme "produits" sont commercialisées et font l'objet d'échanges marchands et donc d'un prix. Leur prix est généralement faible et donc potentiellement intéressant pour l'utilisateur : il varie ainsi de 2 à 9 €/t dans le cas des composts de boues urbaines en région PACA. Cependant, de tels prix rendent peu rentable pour le producteur le transport au-delà de 100 km. Les autres Mafor, celles qui ne font pas l'objet d'une commercialisation officielle, sont logiquement soumises au principe du "zéro euro rendu racine", qui oblige le producteur de Mafor à fournir et épandre ces matières intégralement à sa charge. Ce principe n'empêche pas le développement d'échanges fréquents de Mafor agricoles entre agriculteurs "producteurs" et "utilisateurs" à l'échelle locale, ceux-ci pouvant être marchands (un prix étant fixé à la tonne de fumier récupérée chez l'exploitant par exemple) ou non

marchands (échange de fumier contre de la paille par exemple). Quoiqu'il en soit, le producteur de Mafor est amené à raisonner, dans le cadre des réglementations en vigueur, en termes de coût d'opportunité au regard des filières alternatives d'élimination des effluents et déchets correspondants. Les producteurs d'effluents d'élevage doivent ainsi faire face à un arbitrage entre un épandage des matières brutes dont la principale composante de coût est celui du transport, et un traitement de ces matières visant à en réduire le volume (et donc les coûts de transport) mais pesant lourd dans la structure des coûts. Ainsi, par exemple, le coût de l'épandage de lisier de porcs double dès le 8^e kilomètre alors que son traitement peut aller jusqu'à multiplier par 7 le coût de l'épandage de cette Mafor dans le cas d'un traitement physico-chimique en station mobile. Les coûts de traitement et de recyclage agricole des boues de STEU urbaines apparaissent assez élevés ; ils avaient été évalués en 1998 à 375 € par tonne de matière sèche produite, 56% du coût relevant du traitement des boues (épaississement et/ou déshydratation) et 44% du recyclage agricole (stockage des boues et épandage contrôlé).

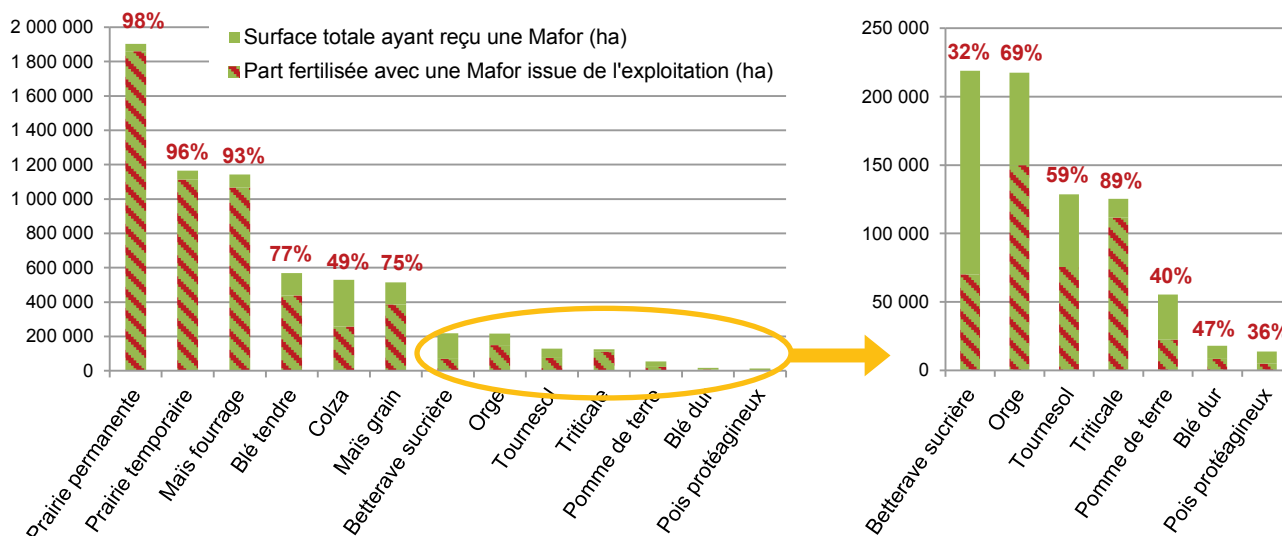
1.4.2. Un fort déséquilibre entre zones excédentaires et déficitaires en Mafor non compensé par la faiblesse des transferts

La concentration des principales Mafor disponibles au sein de territoires restreints (Grand Ouest...) implique l'existence de zones où les quantités d'éléments fertilisants issus des Mafor excèdent les besoins des productions végétales. En particulier, le déséquilibre de la distribution de l'élevage conduit à l'existence de zones excédentaires en ressources en effluents d'élevage par rapport aux surfaces agricoles et aux besoins des cultures pouvant les valoriser (zones d'excédents structurels) et d'autres zones déficitaires. Ainsi dans les ZES définies par la directive "Nitrates", les producteurs d'effluents d'élevage sont soumis à l'obligation d'exporter ou d'éliminer l'azote excédentaire que ces effluents contiennent. A l'inverse, il existe des zones sans élevage, où les ressources en Mafor se limitent aux Mafor d'origines urbaine et/ou industrielle, beaucoup moins abondantes. Cette hétérogénéité aboutit à une situation paradoxale caractérisée par l'élimination de la ressource en azote organique dans les zones excédentaires (traitement biologique de 24% des lisiers en Bretagne et 10% du N total éliminé par dénitrification) et le recours aux engrais minéraux dans les zones sans ressources en Mafor.

A l'échelle de la région, les échanges de Mafor entre "producteurs" et "utilisateurs" revêtent une grande diversité de formes d'organisation et de fonctionnement, qui dépendent notamment de la qualification juridique de la Mafor, de sa perception par les utilisateurs et la société, de la concurrence avec les autres matières fertilisantes (en termes de prix et de disponibilité), et des conditions locales. Peu de données existent sur ces marchés, ce qui rend difficile l'optimisation de la gestion locale et nationale des Mafor (gestion des flux, optimisation des transferts, optimisation de l'implantation d'équipements de traitement des Mafor...).

A l'échelle du territoire, on constate néanmoins une superposition entre la cartographie des gisements de Mafor et celle des surfaces où elles sont épandues, laissant supposer que les transferts entre les principales régions excédentaires et déficitaires sont peu développés. L'extraction des données de l'enquête "Pratiques culturales" 2011 réalisée pour l'ESCo renseigne la provenance des Mafor épandues par type de cultures et de prairies (Figure 1-9).

Figure 1-9. Part des Mafor épandues sur les divers types de grandes cultures et de prairies selon leur provenance en 2011



Source : Données Agreste – Enquête "Pratiques culturales" 2011

Ainsi, les surfaces les plus importantes recevant des Mafor (prairies, maïs, blé tendre), soit 80% des surfaces qui ont reçu des Mafor en 2011, ont été majoritairement fertilisées avec des Mafor provenant de l'exploitation. Notons que la betterave et la pomme de terre, dont la fertilisation azotée repose en grande partie sur l'apport de Mafor, reçoivent majoritairement des Mafor

non issues de l'exploitation. Les exploitations qui ont le plus recours à des Mafor exogènes sont situées en Île-de-France (86% des Mafor épandues proviennent de l'extérieur de l'exploitation), Picardie, Champagne-Ardenne et Centre (environ 50%).

En pratique, on constate en effet que les effluents d'élevage sont majoritairement épandus dans un rayon de l'ordre de la dizaine de kilomètres autour du lieu de leur production. Cela est également valable pour les boues issues des STEU urbaines, excepté pour les STEU des très grosses agglomérations, dont la production de boues est plus élevée et qui sont amenées à épandre ces boues dans un rayon d'environ 150 km. Ainsi la station d'épuration de Seine-Aval (la plus grosse de France, située à Achères) avec une production de boues de 65 000 tonnes de MS en 2010 en a exporté 46 000 dans un rayon de 200 km.

Les causes de la faiblesse des transferts entre lieux de production et lieux d'épandage de la Mafor sont multiples :

- les coûts de transport (qui dépendent du volume et du poids de la Mafor) ;
- l'application du principe de proximité aux matières qui ont le statut juridique de "déchet", qui prévoit de limiter leur transport en distance et en volume, et peut donc constituer un frein à l'optimisation de l'utilisation des Mafor "déchet" (la littérature ne relate cependant pas de cas concrets d'application du principe de proximité) ;
- la perception sociale des Mafor, qui peut être défavorable aux Mafor non produites localement.

1.5. Conclusion

S'il existe une grande diversité de Mafor d'origines agricole, urbaine et industrielle et que la documentation pour en évaluer les gisements est fragmentaire et hétérogène, les effluents d'élevage restent en pratique le gisement le plus conséquent et le plus utilisé (98% des surfaces concernées par l'épandage de Mafor en 2011). Ils apportent une part très importante des éléments fertilisants N, P et K provenant d'épandages de Mafor. Les boues de STEU urbaines, les biodéchets d'origine urbaine, etc., complètent les gisements, notamment en proximité des agglomérations urbaines. Le développement de procédés de traitements, notamment la méthanisation qui s'applique à des mélanges de matières d'origines diverses, pourrait, en dépit de leur coût, modifier la répartition des gisements actuels en augmentant la part de matières traitées avant épandage.

A l'échelle nationale, la concentration des gisements de ces Mafor sur des territoires limités se traduit par l'existence de territoires en surcapacité au regard des surfaces qui peuvent recevoir des Mafor dans la limite des apports en azote définis par la directive Nitrates. Le développement des contraintes réglementaires concernant le phosphore devrait ajouter un niveau de complexité supplémentaire dans l'optimisation de la gestion des Mafor à l'échelle nationale.

Ce constat met en évidence la nécessité de rééquilibrer les épandages de Mafor à l'échelle nationale pour atteindre l'objectif d'un meilleur usage des Mafor dans la fertilisation des sols agricoles et de réduction de la dépendance aux engrais minéraux. Le plan EMAA intègre l'objectif d'une meilleure utilisation des ressources en azote pour augmenter la substitution des engrais minéraux par le recours aux ressources organiques de N, avec :

- une amélioration de la gestion des ressources organiques à l'échelle d'une exploitation et du territoire ;
- une meilleure répartition et mixité des productions végétales et animales sur tous les territoires (déjà évoquée dans l'expertise INRA sur les flux d'azote en élevage) pour redistribuer l'élevage sur le territoire national ;
- le développement des modes de traitement et de transport de l'azote organique des zones excédentaires vers les zones déficitaires.

Deux mécanismes peuvent y concourir : le rééquilibrage des lieux de production des Mafor (qui ne peut être envisagé que pour certaines Mafor), et une modification de la gestion territoriale des Mafor permettant des coûts de transport supportables pour les acteurs des filières d'épandage de Mafor.

Les enjeux liés au rééquilibrage des lieux de production de Mafor ne sont pas les mêmes pour l'ensemble des matières considérées, car la spatialisation de leur production dépend de la localisation des activités dont elles sont issues. L'enjeu porte donc principalement sur les filières d'élevage. L'ESCo "Flux d'azote liés aux élevages" a souligné l'absence de travaux sur la faisabilité d'options telles que la relocalisation partielle des productions, et la nécessité de raisonner cette relocalisation au cas par cas, en la couplant avec des travaux sur la perception de ces transferts d'effluents dans les territoires d'accueil. Par ailleurs, la faisabilité juridique d'actions de relocalisation (pouvoirs des autorités administratives compétentes, droit de la concurrence en cas d'aides publiques par ex) devra être prise en compte.

Un deuxième levier d'action est l'amélioration des possibilités de transport des Mafor entre territoires, via :

- l'organisation du stockage et de la collecte des matières. La capacité de stockage des Mafor sur leur lieu de production (au regard de leur rythme d'utilisation) est considérée dans la littérature comme un levier majeur pour inciter à l'usage des Mafor, et pour limiter les impacts environnementaux liés à des surdosages ponctuels ;
- le traitement des matières par séchage, compostage, ou méthanisation, qui en réduit le poids et/ou le volume, et leur donne des caractéristiques autorisant un transport sur de longues distances. On connaît bien la réduction des volumes permise par ces traitements (de 30 à 40% de la MS pour la digestion de boues). Mais les insertions des matières sortant de ces traitements dans les systèmes de production sont très peu renseignées, tout comme les changements que ces traitements peuvent induire dans les modes de gestion des Mafor dans les exploitations.

2. Intérêts agronomiques des Mafor et impacts environnementaux associés

L'utilisation de Mafor en agriculture ne peut se justifier que si elles présentent un intérêt agronomique, c'est-à-dire qu'elles améliorent la fertilité des sols. La fertilité d'un sol présente une composante chimique (disponibilité des éléments nutritifs, pH adéquat pour la croissance des cultures donc voisin de la neutralité, capacité à retenir les cations nutritifs...), une composante physique (capacité du sol à permettre un bon ancrage des racines, une bonne alimentation hydrique des plantes mais en même temps un bon ressuyage du sol après une pluie, à résister au tassement...), et une composante biologique (l'activité biologique contribuant à de nombreuses fonctions du sol).

Les Mafor contiennent des éléments nutritifs nécessaires aux cultures et sont susceptibles de se substituer aux engrais minéraux si ces éléments sont disponibles pour les plantes. On parle de "valeur fertilisante". La plupart des Mafor étant de nature organique, une partie des éléments nutritifs qu'elles contiennent se trouvent sous forme organique et ne sera donc disponible pour les plantes qu'après leur minéralisation.

Par ailleurs, ces Mafor organiques peuvent théoriquement contribuer à l'entretien voire à l'augmentation des stocks de matière organique (MO) dans les sols, et modifier en conséquence les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol. On parle de "valeur amendante organique". Les apports de Mafor peuvent aussi induire des modifications du pH des sols. Si ces apports permettent d'augmenter le pH de sols acides, les Mafor pourront être utilisées en tant qu'amendement basique.

Valeur fertilisante et valeur amendante organique ne sont pas indépendantes, puisqu'elles dépendent toutes deux de la MO que contient la Mafor. La fraction stable de la MO détermine la valeur amendante organique, tandis que la fraction (complémentaire) facilement biodégradable contribue à la valeur fertilisante. Selon la composition de sa MO, une Mafor aura donc un caractère plutôt "fertilisant" ou plutôt "amendant".

La connaissance de la valeur agronomique (valeur fertilisante et valeur amendante) des diverses Mafor permet d'évaluer leur capacité à se substituer aux engrais minéraux, pour un rendement et une qualité de la production identiques à ceux obtenus avec une fertilisation minérale classique, et la capacité des Mafor à augmenter les stocks de MO dans les sols et à rectifier les pH trop acides. Cette valeur agronomique dépend de plusieurs facteurs, notamment :

- le degré de stabilité de la MO pour les Mafor organiques, fonction des caractéristiques biochimiques de la MO ;
- la phytodisponibilité des éléments fertilisants, également en partie fonction des caractéristiques chimiques de la MO (en particulier pour N) et/ou de la forme minérale sous laquelle se trouvent les éléments (en particulier pour P) ;
- le contexte pédoclimatique de la parcelle amendée : caractéristiques physico-chimiques du sol, conditions climatiques ;
- les caractéristiques du système de culture dans lequel s'insère la pratique : succession culturale, besoins de ces cultures en éléments fertilisants, calendrier et mode d'apport au sol de la Mafor.

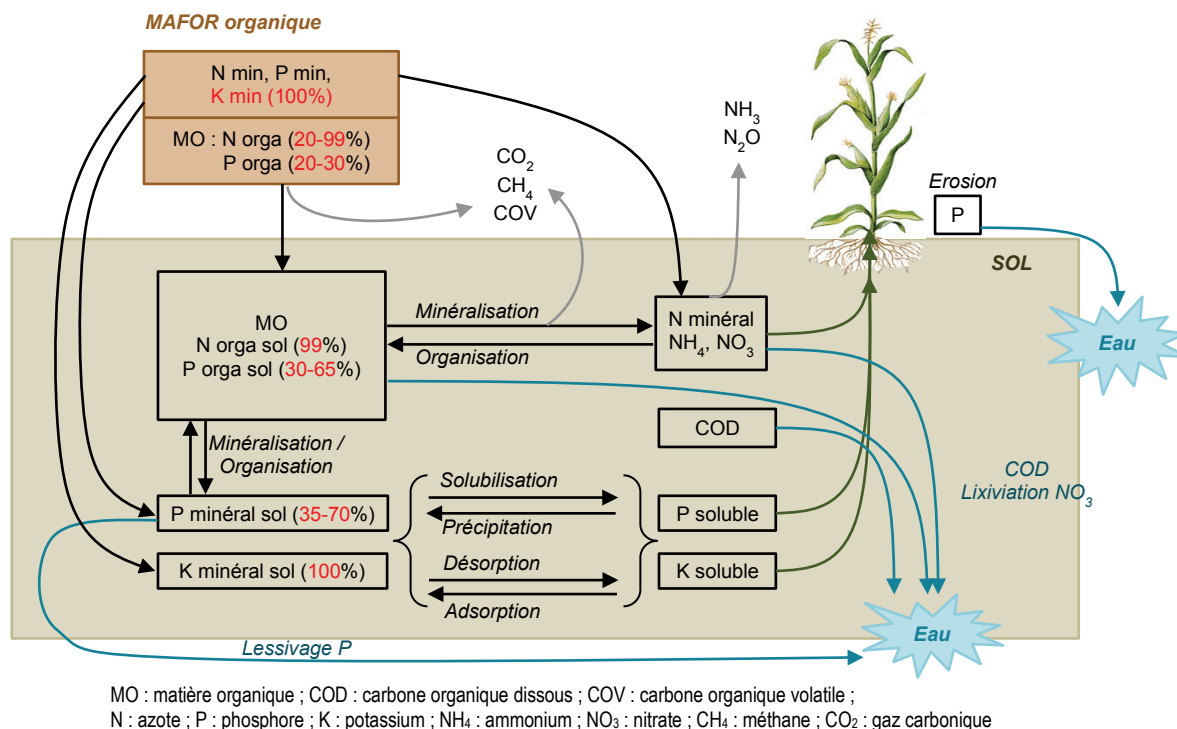
2.1. Les principaux mécanismes déterminant la valeur agronomique des Mafor

• Composition des Mafor et mécanismes en jeu

A l'exception de quelques matières de nature exclusivement minérale comme les cendres, les Mafor sont constituées d'une fraction organique et d'une fraction minérale. La teneur en MO diffère selon les Mafor, donc les formes organiques et minérales de N et de P s'y trouvent en proportions variables. L'**azote** est le plus souvent majoritairement sous forme organique dans les Mafor. Le **phosphore** (P) est également en partie présent sous forme organique dans la Mafor, mais il est essentiellement sous forme minérale. En revanche, la totalité du **potassium** (K) est sous forme minérale. Les valeurs fertilisantes N, P et K des Mafor seront d'abord fonction de leurs teneurs totales en ces éléments, et des proportions sous forme organique et minérale pour N et P. La Figure 2-1 représente schématiquement les grands processus qui suivent l'apport d'une Mafor au sol et dont dépend sa valeur agronomique organique.

La valeur amendante organique des Mafor dépend de la vitesse de dégradation et d'incorporation de leur MO dans celle du sol. Leur valeur fertilisante dépend elle de la vitesse de passage des éléments nutritifs sous une forme assimilable par les végétaux : N minéral sous forme nitrique, P et K en solution. La quantité de N sous forme nitrique dépend de la proportion de N initialement sous forme minérale (essentiellement ammonium), et de la vitesse de minéralisation des formes organiques du N dans la Mafor apportée. Un des déterminants majeurs des valeurs amendante organique et fertilisante azotée des Mafor organiques est donc le **degré de stabilité de leur matière organique**, caractérisé par la vitesse de dégradation de la MO dans le sol après apport. En revanche, les quantités de P et K disponibles dans la solution du sol dépendent surtout des conditions physico-chimiques du sol favorables au passage en solution des formes minérales du P ou du K.

Figure 2-1. Les processus régissant la valeur fertilisante organique des Mafor ; impacts environnementaux associés



• Lien entre valeur fertilisante azotée (N) et valeur amendante organique des Mafor

Une Mafor organique apportée à un sol subit les mêmes grands types de transformation que tout autre type de MO :

- **dégradation microbienne** (action de la faune du sol également) en tant que source d'énergie (la très grande majorité des organismes vivant du sol sont hétérotrophes) et d'éléments pour leur propre synthèse moléculaire (anabolisme). Cette transformation conduit à la production de CO_2 provenant de la partie minéralisée pour produire de l'énergie et participe au maintien/développement de la microflore et faune du sol ;
- **humification**, ensemble de réactions chimiques de synthèses conduisant à des édifices moléculaires organiques complexes dont le degré de stabilité croît avec le degré de complexité. Il existe plusieurs voies et hypothèses de synthèse des molécules humiques dans les sols. Une des voies est associée à la présence de lignine dans les matières entrantes. C'est cette MO humifiée, se liant aux particules minérales du sol (complexe argilo-humique), qui intervient dans les propriétés physiques et certaines propriétés chimiques du sol : stabilité des agrégats et de la structure (agencement des agrégats qui ménage la porosité du sol), propriétés hydriques, capacité d'échanges cationiques.

Schématiquement, le processus de dégradation microbienne se déroule majoritairement à court terme dans les jours/mois qui suivent l'apport d'une Mafor, et de ce processus découle la valeur fertilisante N des Mafor. En revanche, le processus d'humification, qu'on peut assimiler à la capacité amendante organique des Mafor, correspond à des transformations plus lentes et est associé à des effets à plus long terme des Mafor sur les stocks de MO dans les sols.

La biodégradation microbienne plus ou moins rapide de la MO des Mafor après apport au sol est liée à la nature biochimique de la MO (récalcitrance de la lignine par exemple) et à la stabilisation de la MO initiale au cours du procédé de traitement (humification au cours du compostage, pyrolyse de la MO lors de la fabrication des biochars) ou au cours d'une digestion "naturelle" (cas des fèces dans les fumiers par exemple) ou contrôlée (méthanisation par exemple). Si la MO d'une Mafor est majoritairement composée de MO stable, c'est-à-dire peu biodégradable, cette dernière est minéralisée plus lentement par les microorganismes du sol, et contribue de manière durable à l'augmentation du stock de MO du sol. La valeur amendante d'une telle Mafor est donc plus élevée que celle d'une Mafor composée de MO facilement décomposable.

Au cours de la dégradation des Mafor, les microorganismes du sol utilisent le C comme source de C et d'énergie. Plus la MO de la Mafor est facilement biodégradable, plus la biomasse microbienne du sol est potentiellement stimulée. Les microorganismes incorporent aussi dans leur biomasse une partie du N (et du P) issus de la dégradation de la MO. Ainsi, en fonction du niveau de concentration de ces éléments dans la Mafor et des besoins des microorganismes dégradants, il y a libération dans le sol de N minéral (minéralisation nette du N en excès par rapport aux besoins des microorganismes) ou diminution du N minéral dans le sol (organisation nette dans la microflore du sol). Cette organisation nette limite alors la disponibilité du N pour les plantes. Cette immobilisation est toutefois transitoire, puisqu'après épuisement des sources de MO facilement biodégradables, on observe la reminéralisation du N immobilisé.

Le rapport C/N

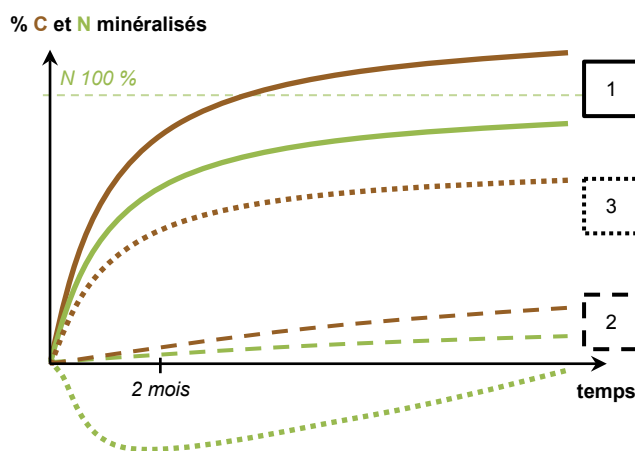
Trois caractéristiques des Mafor expliquent leur valeur amendante et fertilisante azotée : le niveau de stabilité de leur MO, leurs teneurs en N organique et minéral et le rapport C/N des Mafor. C'est le C/N total qui est la plupart du temps mentionné dans les caractéristiques analytiques des Mafor. Pourtant c'est bien le C/N organique qui conditionne les phénomènes d'organisation nette. Etant donné l'étroite relation entre biodégradabilité du carbone organique et équilibre entre teneurs C et N pour prédire un phénomène d'organisation ou de minéralisation nette, il est difficile de proposer une valeur seuil de C/N organique, et il paraît plus judicieux de mentionner une "fourchette seuil" de C/N. L'importance de ces caractéristiques sur la dynamique de minéralisation du N organique qui conditionne en partie la valeur fertilisante N est schématisée dans la Figure 2-2.

- Quand la vitesse et l'intensité de la minéralisation de la fraction organique est élevée et que le rapport C/N organique de la Mafor est inférieur à 8-15, on observe une minéralisation nette du N et la vitesse de minéralisation et la proportion de N organique minéralisée est importante dans l'année qui suit l'apport (cas 1, Figure. 2-2).

- Quand la MO de la Mafor est facilement biodégradable mais que le rapport C/N organique est élevé (supérieur à 8-15), les microorganismes du sol prélèvent du N minéral dans le stock du sol pour dégrader la MO, ce qui se traduit par une diminution transitoire de la disponibilité du N pour les plantes (cas 3). Cette immobilisation doit être prise en compte pour optimiser la date d'épandage, à réaliser à une période où elle ne pénalisera pas la culture. Cette réorganisation permet de limiter les pertes par lixiviation car sous forme organique, le N est moins mobile.

- Quand la MO est stable, sa minéralisation est lente ; la valeur fertilisante N est faible à nulle, mais la valeur amendante est importante car la Mafor enrichit le stock de MO du sol (cas 2) ; la conditionnalité au C/N de la Mafor reste identique mais les Mafor ayant une MO stable ont en général un rapport C/N faible (compost, digestat solide...). Les biochars sont sans doute une exception, car ils présentent des C/N élevés pour une MO très stable et leur dégradation peut induire une organisation nette de l'azote.

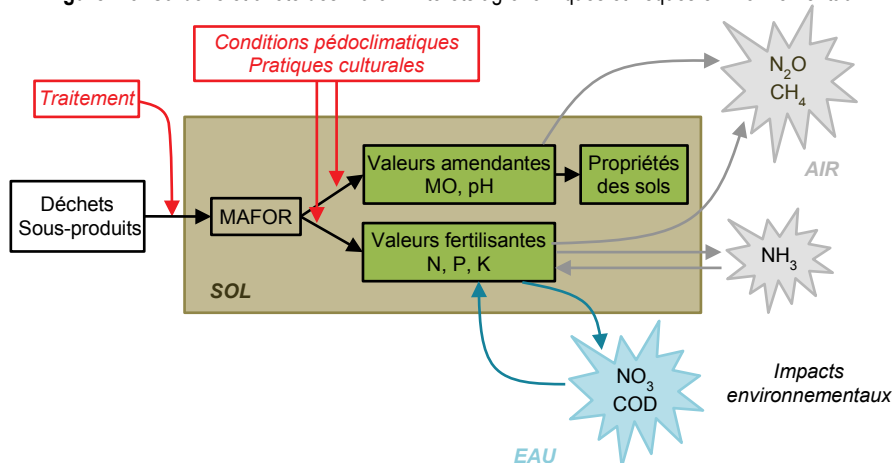
Figure 2-2. Dynamique de minéralisation du C (en marron) et du N organique (en vert) après apport d'une Mafor à un sol



• Les liens entre valeur fertilisante, valeur amendante et risques environnementaux

Valeurs fertilisante et amendante organique sont liées, puisqu'elles dépendent des fractions complémentaires (biodégradable et stable) de la MO de la Mafor. Par ailleurs, la valeur fertilisante N de la Mafor et les risques environnementaux de fuites d'azote minéral dans le milieu (par volatilisation du N ammoniacal ou lixiviation du nitrate) dépendent tous les deux de la quantité de N minéral déjà présent dans la Mafor la plupart du temps sous forme ammoniacale, ou issu de la minéralisation de la MO facilement biodégradable (Figure 2-3).

Figure 2-3. Carbone et azote des Mafor : intérêts agronomiques et risques environnementaux



L'azote minéral présent dans la Mafor, ou libéré par la minéralisation de la fraction organique dont le C/N total est bas, se trouve aussi exposé au risque de lixiviation. Cet effet est pris en compte dans la mise en œuvre de la directive Nitrates : pour limiter les risques de fuite de nitrate, la réglementation distingue deux types de matières fertilisantes pour définir les périodes

durant lesquelles l'épandage est autorisé. Les fertilisants ayant un rapport C/N total inférieur à 8 (type I : lisiers, fientes de volaille, boues d'épuration urbaine, digestats...) ont ainsi des périodes d'autorisation d'épandage plus limitées que les fertilisants ayant un C/N supérieur à 8 (type II : fumiers, composts...). A noter que le critère réglementaire porte sur le C/N total incluant donc le N minéral présent dans la Mafor.

2.2. La valeur fertilisante des Mafor

2.2.1. L'estimation de la valeur fertilisante azotée N

• La disponibilité du N

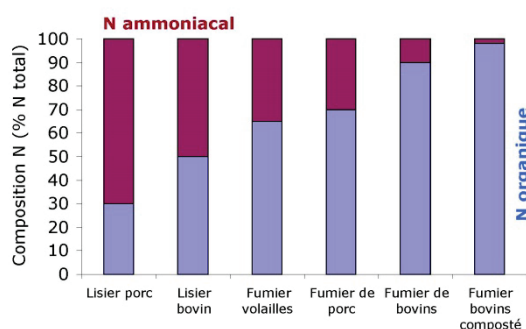
La disponibilité de l'azote présent dans les Mafor est mieux connue sur le court terme, dans l'année qui suit l'apport ; elle est très variable mais relativement bien renseignée. La disponibilité du N des Mafor au cours des années suivantes (arrière-effet) et les conséquences d'apports réguliers de Mafor sont moins bien connues et moins bien prédites par les modèles.

Disponibilité du N à court terme

Dans les Mafor, le N est souvent majoritairement sous forme organique mais la proportion de N minéral (essentiellement sous forme ammoniacale) peut atteindre des pourcentages importants : 70 à 80% dans les lisiers et certains digestats (Figure 2-4). Les Mafor qui sont riches en N ammoniacal ou dont l'azote organique se minéralise vite (les boues d'épuration, tous les lisiers, les fientes de volailles, tous les digestats non compostés et sans séparation de phase) ont une valeur fertilisante potentielle élevée. La proportion d'azote utilisable par les plantes au cours de l'année qui suit l'apport est importante (30 à 100%).

A l'inverse, l'azote organique apporté par tous les composts et tous les fumiers avec litière se minéralise plus lentement en raison de la stabilité de la matière organique. Ces Mafor ont donc une valeur fertilisante à court terme faible – mais elles augmenteront à plus long terme la disponibilité du N dans le sol (cf. infra).

Figure 2-4. Distribution des formes de l'azote dans différentes Mafor



Source : T. Morvan, INRA Quimper

Tableau 2-1. Fourchettes de coefficients d'équivalence engrais azoté pour différentes Mafor

Grands types de Mafor	Equivalent engrais N
Tout type de composts	0-20%
Fumiers de bovins, ovins, caprins, chevaux	10-20%
Boues d'épuration pâteuses	15-30%
Boues d'épuration liquides	30-50%
Effluents de distilleries, brasseries	25-35%
Lisiers de bovins	35-45%
Lisiers de porcs *	30-65%
Digestats solides	40-65%
Digestats liquides	50-70%
Farine de plume, d'os	50-70%
Fientes séchées	60-70%
Sang séché, farine d'os, farine de viande	60-80%
Lisier de volailles	70-85%
Urine	90-100%

Sources : Gutser et al., 2005 ; * ESCo "Elevage et azote", 2012

La valeur fertilisante à court terme est généralement exprimée par un **coefficient d'équivalence à l'engrais azoté minéral** de référence. Ce coefficient est évalué via des expérimentations en champ. Il estime la part du N apporté par la Mafor qui sera aussi disponible, pour la culture qui suit l'apport, que du N fourni par un engrais minéral. Ainsi par exemple, 100 kg de N d'une Mafor ayant un coefficient équivalent-engrais de 30% seront équivalents à (auront la même disponibilité que) 30 kg de N apportés sous forme d'engrais minéral de synthèse. Ces coefficients sont très différents selon les Mafor (Tableau 2-1), et peuvent varier pour une même Mafor, en fonction des conditions d'apport et des cultures qui reçoivent les Mafor.

Interaction entre traitement et disponibilité du N à court terme

Le traitement des Mafor influence fortement leur valeur fertilisante N :

- le séchage ou la déshydratation par pressage, centrifugation, filtration... la diminue, en particulier en raison de la volatilisation de l'azote ammoniacal ou de la perte de l'ammonium dans la phase liquide ;
- le compostage diminue la valeur fertilisante à court terme en raison de la perte par volatilisation de l'ammonium au cours du compostage et de la stabilisation sous formes organiques du N dans la matière organique ;

- au cours de la digestion anaérobie, les formes organiques de N se minéralisent en ammonium, ce qui augmente la biodisponibilité potentielle du N dans les digestats bruts. Les post-traitements des digestats peuvent diminuer fortement cette valeur fertilisante N (séparation de phase qui concentre dans la phase liquide l'ammonium, volatilisation de cet azote ammoniacal au cours du compostage, du séchage).

Disponibilité du N à moyen et long termes

La disponibilité du N à plus long terme provient de la minéralisation de la fraction moins facilement biodégradable de la MO de la Mafor. Les processus sont plus complexes, du fait des interactions avec la MO du sol, à laquelle les Mafor s'incorporent progressivement. Les effets sur la disponibilité de N sont qualifiés d'arrière-effet ou d'effet résiduel à moyen terme (sur la durée de la rotation culturale). Ils ne sont parfois observés qu'en cas d'apports répétés de Mafor, et constituent alors des effets de moyen terme (≈ 10 ans) ou de long terme (> 10 ans).

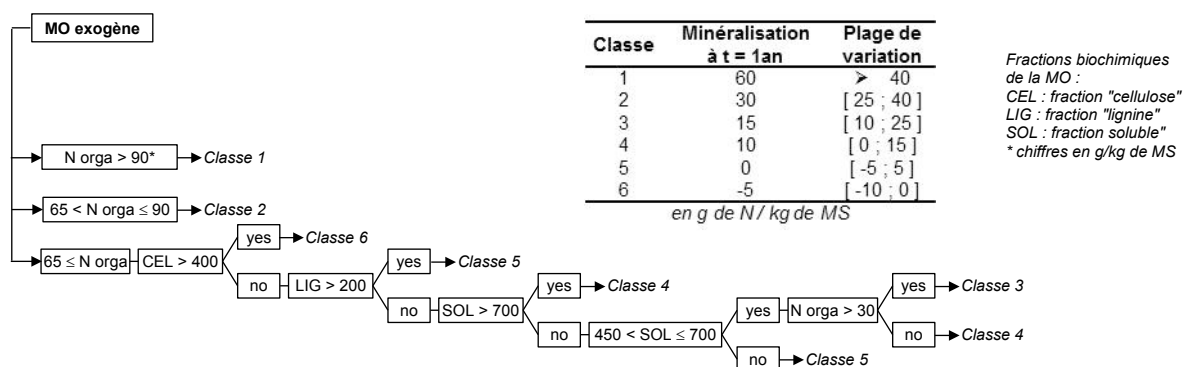
Lorsque des apports réguliers de Mafor sont réalisés, deux sources de N coexistent : la fourniture directe liée à la minéralisation à court terme du dernier épandage (processus prépondérant en cas d'apports de Mafor facilement minéralisables), et des effets indirects liés à la minéralisation progressive du stock de MO du sol entretenu par les apports répétés de Mafor (effets majoritaires en cas d'épandage de Mafor à MO stabilisée). Ce second effet contribue à augmenter la biodisponibilité du N dans les sols recevant régulièrement des Mafor de type amendant, alors que la fourniture par la dernière Mafor appliquée est faible. Cette augmentation de la disponibilité du N sera proportionnelle à l'augmentation des stocks de MO du sol, en faisant l'hypothèse que l'augmentation des stocks de MO dans les sols ne s'accompagne pas de modification de dynamique de cette MO. Ces quantités de N potentiellement disponibles sont importantes à prendre en compte dans le calcul de la fertilisation azotée pour réduire les risques de sur-fertilisation et donc de lixiviation de NO_3 .

• Indicateurs, typologie et outils de prédiction

Les premiers indicateurs de la valeur fertilisante N d'une Mafor sont ses caractéristiques physico-chimiques telles que les teneurs en N total et en N minéral, et le rapport C/N. Ces variables sont toutefois insuffisantes pour prévoir la dynamique de mise à disposition du N. Le suivi de la minéralisation du N organique au cours d'incubations en mélange dans un sol de référence et en conditions contrôlées de laboratoire (température et humidité constantes), méthode qui a été normalisée à l'AFNOR (XPU 44-163), permet de décrire et modéliser la dynamique de minéralisation du N organique par les microorganismes du sol (courbe-type en Figure 2-2). Ces cinétiques de minéralisation peuvent également être mesurées au champ en absence de plantes. Des typologies de Mafor sont construites sur la base de ces cinétiques de minéralisation, un type de Mafor étant associé à une dynamique de minéralisation du N organique. Ces typologies permettent d'associer un comportement dans le sol après apport à des grands types de Mafor. Cela suppose que toutes les Mafor d'une même dénomination aient le même comportement dynamique après apport, ce qui n'est pas toujours le cas.

Cette variabilité de la minéralisation existant au sein des types de Mafor a conduit à développer une autre démarche, privilégiant la relation entre la cinétique de minéralisation (obtenue par incubation au laboratoire) et la composition de la MO (déterminée par des analyses biochimiques standardisées). Le traitement statistique de nombreux échantillons définit des classes de minéralisation, et y associe des caractéristiques de la MO. La typologie obtenue attribue une Mafor, indépendamment de son type (fumier, lisier...), à une classe de minéralisation (de disponibilité d'azote) en fonction de la seule composition biochimique de sa MO (Figure 2-5). Cette approche permet de mieux relier le comportement de minéralisation des Mafor aux caractéristiques de la MO qui déterminent sa minéralisation.

Figure 2-5. Clé d'attribution d'une Mafor à une classe de minéralisation, fondée sur les caractéristiques biochimiques de la MO (d'après Lashermes et al., 2010)



Ces cinétiques de minéralisation obtenues au laboratoire sont influencées par les conditions de préparation de la Mafor (séchage, broyage) puis d'incubation (température, humidité...). Il serait important de quantifier et paramétrer ces effets afin

de mieux maîtriser la transposition des résultats de laboratoire aux conditions de plein champ. Ces cinétiques de minéralisation sont également utilisées pour paramétrer des modules simulant la dynamique d'évolution du C et du N des Mafor après apport au sol, qui s'intègrent dans des modèles simulant le système sol-plante-eau-air complet (STICS, CERES-EGC, PASTIS...). Ces modèles permettent de simuler la dynamique du C et du N dans un agrosystème à l'échelle d'une parcelle et d'une culture ou succession de cultures, et d'évaluer tous les flux de C et N au sein d'un agrosystème recevant des Mafor, en particulier les flux de minéralisation de N et d'absorption par les plantes, mais également les flux polluants associés à ces valeurs fertilisantes (volatilisation de NH_3 , lixiviation du nitrate, émission de N_2O). Le paramétrage de ces modules "matière organique" reste à ajuster pour chaque Mafor, et la définition de ces paramètres dynamiques reste à relier aux caractéristiques biochimiques de la MO des Mafor. Par ailleurs, ces modèles devraient être utilisés pour simuler les effets à long terme d'apports répétés de Mafor.

2.2.2. Valeur fertilisante phosphatée P (et potassique K)

Le **potassium** est entièrement sous forme minérale soluble dans les Mafor. Similaire à celle des engrais minéraux, la disponibilité du K des Mafor et n'a donc pas été examinée spécifiquement dans cette ESCo. L'épandage d'une Mafor peut toutefois influencer sur la disponibilité du K en modifiant la capacité d'échange cationique (CEC) du sol, qui régit l'adsorption et la désorption du K sur la phase solide du sol.

Le **phosphore** est majoritairement (70-80%) sous forme minérale dans les Mafor, et souvent sous des formes chimiques similaires à celles présentes dans les engrais minéraux. La disponibilité pour les plantes du P des Mafor dépend donc assez peu de la vitesse de minéralisation des formes organiques du P dans le sol. Elle est essentiellement conditionnée, comme pour le P des engrais minéraux, par les conditions physico-chimiques du milieu (en particulier le pH du sol) qui régulent la forme minérale sous laquelle se trouve le P, sa solubilité (plus élevée en conditions acides), son adsorption- désorption aux particules de sol... Le passage en solution du P des Mafor se faisant selon les mêmes dynamiques que celui des engrais, sa disponibilité sera similaire à celle du P des engrais.

Comme pour l'azote, la valeur fertilisante P des Mafor est exprimée en pourcentage par rapport à la disponibilité d'un engrais de référence (VFPI). Pour la plupart des Mafor, ces VFPI sont supérieures à 80%. Il existe des exceptions à cette forte disponibilité, liées au mode de traitement appliqué à certaines Mafor. Ainsi le P sera moins disponible dans les cendres et les boues dans lesquelles on ajoute des additifs pour insolubiliser le P (précipitation des phosphates sous une forme cristalline très insoluble, l'apatite). Le compostage peut aussi diminuer la valeur fertilisante P des Mafor. Ainsi les composts de déchets verts et biodéchets ayant des teneurs élevées en C, des C/N élevés et des teneurs en P faibles ont une valeur fertilisante P légèrement plus faible, en raison de phénomènes d'immobilisation nette de N et de P qui, au champ, sont probablement furtifs. En dehors de ces cas particuliers, la disponibilité élevée pour les plantes du P des Mafor fait que ces produits sont substituables aux engrais minéraux les plus efficaces.

Il faut toutefois signaler les possibles effets secondaires de l'apport de Mafor sur la disponibilité du P, liés au fait que, contrairement à l'engrais minéral phosphaté, la Mafor est susceptible de modifier les propriétés physico-chimiques du sol. Notamment, l'augmentation du pH consécutive à l'apport de Mafor diminue la disponibilité du P du sol, rendant plus difficile l'évaluation de la disponibilité du P des Mafor pour les plantes.

Notons enfin que le rapport N/P de la plupart des Mafor (effluents d'élevage : 3 à 5 ; boues d'épuration : moyenne de 1,5 ; composts : moyenne de 3,5 ; digestats : moyenne de 4 à 5 ; biochars : moyenne de 0,5) est très inférieur à celui des cultures (6 à 8). Ce déséquilibre entre éléments, qui favorise l'accumulation de P dans les sols où ces Mafor sont appliquées de manière répétée, constitue l'une des contraintes majeure de la fertilisation par des Mafor (cf. Section 2.6).

2.2.3. Les effets de l'épandage de Mafor sur la production agricole ou forestière

• Effets sur les cultures annuelles

Si la plupart des articles évaluant la valeur fertilisante des Mafor se réfèrent aux rendements de cultures annuelles, peu de travaux comparent des Mafor entre elles ou avec des engrais minéraux, sauf en conditions très particulières (contextes pédoclimatiques spécifiques) et non représentatives des conditions de culture classiques, ou pour des Mafor nouvelles comme les biochars, pour lesquels les articles de revue mentionnent un effet positif sur les rendements des cultures plutôt attribué à l'amélioration des conditions physico-chimiques du milieu (effet sur la CEC, rétention d'eau, par exemple).

Peu de travaux évaluent l'effet de l'utilisation de Mafor sur la qualité des récoltes. Le risque réside dans l'aléa sur la minéralisation pour des productions dont la qualité est sensible à la fertilisation N. C'est le cas de la betterave sucrière, dont la teneur en sucre est diminuée par un excès de N minéral. Les coefficients équivalent-engrais des Mafor, utilisés pour déterminer la dose d'apport sur les cultures ne permettent pas d'anticiper parfaitement des conditions climatiques particulièrement

favorables à la minéralisation, qui peuvent générer des quantités de N minéral excédentaires par rapport aux besoins de la betterave, et affecter sa teneur en sucre. Inversement, pour le blé tendre, il existe un risque de déficit de N minéral, qui réduit la teneur en protéines des grains, déterminante pour la qualité boulangère, même si le rendement n'est pas affecté. En effet, la teneur en protéines des grains est améliorée par une disponibilité de N minéral en fin de montaison, ce que permet le fractionnement d'apport des engrais minéraux. En cas d'apport de Mafor, la dynamique de disponibilité du N présente un pic (N minéral + N facilement minéralisable) après l'apport (sortie d'hiver ou début de printemps) ; plus lente et régulière au cours des mois suivants, elle ne permet pas le pic de disponibilité de N minéral pour augmenter les teneurs en protéines.

• L'épandage sur parcelles boisées

L'effet des épandages en forêt fait l'objet d'un nombre limité de publications. Si les mécanismes d'action des Mafor s'appliquent également aux parcelles boisées, les objectifs visés lorsque l'on épand des matières fertilisantes sur des parcelles boisées ne sont pas forcément les mêmes qu'en grandes cultures ou maraîchage. La littérature met en évidence que l'épandage de la plupart des Mafor en plantation forestière intensive entraîne bien l'augmentation recherchée de la croissance des végétaux. Les fumiers, composts, boues de STEU et eaux usées semblent les plus efficaces. En particulier, l'épandage de boues conduit le plus fréquemment à une réponse positive des arbres en termes de croissance et de statut nutritif foliaire. Le gain de croissance peut augmenter avec la dose appliquée, sauf en cas de doses extrêmement élevées, pour lesquelles des effets dépressifs sont parfois rapportés. Les cendres, qui ne contiennent pas d'azote, ont moins d'impact sur la croissance. Peu d'effets réellement négatifs sur les plantes ont été mis en évidence, excepté après épandage d'effluents très riches en sel, qui induisent une réduction de croissance et des pertes de feuilles n'allant néanmoins pas jusqu'à la mort de la plante. Les transpirations importantes des espèces à croissance rapide dédiées aux plantations intensives (peuplier, saule, eucalyptus) leur permettent d'absorber et de tolérer sans dommages majeurs les nutriments en excès. Il semble toutefois que les arbres dont la croissance a été stimulée par un apport de boues subissent plus d'attaques biologiques que les arbres témoins ; l'hypothèse avancée est que la teneur élevée en azote du feuillage le rend plus appétant pour les ravageurs.

2.3. La valeur amendante organique des Mafor

2.3.1. L'évaluation de la valeur amendante

La capacité des apports de Mafor à augmenter les stocks de MO dans les sols dépend de la stabilité de la MO de la Mafor épandue ainsi que des effets induits de cet apport sur la dynamique ou les stocks de MO dans le sol. Quand cette MO de la Mafor est facilement biodégradable, son apport aura un effet rapide (jours et mois après l'apport) et stimulant sur l'activité biologique du sol. D'autres effets (sur les propriétés hydriques, la résistance au tassement, la capacité d'échange cationique...), liés au stock de MO dans le sol, ne seront donc notables qu'à moyen/long terme (≥ 10 ans), suite à des apports répétés de Mafor organiques ayant contribué significativement à l'augmentation de MO dans le sol.

Les Mafor peuvent aussi, de façon indirecte, diminuer le stock de MO du sol : en stimulant l'activité microbienne du sol, l'apport de Mafor peut accélérer la minéralisation de sa MO. Ce phénomène, nommé *priming-effect*, peut contrebalancer les effets positifs des apports de MO *via* les Mafor.

• Mesures au champ et au laboratoire

Sur la base de l'analyse d'une cinquantaine d'essais agronomiques de longue durée (17 ans en moyenne), des rendements moyens d'augmentation du C du sol ont pu être calculés pour 4 types de Mafor (Tableau 2-2).

Tableau 2-2. Efficacité des divers types de Mafor à augmenter les stocks de MO du sol

Mafor	Rendement moyen d'augmentation du stock de C du sol, en tonne de C du sol par tonne de C apporté <i>via</i> la Mafor
Composts de déchets verts, de biodéchets, d'effluents d'élevage	0,41 $\pm$ 0,22
Boues d'épuration	0,25 $\pm$ 0,12
Fumiers de bovins	0,25 $\pm$ 0,13
Lisiers (bovins essentiellement)	0,21 $\pm$ 0,08

Cette estimation de la valeur amendante classe les Mafor dans l'ordre suivant : compost > boue > fumier > lisier. Les écarts-types importants, traduisant une grande variabilité du phénomène, s'expliquent par la variation de certains paramètres entre les essais recensés : durées d'étude, doses et fréquences des apports, degrés de stabilité des Mafor variables y compris pour une même dénomination.

Pour d'autres types de Mafor, aucun résultat d'essai au champ de longue durée n'est disponible. Il est toutefois possible d'évaluer leur valeur amendante organique sur la base d'expérimentations de plus courte durée, en particulier les incubations au laboratoire en conditions standardisées selon la norme XPU 44-163, comme pour le suivi de la minéralisation du N organique (courbe-type en Figure 2-2). Ces profils de minéralisation obtenus au laboratoire montrent que pour quasiment toutes les Mafor, un "plateau" est atteint en quelques dizaines de jours, mais qu'il se situe à des niveaux variables et qu'il est atteint plus ou moins rapidement. Il existe donc une variabilité de la proportion de C organique restant dans le sol qui représente la valeur amendante de la Mafor. L'établissement de ces profils met ainsi 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 dégradable), mais aussi la variabilité importante existant au sein d'un type de Mafor.

Bien que la vitesse de dégradation de la MO et la proportion de C organique stable présentent une variabilité importante au sein de chaque type de Mafor, il est possible de les classer selon leur biodégradabilité décroissante : fientes de volaille $\geq$ engrais organiques $\geq$ lisiers $\geq$ boues d'épuration $\geq$ fumiers $\geq$ composts d'effluents d'élevage $\geq$ composts d'ordures ménagères résiduelles $\geq$ digestats solides $\geq$ composts de déchets verts, biodéchets, boues.

Les Mafor caractérisées par une large proportion de MO stable pourront contribuer à l'augmentation des stocks de MO des sols, et donc potentiellement à un stockage durable. Les traitements biologiques tels que le compostage ou la méthanisation stabilisent la MO. Parmi les effluents d'élevage, les fumiers ont également une part de MO stable. Les biochars, de par leur mode de fabrication (pyrolyse de composés organiques), sont des Mafor dont le C est considéré comme très stable et pouvant contribuer au stockage de C dans les sols (85 à 90% de leur C reste dans le sol en fin d'incubation au laboratoire, et les temps moyens de résidence du C des biochars sont de l'ordre de la dizaine d'années).

• Indicateurs et outils de simulation

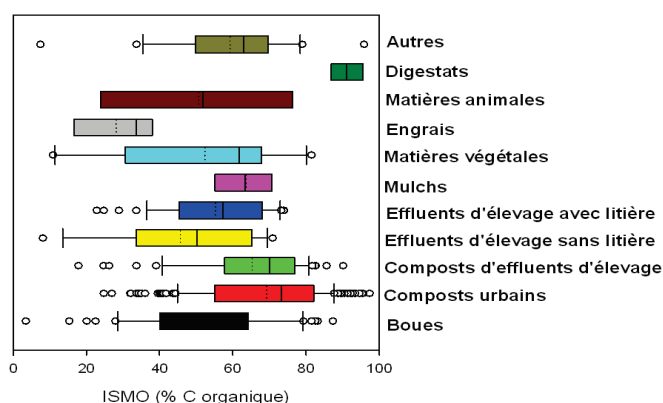
Des indicateurs visant à évaluer la capacité des Mafor à augmenter la MO des sols ont été construits. En particulier, l'indice de stabilité de la MO (ISMO) normalisé à l'AFNOR (XPU 44-162) est un indicateur de cette valeur amendante des Mafor. Il estime, d'après la composition de la MO (différentes fractions obtenues par analyse biochimique), la proportion de la MO totale des Mafor qui contribuera à l'entretien de la MO du sol après apport. Il permet de prédire l'efficacité des Mafor à augmenter les teneurs en MO des sols.

Les valeurs de l'indicateur ISMO pour différents groupes de Mafor (exemples en Figure 2-6) montrent une forte variabilité au sein d'un même groupe de Mafor, reflétant la forte variabilité des cinétiques de dégradation des Mafor observées liée à celle de leur composition biochimique. Les Mafor ayant les valeurs amendantes parmi les plus intéressantes sont les biochars, les digestats et les composts de déchets verts, biodéchets et composts de boue, puis viennent les fumiers et tous les effluents d'élevage compostés, et enfin les boues d'épuration et boues agro-industrielles et lisiers et fientes de volaille.

Figure 2-6. Distribution des valeurs de l'indicateur ISMO pour quelques exemples de Mafor (en % de la MO des Mafor)

Lecture des "boîtes à moustaches" : la limite gauche de la boîte est définie par le 1^{er} quartile, la limite droite par le 3^e quartile, la médiane est représentée par le trait fin qui partage la boîte, la moyenne par le trait en pointillés. Les "moustaches" correspondent aux 10^e et 90^e percentiles.

Source : Lashermes et al., 2008



Des modèles sont utilisés pour simuler à long terme l'évolution des teneurs et stocks de C dans les sols en fonction de l'occupation du sol et des pratiques culturales appliquées. En tant qu'estimation de la part stable de la MO d'une Mafor, ISMO a été utilisé pour paramétrer le devenir des Mafor organiques dans certains de ces modèles de dynamique de la MO dans les sols, ou dans des outils d'aide à la décision tels qu'AMG⁹ qui permettent de simuler l'effet de pratiques d'apport sur l'évolution des teneurs en MO des sols.

⁹ 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".

• Lien entre valeur amendante et fertilisante azotée

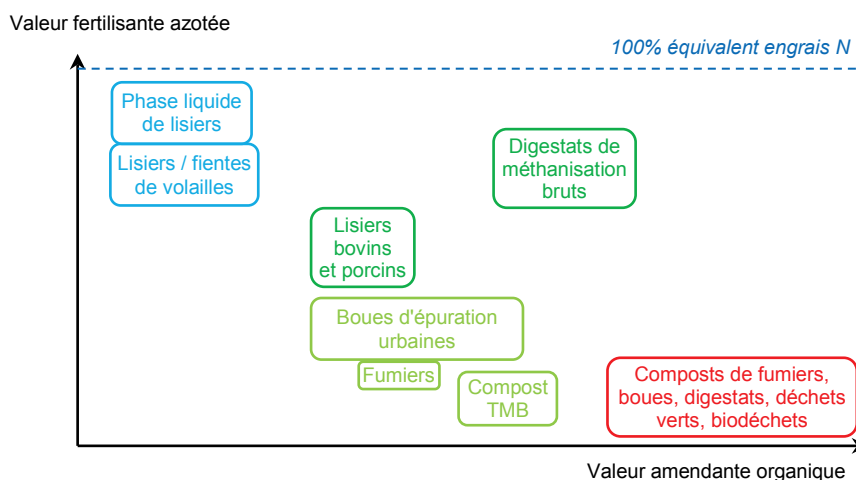
Les "valeur fertilisante azotée" et la "valeur amendante" sont étroitement liées entre elles, et on peut établir un gradient de distribution des Mafor. L'étude expérimentale des cinétiques de minéralisation des différentes Mafor permet de caractériser leur comportement dans le sol après épandage et de les positionner schématiquement le long de ce gradient (Figure 2-7).

Cette relation est principalement déterminée par la biodégradabilité de la MO des Mafor et l'équilibre entre éléments C et N :

- Des Mafor ayant une grande part de leur azote sous forme minérale et/ou une MO facilement biodégradable, et un C/N < 8-15 auront une valeur fertilisante azotée à court terme (< 1 an). Celles qui ont une MO facilement minéralisable mais un C/N > 8-15 provoqueront des phénomènes transitoires de réorganisation ou d'immobilisation du N. Cette diminution temporaire de la disponibilité du N pour les plantes doit être prise en compte dans le raisonnement des apports dans les systèmes de culture. Si elle peut avoir des effets négatifs sur les rendements des cultures, bien maîtrisée cette réorganisation peut au contraire avoir des effets bénéfiques en limitant les pertes par lixiviation.
- Les Mafor plus lentement biodégradables et contribuant à l'augmentation des stocks de MO auront des effets plus durables sur la disponibilité du N dans le sol, soit en raison des arrière-effets de la minéralisation du N organique de la Mafor, soit en raison de la minéralisation d'un stock augmenté de MO dans le sol.

Figure 2-7. Relation entre valeur fertilisante azotée et valeur amendante des principales Mafor

La Figure 2-7 montre la relation inverse entre valeur fertilisante azotée (estimée par le coefficient d'équivalence-engrais) et valeur amendante organique (évaluée par l'indicateur ISMO), ceci étant directement en lien avec le degré de stabilité de la matière organique des Mafor.



L'origine des Mafor et leur traitement influent sur ces deux aspects de l'intérêt agronomique des Mafor :

- les fientes de volailles et les lisiers ont une valeur fertilisante forte mais une valeur amendante faible ;
- les fumiers ont une valeur fertilisante plus faible et une valeur amendante un peu plus élevée ;
- la digestion anaérobie augmente la valeur fertilisante azotée. Un post-traitement par séparation de phase effectué sur un digestat brut sépare une phase liquide ayant une valeur fertilisante azotée plus élevée d'une phase solide ayant une valeur fertilisante N plus faible ;
- les digestats issus de procédé solide ont à la fois une valeur fertilisante élevée et une valeur amendante intéressante ;
- le compostage, en stabilisant la MO, augmente la valeur amendante mais diminue la valeur fertilisante azotée.

2.3.2. Les effets d'amélioration des propriétés du sol

• Amélioration des propriétés physiques et chimiques des sols

Une bonne gestion de l'usage des Mafor dans le cadre de l'amélioration des propriétés physiques et chimiques passe par une bonne connaissance : (i) de leurs caractéristiques chimiques et biochimiques propres, ainsi que des formes de matières organiques générées suite à leur décomposition dans le sol et (ii) du type de sol et des propriétés à améliorer.

Les apports de Mafor organiques et l'augmentation des stocks de MO dans les sols améliorent en général les propriétés du sol qui dépendent de ces stocks et de la dynamique de la MO :

- amélioration de la stabilité de la structure, et donc de la résistance du sol à la formation de croûte de battance (qui peut freiner l'infiltration de l'eau et augmenter les risques d'érosion par ruissellement) ;
- augmentation de la porosité, de la rétention en eau et de la conductivité hydrique, qui peuvent permettre une meilleure disponibilité en eau pour les plantes, mais aussi un ressuyage plus rapide des sols qui limite les conditions d'anoxie et accélère le retour possible des agriculteurs dans leur parcelle sans risque de tassement du sol ;
- augmentation de la CEC, qui permet une rétention et une disponibilité accrues des cations majeurs indispensables au développement des végétaux (Ca^{++} , K^+ , Mg^{++} ...). Cette augmentation de la CEC peut également permettre la rétention des contaminants cationiques (tels que certains éléments traces minéraux), et limiter leur transfert vers les eaux souterraines.

Ces améliorations dépendent surtout de la fréquence et des doses des apports, et des caractéristiques de la MO des Mafor. Les effets, à l'exception de la stabilité structurale, ne sont significatifs qu'aux fortes doses d'apport ; le degré de stabilité de la MO des Mafor conditionne l'intensité et la durée de l'évolution des propriétés. Concernant la stabilité de la structure, des Mafor fortement biodégradables comme des fumiers frais auront des effets plus intenses mais fugaces (quelques mois), associés à la stimulation forte de l'activité biologique du sol ; des Mafor plus stables, comme des composts bien stabilisés, auront des effets moins intenses mais plus durables, avec une augmentation progressive de la propriété avec la teneur en MO du sol. Le type de sol influence également l'intensité des effets.

Les processus évoqués pour expliquer ces effets sont assez divers : effet positif sur la capacité de rétention en eau dû aux molécules humiques non hydrophobes générées par les Mafor dans le sol ; effet sur la stabilité structurale à court ou moyen terme en lien avec la biodégradabilité et donc la stimulation de l'activité microbienne ou l'augmentation des stocks de MO dans les sols ; diminution de la densité apparente et augmentation conjointe de la porosité du sol du fait de l'augmentation de l'aggrégation ou de la dilution provoquée dans le sol par la MO stable présente dans les Mafor.

Dans certaines conditions, une dégradation des propriétés physico-chimiques des sols est observée : augmentation de la salinité du sol, surtout pour les Mafor liquides et chargées en sels ; déstructuration du sol lorsque les Mafor sont riches en cations monovalents (Na^+ , K^+ par exemple), mais aussi parfois pour des apports massifs de composts sur le long terme ; effet négatif sur la capacité de rétention en eau du sol si les Mafor contribuent à la production de molécules hydrophobes dans le sol. Par ailleurs, dans certains sols et certains milieux sensibles, augmenter la vitesse de ressuyage peut conduire à un lessivage plus important de molécules indésirables pour l'environnement.

En forêt, comme sur les terres agricoles, l'épandage de Mafor conduit à une modification des propriétés du sol, notamment dans sa partie supérieure (la litière forestière et les premiers centimètres de sol minéral), qui dépend de la dose et des caractéristiques de la Mafor. On observe généralement une augmentation du pH et des propriétés d'échanges cationiques, et un enrichissement en C et N lorsque la Mafor est organique. Ces modifications se traduisent dans un nombre notable de cas d'études par une stimulation de l'activité microbiologique des sols et une amélioration de la croissance des arbres.

• Stimulation de l'activité biologique

L'activité biologique du sol a des effets sur la décomposition des matières organiques et donc sur l'incorporation, le turnover et la minéralisation des fractions organiques par la faune et les microorganismes, la facilitation de l'alimentation minérale des plantes avec les mycorhizes, la genèse de la structure et de la porosité des sols par l'activité lombricienne...

L'utilisation de Mafor permet de stimuler la microflore des sols, mais de manière très variable. L'intensité et la durée de cet effet sont fonction de la Mafor, de la dose, du traitement subi par la Mafor. Une modification et une stimulation des activités enzymatiques, variables selon les Mafor et les doses, sont également observées, contribuant ainsi au bon fonctionnement des cycles biogéochimiques des éléments.

La littérature sur ce sujet concerne surtout les Mafor organiques et beaucoup moins les Mafor inorganiques. De façon générale, les études rapportent un effet plutôt stimulant des apports de Mafor sur les organismes du sol et leurs activités. L'abondance des microorganismes dans le sol et leur activité (que ce soit la respiration ou les activités enzymatiques) sont stimulées à court terme par l'apport de Mafor facilement biodégradables. Les apports de Mafor peuvent également influencer la biodiversité structurale métabolique ou fonctionnelle de la microflore dans les sols amendés. 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.

• Effets sur les phytopathogènes : caractère potentiellement suppressif des Mafor

Les épandages de Mafor peuvent avoir un impact sur la santé des plantes cultivées. L'effet des Mafor en tant que vecteurs potentiels de phytopathogènes est traité dans le Chapitre 3. La question examinée ici est celle du caractère suppressif des Mafor, c'est-à-dire de leur capacité à protéger les cultures contre les pathogènes déjà présents. Les ravageurs et maladies les plus examinés sont les nématodes et les maladies fongiques.

Cet effet positif est essentiellement décrit pour les composts (quel que soit l'effluent d'origine) : plusieurs comparaisons de nombreux essais convergent pour établir que dans la grande majorité des cas, l'épandage de compost s'accompagne d'un effet significatif de protection des plantes (environ la moitié des cas) ou d'un effet nul ; la stimulation de maladies est rare. Les autres Mafor sont beaucoup moins étudiées. Le potentiel suppressif des digestats a également été mis en évidence, mais il existe très peu de publications sur ce sujet. L'effet des boues d'épuration n'est pas clair, et diffère selon les maladies considérées. Pour les fumiers, les quelques publications collectées présentent des résultats divergents ; leur effet sur la santé des plantes serait, soit moins prévisible et stable que celui des composts, soit plutôt indirect via l'influence des caractéristiques chimiques et physiques des sols.

Plusieurs mécanismes impliqués dans cette suppression des maladies sont identifiés :

- l'un des principaux est l'apport par les Mafor de microflore antagoniste des pathogènes, hypothèse étayée par le fait que la stérilisation des composts réduit souvent leur effet suppressif. La stimulation, par l'apport de Mafor, de microorganismes antagonistes présents dans le sol peut également jouer un rôle important, mis en évidence dans des cas d'apport de compost ou de fumier ;
- l'apport de substances à effet toxique pour les pathogènes présents dans le sol. Ainsi, les Mafor riches en azote auraient une action destructrice contre ces pathogènes par dégagement de molécules allélochimiques ;
- un effet indirect de l'apport de Mafor, qui influencerait sur le développement de certains pathogènes en améliorant les conditions de croissance des cultures (effet sur la structure du sol, apport d'oligoéléments...), ou en modifiant le pH du sol.

Il semble que la gestion du procédé de compostage influence plus fortement l'effet suppressif du compost que les matières initiales entrant dans sa composition, qui jouent néanmoins un rôle dans ce pouvoir suppressif. En effet, des situations anaérobies pendant le compostage peuvent d'une part affecter la microflore bénéfique des composts, et d'autre part produire des molécules phytotoxiques. Le degré de maturation du compost influence également son potentiel suppressif.

2.4. Impacts environnementaux associés à la valeur agronomique des Mafor

La majeure partie des émissions polluantes associées à la valeur agronomique de Mafor épandues correspondent à des pertes, sous forme gazeuse ou dissoute, de composés carbonés ou azotés. Certaines de ces émissions (section 2.4.1), qui concernent des composés azotés et représentent des flux importants, affectent la valeur fertilisante des Mafor. D'autres (sections 2.4.2 et 2.4.3) auront peu ou pas d'impact sur la valeur fertilisante des Mafor, mais les composés émis vers l'atmosphère auront des impacts environnementaux et sanitaires négatifs locaux (odeurs, gêne/cancers respiratoires...) ou plus globaux (GES, trou d'ozone stratosphérique). Ces polluants émis peuvent aussi se redéposer à plus ou moins longue distance de la zone d'épandage, sur des écosystèmes semi-naturels, avec des impacts environnementaux variés (eutrophisation, acidification, baisse de la biodiversité...).

Ces émissions polluantes sont, excepté la lixiviation de nitrate, des rejets vers l'atmosphère ; ils interviennent lors de la mise en contact des Mafor avec l'air, durant l'épandage puis lorsqu'elles restent à la surface du sol avant enfouissement.

Plusieurs mécanismes sont à l'origine de ces émissions :

- des particules sont mises en suspension dans l'air lors de l'épandage ; entraînées par le vent, elles contribuent à l'augmentation des concentrations en particules de l'atmosphère ;
- des gaz présents sous forme dissoute dans la solution des Mafor sont libérés vers l'atmosphère, en raison de la très forte augmentation de surface d'échange entre cette phase liquide des Mafor et l'air ; ces émissions sont soit quasi-instantanées (cas du méthane en particulier, et des COV), soit un peu plus progressives, du fait du déplacement des équilibres chimiques vers la "volatilisation" des composés (cas de l'ammoniac) ;
- des gaz peuvent être produits par des réactions biologiques de transformation des éléments apportés par les Mafor (processus majoritaire pour le N_2O , et pour les COV).

Si la majeure partie des émissions polluantes liées à la valeur agronomique des Mafor sont liées aux cycles du C et du N, il faut néanmoins mentionner que la surfertilisation en phosphore des cultures amendées peut entraîner des risques de lessivage de phosphore vers les eaux profondes, ou de contamination des eaux superficielles par érosion de particules des parcelles amendées. Dans les bassins versants à risque d'eutrophisation, des réglementations spécifiques sont mises en place concernant la gestion de la fertilisation phosphatée.

2.4.1. Les fuites d'azote dans l'environnement qui affectent la valeur fertilisante des Mafor

La date d'apport et le mode d'épandage de la Mafor puis la mauvaise prise en compte de la disponibilité des éléments fertilisants après apport de la Mafor peuvent être à l'origine de pertes d'azote entraînant une diminution de la valeur fertilisante de la Mafor, selon deux mécanismes :

- la volatilisation de l'azote présent sous forme ammoniacale ($N-NH_4^+$) dans les Mafor, qui a lieu en général pendant l'épandage et dans les quelques heures qui suivent ;
- la lixiviation d'une partie du N après minéralisation et/ou nitrification si des stocks de N nitrique sont présents dans le sol à des moments où les cultures n'absorbent pas cet azote et où le bilan hydrique fait que des flux d'eau et de solutés descendent vers les nappes profondes. Le risque de lixiviation de nitrate est donc en général déconnecté des périodes d'épandage, et résulte plutôt de dynamiques de production du N nitrique disjointes des périodes de prélèvement par les plantes et/ou ayant lieu avant des périodes drainantes.

• Volatilisation d'ammoniac

Cette volatilisation d'ammoniac, qui intervient lors de l'épandage de la Mafor et jusqu'à son enfouissement, met en jeu des proportions importantes de l'azote apporté, allant jusqu'à potentiellement fortement diminuer la valeur fertilisante des Mafor.

Beaucoup de Mafor ont une part de leur azote sous forme ammoniacale. La majeure partie du N minéral des Mafor est sous forme ammoniacale. La volatilisation de cet azote ammoniacal (N-NH_4^+) est un processus physico-chimique qui peut provoquer, très rapidement après apport, la perte de tout ou partie du N minéral potentiellement facilement disponible pour les plantes. On peut hiérarchiser les paramètres dont dépend l'importance de la volatilisation :

- le mode et la période d'apport : la volatilisation est plus importante en cas d'apport en sol nu que sur culture, ou lorsque l'apport est réalisé en surface plutôt qu'injecté dans le sol ;
- le potentiel de volatilisation augmente avec la quantité d'azote présent sous forme minérale ammoniacale : par exemple les lisiers ou les digestats liquides ou bruts sont très riches en N-NH_4^+ ;
- les autres propriétés physico-chimiques des Mafor et du sol : la teneur en eau et la viscosité conditionnent l'infiltration, qui limite la volatilisation ; un pH élevé et une CEC faible de la Mafor et/ou du sol augmentent les risques de volatilisation ;
- le climat et le type de sol : les températures élevées et le vent favorisent la volatilisation, la pluie la freine ; un sol filtrant la ralentit.

Il existe donc des moyens de limiter voire d'annuler ces pertes : enfouissement rapide, mode d'apport par injection et choix des conditions climatiques (froid, pas de vent). La Mafor et les pratiques culturales associées à sa valorisation conditionnent donc les possibilités de maîtrise des émissions (peu de possibilité d'enfouissement sur une culture en place ou sur prairie, par exemple). La réglementation impose un enfouissement rapide après épandage pour les effluents ICPE, les boues d'épuration ou les effluents industriels (12 à 48 h selon le type d'effluent d'élevage ou de boue), ou préconise un mode d'épandage limitant les risques de volatilisation.

Des modèles ont été développés pour prédire la volatilisation du NH_3 après apport d'engrais minéral ou pour des lisiers : Volt'air, STAL. Ils sont très dépendants de la compréhension et de la description de processus physico-chimiques aux interfaces sol-Mafor-air, et sont encore imparfaitement paramétrés pour des Mafor. Ces modèles ont été intégrés dans des modèles plus globaux : modèles de culture (STICS, CERES-EGC) pour Volt'air ; modèle décrivant la gestion du N au niveau de la ferme d'élevage dans son ensemble comme MELODIE pour STAL.

• Lixiviation de nitrate

La lixiviation du nitrate dépend du taux de N minéral présent dans les sols au moment de la reprise du drainage (début d'hiver). Le risque dépend donc de la part du N potentiellement disponible dans la Mafor qui n'aura pas été utilisée par les plantes et restera dans le sol après la récolte de la culture fertilisée avec une Mafor. Les incertitudes sur les quantités de N potentiellement présentes liées à l'activité microbienne inféodée au climat, augmentent le caractère aléatoire des risques de lixiviation de nitrate. Le lessivage peut toutefois être limité par une meilleure maîtrise des pratiques d'épandage et de gestion de l'itinéraire technique. Des leviers sont possibles avec l'installation de CIPAN (obligatoire sauf dérogations) lors des intercultures avant culture de printemps. Cependant, l'enfouissement précoce de ces CIPAN ou certaines cultures semées en automne mais qui consomment très peu de N minéral avant la reprise du drainage, comme le blé d'hiver notamment, génère des risques plus importants de lixiviation de nitrate. Ce processus est toujours pris en compte dans les modèles de culture décrivant les dynamiques du C et N à l'échelle de la parcelle.

Des pertes plus localisées de nitrate peuvent se produire sous les tas de Mafor solides (fumiers, composts, boues...), stockées en bout de champ.

2.4.2. Les émissions de gaz à effet de serre

• Emissions de N_2O

Le protoxyde d'azote (ou oxyde nitreux) N_2O est un puissant gaz à effet de serre, avec un potentiel de réchauffement global (PRG) de 298. Dans la stratosphère, il contribue à la destruction de l'ozone. En France, l'agriculture contribue aux 3/4 des émissions de N_2O provenant essentiellement de la transformation des produits azotés (engrais, fumier, lisier, résidus de récolte) dans les sols agricoles.

Les émissions de N_2O , contrairement à la volatilisation de NH_3 , résultent de processus biologiques, réalisés par des micro-organismes du sol. La formation du N_2O est une étape intermédiaire principalement de la dénitrification (transformation du nitrate en N_2 atmosphérique en conditions anoxiques), mais aussi de la nitrification (transformation de l'azote ammoniacal en nitrate).

La dynamique de ces émissions s'étend sur une période de quelques semaines à quelques mois, et les études réalisées sur des durées plus courtes appréhendent souvent mal ces émissions. Les quantités d'azote concernées sont beaucoup plus faibles que pour la lixiviation de nitrate et la volatilisation d'ammoniac, de l'ordre de quelques centaines de g à quelques kg de N/ha, soit quelques dixièmes de % à quelques % de l'azote total apporté, et n'affectent que rarement le rendement.

Il y a peu d'effet du type de Mafor sur les émissions annuelles de N_2O lorsque les quantités de N apportées sont en adéquation avec les besoins des cultures. En revanche, elles peuvent augmenter fortement avec les quantités d'azote en excès quel que soit le type de fertilisant (Mafor ou engrais minéral). Le choix d'utiliser l'azote réellement disponible comme référence pour décliner des facteurs d'émission (i.e. tenant compte des autres puits comme l'azote volatilisé, perdu par lixiviation et assimilé par les cultures) permettrait d'avoir des relations plus fiables.

Actuellement, les émissions de N_2O liées aux épandages de Mafor sont calculées par le GIEC selon les mêmes hypothèses que lors d'apports d'engrais minéraux. Le facteur d'émission direct (proportion du N apporté émis sous forme de N_2O vers l'atmosphère) est de 1,00, et le facteur d'émission global, incluant émissions directe et indirecte (issue du nitrate lixivié, de l'ammoniac et du monoxyde d'azote émis), est de 1,425 kg $N-N_2O$ /kgN apporté pour les Mafor (contre 1,325 pour les engrais minéraux, la différence étant liée à une volatilisation plus forte pour les Mafor).

Les travaux portant sur l'effet des apports de Mafor sur les émissions de N_2O sont relativement nombreux et concernent en grande majorité les effluents d'élevage dans leur diversité. Cependant, les études ne sont pas toujours suffisamment longues, elles sont conduites sous des scénarios biophysiques multiples, et selon des méthodologies très diverses : il est ainsi difficile de récapituler les résultats et de les comparer entre études. Les conclusions de ces études apparaissent souvent contradictoires et, même si les connaissances de l'impact des Mafor sur les émissions de N_2O sont réelles, la généralisation des résultats est difficile selon que ce sont les effets liés à la Mafor, les effets liés au sol, ou les effets climatiques qui dominent. On retrouve les mêmes grands traits que pour les engrais minéraux, avec notamment l'effet de la température, l'effet de la teneur en azote minéral, l'effet de la teneur en eau du sol conduisant à des pics d'émissions plus forts quand les apports se font sur sols très humides, ou des pics décalés d'émissions en cas de pluie forte estivale sur sol sec y compris loin de l'apport. De même, les sols argileux sont en général les plus propices aux émissions de N_2O et les sols sableux les moins propices. Il est aussi reconnu que les émissions sont plus élevées sur prairies que sur sols cultivés.

Les apports de Mafor organiques, en stimulant l'activité biologique par l'apport de substrats azotés et carbonés, et en favorisant la création de zones en anaérobiose dans le sol, pourraient générer des flux de N_2O plus élevés que les engrais, mais les résultats au champ divergent. Les émissions semblent plus fortes avec les Mafor liquides (lisiers, boues liquides) souvent riches en ammonium qu'avec les Mafor solides (fumiers), compostées ou séchées (boues déshydratées, granules) pour lesquelles moins de zones d'anaérobiose se forment. Les digestats de méthanisation, appauvris en carbone facilement assimilable, sont généralement moins susceptibles d'émettre du N_2O que les produits dont ils sont issus.

Les moyens préconisés pour diminuer les odeurs et les pertes d'azote par volatilisation, comme l'injection ou l'enfouissement des Mafor, peuvent contribuer à l'augmentation des émissions de N_2O , si l'ensemble des conditions sont favorables. Il peut exister alors un transfert de contamination entre la volatilisation de NH_3 et les émissions de N_2O .

Enfin, les apports de Mafor peuvent avoir un effet indirect lié aux modifications des conditions physico-chimiques du milieu : du fait de l'enrichissement du sol en carbone, les apports de Mafor augmentent les émissions de N_2O de la culture considérée, mais aussi celles de l'année culturale suivante. Ces effets indirects sont aussi souvent évoqués pour les biochars : l'augmentation du pH du sol et l'amélioration de l'aération du sol diminueraient la dénitrification et le rapport N_2O/N_2 de la dénitrification restante (dénitrification allant jusqu'au stade N_2) ; les biochars sont efficaces dans la réduction des émissions de N_2O liées aux apports d'engrais minéraux. Il en est de même pour le méthane.

• Emissions de CH_4

Le CH_4 est un puissant gaz à effet de serre, avec un potentiel de réchauffement global (PRG) de 25. Les émissions liées aux épandages de Mafor ne sont généralement pas prises en compte dans les inventaires nationaux d'émission, en raison de la faiblesse des émissions, et du manque de références nationales. Cependant, un nombre croissant d'études s'intéressent à ce composé dans le but de faire le bilan GES de la valorisation des Mafor au champ. Sans apport de Mafor, les sols sont plutôt reconnus comme des puits de CH_4 , le méthane atmosphérique étant oxydé en CO_2 par les microorganismes méthanotrophes du sol. Les Mafor organiques contiennent du CH_4 produit pendant la décomposition anaérobie de la MO lors de leur stockage : il est alors émis très rapidement après l'apport (< 1 jour). Si les conditions sont suffisamment anaérobies (Mafor liquides, injection ou incorporation dans un sol humide, fortes pluies, dose forte...), une production de CH_4 peut être observée sur quelques jours après l'apport par décomposition par les micro-organismes des Acides Gras Volatils des Mafor (méthanogénèse). Les émissions restent cependant très faibles : elles sont comprises entre quelques dizaines de g et quelques kg C- CH_4 /ha et ne représentent qu'une infime partie du C apporté par la Mafor : quelques centièmes de % à 1%. Par comparaison, les émissions de méthane lors du stockage et du traitement des effluents d'élevage sont de l'ordre de quelques dixièmes de % à quelques dizaines de % du C de l'effluent. Des dépôts sont souvent observés ensuite, le méthane atmosphérique étant oxydé en CO_2 par les microorganismes méthanotrophes du sol. En conséquence de la faiblesse des

émissions et de la variabilité de la durée des expérimentations mises en œuvre, les résultats des études sont souvent contradictoires, et il est difficile de mettre en avant un effet du type de Mafor ou du mode d'apport, ou de tout autre facteur sur les émissions de CH₄ par les Mafor apportées au champ.

• Emissions de CO₂

Elles sont généralement mesurées dans l'objectif de dresser un bilan de GES lié aux apports de Mafor, mais il est difficile de séparer le CO₂ provenant strictement du Mafor (carbone inorganique dissout) du CO₂ provenant de la respiration des micro-organismes du sol, donc ces émissions ne sont pas abordées dans cette étude.

2.4.3 Les émissions d'odeurs, et le lien avec les composés organiques volatils (COV)

Les émissions d'odeurs après des apports de Mafor au champ sont le résultat d'un mélange complexe de substances chimiques volatiles issues de l'activité microbiologique, en particulier les composés organiques volatils (COV), l'ammoniac (cf. Section 2.4.1.) et le sulfure d'hydrogène (H₂S). Elles dépendent de l'origine et du stockage de la Mafor et des conditions climatiques.

A l'épandage, la "bouffée d'odeur" d'intensité très forte mais de durée très courte est synchrone avec des teneurs élevées dans l'air en H₂S, en NH₃ et en COV. Les concentrations en H₂S et en COV reviennent ensuite à un niveau de fond en moins de 24 h, voire en quelques heures seulement en conditions très chaudes ; l'odeur rémanente serait engendrée par les phénols et Acides Gras Volatils (AGV). Les émissions sont très variables d'un COV à l'autre, mais restent très faibles : quelques dixièmes à quelques centaines de g/ha. Pourtant, le potentiel d'émission de COV est fort : le carbone des AGV constitue en effet quelques % à quelques dizaines de % du C total des Mafor. Les émissions d'odeurs sont réduites efficacement par injection ou par enfouissement très rapide de la Mafor, malgré des efficacités de réduction des émissions de COV très variables (d'une légère augmentation à une quasi annulation des émissions, selon les COV). Les COV ne sont en effet pas tous odorants : sur plusieurs centaines de COV concernés, une quinzaine seulement contribuerait aux odeurs. Il est en outre très difficile de relier des mesures de concentration en COV à des niveaux d'odeur et de nuisance, pour différentes raisons météorologiques.

Les COV sont étudiés pour leur contribution à l'effet de serre additionnel et comme précurseurs d'ozone troposphérique. Les épandages de Mafor ne sont pas comptabilisés dans les inventaires nationaux d'émission de COV.

2.4.4. La genèse de carbone organique dissous (COD)

De façon générale, les quantités de COD sont relativement faibles comparées au C total présent dans les sols, mais leur impact potentiel sur l'environnement peut être important car le COD est un vecteur de contaminants métalliques et/ou organiques.

Concernant l'effet de l'épandage de Mafor sur la genèse de COD, la majorité des références porte sur les effluents d'élevage. Les épandages de Mafor augmentent le COD des sols via l'apport de COD par les Mafor, mais aussi par la stimulation de l'activité bactérienne des sols suite à l'apport de Mafor. Cependant, cette augmentation du COD est beaucoup moins importante que ce que pourraient générer les Mafor : il y a adsorption/dégradation de ce COD après apport. L'augmentation de COD 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 du COD des sols change progressivement après l'apport de Mafor. Cependant, on constate un manque de connaissances sur la composition chimique du COD après apport des Mafor au sol, alors que différents travaux ont démontré son impact sur les interactions entre COD et éléments traces métalliques ou contaminants organiques.

2.4.5. Les impacts environnementaux de l'épandage de Mafor sur parcelles boisées

En contexte de plantations forestières gérées intensivement, les études réalisées n'ont que rarement mis en évidence des fuites d'azote, la majeure partie étant absorbée par les plantes. La plupart des études admettent cependant ne pas disposer du recul nécessaire sur le long terme pour conclure clairement.

En forêts gérées plus extensivement, des pertes d'éléments vers les eaux ou l'atmosphère sont également susceptibles d'être observées après l'épandage de Mafor. Ces pertes seront de plus ou moins longue durée après l'apport en fonction des doses apportées, mais ces durées sont toujours relativement courtes au regard d'un cycle sylvicole (quelques mois ou années *versus* quelques décennies). Dans le cas des cendres, ces fuites sont liées directement à des éléments contenus dans la Mafor (comme K ou Ca), ou sont des fuites d'azote résultant d'une minéralisation de la MO du sol accrue par les propriétés d'amendement basique de la Mafor. Toutefois, les pertes causées par l'épandage de cendres sont généralement faibles étant donnée la très faible fréquence des apports, et les effets sur les eaux de surface difficilement détectables. Il peut aussi y avoir des fuites d'azote soluble dans les eaux ou des émissions gazeuses par dénitrification ou volatilisation de NH₃ qui ont lieu après l'épandage.

2.5. L'insertion des Mafor dans les systèmes de production des agriculteurs

• Les pratiques observées et les questions posées

Rares sont les données portant sur le recensement des pratiques culturales. La principale source est l'enquête quinquennale "Pratiques culturales", dont l'édition 2011 est exploitée dans l'étude "Bilan de la mise en œuvre de la directive nitrates 2008-2011" publiée par le MEDDE en 2012.

Cette enquête montre d'abord une forte disparité régionale en ce qui concerne l'épandage des Mafor sur les grandes cultures et sur les prairies (voir Chapitre 1), liée à la disponibilité locale plus ou moins forte de Mafor issues d'élevage (plus de la moitié des surfaces en grandes cultures et en prairies reçoivent des Mafor en Bretagne, moins de 15% des grandes cultures en région Centre, par exemple).

Au niveau national (Tableau 2-3), si certaines cultures comme le blé ne reçoivent, pour plus de 80% des surfaces, aucun apport de Mafor, d'autres comme la betterave, la pomme de terre ou le colza peuvent en recevoir aux côtés de fertilisation chimique classique (respectivement 55%, 34% et 32% des surfaces) ; le maïs ensilage est quant à lui fertilisé en mixte pour 70% de ses surfaces, et pour 12% uniquement par des Mafor. Ceci est bien sûr en relation avec les systèmes de production dans lesquels s'insèrent ces cultures (maïs ensilage et élevage), mais aussi avec les places des cultures dans les successions (apport de vinasses devant betterave ; apport avant colza, tête d'assolement devant blé).

Tableau 2-3. Part des surfaces recevant des apports d'azote minéral et/ou organique

	Surfaces ne recevant que des apports N minéraux	Surfaces recevant à la fois des apports N organiques et minéraux	Surfaces ne recevant que des apports N organiques	Surfaces sans apport
Blé tendre	87%	10%	2%	1%
Blé dur	92%	4%	NS	4%
Orge d'hiver	86%	13%	0,5%	1%
Orge de printemps	85%	12%	1%	2%
Maïs grain	62%	29%	7%	2%
Maïs ensilage	15%	70%	12%	3%
Colza	67%	32%	1%	0%
Toumesol	69%	7%	10%	14%
Pomme de terre	65%	34%	1%	0%
Betterave	45%	55%	NS	0%
Prairie temporaire	35%	23%	15%	27%
Prairie permanente intensive	28%	11%	14%	47%

Source : données Agreste - enquête "Pratiques culturales" 2011

Sur quelques cultures (Tableau 2-4), l'enquête montre qu'en moyenne, au niveau national, les cultures recevant des Mafor reçoivent moins d'unités d'azote minéral que celles qui n'ont pas d'apport de Mafor (par exemple en 2011, pour le blé, 161 kg N/ha sans Mafor, contre 128 kg N minéral avec apport de Mafor), mais que l'apport total de N (minéral + organique) excède l'apport réalisé sur les cultures ne recevant que du N minéral. La comparaison 2006-2011 montre que l'écart de fertilisation N totale persiste. Ce constat rejoint le diagnostic de sur-fertilisation porté par les GREN (Groupes Régionaux d'Expertise Nitrates) dans plusieurs régions, donc d'un décalage entre les pratiques réelles d'utilisation des Mafor et d'ajustement de la fertilisation minérale en cas d'apport de Mafor, et les prescriptions de la réglementation.

Tableau 2-4. Dose moyenne d'azote minéral (suivant l'apport ou non d'azote organique) et d'azote total, en 2006 et 2011

Dose moyenne de N (kg/ha)	2006			2011		
	Parcelles sans apport organique N minéral	Parcelles avec apport organique*		Parcelles sans apport organique N minéral	Parcelles avec apport organique*	
		N minéral	N total		N minéral	N total
Blé tendre	165	125	171	161	128	166
Orge d'hiver	137	98	146	138	110	147
Maïs grain	177	104	206	168	116	186
Maïs ensilage	97	74	228	93	69	190
Colza	165	165	178	169	154	186

Source : données Agreste - enquête "Pratiques culturales" 2011

* Précautions à adopter vis-à-vis des données sur l'azote organique compte tenu de la difficulté à estimer les quantités apportées par les effluents d'élevage notamment

Au-delà des données brutes, il s'agit donc de comprendre comment se fait, ou non l'insertion des Mafor (effluents d'élevage ou autres) dans les systèmes de production, et quels sont les principaux obstacles recensés. En termes d'analyse des règles de décision des agriculteurs concernant les Mafor et/ou d'analyse des contraintes, la littérature scientifique est globalement pauvre, mais on peut cependant tirer quelques éléments majeurs.

• Les déterminants de l'insertion des Mafor dans les systèmes de production agricole

Les quelques études disponibles permettent de mettre en évidence cinq facteurs majeurs déterminant les décisions d'utilisation de Mafor par les agriculteurs. Ce sont :

- **La surface épandable dans l'exploitation**, qui dépend d'abord de critères réglementaires : plan d'épandage obligatoire pour les Mafor "déchets", respect des plafonds d'apports (170 kgN/ha/an) et des restrictions sur les caractéristiques du terrain (pente, proximité de cours d'eau...) pour déterminer si des parcelles de l'exploitation sont éligibles. Mais au-delà du réglementaire, les agriculteurs ont aussi leurs propres critères d'éligibilité des parcelles ; distance à l'exploitation ou au lieu de stockage de la Mafor, accessibilité pour les épandages, présence dans la succession pratiquée d'une culture considérée comme particulièrement apte à valoriser cette Mafor. Pour les boues de STEU en particulier, la surface épandable est généralement réduite lorsque le système de production inclut des productions valorisées sous signe de qualité (AOC, chartes...) qui excluent l'épandage de boues (explicitement ou plus tacitement).

- **Les modalités d'attribution des Mafor aux cultures** : les Mafor sont de fait attribuées aux successions de cultures, et en leur sein, à certaines cultures (têtes d'assolement). Ces modalités d'attribution comportent d'abord des règles d'exclusion, réglementaires (pas de boues sur maraîchage) ou propres à l'agriculteur (productions valorisées). Pour les cultures non exclues, les règles d'attribution diffèrent selon que la Mafor est surtout amendante ou fertilisante. Pour les Mafor fertilisantes, les cultures retenues sont fonction du risque que l'agriculteur accepte de prendre, compte tenu qu'il ne connaît pas bien la dynamique de minéralisation des Mafor : le faible épandage sur blé est en partie lié au fait que cette production représente souvent, dans les exploitations de grande culture, une forte part du revenu, et que son rendement et la teneur en protéines des grains sont très sensibles aux carences azotées. Pour les Mafor amendantes, ce sont surtout les têtes d'assolement qui sont ciblées (colza, maïs, betterave).

- **Les périodes d'épandage de Mafor**, qui sont contraintes d'abord par la réglementation "Nitrates", puis par le calendrier cultural associé aux successions de cultures pratiquées (présence de plages de temps sans culture permettant d'épandre la Mafor), et par les objectifs de production. Au sein des périodes autorisées et agronomiquement possibles, les dates réelles d'apport sont déterminées par la météorologie, mais aussi par les modalités d'apport : le recours à des matériels spéciaux (pendillards ou enfouisseurs pour le lisier), la possession ou non du matériel, la réalisation du travail par des tiers... ont des effets importants sur les plages de jours disponibles pour les épandages. Ces questions des équipements disponibles, des niveaux d'investissement et de l'utilisation des matériels visant à limiter les effets environnementaux (volatilisation, lixiviation) sont très peu traités dans la littérature, alors qu'elles ont dans la pratique un rôle déterminant pour la capacité à utiliser des Mafor sous une forme et en temps voulus.

- **Les doses d'apport**, qui peuvent être plafonnées par la réglementation, mais font aussi l'objet de recommandations voire de prescriptions - davantage d'ailleurs dans les outils techniques à disposition des agriculteurs (cf. section 2.6) que dans la littérature scientifique. Diverses études ont constaté des sur-fertilisations azotées fréquentes chez les agriculteurs utilisant des Mafor (cf ci-dessus). Trois grandes raisons expliquent cette situation. En premier lieu, la méconnaissance des éléments réellement apportés par les Mafor (teneurs et disponibilité pour les plantes) conduit les agriculteurs à une sur-complémentation en engrais minéraux - même si des conseils de doses existent, on constate que les agriculteurs ont rarement confiance en ces conseils et apportent des doses chimiques plus fortes. Ensuite, la variabilité interannuelle, voire intra-annuelle, des compositions chimiques de certaines Mafor rend leur inclusion difficile dans un calcul de doses. Enfin, comme les Mafor contiennent plusieurs éléments minéraux, dont N et P, en quantités souvent très déséquilibrées, il est fréquent que les décisions de doses fondées sur un élément entraînent un fort déséquilibre sur l'autre (une dose d'effluents d'élevage raisonnée sur N a ainsi toute chance d'apporter du P en excès, et inversement un apport raisonné sur P risque d'être limitant en N). L'ensemble de ces raisons conduit de fait à des décisions de doses par les agriculteurs qui sont loin d'être calculées uniquement sur des critères "agronomiques" optimisant la fertilisation.

Enfin, **les capacités de stockage sur la ferme** apparaissent déterminantes pour les Mafor de type liquide, puisqu'elles conditionnent la durée possible de stockage des Mafor produites par l'exploitation (et/ou d'origine exogène) et donc le délai avant leur utilisation. A ce dimensionnement du stockage pour limiter les risques de débordements ou d'épandages en dehors des périodes optimales, s'ajoute la couverture des lieux de stockage pour éviter les dilutions par les eaux de pluie ainsi que les fuites gazeuses. L'augmentation des capacités de stockage à la ferme est l'une des solutions qui a été beaucoup mise en œuvre en Bretagne ces dernières années. L'autre option, plus émergente, est de limiter les volumes à stocker par le traitement des effluents (compostage, méthanisation), qui permet aussi d'étendre les périodes d'épandage autorisé ; on connaît bien les réductions de volume permises par ces traitements des Mafor, mais encore mal leurs conséquences sur les modes de gestion des effluents dans les exploitations.

Les décisions concernant l'introduction des Mafor dans les systèmes de production et les modes de raisonnement des agriculteurs sont ainsi difficiles et fortement conditionnées par des facteurs propres au fonctionnement interne des exploitations, qui reste peu étudié.

2.6. Spécificités et difficultés du raisonnement de la fertilisation avec des Mafor

• Les spécificités

Une spécificité de la majorité des Mafor est de contenir les 3 éléments fertilisants principaux à la fois, ainsi que de la MO. Les proportions en N, P, K et C et les équilibres entre éléments (traduits par le rapport C/N, C/P, N/P...) ne sont que peu maîtrisables par le biais de traitements, ce qui constitue une contrainte majeure dans la gestion de la fertilisation avec les Mafor. Ceci conduit à des déséquilibres dans la fertilisation, et donc à des risques d'accumulation des autres éléments dans le sol et à un transfert dans les eaux.

Dans le cadre de stratégies de fertilisation intégrant des Mafor, il semble donc nécessaire : i) de déterminer les doses d'apport en calculant *a priori* les besoins en N, P et K à l'échelle d'une succession de cultures, puis en visant à satisfaire les besoins les plus faibles parmi ces 3 éléments par l'apport de Mafor (toujours à l'échelle de la succession culturale pour P et K, ou de la culture pour N) ; ii) de compléter ensuite la fertilisation pour les deux autres éléments avec des engrais minéraux.

De plus, la présence de formes plus ou moins facilement disponibles (N minéral immédiatement disponible et organique plus ou moins rapidement minéralisable et donc disponible à plus ou moins court terme, P minéral sous des formes plus ou moins solubles ou P organique plus ou moins rapidement minéralisable) a deux conséquences. Les formes moins disponibles présentent l'avantage d'être moins susceptibles d'être transférées rapidement dans d'autres compartiments de l'environnement (notamment les eaux) en cas d'apport supérieur aux besoins des cultures. En revanche, les effets attendus de l'épandage, c'est-à-dire l'apport d'éléments fertilisants aux cultures pour garantir un optimum de production, sont plus difficiles à prévoir et à maîtriser car ils ne sont pas aussi immédiats que ceux des engrais de synthèse (notamment pour le N), et le raisonnement de la fertilisation nécessite de prendre en compte la dynamique de minéralisation du N et éventuellement du P des Mafor, souvent mal connue.

Le potentiel de substitution des engrais minéraux par les Mafor dépend de l'optimisation de la valorisation des éléments fertilisants biodisponibles des Mafor par les cultures. Concernant le N, toutes les cultures ne se prêtent pas à une fertilisation basée sur l'emploi de Mafor de type "fertilisant". La substitution peut être complète sur des cultures de printemps (maïs par exemple), surtout si l'usage additionnel de Mafor amendante s'accompagne d'une augmentation des stocks de MO dans le sol et donc de la fourniture en N par la MO du sol. En revanche, la substitution des engrais restera partielle pour les cultures d'hiver (blé d'hiver) dont la période de présence dans une parcelle (novembre à août) ne permet de valoriser que partiellement la saison de minéralisation du N organique des Mafor (mars à octobre). En effet, la dynamique de minéralisation de la fraction organique des Mafor, tout comme celle de la MO du sol, dépend des conditions pédoclimatiques, or les basses températures diminuent l'activité microbienne entraînant une faible disponibilité de l'azote des Mafor en sortie d'hiver. Pour le P, ce sont plutôt les conditions de pH du sol qui vont moduler la disponibilité du P des Mafor pour les cultures.

La méconnaissance des teneurs précises en NPK de certaines Mafor comme les effluents d'élevage, mais surtout de la dynamique de disponibilité des éléments nutritifs après épandage au champ - et non seulement en conditions de laboratoire -, constitue une contrainte technique à l'usage de Mafor dans les itinéraires de fertilisation des agriculteurs. Celle-ci est due à la difficulté de prédire la dynamique de minéralisation des éléments fertilisants en conditions réelles, et au décalage temporel entre la date de réalisation des analyses chimiques des Mafor (pour les besoins du plan d'épandage par exemple) et celle de l'épandage lui-même. De fait on comprend pourquoi les agriculteurs manifestent une confiance limitée dans les données de minéralisation, et cette méconnaissance des dynamiques réelles au champ contribue aux surfertilisations azotées des parcelles recevant des Mafor fréquemment constatées (cf. section 2.5).

• Les outils

Différents outils sont disponibles pour aider à la gestion de la fertilisation par les agriculteurs, et notamment à l'insertion des Mafor dans les systèmes de culture :

- Critères et outils réglementaires en lien avec la directive Nitrates, basés sur la dose maximale épandable de N, le C/N des Mafor qui détermine les périodes d'apport et les pratiques culturales associées (installation de CIPAN par exemple). Les instances mises en place au niveau régional (GREN) fixent les termes de la méthode du bilan prévisionnel (calcul de la fertilisation azotée basé sur l'équilibre du bilan d'azote dans le sol) pour calculer les doses d'engrais azoté et de Mafor qu'il est possible d'apporter pour chaque type de sol, en fonction des potentiels de rendement des cultures. Des tables de références de teneurs en N et de coefficients "équivalent engrais azoté" (Keq) sont disponibles pour un nombre assez important de Mafor de diverses origines.

- Grilles de références et typologies régionales disponibles pour les agriculteurs. Il s'agit de grilles détaillées de rejets de N, P et K en fonction des différents modes d'élevage, qui fournissent donc des estimations des éléments utilisables sans recours aux analyses. Si elles sont très détaillées, ces références ne concernent que la qualification des Mafor et ne proposent pas d'équivalences engrais en fonction des modes d'usage.
- Outils d'aide à la décision (OAD) pour gérer la fertilisation azotée des cultures avec des Mafor. Certains OAD comme AZOFERT prennent en compte la dynamique de minéralisation du N après apport en fonction des dates d'apport, des autres pratiques culturales et des conditions pédoclimatiques. D'autres OAD, proposés par différentes instances agricoles ("Mes parcelles", "Farmstar"...), reposent sur un bilan statique de l'azote dans le sol : seul un coefficient équivalent azote est renseigné pour évaluer la disponibilité du N des Mafor. Dans tous les cas, les arrières-effets et effets à long terme sont considérés très globalement, avec peu ou pas de diversité par type de Mafor.
- Certains OAD ont pour vocation d'évaluer les impacts globaux des éléments fertilisants apportés par les Mafor, incluant les risques de lixiviation de nitrate ou d'émissions gazeuses ammoniacales. C'est le cas de SYST'N, qui calcule les grands flux du N à l'échelle d'une succession de cultures et en fonction de l'ensemble des pratiques. D'autres, comme MANNER au Royaume-Uni, calculent les quantités d'éléments fertilisants N, P et K potentiellement disponibles avec un apport de Mafor en prenant en compte les pertes pouvant diminuer les proportions d'éléments disponibles *via* la volatilisation d'ammoniac.

La plupart de ces outils ne traitent que de l'azote, le phosphore et la potasse étant considérés comme aussi disponibles dans les Mafor que dans des engrais minéraux. Ces outils nécessitent d'être améliorés pour mieux appréhender la diversité des Mafor et de leurs caractéristiques, prédire la dynamique temporelle de mise à disposition des éléments fertilisants, prendre en compte les effets à long terme. On insistera sur la nécessité de mettre en place des référentiels basés sur des typologies des Mafor qui classent les Mafor par rapport à un intérêt donné (par exemple, la valeur fertilisante azotée à court-terme, ou la valeur amendante). Des clés d'attributions des Mafor à ces classes doivent ensuite être élaborées, basées sur des déterminants analytiques simples ou sur des descripteurs de leur origine et des modes de traitement. Ainsi, l'objectif est aujourd'hui de pouvoir évaluer le potentiel fertilisant azote d'un fumier de bovins ou d'un lisier de porc à partir des éléments descriptifs de la conduite de l'élevage. Des travaux portent également sur le lien entre l'alimentation du bétail et la composition des effluents. Tous ces travaux d'élaboration de typologie permettent d'évaluer un potentiel de valeur fertilisante ou amendante d'une Mafor. L'expression de ces valeurs potentielles sera ensuite tributaire des conditions pédoclimatiques de l'épandage (type de sol et caractéristiques physico-chimiques, climat après l'épandage) qui conditionneront la dynamique d'évolution des Mafor et donc de libération des éléments nutritifs, en particulier pour le N dont la disponibilité pour les plantes dépend de l'activité biologique dans le sol et du bilan hydrique, la forme d'azote utilisée par les plantes, le nitrate, n'étant pas retenue par le complexe adsorbant du sol et donc étant susceptible d'être lixiviée avec les excès d'eau dans le sol.

Un élément qui semble majeur est, que, malgré la profusion des outils d'aide à la décision (OAD) pour la gestion de la fertilisation (notamment azotée) destinés aux agriculteurs, ces outils ne semblent pas suffire à soutenir aujourd'hui le raisonnement des Mafor dans les pratiques de fertilisation dans la pratique agricole. Le RMT "Fertilisation et environnement" constate en effet une faible utilisation réelle par les agriculteurs de ces OAD (au contraire des conseillers agricoles), qu'il attribue notamment à deux faits. Le premier est que ces outils s'appliquent généralement à l'échelle de la parcelle, voire infra-parcellaire, alors que les agriculteurs gèrent le plus souvent la fertilisation à une échelle supra-parcellaire. Le second tient au peu de confiance que les agriculteurs accordent à ces outils qui, pour la dynamique de minéralisation des Mafor qui constitue leur préoccupation première vis-à-vis de Mafor "fertilisantes", font largement appel à des résultats de laboratoire et non à des expérimentations en plein champ.

2.7. Conclusions sur les valeurs agronomiques des Mafor et les impacts environnementaux associés

Le retour au sol des Mafor ne peut se justifier que si cette pratique présente un intérêt agronomique. L'efficacité agronomique des Mafor dépend de leurs propriétés, et leur classement varie en fonction des propriétés visées.

• Une typologie des Mafor

En résumé, on peut distinguer **5 types principaux de Mafor** :

- **1. Les Mafor organiques liquides dont la MO est rapidement biodégradable (lisiers, effluents d'IAA, digestats liquides...).** Ces Mafor évoluent rapidement dans le sol ; elles présentent un risque de dégradation des propriétés physiques et d'acidification des sols en cas d'apports massifs en grandes cultures, en raison de leur richesse en sel et en ammonium qui en se nitrifiant peut induire un risque d'acidification. En fonction de leur teneur en éléments nutritifs (N, P et K), ces Mafor présentent une valeur fertilisante intéressante. En revanche, leur valeur amendante organique est nulle. Les risques de volatilisation d'ammoniac sont importants.

- **2. Les Mafor organiques solides ou pâteuses dont la MO est rapidement biodégradable (boues de STEU urbaines non compostées, autres boues de STEU...).** En fonction de leur teneur en éléments fertilisants et de leur C/N, ces Mafor ont une valeur fertilisante intéressante en N, P et/ou K. Quand le C/N est supérieur au seuil de 8-15, une phase de réorganisation du P mais surtout du N est observée, d'autant plus intense que le C/N est élevé (boue de papeterie par exemple) et le carbone organique facilement biodégradable. Mais cette phase d'organisation est suivie à court/moyen terme d'une phase de relibération des éléments fertilisants qui sont biodisponibles pour les plantes. Cette phase d'organisation du N peut contribuer à réduire les risques de lixiviation de nitrate en période de drainage. Quand le C/N est inférieur au seuil de 8-10, le N organique est rapidement minéralisé et les Mafor présentent une valeur fertilisante azotée intéressante. Leur valeur amendante organique est faible. Ces Mafor génèrent une stimulation intense et fugace de l'activité biologique. Elles peuvent aussi induire des améliorations de certaines propriétés physiques comme la stabilité de la structure.
- **3. Les Mafor organiques dont la MO est stabilisée** ou moins biodégradable (composts quelles que soient les matières premières initiales, biochars, digestats solides après séparation de phase). Ces Mafor ont des valeurs amendantes organiques élevées et un fort potentiel d'entretien des stocks de MO dans les sols. Leur valeur fertilisante à court terme est faible. Après des apports répétés qui accroissent les stocks de MO, elles contribuent à l'augmentation de la fourniture d'azote par le sol à long terme, et à l'amélioration des propriétés physiques et de l'activité biologique du sol. Ces Mafor sont les plus intéressantes pour l'augmentation de résistance à des pathogènes telluriques. Les **fumiers** constituent des Mafor intermédiaires entre les groupes 2 et 3 : ils sont souvent assez biodégradables (en lien avec la présence de paille ou autre litière) mais ont toujours un potentiel humique intéressant. Ils ont souvent un C/N assez élevé qui peut provoquer des phases d'organisation du N transitoires.
- **4. Les Mafor minérales (cendres, écumes de sucrerie),** caractérisées par une valeur fertilisante K et P et/ou une valeur amendante basique pour augmenter le pH des sols acides.
- **5. Mafor organiques ayant une valeur d'amendement basique telles que les boues chaulées.** Ces Mafor ont à la fois des propriétés fertilisantes et de correction de pH.

Le cas des digestats est intéressant puisqu'ils apportent à la fois des éléments fertilisants comme l'ammonium formé lors de la digestion anaérobie et de la matière organique stabilisée lors de la digestion. Les digestats bruts liquides ou issus de procédés par voie sèche ont à la fois une valeur fertilisante azotée et une valeur amendante organique intéressantes.

Cette typologie prend en compte et regroupe à la fois des types de Mafor (fumier, boue, cendres) et des modes de traitement qui modifient les natures et caractéristiques physico-chimiques des Mafor (compostage, digestion anaérobie, séchage).

Les types 1 et 2 ont surtout des effets à court terme dès le premier apport (valeur fertilisante azotée intéressante après un apport). Ces effets pourront être fugaces dans le temps avec peu d'arrière-effets. Le type 3 est constitué de Mafor de type amendements organiques qui ont des effets à court terme très faibles après un apport ; leurs effets s'observeront après des apports réguliers et répétés qui augmentent progressivement les stocks de MO.

• Les conditions de la valorisation des Mafor

Les contraintes majeures à l'optimisation de l'insertion des Mafor dans les systèmes de culture permettant de valoriser leurs intérêts agronomiques en minimisant les impacts environnementaux associés à cette valeur fertilisante sont :

- La présence simultanée de l'ensemble des éléments fertilisants et de la MO dans la plupart des Mafor, qui rend difficile la gestion de la fertilisation sans générer des excès d'éléments fertilisants. L'objectif recherché, qui constitue la base du raisonnement de la fertilisation, reste actuellement la dose de N à apporter aux cultures ou l'augmentation du stock de C dans les sols. Or la plupart des Mafor apportent à la fois de la matière organique et des éléments fertilisants, dont les teneurs exactes et la dynamique de disponibilité pour les végétaux sont le plus souvent mal connues par les agriculteurs. Cette manière de raisonner les apports et les incertitudes associées conduisent souvent à des compléments d'engrais minéraux excessifs par rapport aux besoins des cultures, aboutissant à une surfertilisation azotée, à des surplus de P et de K dans les sols, et à la contamination des eaux par le N et le P. De ce fait, la meilleure maîtrise de l'utilisation des Mafor semble nécessaire pour envisager l'optimisation de leur insertion dans les systèmes de culture en substitution partielle aux engrais minéraux, et l'augmentation de la part de NPK d'origine résiduaire dans la fertilisation à l'échelle nationale. Sur le plan des intérêts agronomiques, la réglementation actuelle n'est d'ailleurs basée que sur les flux de N apportés, et n'intègre pas de critères sur les flux de P apportés via les épandages de Mafor, hormis dans les zones soumises à contrainte environnementale ou dans les bassins versants à risques d'eutrophisation (zones 3B1 représentant en Bretagne 12% de la SAU).
- Leur distribution hétérogène sur le territoire, qui conduit à des régions excédentaires où l'on cherche à éliminer les éléments fertilisants des Mafor (cas du traitement des lisiers en Bretagne pour éliminer le N) et à des régions déficitaires

en ressources Mafor. La redistribution partielle des types d'agriculture ou le développement de modes de traitement permettant le transport des Mafor à moindre coût (après séchage par exemple) pourraient permettre une redistribution de la ressource en Mafor.

- Le paramétrage insuffisamment précis et documenté des outils de modélisation du devenir des Mafor après apport au sol, en particulier pour les dynamiques des éléments C, N et P.
- Les typologies et la connaissance encore imparfaites des Mafor, qui font que la ressource reste insuffisamment connue en terme de stocks et de caractérisation de la valeur agronomique des Mafor.

Le Tableau 2-5 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.

Certains effets environnementaux associés peuvent être maîtrisés *via* les pratiques et les techniques d'épandage :

- La lixiviation du nitrate et du P peut être maîtrisée, quelle que soit la Mafor épandue, en adaptant les pratiques d'apports en fonction du contexte de l'épandage (période, parcelle en pente à proximité des cours d'eau...) et en adaptant les doses aux besoins des cultures.
- La volatilisation de l'ammoniac peut être facilement maîtrisée pour les lisiers et les digestats liquides, en pratiquant leur injection dans le sol quand cela est possible. Pour les autres Mafor, qui ne peuvent être injectées du fait de leur consistance moins liquide, les risques de volatilisation peuvent être en partie maîtrisés en adaptant les périodes d'apport aux conditions météorologiques. La genèse de MOD ne peut en revanche pas être évitée.

• Le rendement du recyclage

Si l'ESCo avait pour objectif principal de traiter de l'apport de Mafor sur des cultures, des prairies ou en forêt pour valoriser entre autres les éléments fertilisants que contiennent les Mafor et évaluer les impacts environnementaux potentiellement associés à la pratique d'épandage, on ne peut toutefois pas dissocier la valorisation au champ de ce qui se passe en amont pour la production ou la gestion de la Mafor avant l'épandage. Le bilan environnemental de l'utilisation des Mafor doit prendre en compte ces parties amont. En particulier pour maximiser la valeur agronomique des Mafor et le rendement du recyclage, il faut limiter les pertes après épandage au champ mais également en amont. Différentes actions contribuent à l'augmentation du rendement du recyclage, dont des exemples sont présentés dans les paragraphes suivants.

Pour l'azote

Des pertes de l'azote minéral, déjà présent dans les matières résiduelles initiales (très majoritairement sous forme ammoniacale, N-NH_4^+) ou issu de la minéralisation de la fraction très biodégradable de la MO, se produisent par :

- volatilisation de NH_3 (au cours du stockage, de l'épandage et pendant les heures après l'épandage), qui peut aboutir à des pertes très importantes, pouvant représenter jusqu'à 100% du N-NH_4^+ présent. Pour les déjections de volailles, les pertes par volatilisation en bâtiment, au cours du stockage extérieur et lors de l'épandage diffèrent un peu selon le mode de gestion des déjections, mais les pertes cumulées sont estimées à 50% du N total en moyenne.
- lixiviation de NO_3 (principalement après l'épandage, mais déjà sous les tas de Mafor). La maîtrise des doses épandues, les périodes d'épandage, l'implantation de CIPAN permettent de limiter les pertes.

Toutes les Mafor "fertilisantes" sont concernées, mais plus particulièrement, les plus riches en N ammoniacal : fientes et lisiers pour les effluents d'élevage, digestats liquides et boues liquides et pâteuses pour les effluents d'origine urbaine ou industrielle.

On a vu précédemment que les pertes par volatilisation de NH_3 peuvent être réduites fortement par l'injection dans le sol de la Mafor ou son enfouissement rapide après un épandage en surface, actions rendues obligatoires par la réglementation.

Rappelons aussi que certains modes de traitement ont pour objectif **l'élimination volontaire** de la ressource en azote dans les zones excédentaires : en Bretagne, le traitement biologique par nitrification-dénitrification de 24% des lisiers aboutit à la perte de 10% du N total à l'échelle de la Bretagne

Pour le phosphore

Les risques de lessivage et de pertes de P sont surtout associés à des phénomènes d'érosion et d'entraînements de particules de sol vers les eaux superficielles. La réglementation interdisant les épandages sur sols en pente ou à proximité des cours d'eau permet de limiter ce risque.

La récupération du P (struvites) est un procédé prometteur pour récupérer le P d'effluents liquides tels que les digestats liquides, et qui pourrait permettre de séparer la ressource en P pour pouvoir la valoriser sans contrainte de gestion d'éléments associés tels que le N. Mais l'intérêt de ces méthodes devra être validé par l'analyse du bilan environnemental de l'extraction par rapport à une utilisation de la Mafor directe sans traitement.

Pour les matières organiques

La séparation des phases (solide/liquide) sépare deux matrices dont les caractéristiques divergent, avec une phase plus riche en éléments solubles, en particulier le N minéral, et une phase solide contenant la majeure partie de la MO particulaire et les formes insolubles de P. Cette séparation permet une gestion différenciée des deux phases ; elle facilite en particulier le transport de la phase solide et permet sa valorisation sur de plus grande distance, ce qui à terme augmente l'efficacité du recyclage.

La composition des matières résiduelles initiales

Dans les effluents d'élevage, l'azote sous forme ammoniacale provient majoritairement de l'urée, forme d'élimination de l'azote ingéré qui n'a pas été fixé par l'animal ; sa teneur peut donc être réduite par un meilleur ajustement des apports alimentaires aux besoins des animaux. La généralisation de l'alimentation biphasée¹⁰ des porcs en Bretagne a ainsi permis d'abaisser de 9% les rejets de N et de P en moyenne dans les lisiers entre 2001 et 2008. Cette moindre concentration en N améliore également les conditions du recyclage.

Le stockage des matières résiduelles initiales

Pour les effluents d'élevage par exemple, le stockage en bâtiments puis à l'extérieur (fosse à lisier...) s'accompagne de fortes émissions de NH₃, qui peuvent être limitées par la couverture des fosses de stockage. Dans tous les cas, le cadre réglementaire demande des capacités de stockage suffisantes pour pouvoir épandre dans les meilleures conditions possibles.

Les effets des traitements des Mafor

On observe fréquemment des pertes en éléments, en particulier N et P, lors du traitement des Mafor avant épandage qui tend alors à diminuer la valeur fertilisante. Il peut également y avoir séparation de phase au cours du traitement qui s'accompagne de la séparation des éléments ou de formes d'éléments nutritifs. Ce traitement peut avoir pour objectif d'éliminer les éléments nutritifs des effluents dans les zones d'excédent structurel.

- Le séchage ou la déshydratation par pressage, centrifugation, filtration... diminuent la valeur fertilisante azotée, en particulier en raison de la volatilisation de l'azote ammoniacal ou perte de l'ammonium dans la phase liquide ; la perte de valeur fertilisante dépendra de la proportion de N ammoniacal dans la Mafor initiale.
- Le compostage diminue la valeur fertilisante à court terme en raison de la perte par volatilisation de l'ammonium au cours du compostage, et de la stabilisation des formes organiques du N dans la MO. On citera en exemple que la perte par volatilisation de NH₃ au cours du compostage peut être limitée partiellement par la maîtrise du mélange mis en compostage favorisant l'organisation du N (mélange à C/N initial autour de 20-30). Ce N organisé lors du traitement sera ensuite minéralisé et disponible pour les cultures. La valeur fertilisante azotée des effluents d'élevage compostés ou des boues compostées diminue de 50 à 70%.
- La digestion anaérobie, par la minéralisation des formes organiques de N qu'elle induit, augmente la biodisponibilité potentielle du N dans les digestats bruts. Les post-traitements des digestats peuvent diminuer fortement cette valeur fertilisante azotée (séparation de phase qui concentre dans la phase liquide l'ammonium, volatilisation de cet azote ammoniacal au cours du compostage, du séchage).
- Le traitement biologique, qui concerne plus de 80% des lisiers en Bretagne, permet d'éliminer sous forme gazeuse 60 à 70% du N. La séparation de phase des boues de traitement biologique de lisiers après traitement extrait 85 à 100% du P des lisiers dans la phase solide avec les boues. Cette phase solide peut ensuite être exportée pour valorisation.

¹⁰ différenciant deux stades dans le développement des animaux

Tableau 2-5. Bilan des intérêts agronomiques de l'épandage de Mafor en agriculture et sylviculture, et effets environnementaux directement associés

Mafor	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

Les conditions d'épandage

Ces conditions favorisent plus ou moins la volatilisation de NH_3 , qui est réduite par l'injection de la Mafor dans le sol ou, dans une moindre mesure, par un enfouissement rapide après un épandage en surface, et par des conditions météorologiques fraîches et sans vent. L'injection des lisiers permet ainsi de diminuer la volatilisation de NH_3 de 30 à 90%.

• La substitution des Mafor aux engrais minéraux

La littérature ne permet pas d'évaluer le potentiel de substitution par rapport à un optimum économique. Or le choix de certains fertilisants ou Mafor plutôt que d'autres peut entraîner la diminution du rendement, mais s'accompagner de la diminution des charges de production et présenter un bilan économique positif.

Phosphore

Sauf dans quelques cas particuliers, la disponibilité élevée pour les plantes du P des Mafor fait que ces produits sont substituables aux engrais minéraux les plus efficaces.

A l'échelle de la France, les quantités de P présentes dans les Mafor sont équivalentes à la quasi-totalité des exportations de P par la production agricole. Le recyclage de la totalité du P des Mafor pourrait donc permettre de s'affranchir totalement du recours aux engrais minéraux, qui sont une ressource naturelle non renouvelable.

Azote

Le potentiel de substitution des engrais azotés par des Mafor varie d'abord avec le type de Mafor. Ce potentiel est plus important pour les Mafor fertilisantes que pour des Mafor amendantes. L'expression de ce potentiel fertilisant dépend ensuite du type de culture et de la dynamique de libération des formes minérales de N par rapport aux besoins de la culture. Il faut que cette dynamique de disponibilité coïncide avec les besoins des cultures. Ainsi la valorisation du N minéralisé d'une Mafor sera plus importante pour un maïs présent sur toute la période de minéralisation (avril à octobre) que pour un blé récolté en été. Ainsi, une même Mafor aura un potentiel de substitution des engrais azotés supérieur pour une culture de printemps de type maïs que pour une culture de type blé. Cette substitution potentielle est évaluée par le coefficient équivalent-engrais qui estime l'efficacité du N des Mafor par rapport au N d'un engrais minéral. Ces coefficients équivalent-engrais vont de 10 à 90%. En fonction des caractéristiques physico-chimiques des Mafor, leurs teneurs en N permettront de calculer les doses à épandre pour arriver aux besoins calculés de la culture. Après calcul, il faut tester la possibilité d'épandre la dose calculée (disponibilité de l'épandeur, adéquation de la dose par rapport à d'autres critères...). Cette substitution peut être totale pour un maïs par exemple, elle reste partielle pour la plupart des cultures, nécessitant l'apport de complément minéral azoté.

3. Les apports de contaminants *via* les Mafor

Sont considérés comme "contaminants" les substances chimiques et agents biologiques apportés par les Mafor, dont l'augmentation de la concentration dans le milieu récepteur pourrait avoir pour conséquence une perturbation du milieu ou de l'usage qui en est fait. On parlera de pollution lorsque l'effet sur le milieu est avéré et quantifiable. Les risques peuvent concerner :

- l'environnement : contamination des sols, des eaux, perturbation négative de la (micro-méso)-faune et de la microflore du sol, ou de la macro-faune et de la flore sauvages ;
- les animaux d'élevage et les cultures produits sur les parcelles ayant reçu des Mafor : contamination et possibles effets sur leur santé ou leur productivité ;
- à terme la santé humaine, par la consommation des produits végétaux ou animaux, ou d'eau eux-mêmes contaminés par des apports de Mafor.

Ces questions ne font pas l'objet, dans l'ESCo, d'une "évaluation de risque" au sens que revêt cette notion en toxicologie : le risque y est défini comme le produit d'un danger (dose produisant un effet délétère donné) et d'une exposition (dose reçue par les individus exposés). Son évaluation suppose donc une quantification à la fois du danger et de l'exposition. L'ESCo se limite à fournir des éléments qualitatifs principalement sur l'exposition : existence d'un transfert possible des contaminants apportés par les Mafor aux masses d'eau, aux plantes, aux animaux et aux produits végétaux ou animaux consommés par l'homme ; contribution relative des Mafor à ces contaminations, auxquelles bien d'autres sources peuvent participer. Rappelons que la question de l'évaluation des risques pour la santé humaine sera prise en charge dans une étude ultérieure portée par l'Anses.

Trois types de contaminants sont considérés :

- les agents biologiques (agents pathogènes, parasites...),
- les contaminants chimiques organiques (composés chimiques carbonés presque exclusivement d'origine anthropique dont la présence peut induire des effets biologiques néfastes),
- les contaminants chimiques inorganiques (minéraux, principalement des métaux).

La bibliographie disponible s'est révélée insuffisante pour traiter la question de la contamination par des radionucléides.

Pour chaque type de contaminants, sont examinés :

• Les concentrations observées dans les Mafor et donc les flux d'apports potentiels au sol *via* les Mafor

Les informations considérées sont :

- les teneurs totales en contaminants mesurées dans les Mafor. L'objectif étant de faire le point sur la situation actuelle en France, les concentrations observées dans les Mafor en France ont été distinguées de celles des autres pays lorsque les données étaient suffisamment nombreuses ;
- les formes chimiques sous lesquelles se trouvent les contaminants et leur localisation au sein de la Mafor, car ces paramètres influencent la disponibilité et/ou la mobilité des contaminants ;
- l'effet du traitement subi par la Mafor avant épandage sur la prévalence, les teneurs totales et la forme chimique sous laquelle se trouvent les contaminants. Les traitements peuvent en effet induire une dégradation de certains contaminants, mais aussi le développement d'interactions plus fortes avec la matrice qui diminueraient leur disponibilité.

Les flux de contaminants liés aux apports de Mafor sont comparés, lorsque des données sont disponibles, aux autres sources d'entrée ou de présence de ces contaminants dans les sols. En dehors de l'épandage de Mafor et des dépôts directs de déjections par les animaux sur les pâtures, il existe en effet d'autres sources de contaminants expliquant leur présence dans les sols agricoles et forestiers.

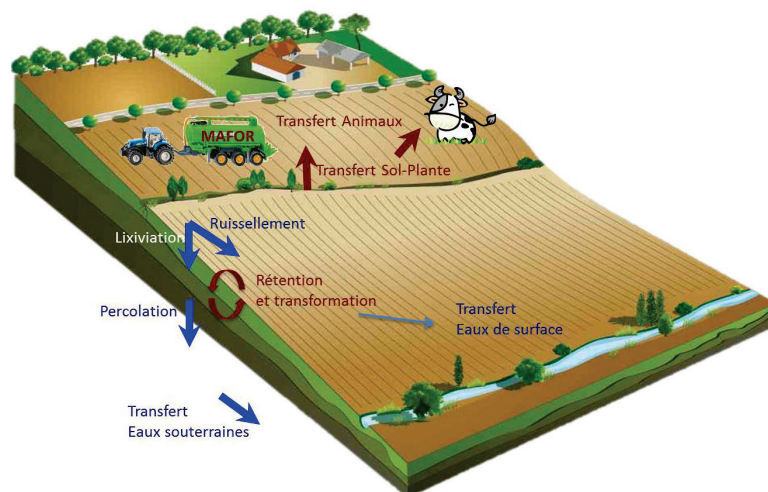
• Le devenir des contaminants dans le sol et leur transfert vers les masses d'eau

Le devenir d'un contaminant dépend de son comportement dans le sol (persistance ou dégradation ; mobilité), qui va déterminer son éventuelle accumulation dans le sol et les risques de transfert vers les masses d'eaux, superficielles ou souterraines. Ces différents processus sont représentés sur la Figure 3-1.

• Les transferts aux plantes et aux animaux, et leurs effets biologiques

Les contaminants sont ensuite susceptibles d'être transférés aux plantes et aux animaux, avec un risque d'accumulation potentielle dans les matières végétales et animales destinées à la consommation humaine, ou d'effets toxiques pouvant affecter la production végétale ou la santé et la productivité des animaux contaminés.

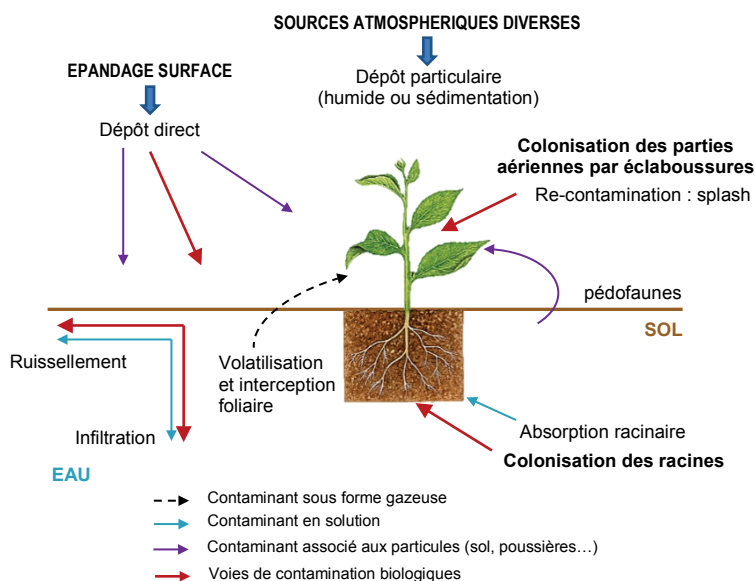
Figure 3-1. Les principaux processus intervenant dans le devenir des contaminants dans l'environnement



Les **plantes** peuvent être contaminées par un dépôt de Mafor sur les surfaces foliaires, directement lors d'un l'épandage réalisé en surface ou secondairement par des projections de particules de sol lors d'épisodes pluvieux ou à la récolte, ou encore par adsorption/absorption racinaire des contaminants. (Figure 3-2).

Les voies majeures d'exposition des **animaux** d'élevage (ou sauvages) aux contaminants (biologiques, organiques et minéraux) associés aux Mafor sont les ingestions de fourrages, de pédofaune et d'eau contaminés, mais aussi l'ingestion directe de sol contaminé (Encadré 3-1). L'inhalation et l'exposition dermique sont considérées comme des voies mineures d'exposition.

Figure 3-2. Les voies majeures d'exposition des animaux aux contaminants



Exposition des animaux *via* l'ingestion de :

- sol
- végétaux pâturés ou récoltés, souillés ou contaminés par absorption racinaire
- eau contaminée
- pédofaunes bioaccumulatrices contaminées

Exposition de l'Homme *via* l'ingestion de :

- eau contaminée
- végétaux contaminés
- coquillages contaminés

Une grande partie de la littérature sur le devenir des contaminants dans l'environnement et les transferts potentiels aux plantes et animaux correspond à des travaux de laboratoire pour lesquels la Mafor peut être enrichie en contaminant pour en étudier le devenir, ou le contaminant peut être apporté seul et non *via* une Mafor. Ces études ne sont pas alors exactement représentatives de la réalité du terrain. Par ailleurs, dans les rares travaux de mesures de terrain ou d'expérimentations en champ, le passé des sols étudiés (i.e. quantification des épandages reçus) n'est pas toujours connu, et les sols pris comme "témoins" ne sont peut-être pas indemnes d'épandages réalisés par le passé.

Encadré 3-1. Les voies d'exposition des animaux aux contaminants apportés par les Mafor

L'estimation de l'exposition des animaux repose sur la connaissance des quantités de fourrages, de sol, de pédofaune et d'eau ingérés, ainsi que de leurs teneurs en contaminant.

L'ingestion de végétaux, et notamment d'herbe, est renseignée pour les ruminants mais l'est beaucoup moins pour les porcs et les volailles élevés en plein air. Bien que très variable selon les conditions d'élevage, la quantité d'herbe ingérée par un ruminant au pâturage se situe aux alentours de 15 kg MS/animal/jour pour une vache laitière et de 1 kg pour une brebis allaitante.

Une exposition aux contaminants par cette consommation de fourrage est possible lorsque les plantes absorbent les éléments par voie racinaire ou quand ceux-ci se déposent sur le couvert végétal, seuls ou adsorbés sur des poussières ou des particules de sol. Ces dépôts foliaires peuvent se produire lors d'un épandage de Mafor en surface, et/ou ultérieurement par des éclaboussures de mélange de sol et de Mafor (effet "splash" des pluies).

La dose de Mafor apportée et sa teneur en matière organique, la hauteur de l'herbe pâturée ou la hauteur de coupe lors de la récolte de fourrage, ainsi que l'aire surfacique des feuilles influencent la quantité de matières qui adhèrent sur les végétaux, et par conséquent leur charge en contaminant. La pluie ne suffirait pas à diminuer la charge en contaminant, le facteur contribuant le plus à atténuer les concentrations serait la croissance de la biomasse (effet de dilution).

L'ingestion involontaire de sol constitue une voie d'exposition non négligeable des animaux aux contaminants. L'ingestion de sol par des herbivores élevés en plein air diffère selon l'espèce animale (effet du mode de préhension de l'herbe) et les conditions d'élevage. Elle augmente fortement lorsque les conditions de pâturage se détériorent, et forcent les animaux à "chercher" de l'herbe près du sol (en été et en automne notamment) ou à consommer une herbe salie par la projection de particules de sol ou le piétinement (en période pluvieuse notamment). Chez les ovins, les ingestions de sol moyennes se situent aux alentours de 5% de la MS ingérée, mais peuvent atteindre 20%, voire plus, en conditions défavorables. Chez les bovins, elles se situent entre 2 à 7% de la MS ingérée ; cette proportion peut doubler quand les conditions se détériorent et atteindre jusqu'à 20% en pâturage hivernal. La subcarence minérale des animaux peut aussi entraîner une ingestion volontaire de sol.

L'ingestion de sol dépend ainsi de la gestion du pâturage, et notamment de sa durée sur l'année (variable selon les systèmes d'élevage et leur localisation géographique), de la hauteur d'herbe disponible, de la distribution éventuelle d'un complément de fourrage qui limite la surexploitation de l'herbe proche du sol, du chargement animal (densité du troupeau qui peut accroître le salissement de l'herbe) et des conditions météorologiques. Elle est accrue par la mise à disposition à même le sol de compléments énergétiques ou minéraux. Lorsque le fourrage est récolté, la hauteur de coupe peut influencer sur le taux de sol présent.

Cette ingestion de sol est moins étudiée chez les monogastriques élevés en plein air ; elle est estimée à 3 à 10% de la MS ingérée chez la truie.

L'ingestion de pédofaune (insectes, lombrics, mollusques) par les volailles en plein air est un phénomène connu, mais non quantifié. Cette faune est susceptible d'accumuler certains polluants.

L'ingestion d'eau est assez bien connue, mais l'origine de l'eau consommée est très variable. Cette eau peut être contaminée si elle provient de mares souillées lors de l'épandage, ou de mares et de forages peu profonds situés à proximité de zones d'épandage et contaminés par des eaux de ruissellement ou d'infiltration.

De manière générale, l'exposition la plus élevée a lieu quand les animaux accèdent à la parcelle juste après l'épandage. Le temps nécessaire à la diminution de la charge en contaminants sur le couvert végétal dépendra, entre autres, de la quantité de Mafor adhérente et des interactions ayant lieu entre les polluants et la surface des plantes. Une incorporation profonde de la Mafor dans le sol réduit aussi l'exposition, car les animaux n'ingèrent en général que la couche superficielle du sol.

3.1. Les contaminants biologiques

Trois questions sont distinguées :

- la dissémination d'agents pathogènes pour l'homme et/ou les animaux d'élevage (donc d'origine humaine ou animale),
- une contribution au développement des résistances aux antibiotiques,
- la diffusion d'agents pathogènes des cultures et de graines d'adventices.

3.1.1. Les pathogènes et parasites d'origines humaine et animale

Les principaux organismes pathogènes susceptibles d'être retrouvés dans les Mafor sont des virus, des bactéries, des protozoaires et des helminthes (vers), responsables de maladies ou de parasitoses digestives, ou d'autres maladies contractées par ingestion de l'agent pathogène. Il peut s'agir d'affections spécifiques à l'Homme ou à une espèce d'élevage,

Tableau 3-1. Pathogènes et parasites présents dans les Mafor ; pathologies associées (Sources : ANSES et INRS)

	Agent	Chez l'animal	Chez l'Homme
Bactéries	<i>Salmonella spp.</i>	Présent chez toutes les espèces (ruminants, volailles, porcs...). Portage sain fréquent. Troubles digestifs (diarrhée) et mortalité possibles. Contamination par ingestion d'aliments ou d'eau souillés par les déjections animales. Résiste plusieurs semaines dans le milieu extérieur ; contamine durablement l'environnement des élevages.	Gastro-entérite aiguë ; rares cas de mortalité chez personnes fragiles Contamination par voie digestive. Responsable de 1/5 des TIAC (Toxi-infection alimentaire collective) notifiées
	<i>Campylobacter jejuni</i> (et <i>C. coli</i>)	Principaux réservoirs : tous les oiseaux. Peu ou pas pathogènes pour les animaux. Bovins, porcins, ovins : porteurs sains. Contamination possible, par les déjections, des sols et des rivières, où survie de plusieurs semaines à plusieurs mois.	Entérite aiguë, et rares complications post-infectieuses (paralysie temporaire...) Transmission surtout par aliments et eau contaminés. Dose infectante basse (500-1 000 bactéries) France : incidence sous-estimée ; 6 pour 100 000 habitants en 2009.
	<i>E. coli</i> entérohémorragiques (EHEC) ou productrices de shigatoxines (STEC)	Ruminants domestiques (bovins) porteurs sains d' <i>E. coli</i> STEC dans leur tube digestif. Persistance des STEC dans les cheptels : contamination par contact entre animaux mais aussi par des sols (prairies, champs) et des eaux superficielles contaminés via des déjections ou des fumiers/ lisiers épandus. Les STEC peuvent survivre pendant plusieurs semaines dans l'environnement.	Diarrhée bénigne à colite hémorragique, avec possibilité de formes graves. Transmission surtout par aliments (végétaux ou animaux) et eaux contaminés par un environnement souillé le plus souvent par les matières fécales d'animaux infectés. SHU (syndrome hémolytique et urémique) : dose infectante 50% basse chez les enfants (600 bactéries pour les moins de 5 ans). France : surveillance du SHU chez les enfants <15 ans. Incidence annuelle moyenne : 0,74 cas/ 100 000 hab.
	<i>Listeria monocytogenes</i>	Ubiquiste, tellurique, très résistante ; très répandue dans l'environnement (sol, eaux...), principalement contaminé par excréments d'animaux sains et malades. 6 à 30% des bovins, ovins, porcins, caprins et poulets sont porteurs sains Symptômes surtout chez les ruminants (avortements, troubles nerveux).	Des formes asymptomatiques ; des gastro-entérites fébriles ; des formes graves (chez femme enceinte, immunodéprimés) Transmission par voie alimentaire dans 99% des cas France : ≈ 300 cas sporadiques / an Taux de létalité : 25-30%
	<i>Clostridium perfringens</i>	Très ubiquitaire, spores très répandues dans tout l'environnement (sol, eaux d'égout, lisiers, poussières...) Chez les animaux sains : densité assez faible, 10 à 10 ³ /g de contenu digestif. Peut causer des maladies sévères chez les animaux, notamment jeunes (porcelets...) et les volailles.	Transmission par plats cuisinés, notamment à base de viande. L'infection ne survient qu'avec des aliments lourdement contaminés (≥10 ⁵ formes végétatives vivantes par gramme) par une souche entérotoxigène En France : 4 ^e cause des TIAC identifiées
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Principaux réservoirs des souches entéro-pathogènes pour l'Homme : porc et sanglier. D'autres espèces porteuses saines potentielles (rongeurs, ruminants...) Porc : portage avec excrétion fécale intermittente.	Gastro-entérite aiguë, avec parfois complications chez enfants <10 ans Transmission surtout par aliments ou eaux contaminés, ou par contact avec des animaux ou personnes infectés. Sources : eaux de surface, boues et sols contaminés par des déjections d'animaux excréteurs Yersiniose observée après ingestion de ≈ 10 ⁶ bactéries
Virus	Virus de l'hépatite E (VHE)	Principal réservoir animal : porc et sanglier Porc : infection le plus souvent asymptomatique mais forte excrétion virale dans les fèces (existe chez 8 à 40% des porcs en âge d'être abattus)	Hépatite avec ictère et anorexie. Endémique dans pays à faible niveau d'hygiène : par eau contaminée par matières fécales humaines Dans pays industrialisés : origine inconnue de la plupart des cas ; transmission zoonotique par la voie alimentaire possible France : > 250 cas d'hépatite E en 2009
Protozoaires	<i>Giardia spp.</i>	Animaux d'élevage ou de compagnie : infections en grande majorité dues à des génotypes spécifiques non retrouvés chez l'Homme ; le rôle de ces animaux dans la transmission de l'infection à l'Homme n'est à ce jour pas éclairci.	Douleurs abdominales, diarrhée, anorexie. Contamination principale par l'eau (boisson, baignade, irrigation) Principale source : selles des malades, guéris et porteurs sains 10-100 kystes peuvent entraîner une parasitose symptomatique, mais virulence très variable selon souches Dans pays développés : <i>G. duodenalis</i> infecte 2% des adultes et 6-8% des enfants ; giardiose clinique dans une minorité de cas
	<i>Cryptosporidium spp.</i>	Ruminants domestiques et espèces sauvages (cervidés...) Généralement sans symptôme chez les adultes, diarrhée parfois grave chez les jeunes : Contamination par ingestion d'oocystes excrétés par animaux parasités. Transmission possible pendant plusieurs mois à partir du sol, de végétaux et d'eau souillés (parasite très résistant).	Diarrhées plus ou moins graves, notamment chez les immunodéprimés, pancréatites Transmission : essentiellement par ingestion d'eau (boisson, baignade) ou d'aliments (légumes et fruits crus) contaminés par excréments d'animaux infectés ou de personnes malades. Dose infectante 50% très basse (<10) pour certaines souches France : 400 cas/an, surtout sidéens et enfants
Helminthes	<i>Tænia saginata</i>	Bovins : hôtes intermédiaires des ténias Seule source : oocystes excrétés par humains parasités, disséminés dans l'environnement (mauvais assainissement, dispersion de boues de fosses septiques sur les pâturages ou les champs, débordements des cours d'eau). Oocystes très résistants dans l'environnement (peuvent rester viables durant des semaines ou des mois) ; pourront être ingérés avec des végétaux et particules de sol contaminés	Homme : hôte définitif (héberge la forme adulte du parasite) ; seule source de dissémination dans l'environnement, via ses matières fécales, des oocystes, les formes infestantes Infestation par viande bovine pas assez cuite Majorité des cas : sans symptômes En théorie, une larve cysticerque peut suffire à infester l'Homme France : 65 000 cas/an

ou bien de zoonoses (maladies communes à des animaux et à l'Homme). Ces agents pathogènes sont excrétés par les individus malades ou par des porteurs sains ; ils sont donc susceptibles d'être présents dans toutes les Mafor qui contiennent des matières fécales. Disséminés dans l'environnement par l'épandage de Mafor, ces pathogènes peuvent alors contaminer les animaux ou l'Homme après contamination de leurs aliments, de l'eau de boisson ou des eaux de baignade.

• Les contaminants biologiques étudiés

Parmi les agents zoonotiques émergents ou réémergents, les salmonelles, *Listeria monocytogenes*, *Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli* O157:H7, *Giardia*, *Cryptosporidium* et les helminthes, sont particulièrement importants en santé publique, en raison de leur portage essentiellement digestif et de leur persistance dans le milieu extérieur. Ils sont pour la plupart responsables de gastro-entérites, mais provoquent parfois des maladies graves chez l'Homme à l'exemple des encéphalites et des septicémies dues à *L. monocytogenes*, ou des syndromes hémolytiques et urémiques (SHU) causés par *E. coli* O157:H7. Il est à noter que plusieurs textes réglementaires ou normatifs¹¹ fixent des valeurs réglementaires pour certains de ces pathogènes (*L. monocytogenes*, *Salmonella* et les œufs d'helminthes). Le Tableau 3-1 précise les enjeux sanitaires et les principales propriétés de ces agents pathogènes.

Bactéries

Deux types de bactéries sont étudiés :

- Des bactéries utilisées comme "**indicateurs**" de contamination fécale ou d'efficacité de traitement. Ce sont principalement des bactéries non pathogènes : entérocoques, coliformes fécaux et *Escherichia coli*. Ces germes indicateurs sont, par définition, présents en grande quantité dans les effluents bruts constitués de matières fécales ou en contenant. La décroissance de leur concentration est utilisée pour évaluer l'efficacité des traitements appliqués aux Mafor pour éliminer les germes fécaux. Ils peuvent être également employés pour juger de leur persistance dans l'environnement après épandage ou de leur transfert à d'autres compartiments (eaux, plantes, animaux). Est également utilisé comme indicateur le pathogène *Clostridium perfringens* : ses spores, plus résistantes que les formes végétatives, servent à évaluer l'impact des traitements sur les formes de résistance des bactéries.

- Des **pathogènes**, principalement : *Salmonella* et *Campylobacter jejuni* ou *C. coli*, des virus entériques, *Giardia* et *Cryptosporidium*, responsables de toxi-infections digestives ; *Listeria monocytogenes* et des souches pathogènes de *E. coli* entérohémorragiques et/ou productrices de shigatoxines (en particulier le sérotype O157:H7), à l'origine de maladies moins fréquentes mais plus graves. Il s'agit d'agents zoonotiques, communs à l'Homme et à une ou plusieurs espèces d'élevage (bovins, porcs, volailles). Leur simple présence, même en faible quantité, représente un "risque" potentiel de contamination de l'Homme et des animaux. La dose infectieuse est très variable, et dépend du micro-organisme mais aussi de l'âge et de l'état de santé des individus contaminés. Elle est donc difficile à estimer, mais apparaît plus faible pour les *Campylobacter* et *E. coli* O157:H7 (de l'ordre de 500 à 1000 bactéries) que pour *Salmonella* et *L. monocytogenes* (> 10⁵ bactéries).

Présents à des concentrations beaucoup plus élevées que les pathogènes, les indicateurs (entérocoques, *E. coli* et coliformes fécaux) sont plus faciles à dénombrer et nécessitent des techniques peu onéreuses ; les données les concernant sont donc nettement plus nombreuses. Leur valeur indicatrice est toutefois souvent remise en cause dans la mesure où leur comportement lors des traitements ou dans l'environnement n'est pas représentatif de celui de l'ensemble des germes pathogènes, notamment des virus et des parasites.

Virus

Plusieurs dizaines de virus entériques ont été répertoriés dans les Mafor et sont donc susceptibles d'être transférés dans l'environnement via l'épandage. Les virus les plus fréquemment retrouvés dans les Mafor sont les rotavirus, virus des hépatites A et E, entérovirus, adénovirus, calicivirus... La plupart de ces virus sont spécifiques de l'espèce humaine, et leur présence dans l'environnement est à associer à une dissémination à partir du réservoir humain, en particulier des eaux usées. Cependant des virus zoonotiques existent et pourraient représenter un problème important de santé publique, comme par exemple le virus de l'hépatite E.

Parasites digestifs

Les deux groupes de parasites qui peuvent présenter un risque sanitaire sont les helminthes et les protozoaires. Les helminthes pathogènes les plus fréquemment rencontrés dans les Mafor sont les *Ascaris*, *Toxocara*, *Trichuris* et *Taenia*. Les densités en œufs d'helminthes viables sont généralement faibles (de l'ordre de la dizaine par litre dans les boues), mais pour certaines espèces de parasite l'ingestion d'un seul œuf peut suffire pour infester un individu. Les protozoaires sont

¹¹ Arrêté du 8 janvier 1998 sur les boues destinées à l'épandage, norme NFU 44-051 sur les amendements organiques, norme NFU 44-095 sur les amendements organiques contenant boues de stations d'épuration, texte sur l'homologation des matières fertilisantes

essentiellement représentés par les genres *Giardia* et *Cryptosporidium* ; il existe très peu de données sur leur concentration dans les boues ; leurs doses infectieuses sont assez basses (de l'ordre de 10 à 2000 kystes).

Des **champignons** (*Candida*...) et des **levures** peuvent également être présents dans les Mafor ; leur transmission s'opérant surtout par contact et par voie respiratoire, les risques de contamination ne concernent que les phases de manipulation des Mafor (y compris leur épandage) et non la dissémination dans l'environnement post-épandage.

Enfin, la présence des **prions** dans les déjections a suscité de vives inquiétudes lors des épisodes de crises sanitaires, mais elle s'avère peu documentée (Encadré 3-2).

Encadré 3-2. La question non renseignée des prions

Aucune donnée n'étant disponible, la probabilité de présence de prions dans les Mafor est "inconnue". La connaissance de leurs modes de transmission et de leurs propriétés générales permet toutefois de raisonner les risques plausibles.

Parmi les maladies à prions connues chez les animaux d'élevage (bovins, caprins et ovins) et l'Homme, la tremblante du mouton est la seule à se transmettre à des animaux sains via l'environnement souillé par les déjections d'individus malades ou leur salive. Des prions de la tremblante pourraient donc logiquement être présents dans les effluents d'élevages infectés. Une transmission par l'environnement existe également pour le chronic wasting disease (maladie débilitante chronique ou MDC), maladie à prions qui affecte les cervidés sauvages et qui a fait l'objet d'études en Amérique du Nord. En revanche, les prions de l'encéphalopathie spongiforme bovine et des maladies humaines ne semblent pas excrétés, ni transmis par l'environnement. Seuls les déchets d'abattoir sont alors potentiellement concernés, sachant que le système nerveux central, le plus chargé en prions, fait l'objet d'une élimination sécurisée à part¹². Les prions sont connus pour leur grande résistance, notamment aux procédés de destruction des protéines ; ils ne seraient donc pas éliminés par les traitements hygiénisants des effluents.

Cette forte résistance des prions à la dégradation suggère, a priori, une grande persistance possible dans l'environnement. Ce devenir des prions dans l'environnement est de fait peu étudié, par manque de méthode fiable de détection et de quantification. Leur forte persistance dans le sol a toutefois été confirmée expérimentalement en laboratoire : une fois liés aux éléments minéraux du sol (argile), les prions gardent leur pouvoir infectant au moins 29 mois. Une relation entre les propriétés du sol et le pouvoir infectant du prion semble aussi exister pour les prions issus de cervidés. Concernant le transport des prions par l'eau, l'expérimentation citée montre qu'ils sont peu entraînés par lessivage, ce qui réduirait leur biodisponibilité pour les plantes. Un transfert vers les eaux ne se ferait que par entraînement de sol.

• Prévalence et teneurs des agents pathogènes dans les Mafor brutes

La présence d'éléments biologiques, pathogènes ou non, étant liée à celle des matières fécales, les Mafor les plus susceptibles d'apporter ces contaminants sont celles issues du traitement des eaux usées, d'effluents d'élevage ou de déchets d'abattoirs. La probabilité de présence de ces éléments est négligeable pour les Mafor issues de déchets végétaux et de l'industrie papetière, les composts de champignonnières, les cendres et les biochars, sauf s'ils ont été contaminés par des matières fécales (lors du transport, par exemple). Par ailleurs, les Mafor issues de la transformation des ordures ménagères ont subi un traitement biologique (la plupart du temps un compostage et pour certaines d'entre-elles une digestion anaérobie thermophile) qui limite considérablement le niveau de contamination par des pathogènes.

En raison (i) de leur faible concentration dans les boues de stations d'épuration et dans les effluents d'élevage et (ii) de la lourdeur des techniques mises en jeu pour les dénombrer, les micro-organismes pathogènes ne sont en général pas quantifiés. Dans la plupart des études, les données concernent leur présence/absence dans les Mafor.

Les effluents d'élevage

Alors que les bactéries résistantes aux antibiotiques sont fréquemment retrouvées dans les effluents d'élevage, la présence de micro-organismes pathogènes n'est pas systématique. Les déjections des individus malades sont caractérisées par des teneurs élevées en agent pathogène responsable de la maladie, mais il existe également un portage asymptomatique conduisant à une contamination régulière des effluents. Les pathogènes peuvent donc être présents dans les déjections indépendamment de l'état de santé des individus. De plus, les animaux porteurs n'excrètent pas en permanence les pathogènes qu'ils peuvent héberger dans leur tube digestif. Il en résulte une grande variabilité des valeurs de prévalence rapportées dans les études publiées, qui rend impossible toute extrapolation des résultats à l'ensemble des élevages. Une synthèse de travaux réalisés aux Etats-Unis indique par exemple que les fréquences de détection des salmonelles varient entre 0 et 18% dans les fumiers de bovins, entre 7 et 100% dans les lisiers de porcs, et entre 0 à 95% dans les fientes de volailles. Ces différences peuvent être attribuées à des facteurs liés à l'élevage (âge et état de santé des animaux, respect

¹² les sous-produits de catégorie 1 selon le règlement européen (CE) n°1069/2009, c'est-à-dire présentant un risque sanitaire lié aux encéphalopathies spongiformes transmissibles, doivent être détruits par incinération

des règles d'hygiène, localisation géographique, mode de gestion des effluents), mais aussi à la méthode d'analyse employée (nombre d'élevages étudiés, stratégie d'échantillonnage, techniques de détection des micro-organismes). On notera que le stockage des déjections n'entraîne pas une diminution significative des fréquences de détection des pathogènes, ce qui peut s'expliquer par le mode de gestion des effluents, qui conduit à un apport régulier de déjections fraîches (et donc de pathogènes) dans les fosses de stockage.

Pour estimer l'apport de pathogènes sur le sol par épandage des effluents d'élevage, il est nécessaire d'une part d'évaluer leur prévalence dans les élevages et, d'autre part, de connaître le taux d'excrétion dans les fèces quand le portage intestinal et l'excrétion fécale existent. Aujourd'hui, les informations disponibles pour la plupart des agents pathogènes restent très incomplètes.

Notons enfin que le règlement (CE) n°1069/2009 autorise l'épandage direct sur les sols des lisiers ou fumiers des étables hébergeant les animaux avant l'abattage, et des "matières stercoraires" (contenus des appareils digestifs des animaux abattus, essentiellement, en volume, ceux des réservoirs gastriques des ruminants) dans la mesure où ces matières ne présentent pas de risque de propagation de maladies graves transmissibles. Il faut rappeler que la réglementation sanitaire européenne impose que seuls les animaux sains soient dirigés vers l'abattoir en vue de l'abattage pour la consommation humaine.

Les boues de STEU

La fréquence de détection des pathogènes dans les effluents (eaux usées traitées et boues brutes) de STEU urbaines est généralement élevée en raison du nombre considérable d'individus reliés à la station (de quelques milliers à plusieurs centaines de milliers). Les teneurs en pathogènes sont néanmoins variables, dépendant de l'état de santé de la population raccordée au réseau. De plus, les stations d'épuration peuvent recevoir les effluents de centres hospitaliers susceptibles de contenir des teneurs élevées en bactéries résistantes aux antibiotiques.

• Efficacité des traitements

L'impact d'un traitement sur l'inactivation des micro-organismes est en général évalué par l'abattement des concentrations en micro-organismes qu'il permet d'atteindre. Cet abattement est exprimé en unité logarithmique¹³. Toutefois, seule la réglementation européenne sur les sous-produits animaux non destinés à la consommation humaine (Règlement (UE) n°142/2011) propose des valeurs d'abattement : celles stipulées pour valider des traitements thermiques ou chimiques sont par exemple 5 log₁₀ pour *Enterococcus faecalis* ou *Salmonella Senftenberg*, et 3 log₁₀ pour les parvovirus ou les œufs viables d'*Ascaris*. Les normes sur la qualité des Mafor fixent des valeurs limites en termes d'indicateurs de traitement et en pathogènes sans faire intervenir la notion d'abattement.

L'élimination des pathogènes est d'autant plus poussée que la température pendant le traitement, et que le pH et la matière sèche après celui-ci, sont élevés.

Compostage. Lorsqu'il est bien conduit (aération et température suffisamment élevée dans l'ensemble du tas), ce procédé permet un abattement significatif de la plupart des pathogènes.

Digestion. La digestion aérobie réalisée à température ambiante et la digestion anaérobie mésophile (35°C) ont peu d'impact sur la persistance des pathogènes. Dans ces conditions, les facteurs susceptibles d'inactiver les micro-organismes (notamment les virus et les bactéries) sont de fortes teneurs en acides gras volatiles et en NH₃.

La digestion anaérobie thermophile (55°C), majoritairement appliquée aux boues, est plus efficace contre les pathogènes que la digestion mésophile. La température joue donc un rôle primordial dans l'inactivation des micro-organismes, mais l'allongement du temps de séjour dans le digesteur améliore aussi l'efficacité des procédés. Ainsi, pour la digestion anaérobie thermophile, l'efficacité serait accrue avec des séjours d'au minimum 15 jours.

Chaulage. L'efficacité du chaulage dépend du pH, de la température et du taux de MS : plus ceux-ci sont élevés, plus l'élimination des micro-organismes est importante.

Les traitements tels que le chaulage ou le traitement thermique peuvent être appliqués aux boues de STEU et aux effluents et déchets d'abattoir afin d'éliminer efficacement les éléments biologiques et d'obtenir des Mafor hygiénisées.

Quel que soit le procédé de traitement appliqué, des phénomènes de reprise de croissance ont été observés lorsque les bactéries pathogènes se retrouvent dans des conditions favorisant leur développement. Par ailleurs, les formes végétatives des bactéries et les virus étant plus sensibles que les spores bactériennes et les kystes de parasites, une absence de détection des *E. coli* ou des entérocoques ne garantit pas l'innocuité des Mafor, qui peuvent encore contenir des kystes résistants aux traitements appliqués, mais à des teneurs en général faibles.

¹³ L'abattement correspond à la différence de concentration (exprimée en log₁₀) avant et après traitement. Ainsi, des abattements de 1 log, 2 log et 4 log correspondront respectivement à des diminutions d'un facteur 10, 100 et 10 000 des concentrations.

• Devenir dans l'environnement : persistance dans le sol et transferts vers les eaux

Survie dans les sols

On ne dispose pas de références quantitatives sur la présence dans les sols des bactéries fécales et des pathogènes en dehors de tout apport anthropique par les Mafor. Cette présence est néanmoins avérée par de nombreux exemples ; elle peut correspondre à des germes issus de la faune sauvage ou à des populations de bactéries qui se sont adaptées à une survie dans l'environnement hors de leur hôte. Le sol est ainsi un réservoir pour *Clostridium perfringens*, et des bactéries telles que l'agent de la paratuberculose ou *Listeria monocytogenes* ont été retrouvées dans des sols non affectés par l'agriculture. Evaluer la contribution des Mafor à la contamination des sols par ces éléments biologiques nécessiterait des méthodes d'analyse permettant de différencier l'origine des populations bactériennes trouvées dans un sol, ce qui est techniquement possible mais très difficile à mettre en œuvre.

La persistance des micro-organismes apportés dans les sols, et les facteurs-clés de leur survie, ont surtout été étudiés par des contaminations expérimentales (Mafor ensemencée avec les bactéries), conduites en conditions contrôlées de laboratoire ou au champ. Ces essais ont été réalisés avec divers micro-organismes : majoritairement *E. coli*, mais aussi *Salmonella*, *Campylobacter* et entérovirus. Les durées de survie observées sont très variables, par exemple de moins de 35 jours à 231 jours pour *Salmonella*, de moins de 2 semaines à plus de 6 mois pour les entérovirus ; elles dépendent de nombreux facteurs, en premier lieu la température. En règle générale, la persistance dans le sol est favorisée par une température basse, une humidité élevée, une faible intensité lumineuse et un pH neutre ; un épandage réalisé en profondeur peut l'accroître (tableau 3-2).

Tableau 3-2. Facteurs environnementaux influençant la survie de pathogènes

Facteurs environnementaux	Evolution de la survie
Taux d'humidité	Augmente avec le taux d'humidité et pendant les périodes de pluies
Capacité de rétention en eau	Plus courte dans les sols sableux que dans les sols argileux
Température	Plus longue à basse température
pH	Plus courte dans les sols acides (pH de 3 à 5) que dans les sols alcalins Dans tous les cas, plus courte pour des pH extrêmes
Ensoleillement	Plus courte à la surface du sol avec une exposition à la lumière
Matière organique	Augmente en présence de matière organique
Action antagoniste de la microflore du sol (prédation par les protozoaires, compétition)	Supérieure dans les sols ayant une flore autochtone peu abondante

Les virus ne se propagent qu'associés à leur hôte ou à ses matières fécales. Leur persistance dans le sol varie selon le virus considéré, la quantité apportée au sol, la texture et l'humidité du sol, mais le facteur le plus déterminant est là encore la température. Dans des sols frais ou froids, le virus peut persister durant des semaines ou des mois ; l'inactivation est plus rapide dans les sols chauds. Une survie de 3 mois de virus dans le sol est commune. Toutefois, le comportement dans le sol de nombreux virus humains présents dans les Mafor reste inconnu.

Pour les parasites dont le cycle biologique exige l'infestation successive de plusieurs hôtes, la survie dans l'environnement après élimination fécale par un premier hôte est nécessaire pour permettre l'infestation d'un deuxième hôte par ingestion. C'est par exemple le cas des ookystes de ténias de l'Homme contaminant les bovins ou les porcs, des oocystes de sarcoporiidies de l'Homme contaminant les bovins, ou encore des œufs de douves excrétés par les bovins ou les ovins qui doivent contaminer des hôtes intermédiaires avant de pouvoir à nouveau infester ces ruminants. Les données de la littérature scientifique, peu abondantes, portent essentiellement sur la persistance de *Cryptosporidium* et des œufs d'helminthes. Lorsqu'ils sont sous formes enkystées, ces parasites sont capables de rester viables plusieurs mois dans le sol.

La persistance des micro-organismes pathogènes dans le sol varie de quelques jours à plusieurs années, en fonction de l'élément considéré et des conditions climatiques (température, humidité), du type de sol et du mode d'épandage ; la température est le facteur le plus déterminant.

Transferts vers les eaux

Les micro-organismes peuvent être entraînés par la phase liquide (eau et solutés) du sol, ou retenus par sa phase solide. La rétention relève de deux processus principaux : l'adsorption sur les particules solides et la filtration. Les bactéries et protozoaires ayant des dimensions supérieures à celles des pores fins du sol, la filtration est un facteur limitant dans leur transport vertical ; pour les virus (qui sont plus petits), le phénomène est souvent négligeable. Le sol possède un fort pouvoir de filtration, qui dépend de sa configuration physique, de sa composition chimique et des propriétés des micro-organismes (capacités d'adsorption).

Le transfert des micro-organismes pathogènes vers les eaux souterraines est donc associé à des écoulements préférentiels, intervenant dans des contextes particuliers : sols présentant des fentes de dessiccation, absence de terre végétale, substrat géologique faillé... Le transfert vers les eaux de surface est lié au ruissellement, et est donc fonction de la structure du sol (perméabilité...), de la morphologie du terrain, de la végétation, du drainage artificiel et des événements climatiques (fortes pluies). Le type de matrice épandue joue également un rôle sur le transfert des bactéries. Ainsi, l'épandage de fumier de bovins conduit à des teneurs plus hétérogènes en bactéries entériques dans les eaux de ruissellement que l'épandage de lisier de porcs. Ces transferts sont très variables et de fait très difficiles à prédire et à quantifier en raison des multiples facteurs impliqués. Globalement, l'impact des épandages sur la qualité microbiologique des eaux est plus important pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines.

Des virus ont été détectés dans le sous-sol de zones soumises à des contaminations fécales. Des coliformes fécaux ont été retrouvés dans des lixiviats recueillis à 90 cm de profondeur peu de temps après l'épandage, mais leur concentration a décliné jusqu'à des niveaux indétectables 30 à 60 jours après l'épandage.

• Transferts vers les plantes

Les pathogènes d'origine entérique peuvent survivre, voire se développer, sur des végétaux destinés à l'alimentation humaine ou animale. Ainsi, des toxi-infections alimentaires collectives (TIAC) sont dues à la consommation de produits végétaux crus contaminés par des bactéries fécales ; l'origine de la contamination n'est souvent pas établie (elle peut aussi provenir de ruissellement d'eaux usées, de déjections animales...), mais les apports de fumier ou de lisier sont parfois suspectés.

La contamination des végétaux dépend de la capacité du micro-organisme pathogène à survivre dans le sol amendé, et à persister sur les différentes parties des plantes ou à en coloniser les tissus. Il convient de souligner que les virus et les parasites peuvent se retrouver sur les végétaux mais contrairement aux bactéries, ils ne peuvent pas s'y multiplier.

La contamination des **tissus aériens** peut se produire durant l'épandage (en prairies), par dispersion aérienne lors d'un épandage à proximité, par contact avec le sol contaminé, ou par des éclaboussures lors de pluies. Sur les parties aériennes des végétaux, les pathogènes rencontrent des conditions physico-chimiques (rayonnement UV, faible taux d'humidité, manque de nutriments) qui limitent leur survie ; ces conditions peuvent être plus favorables dans les parties plus protégées de la plante. La contamination peut aussi intervenir dans le sol, au niveau des **racines** ou des graines en germination.

La possibilité d'une transmission de pathogènes fécaux par les Mafor a été démontrée expérimentalement, dans des conditions favorisant la survie des micro-organismes (Encadré 3-3).

Encadré 3-3. Démonstrations expérimentales et observations au champ

*La possibilité d'un transfert des bactéries pathogènes aux plantes a été étudiée avec des **Mafor artificiellementensemencées avec des bactéries**, très majoritairement E. coli O157:H7 et Salmonella, les deux pathogènes les plus impliqués dans les TIAC associées aux végétaux. Dans ces essais, les doses d'inoculation et la proportion de Mafor incorporée conduisent à des teneurs en pathogènes dans le mélange sol-Mafor bien supérieures aux contaminations observées au champ. Les végétaux semés ou plantés dans ces substrats inoculés se révèlent contaminés à la récolte. Les persistances observées de E. coli O157:H7 et Salmonella peuvent atteindre 160 à 200 jours sur persil, carottes et choux ; elles sont moindres sur radis ou oignons. Les formes de résistance, telles que les spores de Clostridium, augmentent considérablement la persistance des bactéries sur les végétaux.*

*L'**internalisation** des pathogènes dans les parties aériennes des végétaux cultivés en présence de Mafor a rarement été montrée ; elle l'a été pour la bactérie E. coli O157:H7 (sur fêtuque et salade), et pour des virus pulvérisés en suspension (sans Mafor) sur des salades et des oignons. Ces résultats indiquent que les pathogènes sont susceptibles de s'internaliser dans la partie comestible des légumes ; ils ont toutefois été obtenus avec des micro-organismes appliqués en forte concentration, dans des conditions non représentatives de celles existant au champ.*

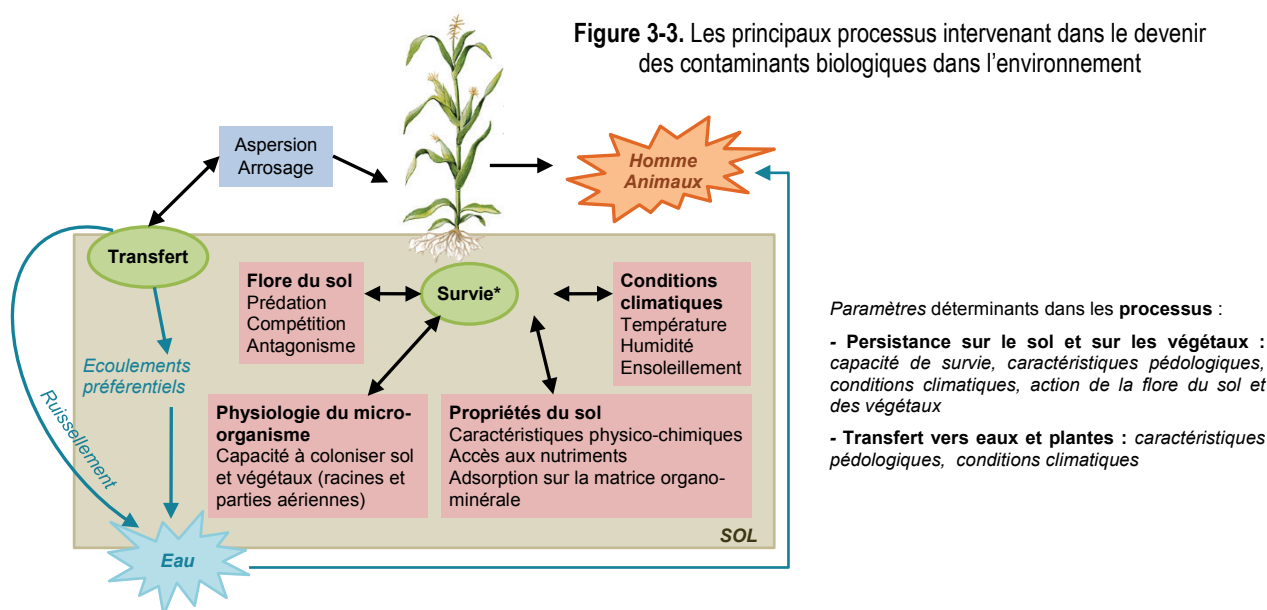
*Les quelques **études réalisées au champ sur les bactéries naturellement présentes dans les Mafor**, surtout des indicateurs fécaux (et Salmonella), montrent toutes une disparition progressive de E. coli au cours du temps dans les sols cultivés, quels que soient les caractéristiques du sol et le type de Mafor épandu. Toutefois, l'indicateur fécal persiste avec des teneurs faibles, souvent proches du seuil de détection, au moment de la récolte des plantes. Lorsqu'ils sont recherchés, les pathogènes sont rarement présents sur les végétaux récoltés.*

L'un des facteurs primordiaux intervenant dans la contamination des végétaux est le niveau initial des bactéries (qui est fonction de la teneur dans la Mafor et de la dose épandue). Plus la teneur en micro-organismes dans le sol est élevée, plus la probabilité de contamination du végétal lors de la récolte est forte. C'est la raison pour laquelle l'indicateur fécal *E. coli*, très abondant dans les lisiers, fumiers et boues de STEU, peut être détecté sur les plantes à la récolte, alors que la présence des pathogènes est plus rarement mise en évidence.

La persistance du micro-organisme est influencée par les conditions environnementales (conditions pédoclimatiques et compétition avec la flore autochtone). Le niveau de contamination dépend également de la partie comestible du légume (racine, feuille, fruit). Ainsi, *Campylobacter jejuni* a été mis en évidence sur des légumes racines et des légumes feuilles, mais n'a pas été détecté sur des tomates ; les fruits ne sont atteints que s'ils sont en contact direct avec la Mafor (par des éclaboussures, ou après la chute du fruit au sol, par exemple). La texture du sol (limon-argile vs sable) peut influencer la contamination des légumes en raison de différences d'adhésion des surfaces végétales sur le sol.

La survie des pathogènes décroissant au fil du temps, le respect d'un délai entre l'épandage et la plantation ou la récolte du végétal constitue une voie de réduction des risques de contamination. Les délais proposés dans la littérature scientifique vont de 3 à au moins 8 mois.

La Figure 3-3 récapitule les principaux processus intervenant dans le devenir des contaminants biologiques dans l'environnement.



• Transferts vers les animaux et l'Homme

Les voies de contamination de l'Homme et des animaux par les Mafor

Il est très difficile, en raison des voies multiples de contamination des animaux d'élevage et de l'Homme, d'établir un lien simple de cause à effet entre l'épandage de Mafor vectrices d'agents pathogènes et l'apparition d'affections dans les troupeaux ou la contamination de denrées consommées par l'Homme.

La contamination du sol des prairies par différents pathogènes peut en effet aussi provenir des déjections des ruminants au pâturage, ou de celles d'espèces sauvages, qui peuvent héberger les mêmes pathogènes que les animaux domestiques. Des exemples récents illustrent cette implication de la faune sauvage : rôle potentiel de réservoirs des sangliers, cerfs et blaireaux dans la réémergence de la tuberculose bovine ; rôle-clé de l'avifaune sauvage dans la circulation et l'évolution des virus *Influenza* aviaires ; importance des sangliers, cervidés et lapins de garenne en tant que réservoirs de virus de l'hépatite E.

Par ailleurs, les sources de contaminations de l'Homme sont multiples : contact avec des animaux porteurs et excréteurs ; consommation de denrées d'origine animale contaminées ; consommation de végétaux crus contaminés suite à des apports de Mafor ou d'eau d'irrigation contaminées ; consommation de coquillages contaminés par des eaux de ruissellement issues de zones d'épandage ; ingestion d'eau – de boisson ou de baignade – contaminée. Cette diversité des sources rend difficile la détermination de l'origine d'une contamination.

Les voies d'exposition des animaux aux contaminants apportés par les Mafor

Les voies potentielles majeures d'exposition des animaux suite à l'épandage de Mafor sont les ingestions de fourrages, de sol, de pédofaune et d'eau contaminés (voir Encadré 3-1). La nature et le taux des agents pathogènes pouvant être présents dans les effluents d'élevage au moment de leur épandage dépendent : de l'espèce animale source, de l'état de santé des animaux, et du mode de stockage des effluents avant épandage.

La grande résistance dans l'environnement des spores bactériennes, de certains oocystes de protozoaires et des ookystes d'helminthes, ainsi que la survie plus limitée d'autres bactéries, rendent possible une contamination par des agents biologiques apportés par des Mafor.

Les salmonelles présentes dans les Mafor épandues peuvent contaminer les bovins et ovins au pré *via* les végétaux consommés ou l'eau d'abreuvement. Cependant, des études anciennes n'ont pas montré de lien entre l'épandage de fumier sur les sols où étaient récoltés les fourrages distribués aux vaches laitières et le portage intestinal d'*E. coli* producteurs de shigatoxines chez ces dernières. D'autres études montrent l'intérêt du stockage des déjections avant épandage pour diminuer la quantité de pathogènes présents au moment de l'épandage (en particulier les *E. coli* producteurs de shigatoxines), et ainsi éviter une nouvelle contamination des animaux de l'élevage *via* les fourrages.

Il semble qu'aucune étude publiée à ce jour ne fasse état d'une maladie animale déclarée suite à la contamination des animaux après épandage agricole d'une Mafor vecteur de l'agent responsable de la maladie.

Transferts vers les matières premières animales destinées à la consommation humaine

Le contrôle sanitaire des denrées d'origine animale empêche la mise sur le marché de produits qui proviendraient d'animaux malades (identifiés par des signes cliniques de maladie chez l'animal vivant, ou par des lésions sur les carcasses après abattage). Les risques de contamination des aliments proviennent donc des animaux porteurs asymptomatiques, mais excréteurs, de pathogènes transmissibles à l'Homme. La contamination fécale intervient lors de la récolte des produits : contamination du lait due à une mauvaise hygiène de la traite, contamination superficielle des viandes due à un défaut d'hygiène lors de la préparation des carcasses à l'abattoir, souillure de la coquille des œufs par des fientes contaminées. Les traitements d'hygiénisation des aliments ou leur cuisson permettent en général l'inactivation des agents pathogènes.

A noter que les coquillages peuvent être contaminés par des eaux de ruissellement issues d'élevages ou de parcelles ayant reçues des Mafor et qui seraient proches de la zone de production conchylicole.

3.1.2. La résistance aux antibiotiques

Le développement de l'antibiorésistance, lié à l'utilisation intensive d'antibiotiques en médecine humaine et en élevage, constitue une préoccupation importante de santé publique, et fait l'objet de nombreux travaux scientifiques. La contribution de l'élevage est avérée ; la sélection et la diffusion de bactéries résistantes aux antibiotiques (BRA) y sont favorisées par un usage des antibiotiques à des fins thérapeutiques mais aussi prophylactiques et, jusqu'à l'interdiction européenne de cette pratique à compter de 2006, comme "facteurs de croissance".

L'exposition des animaux à des antibiotiques, comme dans le cas d'une supplémentation alimentaire, peut contribuer à réduire l'abondance et la diversité de la micro-flore intestinale par l'impact exercé sur les micro-organismes sensibles. Sans que le phénomène soit systématique, les expositions de flores aux antibiotiques peuvent conduire à une sélection de BRA, pathogènes ou non. Le phénomène est ensuite amplifié, par des transferts des gènes de résistance aux antibiotiques (GRA) à d'autres micro-organismes, même phylogénétiquement éloignés. Ce transfert horizontal de gènes se fait par des échanges directs, entre bactéries, de divers éléments génétiques mobiles (plasmides, transposons et intégrons), ou par l'intermédiaire de virus bactériophages. Ces échanges d'ADN assurent la diffusion des GRA au sein des communautés bactériennes intestinales, mais aussi vers les populations bactériennes de l'environnement.

La présence de BRA est identifiée par mise en culture sur des milieux contenant l'antibiotique ; celle de GRA est détectée par des méthodes d'analyse moléculaires de l'ADN. La quantification moléculaire des GRA présente l'avantage de s'affranchir du biais apporté par la culture, mais est limitée par son seuil de quantification élevé. La présence dans les Mafor de ces micro-organismes porteurs d'une antibiorésistance est *a priori* fonction, comme pour tous les micro-organismes, de l'origine de la Mafor et du traitement subi. Toutefois, la question se pose de savoir si les Mafor ne constituent pas des milieux particulièrement favorables aux BRA et aux transferts de GRA – se traduisant par une proportion plus élevée de BRA dans la communauté de bactéries.

• Prévalence et teneurs des BRA et GRA dans les Mafor

Les antibiotiques présents dans le lisier ou le fumier (30 à 90% des antibiotiques administrés aux animaux sont excrétés sans être métabolisés) continuent à exercer une pression de sélection.

Un autre processus est susceptible de renforcer la sélection d'antibiorésistances. La résistance aux métaux lourds que peuvent développer les micro-organismes et la résistance aux antibiotiques peuvent relever de mécanismes biochimiques partagés ; des conditions promouvant la résistance aux métaux lourds peuvent alors parallèlement favoriser la diffusion de BRA parmi des populations bactériennes, en particulier celles de l'environnement. Si les antibiotiques jouent un rôle majeur dans la sélection des BRA dans le microbiote intestinal de l'animal, la pression de sélection exercée par les résidus antibiotiques est un

phénomène transitoire. Les métaux, qui présentent des durées de biodisponibilité plus considérables, peuvent en revanche exercer une pression de sélection à long terme. La dissémination de la résistance aux antibiotiques pourrait donc être augmentée par la présence de métaux tels que le cuivre et le zinc qui s'accumulent dans le sol *via* l'épandage de lisier.

Il existe peu de données disponibles sur les effets des traitements sur les BRA et les GRA. Mais il ressort des études que le chaulage des boues diminue la teneur en BRA et que la digestion anaérobie thermophile, qu'elle soit appliquée aux boues ou aux effluents d'élevage, réduit plus le niveau des GRA (sans toutefois les éliminer complètement) que la digestion anaérobie mésophile. Alors que le stockage des lisiers n'affecte pas les teneurs en GRA ou en BRA, le stockage en andain et le compostage provoquent une augmentation de la température susceptible de diminuer le nombre de BRA, mais sans aboutir à leur élimination.

Quelle que soit l'origine des boues, des BRA y ont été détectées, mais leurs concentrations ou leurs proportions dépendent des types de bactéries quantifiées, des antibiotiques testés et des méthodes d'analyse utilisées. Il existe peu de données sur les concentrations en GRA dans les boues de STEP, mais les études indiquent une prévalence et des niveaux de concentration élevés, et toutes signalent la présence de bactéries multirésistantes (à au moins 3 antibiotiques), que ce soit pour *E. coli*, les entérobactéries, les entérocoques, *Pseudomonas*, *Staphylococcus aureus* ou *Salmonella*. Le transfert de GRA a été mis en évidence dans des boues de STEP, du lisier de porcs et du fumier de volailles.

Parce qu'ils combinent des fortes concentrations de bactéries, d'antibiotiques et de bactéries résistantes, les boues de STEU et les effluents d'élevage sont susceptibles d'être des environnements favorables au maintien et à la dissémination des GRA. Ces Mafor peuvent donc être considérées comme une source de BRA susceptibles d'être disséminées dans l'environnement *via* l'épandage sur des terres agricoles.

• Devenir dans l'environnement

Les bactéries du sol contiennent intrinsèquement des GRA, qui rendent les études très difficiles. Il y a très peu d'informations et beaucoup d'incertitude sur le devenir dans le sol des GRA après épandage des Mafor, et en particulier sur leur transfert horizontal vers la flore bactérienne du sol. L'épandage de Mafor peut accroître l'antibiorésistance dans la microflore du sol par plusieurs effets : le transfert horizontal de GRA d'origine fécale, mais aussi l'apparition de nouveaux micro-organismes résistants sélectionnés par les résidus d'antibiotiques, métaux et biocides apportés par la Mafor.

Les épandages d'effluents d'élevage, principalement lisiers et fumiers, ainsi que de boues issues du traitement des eaux usées augmentent significativement les teneurs en GRA des sols. Le devenir dans le sol des GRA apportés par les Mafor, leur transfert potentiel à la microflore du sol, et leur contribution au problème global de l'antibiorésistance sont très peu caractérisés. La présence de BRA et de GRA dans les sédiments fluviaux ne peut pas être exclue car les cours d'eau reçoivent les eaux usées traitées en provenance des stations d'épuration urbaine ainsi que les eaux ruisselées sur les surfaces agricoles.

3.1.3. Les agents pathogènes des cultures et les graines d'adventices

Ce risque pour la production agricole concerne les Mafor issues de déchets verts ou issues de déjections animales (qui peuvent contenir des phytopathogènes et des graines provenant des fourrages et grains ingérés par le bétail).

La quasi-totalité des **agents pathogènes des plantes** sont inactivés par le compostage et la méthanisation thermophile (55°C), pour autant que ces processus soient conduits dans les conditions prescrites de température, d'humidité et de temps de séjour des matières traitées. Dans ces conditions, quelques virus comme le TMV (*Tobacco Mosaic Virus*) peuvent toutefois survivre. En méthanisation mésophile (35-37°C), la dégradation de divers phytopathogènes n'est pas complète ; la sélection d'intrants ne contenant pas ces agents permet d'éliminer les risques de leur dissémination par les digestats. Peu de travaux existent sur la survie des agents pathogènes des plantes dans les autres Mafor.

Une certaine quantité de **graines d'adventices** viables peuvent se retrouver dans les fumiers ; toutefois, leur nombre est insignifiant par rapport aux stocks présents dans les sols et n'a ainsi guère d'influence sur la quantité de mauvaises herbes dans les champs. Un transfert même limité de graines peut toutefois contribuer à la dissémination d'adventices nouvelles (espèces exotiques envahissantes, écotypes résistants aux herbicides...).

Par ailleurs, lorsque les règles de gestion du compostage et de la méthanisation sont respectées, ces processus inactivent toutes les graines d'adventices. En méthanisation, les réactions acides s'ajoutant aux effets thermiques, les graines d'adventices sont inactivées même en conditions mésophiles.

3.2. Les contaminants organiques (Composés Traces Organiques)

Les composés traces organiques (ou CTO) potentiellement présents dans les matières résiduelles primaires et les Mafor sont très divers. Il s'agit notamment de molécules issues d'une combustion (hydrocarbures aromatiques, dioxines et furanes...), émises dans l'atmosphère puis entraînées par les eaux pluviales, de substances intervenant lors de la fabrication ou entrant dans la composition des produits manufacturés (solvants, plastifiants, retardateurs de flamme, détergents, produits pharmaceutiques, produits de soin, pesticides...), de molécules naturelles comme les hormones... Ces composés se retrouvent, de façon directe ou indirecte, dans les eaux usées urbaines ou industrielles, les déchets urbains (déchets verts, biodéchets, ordures ménagères résiduelles...) et les effluents d'élevage.

Selon leurs usages et leur voie d'élimination, ces divers contaminants seront plus ou moins présents dans les différentes matières résiduelles primaires, mais aussi dans les autres sources de contamination des sols (flux directs par les traitements phytosanitaires, l'eau d'irrigation et les engrais ; apports atmosphériques ; rejets accidentels...). Leur présence dans les Mafor dépendra également des traitements éventuellement subis par les Mafor, susceptibles d'éliminer certains contaminants et/ou d'en générer d'autres. Enfin, les CTO peuvent être transformés, lors de ces traitements, en substances elles aussi contaminantes.

Ces contaminants présentent des risques pour la santé humaine en raison de leurs effets biologiques délétères, avérés ou suspectés, induits par une exposition chronique même à (très) faible dose. Ces effets biologiques sont divers : effets neurotoxiques, immunologiques, cancérigènes, génotoxiques... (voir Tableau 3-3 en fin de section). Une attention particulière est actuellement portée aux perturbateurs endocriniens (composés agissant sur les équilibres hormonaux). L'activité biologique de tous ces contaminants implique aussi de possibles effets négatifs sur l'environnement.

Ces molécules appartiennent à de nombreuses familles chimiques et présentent des propriétés physico-chimiques et des réactivités biologiques différentes. Ces propriétés conditionnent leur devenir dans l'environnement : leur possible dégradation biotique (par les microorganismes) ou abiotique (photodégradation...), leur mobilité (transport sous forme soluble ou liée à des particules), et leurs effets biologiques.

Les contaminants les plus étudiés sont les polluants organiques listés par les instances réglementaires (EU et US EPA) : il s'agit des POP, polluants organiques persistants¹⁴ (HAP¹⁵, PCB, dioxines et furanes). Ces contaminants réglementés constituent cependant une faible part de l'ensemble des contaminants potentiellement présents dans les Mafor. Plusieurs centaines de composés non réglementés ont été identifiés et font l'objet d'une littérature scientifique importante mais qui reste parcellaire : NP, LAS, DEHP, BPA, produits pharmaceutiques (utilisés en médecine humaine ou en élevage).

3.2.1. Les caractéristiques et la réglementation des CTO présents dans les Mafor

• Spécificité des CTO et difficultés d'analyse

Persistence et modalités de la dissipation des CTO

De par leur nature organique, ces contaminants sont potentiellement dégradables, plus ou moins rapidement, par voie biotique (biodégradation) ou abiotique (par photolyse ou hydrolyse). Cette dégradation peut être partielle, avec formation de métabolites (voie biotique) ou de sous-produits (voie abiotique) intermédiaires, ou complète (minéralisation).

Leur plus ou moins grande résistance à la dégradation ou transformation détermine la **persistence** des contaminants organiques, caractéristique fondamentale pour leur devenir dans l'environnement. Cette persistance est évaluée par la mesure de la demi-vie du composé (le DT50 est le temps nécessaire pour que 50% des molécules aient disparu) ou par des constantes cinétiques de dégradation. Plus sa demi-vie est longue, plus le contaminant est persistant. Toutefois, comme on va le voir, la "disparition" d'une molécule ne correspond pas toujours à son élimination réelle ; c'est donc une demi-vie "apparente" qui est mesurée.

Ce critère de persistance conduit à opposer deux types de contaminants :

- les contaminants dits persistants, dont la dégradation est très lente, avec des demi-vies apparentes de plusieurs mois. Appartiennent à cette catégorie : les HAP, PCB, PCDD/F, PBDE, PFOA, et des produits pharmaceutiques (triclosan, triclocarban, fluoxétine, carbamazépine) ;
- les contaminants dits non persistants, qui se dissipent rapidement : leurs demi-vies sont de quelques jours. Relèvent de cette catégorie : LAS, oestrogènes, ibuprofène, diclofenac, sulfaméthazine.

Entre ces deux classes, certains contaminants sont considérés comme moyennement persistants : c'est le cas d'antibiotiques (triméthoprim, ciprofloxacine, sulfaméthoxazole, tétracyclines), du NP, du BPA ou du DEHP.

¹⁴ La convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants les définit comme persistants, bioaccumulables, toxiques, mobiles <http://chm.pops.int/Home/tabid/2121/mctl/ViewDetails/EventModID/871/EventID/230/xmid/6921/Default.aspx>

¹⁵ Les sigles des molécules sont développés dans le tableau 3-3.

Les propriétés des contaminants organiques déterminent leurs devenir possibles dans l'environnement, mais aussi les conditions de leur analyse¹⁶. La capacité de liaison d'un contaminant à de la matière organique dépend de ses propriétés chimiques. Son affinité avec la matière organique est ainsi d'autant plus élevée que la molécule est hydrophobe.

Les contaminants organiques développent des interactions avec les matrices minérales et surtout organiques de la Mafor. Ces liaisons, initialement réversibles, deviennent de plus en plus fortes jusqu'à rendre la molécule inextractible. On parle de rétention des contaminants. Dans ces résidus dits "inextractibles" ou "liés", les contaminants sont donc non accessibles à l'analyse chimique mais présents. Ils peuvent cependant être mis en évidence par l'utilisation de molécules radiomarquées.

L'intensité et la réversibilité de la rétention d'un contaminant vont conditionner sa **mobilité** et sa **biodisponibilité** potentielle vis-à-vis des organismes vivants (microflore, microfaune, plantes, animaux), et donc sa possible dégradation et les risques de transfert vers les eaux ou vers des plantes ou animaux destinés à la consommation humaine.

La **dissipation** ou disparition apparente d'un contaminant peut donc en fait résulter de plusieurs phénomènes, dont les conséquences diffèrent :

- une réelle dégradation/transformation de la molécule, qui peut être complète, mais aussi partielle avec production de composés intermédiaires (ou métabolites), potentiellement toxiques eux aussi ; leur prise en compte multiplie le nombre de composés à rechercher ;
- une conjugaison à la matière organique du sol, qui rend la molécule inextractible par un solvant chimique et donc inaccessible à l'analyse. Ces résidus liés pourront toutefois être libérés lors de la dégradation de la matière organique de la Mafor après apport au sol ; leur formation induit donc des risques potentiels de relargage dans l'environnement des contaminants dans le futur ;
- une migration hors de la couche de sol échantillonnée, par transfert en profondeur ou par ruissellement.

Les difficultés et limites méthodologiques actuelles

Il est important de rappeler que les méthodes d'analyse de certains contaminants organiques sont encore en développement ; les difficultés tiennent aux larges gammes de concentrations de contaminants – qui restent toutefois dans des concentrations faibles (ng/kg ou pg/l) –, aux fortes interactions avec les matrices des Mafor, et aux modes de détection et de quantification suite à l'extraction. De la mise au point et de la précision de ces méthodes d'analyse dépend la disponibilité d'informations sur la présence de contaminants organiques dans les Mafor. Ainsi par exemple, le développement actuel des méthodes multi-résidus permettra d'analyser de nombreuses molécules simultanément.

Une autre difficulté réside dans le fait que les méthodes d'analyse diffèrent entre les études (les limites de détection et limites de quantification sont variables et évolutives), de même que les représentations des résultats (min, max, médiane, moyenne, simple graphique...).

La très grande majorité des références porte sur des contaminants organiques "totaux", c'est-à-dire analysés en une seule extraction, qui ne distingue donc pas les formes chimiques. Pour les composés organiques, les informations sont beaucoup moins nombreuses que pour les ETM concernant l'association des contaminants à différentes fractions de la Mafor, qui les rend plus ou moins disponibles pour des transferts dans l'environnement ou l'action de la microflore dégradante.

• Les CTO étudiés

La littérature scientifique et "grise" permet d'accéder à beaucoup de données sur des molécules qui, de par leurs propriétés physico-chimiques (forte hydrophobicité), sont listées dans les textes réglementaires et sont donc analysées de façon quasi systématique : ce sont les **polluants organiques persistants** (POP), avec les HAP et PCB (les deux seules familles réglementées en France dans les Mafor), et les PCDD/F. Pour ces trois familles, des données existent sur les boues, mais aussi sur les composts et digestats de déchets verts, biodéchets et ordures ménagères résiduelles (OMR), ainsi que sur les effluents d'élevage, les sédiments, les biochars et les cendres. Plus récemment, d'autres contaminants qui, en raison de leur persistance, se retrouvent dans toutes les matrices environnementales, ont aussi été quantifiés dans les Mafor : il s'agit des PBDE, PFC, PCN et PCA. Ces autres molécules dites persistantes sont surtout quantifiées dans les boues, et quelques données existent sur d'autres Mafor (Tableau 3-3).

A ces molécules persistantes, s'ajoutent des **molécules à usages domestique et industriel** importants : les détergents (LAS, NP, QAC) et plastifiants (phthalates [DEHP] et bisphénols), les parfums, les produits de soin et agents antimicrobiens (triclosan, triclocarban, parabens), les polymères (PDMS). Pour ce groupe, la Mafor la plus étudiée reste la boue, mais les LAS, NP, DEHP, BPA ont aussi été analysés dans des composts et digestats de déchets verts et biodéchets, et des effluents d'élevage.

¹⁶ Le dosage d'un composé organique présent dans une matrice solide (Mafor ou sol) passe toujours par une phase d'extraction à l'aide d'un solvant organique tel que l'acétonitrile ou le méthanol.

Actuellement, on assiste à un fort développement des données sur les **composés pharmaceutiques**, du fait d'une plus grande attention portée à ces molécules et de l'amélioration des méthodes d'analyse. De nombreux travaux rapportent des données de présence, dans les boues et effluents d'élevage, de diverses molécules pharmaceutiques : des antibiotiques (fluoroquinolones, macrolides, sulfamides), analgésiques, anti-inflammatoires, antihistaminiques, hormones, beta-bloquants, agents de contraste... Parmi les antibiotiques, les trois grandes familles les plus utilisées que sont les fluoroquinolones, les sulfamides et les macrolides sont retrouvées dans les Mafor. Une dernière famille est aussi concernée : les pesticides, qui ont été quantifiés dans des boues et des composts et digestats de déchets verts et biodéchets. Les Mafor les moins étudiées sont les digestats autres que ceux de biodéchets et de déchets verts.

• Les CTO réglementés

En France, sur l'ensemble des contaminants organiques potentiellement présents dans les Mafor, seuls trois HAP et un ensemble de 7 PCB sont réglementés et ce, uniquement pour les boues issues du traitement des eaux usées, les effluents ICPE hors élevage et les amendements organiques répondant aux normes NFU 44 051 ou 44 095 (voir Annexe – Tableau 1). Ces 10 composés font l'objet d'une réglementation parce qu'ils sont à la fois persistants dans l'environnement (et présents dans tous les compartiments de l'environnement sans exception), bioaccumulables dans la chaîne alimentaire et toxiques.

Peu de **pays européens** ont fixé des normes sur les composés traces organiques, et il y a une grande variabilité dans les choix de molécules et les seuils. Ainsi l'Allemagne a fixé un seuil plus sévère que la France pour les PCB, lesquels ne sont pas réglementés au Danemark. A l'inverse, l'Allemagne ne réglemente pas les HAP, alors que le seuil sur la somme de neuf HAP est plus sévère au Danemark que celui sur la somme de trois HAP en France.

Au niveau européen, l'instauration de limites pour une nouvelle série de contaminants organiques (AOX, LAS, DEHP, PCDD/F, NPE et PFC notamment) est envisagée. Des propositions ont ainsi été élaborées lors des discussions engagées sur le projet de règlement "End of waste", portant notamment sur des teneurs limites en contaminants, qu'un déchet devrait respecter pour devenir un "produit".

3.2.2. La présence de CTO dans les Mafor et les flux d'apport aux sols *via* les Mafor

Les critères retenus pour le choix des composés étudiés dans l'ESCo sont l'existence de données disponibles et la représentativité d'une famille de contaminants. Les groupes de Mafor retenus sont : les boues d'épuration, les effluents d'élevage, les composts d'origine urbaine (hors boues), les cendres et les biochars. Quand les données sont suffisantes, les concentrations dans les Mafor en France sont distinguées de celles relevées au niveau international.

L'analyse des données montre que les **Mafor** les plus étudiées sont les boues de STEU urbaines, pour tous les types de micropolluants et pour un large panel de traitements (digestion, compostage, chaulage, séchage). Les effluents d'élevage sont surtout considérés bruts, très rarement digérés ou compostés ; ils sont très bien décrits quant à la présence de composés pharmaceutiques. Les composts et les digestats de déchets verts, biodéchets et OMR, les effluents/boues industriels, sédiments de dragage, boues de potabilisation, cendres et biochars sont *a contrario* très peu documentés.

En ce qui concerne les **composés**, les contaminants organiques listés par les instances réglementaires (EU et US EPA) ont été largement plus étudiés que les autres. Les données sur les "composés pharmaceutiques" dans les boues et les lisiers/fumiers connaissent actuellement un fort développement. D'autres molécules type polychloronaphthalène, polychloro-n-alcanes, PFOA et siloxanes sont également recherchées.

Les teneurs en micropolluants diffèrent beaucoup (du g au 100 ng/kgMS) selon les matrices et les composés (voir Tableau 3-3). Dans les boues traitées et les composts, par exemple : les détergents (LAS et NP) et phtalates présentent des teneurs le plus souvent supérieures à 10 mg/kgMS ; les HAP, la ciprofloxacine (CIP) et le PBDE (209) ont des teneurs médianes comprises entre 100 et 5 000 µg/kgMS ; les PCB, la sulfaméthoxazole (SLFO) et le 17β-oestradiol des teneurs inférieures à 100 µg/kgMS. Dans les fumiers, les teneurs médianes des composés pharmaceutiques avoisinent les 100 µg/kg MS, mais avec des maximales atteignant 7-8 mg/kgMS.

• Concentrations en CTO dans les grands types de Mafor

La présence d'une grande diversité de contaminants organiques dans les Mafor est indéniable, et rend complexe l'analyse.

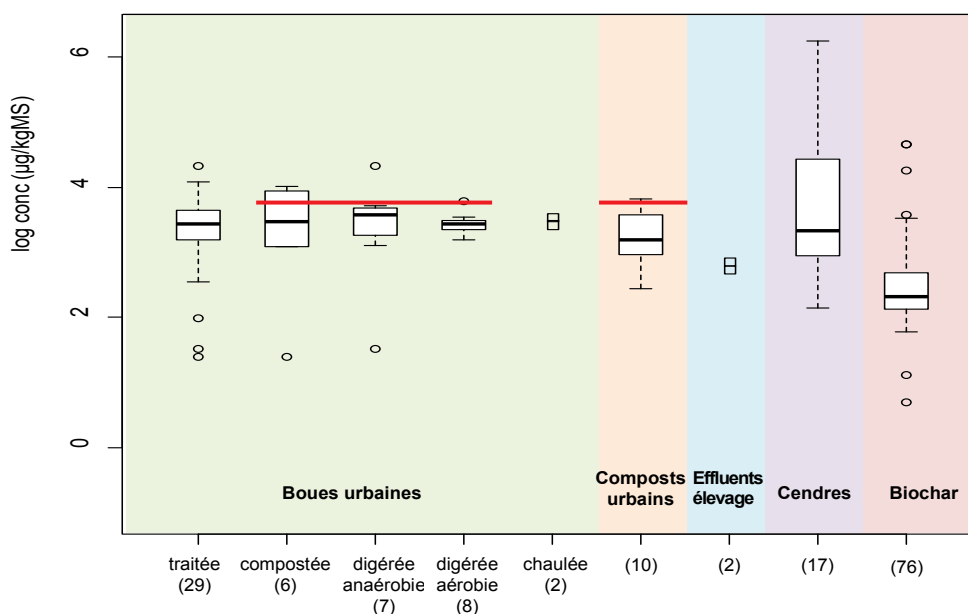
Composés persistants ubiquistes réglementés

La comparaison entre Mafor (Figure 3-4) met en évidence, pour la somme des **16 HAP**, que : les teneurs dans les boues sont légèrement supérieures à celles des composts urbains ; celles des effluents d'élevage semblent plus basses, mais peu de données sont disponibles ; les teneurs dans les cendres sont équivalentes à celles des boues et des composts ; celles

des biochars sont bien inférieures. Les quelques études disponibles montrent que les cendres, notamment celles de bois, peuvent contenir des teneurs importantes en HAP, en raison d'une combustion incomplète. Ces composés sont également présents dans les biochars, en fonction de la conduite de la gazéification ou de la pyrolyse. La majorité des valeurs sont inférieures à la limite proposée lors des discussions pour le projet de règlement "End of waste" de 6 mg/kgMS, sauf pour les cendres. Dans les sédiments fluviaux, la concentration en HAP varie suivant la zone géographique : de 0,05 mg/kgMS pour les cours d'eau du Sud-Ouest de la France à 8,77 mg/kgMS pour ceux du Nord.

La situation est plus délicate pour l'ensemble des 7 PCB. Bien que leur fabrication et leur usage soient interdits depuis 1987 en France, ces composés sont toujours présents dans l'environnement. Les teneurs dans les boues de STEU urbaines sont inférieures à la limite réglementaire française actuelle, mais seraient proches voire supérieures à la limite proposée dans le cadre du projet "End of waste" pour les composts et les digestats. Les composts urbains présentent des teneurs largement inférieures aux réglementations. Les PCB sont aussi présents dans les sédiments fluviaux, la concentration la plus élevée étant retrouvée, comme pour les HAP, dans les cours d'eau du Nord de la France (0,077 mg/kg) ; elle est cependant beaucoup plus faible que pour les boues de STEU urbaines.

Figure 3-4. Teneurs en HAP dans les Mafor : somme des 16 HAP



Trait rouge = valeur limite proposée dans les discussions "End of waste" à 6 mg/kgMS pour les composts et digestats.

Entre parenthèses : le nombre de références de la littérature internationale.

Les données "boues urbaines traitées" regroupent celles sur les boues compostées, digérées et chaulées et des données supplémentaires sur des boues déshydratées, centrifugées, et séchées.

Composés à fort usage industriel et domestique non réglementés

Les données sont nettement moins nombreuses pour ces composés non réglementés. Les boues de STEU urbaines sont les plus étudiées. Les quelques valeurs françaises disponibles (LAS, DEHP, NP, triclosan, BDE209, PCB et PCDD) sont inférieures aux valeurs médianes de la littérature internationale, sauf pour BDE209, LAS et PCB. Dans les composts urbains (déchets verts et biodéchets), les LAS, PCB et HAP sont présents à des concentrations comparables à celles dans les boues de STEU urbaines, mais les teneurs en DEHP, BPA et PFOS sont plus faibles que dans les boues.

Il existe peu de données pour les sédiments fluviaux dragués, mais les sédiments de rivière sont une matrice étudiée en chimie environnementale. Les cours d'eau reçoivent les eaux résiduaires plus ou moins traitées, d'origine urbaine et industrielle, rejetées dans le milieu naturel ; la sédimentation des contaminants organiques hydrophobes, susceptibles d'être adsorbés sur les matières en suspension contenues dans ces eaux résiduaires, est donc prévisible.

Produits pharmaceutiques

Les antibiotiques (notamment les tétracyclines, fluoroquinolones et macrolides) sont fréquemment détectés dans les **boues** de STEU, ce qui est cohérent avec les usages de ces produits et leur excrétion. Les concentrations relevées en France sont soit plus élevées que les médianes internationales (cas d'une fluoroquinolone (norflaxine), de deux analgésiques [acétaminophène et ibuprofène], d'un anti-épileptique [carbamazépine], d'un bêta-bloquant [propanolol]), soit très proches de la médiane (sulfaméthazine, estrone), soit inférieures (ciprofloxacine, oflaxine, tylosine). Elles sont particulièrement élevées

pour les fluoroquinolones (entre 100 µg et 10 mg/kgMS), la tylosine (un antibiotique à usage vétérinaire, proche du mg/kg), et l'acétaminophène (10 mg/kgMS).

Les concentrations en antibiotiques dans les **effluents d'élevage** apparaissent beaucoup plus variables, du µg à 100 mg/kg. Ces différences de teneurs sont liées au type d'élevage et à son mode de conduite : les teneurs les plus élevées sont détectées dans les élevages de porcs (chlorotétracyclines, sulfaméthazine) et de vaches (tétracyclines). Les données françaises sont rares ; elles sont soit proches (oxytétracycline, sulfaméthazine), soit inférieures aux médianes internationales (tylosine, sulfaméthazine).

Influence des traitements des Mafor sur les teneurs en CTO

Les données disponibles ont aussi permis d'évaluer l'efficacité des différents traitements quant à l'élimination des contaminants. Les procédés étudiés sont majoritairement le compostage et la digestion anaérobie, examinés principalement sur les boues et pour les composés dits réglementés. Il existe peu de données sur l'impact du chaulage des boues, pourtant largement utilisé en France, et sur l'impact du séchage. La plupart des données ne sont pas issues d'un bilan matière complet (c'est-à-dire d'une comparaison des flux d'entrée et de sortie) à l'échelle des procédés. Ce sont aussi souvent des données obtenues en laboratoire, qui parfois s'opposent à celles obtenues sur des sites industriels.

Une élimination des contaminants est observée, plus souvent sous conditions aérobies, sans que les processus réels de dissipation des molécules (dégradation, volatilisation, formation de résidus liés) soient déterminés. L'effet des traitements sur les HAP (Figure 3-4) ou sur les nonylphénols apparaît faible, dans le cas des boues par exemple.

Il existe très peu d'informations sur la forme sous laquelle se trouvent les contaminants dans les Mafor, et en particulier sur le type de liaison entre ces composés et la matière organique, alors que cette variable conditionne leur disponibilité future et donc leur devenir dans les sols. L'effet des traitements sur ces liaisons est encore moins bien connu.

• Flux de CTO dans les sols associés aux épandages de Mafor

Les différents flux d'apport de contaminants organiques aux sols agricoles n'ont pas été quantifiés à l'échelle nationale. Les stocks présents dans les sols n'ont été évalués en France que pour quelques contaminants (HAP, PCB, PCDD/F et pesticides), dans le cadre du réseau de suivi des sols RMQS (Réseau de Mesures de la Qualité des Sols). Les données d'analyse de sol publiées ne distinguent pas les différents types de sols (qui sont à 71% des sols cultivés, 19% des sols de prairies et 10% des sols forestiers) ; l'historique d'épandage de ces sols n'est par ailleurs pas connu. La somme des 16 HAP est en moyenne de 920 µg/kgMS (avec le Benzo[a]Pyrène à 40 µg/kgMS et le fluoranthène à 80 µg/kgMS).

Une première tentative de bilan des flux a été réalisée en France sur une dizaine de familles de contaminants (HAP, PCB, PCDD/F, NP, DEHP, LAS, hormone [17β-oestradiol] et deux antibiotiques [sulfaméthoxazole et ciprofloxacine]) véhiculés par des boues, des composts et des effluents d'élevage. Les calculs ont été réalisés en utilisant des données internationales pour les teneurs en contaminants des Mafor. Les flux de contaminants *via* un épandage agronomique ont été estimés sur la base d'un apport de Mafor équivalent à un apport d'azote de 170 kg/ha (maximum autorisé en zone vulnérable Nitrate). Quand les bruits de fond des concentrations en contaminants organiques dans les sols étaient connus, les flux d'apport ont été comparés aux stocks présents dans le sol (i.e. dans son horizon supérieur, auquel est incorporée la Mafor). Les estimations calculées sur la base de ces données donnent des flux médians potentiels (à partir des concentrations médianes dans les Mafor) variant du mg/ha/an (oestradiol, PCB, sulfaméthoxazole) à la centaine de g/ha/an (DEHP, LAS, NP).

Les flux sont variables et dépendent des composés et de leur utilisation, donc de leur teneur dans les Mafor : par exemple, l'oestradiol et le sulfaméthoxazole sont apportés majoritairement par les fumiers, alors que la ciprofloxacine (antibiotique) l'est par les boues. Cette approche d'évaluation des flux entrant dans les agrosystèmes reste délicate, du fait du manque de données ou du choix des données utilisées, que ce soit sur les flux de Mafor (flux nationaux ou régionalisés), sur les teneurs en contaminants dans ces Mafor (concentrations moyennes nationales ou valeurs plus ponctuelles tirées de la littérature internationale) ou sur les teneurs dans les sols (valeurs nationales ou pour une parcelle donnée). Lorsque les données existent, ces flux sont à mettre en regard à la fois d'autres flux potentiels, comme les apports atmosphériques ou par d'autres intrants (engrais, pesticides, eau), mais aussi des stocks réels en contaminants dans les sols.

Les publications sur ce type d'évaluation sont peu nombreuses, mais montrent que pour les contaminants persistants tels que HAP, PCB et PCDD/F, les flux associés aux Mafor restent très inférieurs aux stocks du sol, parce qu'il s'agit de contaminants ubiquistes et que les stocks peuvent résulter d'une contamination ancienne. Pour d'autres composés persistants comme les PBDE ou PFC, plus récemment introduits dans notre environnement, les apports par les Mafor (boues de STEU urbaines essentiellement) sont visibles, avec des augmentations des stocks du sol. Pour les contaminants à usage industriel et domestique important (détergents, plastifiants), présents à de fortes teneurs dans les Mafor d'origine urbaine (boues de STEU, compost/digestat de déchets verts, biodéchets et ordures ménagères résiduelles), les apports *via* les Mafor sont souvent visibles par rapport aux teneurs dans les sols ; ils sont susceptibles d'induire une augmentation des stocks du sol, qui n'est toutefois pas avérée du fait de la non-persistance de ce type de contaminants. Les rares études portant sur les flux de pesticides apportés par les Mafor montrent qu'ils restent largement inférieurs aux autres flux, atmosphériques et directs, et sont

aussi négligeables au regard des stocks. Pour les composés pharmaceutiques, les produits de soin et les biocides, les apports au sol se font majoritairement *via* les Mafor de types boues et effluents d'élevage (épandage, déjections au pâturage). Les flux, selon les concentrations dans les Mafor et les quantités épandues, sont de l'ordre du mg à la dizaine de g/ha/an. Les stocks du sol couvrent quant à eux une large gamme, entre des sols ne recevant pas ce type de Mafor (quelques mg/ha) et ceux en recevant de façon quasi constante (dizaine à centaine de g/ha). Ainsi, tous les cas de figure sont possibles, entre des flux très supérieurs aux stocks (parcelles sans passif d'épandage) et des flux très inférieurs aux stocks (parcelles de pâture).

Pour autant, en Suisse, ces calculs de flux de contaminants apportés par des Mafor et par d'autres intrants ont été utilisés pour estimer le temps nécessaire pour dépasser la valeur-guide pour les sols ou la production de plantes. Pour la somme des 16 HAP, si on fait l'hypothèse que les seuls apports sur les sols se font par un compost de déchets verts et par l'atmosphère, avec une teneur initiale sol de 225 µg/kgMS, il faudra moins de 50 ans pour atteindre la valeur-guide pour le sol de 1 mg/kgMS. Les auteurs de l'étude en concluent que l'application de limites (en quantité de Mafor ou concentration en polluant) est nécessaire pour éviter l'augmentation rapide des concentrations dans les sols.

Donner des tendances sur les effets réels des flux d'apport sur les stocks dans les sols est cependant difficile. Les rares études menées au champ en France, en conditions normales d'apport de Mafor, ne montrent pas quant à elles d'augmentation des stocks en contaminants organiques (HAP, PCB, PCDD/F, NP, DEHP, LAS). On ne dispose pas de bilan général avec quantification des autres flux et des exportations (par les eaux, les plantes et les animaux).

3.2.3. Le devenir des CTO dans les sols et les transferts vers les eaux

Si de nombreuses études portent sur le devenir des contaminants organiques apportés seuls sur le sol, moins de travaux examinent les apports par l'intermédiaire des Mafor. Ces études sont réalisées à plusieurs échelles : au champ, dans des containers placés à l'extérieur, des colonnes de sols ou au laboratoire, sur de petites quantités de sol et de Mafor. C'est à cette dernière échelle que l'on trouve le plus de données portant sur un plus grand nombre de composés. Là encore, les Mafor les plus étudiées sont les boues de STEU. Les données sont moins nombreuses pour les effluents d'élevage, et rares sur les autres Mafor. De plus, peu de comparaison entre Mafor sont disponibles. Le Tableau 3-3 présente un bilan du devenir dans l'environnement des principaux contaminants organiques susceptibles d'être apportés par les Mafor.

• Persistance dans les sols

La persistance des contaminants organiques dans des sols recevant des Mafor est un facteur clé de leur devenir dans l'environnement. Les **contaminants persistants** sont peu ou pas dégradés et se maintiennent sous forme native. Souvent adsorbés sur la matière organique de la Mafor ou du sol (facteur qui contrôle leur accessibilité et disponibilité pour la dégradation), ils sont peu mobiles et peu disponibles pour un transfert vers les eaux ou les plantes. Cette persistance rend possible leur accumulation dans le sol (en fonction du ratio flux/stock) et leur ingestion par les animaux lors du broutage. Sur le long terme cependant, leur mobilisation est possible *via* la dégradation de la matière organique particulaire de la Mafor et du sol, et la production de matière organique dissoute. A l'opposé, les **contaminants non persistants** font l'objet d'une dissipation rapide, qui peut être due à une réelle dégradation/transformation de la molécule (complète ou partielle), à une conjugaison à la matière organique rendant la molécule inextractible ou à un transfert en profondeur ou par ruissellement. Il faut noter que les deux derniers phénomènes s'appliquent aussi aux métabolites intermédiaires.

La persistance réelle est délicate à évaluer, en raison de la difficulté à distinguer la dégradation ou transformation des contaminants et leur forte rétention sur les matrices solides. La persistance des contaminants organiques dans des sols recevant des Mafor n'est donc le plus souvent évaluée que par l'estimation des demi-vies dans les sols. Or les valeurs de DT50 obtenues sont largement contingentes du type d'étude réalisée et de l'échelle considérée : des conditions expérimentales différentes (température, humidité, degré d'incorporation de la Mafor dans le sol...) peuvent conduire à des résultats divergents ; les processus en jeu (dégradation microbienne ou abiotique, formation de résidus liés...) ne sont pas forcément les mêmes dans toutes les situations. Cette différence de comportement entre le laboratoire et le terrain est importante à considérer, car elle peut remettre en cause des classements du type "persistant / non persistant".

La présence de Mafor peut modifier les persistances identifiées à partir d'incubation de référence (mise en contact de sol et de contaminants). Souvent elle augmente les demi-vies, en ralentissant la dégradation par réduction de la disponibilité des contaminants. Dans de rares cas (observés au laboratoire), elle favorise la dégradation en apportant des micro-organismes, des nutriments et des co-substrats. L'absence d'effet (aucune différence significative entre incorporation directe au sol et *via* une Mafor) est aussi observée.

La "dissipation" des contaminants est souvent attribuée à une biodégradation, réalisée par des microorganismes déjà présents dans le sol ou apportés par la Mafor – ce dernier effet est mis en évidence au laboratoire en comparant les comportements de mélanges de sol avec une Mafor stérilisée ou non. La dissipation inclut aussi la formation de résidus liés, comme observée pour le NP, les œstrogènes, résidus liés dont on ne connaît pas l'évolution sur le long terme (réversibilité de la rétention, mobilité). D'autres voies de dégradation sont parfois envisagées, comme la photodégradation. Quant aux métabolites ou sous-produits

issus de la transformation des contaminants issus de Mafor dans les sols, ils sont rarement recherchés, et encore plus rarement observés. Seules les expériences en conditions contrôlées peuvent permettre d'identifier ces mécanismes ainsi que les métabolites issus de la dégradation. Mais le bilan n'est parfois pas facile à établir : ainsi la tétracycline et la ciprofloxacine sont à la fois utilisées comme antibiotiques et potentiellement issues de la transformation d'autres antibiotiques.

Les études réalisées au champ, majoritairement avec des boues, dans des conditions d'apports agronomiques, ne montrent pas jusqu'à maintenant d'accumulation dans les sols pour les molécules identifiées comme persistantes, sauf pour les PBDE et les PFC étudiés plus récemment. Ainsi, en France, dans l'essai au champ *Qualiagro*, un des sites du SOERE PRO, aucune accumulation ni transfert aux plantes de HAP ne sont observés à l'issue de 7 épandages de diverses Mafor (composts et fumier). Les concentrations relevées pour la somme des 16 HAP varient entre 280 et 410 $\mu\text{g/kgMS}$ et ne montrent pas de différence entre les sols amendés et les sols non amendés. Des études similaires réalisées au Danemark convergent vers des résultats similaires. Les travaux examinant plusieurs horizons de sol n'observent aucune migration vers les couches profondes, y compris pour des contaminants moyennement persistants. Les rares études qui comparent les apports de différentes Mafor n'identifient pas de différence de comportement pour les contaminants étudiés.

• Transferts vers les eaux

Les contaminants organiques apportés au sol par les Mafor sont susceptibles d'être transférés vers les eaux superficielles et vers les eaux souterraines. Des études *in situ* le montrent, tout en soulignant que les transferts sont faibles. L'évaluation des risques de transfert vers les eaux tient compte de la persistance du contaminant, mais aussi de sa mobilité. La contamination des eaux par des métabolites ou sous-produits formés dans les sols est très peu documentée.

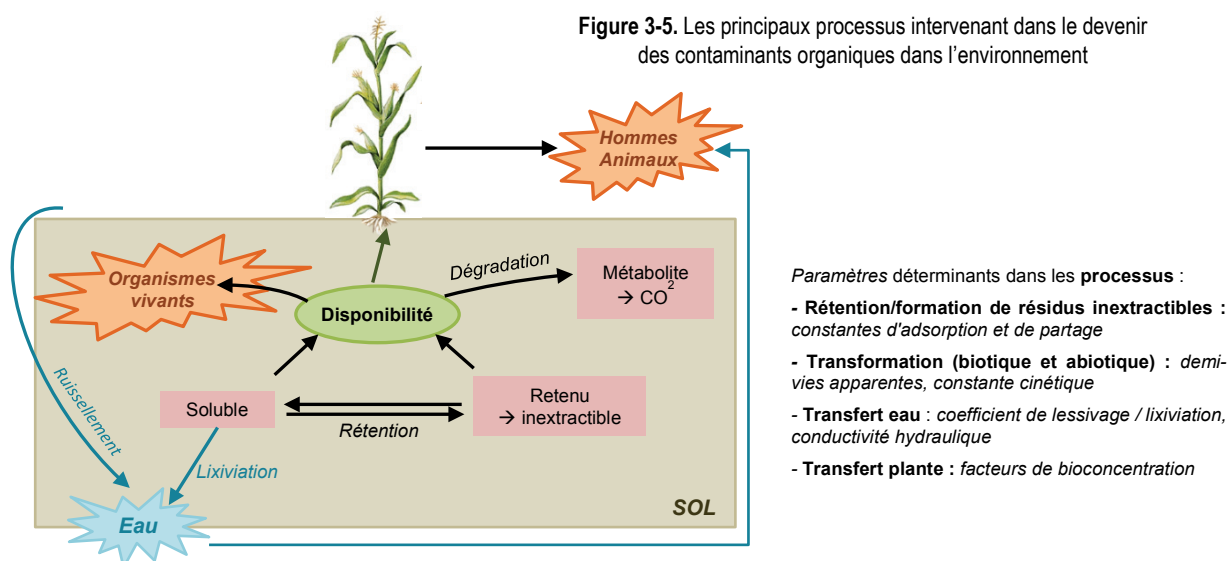
Le transfert des contaminants les plus hydrophobes et les plus persistants vers les eaux de surface est associé au transfert particulaire ou colloïdal. Les études de laboratoire réalisées avec des mélanges sol-Mafor, qui se focalisent principalement sur le rôle des matières dissoutes et colloïdales, suggèrent que les associations matières organiques - contaminants dans les Mafor peuvent accroître leur mobilité après apport au sol ; cependant ces effets sont difficiles à mettre en évidence en plein champ. Sur le long terme, une mobilité par lixiviation est avérée pour des molécules qui peuvent être assez fortement retenues : il existe peu de données long terme et terrain, mais le phénomène est attesté par la connaissance de contaminations des eaux par des pesticides persistants, par exemple.

Pour des produits pharmaceutiques et les hormones, on observe au champ des durées de demi-vie dans les eaux de ruissellement de quelques jours, avec des concentrations dans l'eau entre le ng/l et le $\mu\text{g/l}$. Des transferts vers les eaux de surface via les réseaux de drainage ont été observés après apport de boues.

Les contextes favorables à la mobilité des contaminants sont les sols drainants à faible capacité de rétention et la présence d'écoulements préférentiels rapides. Les risques de transferts vers les eaux souterraines sont accrus pour les molécules les plus persistantes.

3.2.4. Les transferts vers les plantes et les animaux

Les principaux processus intervenant dans le devenir des contaminants organiques dans l'environnement jusqu'à leur transfert aux plantes ou aux animaux sont récapitulés dans la Figure 3-5.



La possibilité et le niveau de transfert d'un contaminant dépendent de sa teneur dans la Mafor et des quantités épandues, mais aussi de sa **biodisponibilité**, c'est-à-dire de la fraction de la molécule qui pourra "interagir" avec la cible, donc être sous une forme potentiellement prélevée par les végétaux, ingérée et stockée dans les animaux. Cette disponibilité peut être réduite par la sorption du contaminant sur la matière organique de la Mafor et/ou du sol.

La faible biodisponibilité des contaminants organiques dans le mélange sol-Mafor est très régulièrement soulignée. Cependant, l'estimation de cette biodisponibilité reste sujette à caution : même fortement fixés, les composés peuvent être remobilisés et rester actifs, comme l'ont montré plusieurs études, notamment pour des antibiotiques (tétracyclines, tylosine) apportés par des effluents d'élevage.

Le transfert dans les matières premières destinées à la consommation humaine dépend ensuite du devenir du contaminant dans la plante ou l'animal, dont le métabolisme peut conduire à la dégradation de la molécule, à son excrétion ou à son stockage dans certains organes.

• Transfert vers les végétaux

Dans des conditions réelles d'épandage, la disponibilité des contaminants organiques hydrophobes dits persistants (HAP, PCB, POP de façon générale) pour les végétaux est généralement faible car ils sont fortement sorbés aux MO des Mafor et des sols. Ce n'est pas toujours le cas de nombreux contaminants émergents, en particulier les antibiotiques.

Si des transferts de contaminants organiques ont été observés pour diverses plantes et différents organes végétaux, ils l'ont souvent été dans des conditions de culture non représentatives des conditions de plein champ (expérimentations de courte durée, réalisées sous serre, en conditions hydroponiques ou de laboratoire), éventuellement sans Mafor (par un apport direct de contaminant). La sorption des contaminants hydrophobes (HAP et POP plus généralement...) sur les péridermes des racines a été observée, mais sans translocation aux parties végétatives ; cette sorption est en compétition avec celle sur la MO de la Mafor et du sol. Lorsque des contaminants organiques sont présents dans les parties aériennes de plantes, l'hypothèse avancée (mais non vérifiée par des mesures) est souvent une contamination par dépôt foliaire, de particules de sol ou de retombées atmosphériques. Dans le cas des contaminants émergents (médicaments), l'absorption est plus systémique, avec un transfert interne des molécules vers les parties aériennes ; elle est parfois importante, mais dépend de la disponibilité du contaminant dans la Mafor.

Cependant les connaissances sont encore fragmentaires (particulièrement, sur les contaminants émergents, le transfert de métabolites formés lors de la dégradation dans le sol, ou la recherche de métabolites produits par les plantes), et les résultats sont difficiles à comparer du fait de la diversité, en premier lieu des molécules, mais aussi des conditions d'étude, des Mafor et des végétaux étudiés.

• Transfert vers les animaux

La voie prépondérante de contact entre les animaux et les contaminants organiques est l'ingestion de sol, fourrage et pédofaune contaminés (cf. Encadré 3-1).

La majorité des expérimentations réalisées au champ concerne les ruminants exposés à l'épandage de boues de STEU. Quelques études réalisées en conditions réelles d'épandage n'ont pas montré de différences significatives de transfert des molécules étudiées (phtalates, alkylphénol) vers les animaux entre des parcelles traitées et des parcelles témoins. Cependant, les variabilités observées et les limites méthodologiques rencontrées lors de telles expérimentations (difficulté à différencier les nombreuses sources potentielles de polluants ou encore à prédire l'effet des mélanges de polluants spécifiques à chaque Mafor par exemple) rendent difficile l'interprétation des résultats et ne permettent pas de conclure.

Pour beaucoup de composés organiques, les données sur les transferts vers les animaux domestiques terrestres sont inexistantes ou trop fragmentaires pour pouvoir conclure. Cependant, les informations disponibles sur le comportement "général" des molécules (acquises sans lien avec l'épandage de Mafor), peuvent parfois être mobilisées, notamment pour les composés dont les mécanismes sont les plus connus (PCB, HAP).

Les molécules peu métabolisées et fortement hydrophobes (PCB 180, TCDD...) tendent à être bio-accumulées dans les tissus graisseux et/ou excrétées *via* le foie, le lait ou les œufs. Tous les composés persistants et ayant le même type de comportement que les PCB/PCDD/F sont susceptibles de s'accumuler. En revanche, les HAP, molécules fortement métabolisées, ne s'accumulent pas dans les produits animaux. Les molécules plus hydrophiles se concentrent préférentiellement dans le foie et les reins. Entre ces deux extrêmes, des mécanismes parfois intermédiaires peuvent régir les transferts de certaines molécules dont les mécanismes de transfert restent mal connus (PBDE, PFO...).

La contamination des matières premières animales destinées à la consommation humaine concerne donc surtout les tissus graisseux ou le lait et les œufs. Tous les produits organiques lipophiles persistants dans l'environnement et plus particulièrement dans les sols (si les transferts vers les plantes sont faibles) sont à surveiller car leur biodisponibilité relative – c'est-à-dire le taux d'extraction intestinale des contaminants depuis les particules de Mafor ou de sol auxquelles ils sont liés – est potentiellement élevée.

Tableau 3-3. Devenir dans le sol, l'eau, les végétaux et les animaux des principaux contaminants organiques susceptibles d'être apportés par les Mafor

Contaminants : [ex. d'activité source]	Principales Mafor en contenant	Apport par Mafor, importance / autres flux ¹ et stock du sol	Comportement dans le sol ²	Risque de transfert ³			Type de toxicité pour l'homme et les animaux
				vers les eaux	vers les végétaux	vers les animaux domestiques terrestres	
Persistants, ubiquistes dans notre environnement							
HAP (hydrocarbures polycycliques aromatiques) [gaz échappement, fumée]	Boues, composts/digestats de biodéchets, DV, OM	≥ autres flux << stock du sol	demi-vie : 1-10 ans Persistence, risque d'accumulation sur le long terme selon flux Mafor / autres flux et stocks	ε/+ (long terme, remobilisation)	0/ε possible sur légumes racines (labo)	Métabolisés, très peu d'accumulation	De nombreux HAP sont génotoxiques et mutagènes Perturbateurs endocriniens
PCB (polychlorobiphényls) [fluide diélectrique, transformateur]		≥ autres flux << stock du sol	Pas d'accumulation observée sur les sites expérimentaux français		0/ε	Présence possible dans les viandes ; Stockage ou excrétion dans produits gras (lait, œufs); variable selon congénères et espèces animales.	Probablement cancérigènes, problèmes de développement
PCDD (polychlorodibenzo-p-dioxines) PCDF (polychlorodibenzo-p-furanes) [combustion]		≥ autres flux << stock du sol			0/ε		Perturbateur endocrinien
Polybromés : PBDE (polybromodiphényléthers) [retardateur de flamme]	Boues, composts/digestats de biodéchets, DV, OM	≥ autres flux	demi-vie : 1 à 20 ans Persistence, risque d'accumulation sur le long terme selon flux Mafor / autres flux et stocks	ε/+ (long terme, remobilisation)	0/ε	Informations rares. Nécessité d'acquérir des données concernant les transferts ; molécules à surveiller. Détectés dans muscles et produits gras ; variable selon congénères et espèces	Effet sur la reproduction, perturbateurs endocriniens, neurotoxicité
PFC (Composés perfluorés, dont PFOA Acide perfluoro-octanoïque) [construction, emballages, textiles]		Idem flux PCB (10 mg/ha) Pas de données autres flux		ε/+	0/ε	Informations rares. Détectés dans foie, reins, muscles et parfois produits gras ; réponses variables selon congénères et espèces	Perturbateurs endocriniens, effets sur le système immunitaire, effets neurotoxiques
Paraffines : PCA (Polychloroalcanes) [peintures, retardateurs de flamme, plastifiants]		Flux important vu les teneurs dans les Mafor Pas de données autres flux	*	*	*	* forte suspicion de comportements similaires aux PCB/PCDD/F	Nécessité d'acquérir des données concernant les transferts ; molécules à surveiller
Polychloronaphtalènes : PCN (Naphtalènes polychlorés) [fluide diélectrique, lubrifiant, electroplating]	Boues (peu de données) Teneur idem PCB	Idem flux PCB Pas de données sol et autres flux	*	*	*	Informations lacunaires Si suspicion de comporte- ments similaires aux PCB : à surveiller en fonction des apports via les Mafor et de la persistance	
Fort usage industriel et domestique - Persistence faible à moyenne							
Polymères : PDMS (Polydiméthylsiloxanes) [traitement textile, antimousse]	Boues (peu de données) Teneur idem NP, DEHP	Flux important au regard des teneurs dans les Mafor Pas de données autres flux	demi-vie : qq jours à 1 mois (dégradation abiotique)	*	*	Informations lacunaires	
Parfums (musk), surtout les polycycliques [produits de soin]	Boues (>mg/kg MS)	Flux important au regard des teneurs dans les Mafor Pas de données autres flux	demi-vie : qq mois	ε/+	0/ε possible sur légumes racines (labo)	Informations lacunaires	
LAS (acides alkylbenzènes sulfonate linéaires) [détergents anioniques]	Boues, composts/digestats de biodéchets, DV, OM	Flux important au regard des teneurs dans les Mafor << stock du sol	demi-vie : qq jours à 1 mois	ε/+	ε/+	Informations lacunaires	
NP (nonylphénols) [détergents non ioniques]		Flux important au regard des teneurs dans les Mafor >> stock du sol	demi-vie : qq jours	ε/+	ε/+	Informations rares	Perturbateur endocrinien

QAC (ammonium quaternaire) [détergents cationiques, désinfectant, émulsifiant]	Boues (très peu de données, concentration idem NP et LAS)	Flux important au regard des teneurs dans les Mafor Pas de données sol, autres flux	demi-vie : qq jours à > 1 mois (peu de données au regard de la variété de molécules)	*	*	Informations lacunaires	
Phthalates : DEHP (phtalate de di-2-éthylhexyle) [plastifiants]	Boues, composts/digestats de biodéchets, DV, OM	Flux important au regard des teneurs dans les Mafor ≥ autres flux ≈ stock du sol	demi-vie : qq jours à qq mois	ε/+	ε/+	Informations rares	Plusieurs effets, dont perturbation endocrinienne, cytotoxicité, effet sur le développement, cardiotoxicité, hépatotoxicité et néphrotoxicité, cancérigène...
Bisphénols : BPA [plastifiants]		Flux ≈ stock du sol	demi-vie : qq jours	ε/+	ε/+	Informations lacunaires	Perturbateur endocrinien
Pharmaceutiques et pesticides – persistance faible à forte							
Pesticides	Boues, composts/digestats de biodéchet, DV, OM	<< flux directs et atmosphériques	demi-vie : jours, mois, années	ε/+	ε/+	Pesticides organochlorés : présence possible dans les viandes, stockage ou excrétion dans produits gras (lait, œufs) ; variable selon congénères et espèces	
Composés pharmaceutiques [antibiotiques, analgésiques, anti-inflammatoires, hormones, anticancéreux...]	Boues (tous types), effluents d'élevage (antibiotiques et hormones) (teneur entre ng et mg/kgMS)	>>stock initial	demi-vie : jours, mois années	ε/+	Informations lacunaires	Informations lacunaires	
Triclosan, triclocarban [antiseptiques]	Boues (>mg/kgMS)	Flux important au regard des teneurs dans les Mafor	demi-vie : plusieurs mois à >1 an, persistance	ε/+	0/ε	Informations lacunaires	

¹ Flux mg/ha/an

² les valeurs données pour la demi-vie dans le sol sont des ordres de grandeur.

³ Concernant les transferts :

« 0/ε » : pas à peu de transfert (probabilité faible)

« ε/+ » : peu à possible (déjà observé) (probabilité + élevée)

« * » : absence de données, mais selon les propriétés physico-chimiques, la présence d'halogènes sur les molécules (PCN, PCA) ou la complexité de leur structure (PDMS), ces molécules se comporteraient comme les HAP/PCB/PCDD/PBDE/PFC.

« informations rares » : quelques publications tendent à émerger sur ces problématiques mais l'information est encore trop anecdotique pour pouvoir conclure.

« informations lacunaires » : molécules pour lesquelles nous n'avons pas d'information sur les transferts vers les animaux domestiques terrestres.

Les HAP/PCB/PCDD/PBDE/PFC sont des molécules dites persistantes dans l'environnement (très difficilement dégradables), potentiellement accumulables dans les organismes, peu de transfert aux plantes (sauf si légumes racines par sorption sur la peau), peu de transfert vers l'eau sauf via remobilisation des matières organiques responsables de leur immobilisation (sur long terme). D'où le choix des niveaux ε/+ pour eau et 0/ε pour la plante. Du fait de leur persistance, elles peuvent potentiellement s'accumuler dans les sols selon les flux apportés (tous flux confondus).

Pour les composés comme LAS, NP, DEHP, BPA : molécules peu persistantes dans les sols (en raison de processus de dissipation=transformation ou formation de résidus liés, cette discrimination n'étant possible que par des expériences en laboratoire) : possibilité de transfert eau/plante pour la molécule ou ses métabolites plutôt à court terme, voire à plus long terme de résidus liés rendus mobilisables lors de la décomposition des matières organiques, d'où le choix du niveau ε/+ pour eau et plante

Pour HAP/PCB/PCDD/NP/DEHP/LAS : sur les expériences en champ en France, pas d'accumulation dans les sols, pas de transfert aux plantes, quel que soit le type de Mafor apporté.

3.3. Les contaminants minéraux (Eléments Traces Minéraux)

Les éléments traces minéraux¹⁷ (ETM) regroupent :

- des oligoéléments (métaux ou non) indispensables à faibles doses aux organismes vivants : cuivre (Cu), zinc (Zn), bore (B), nickel (Ni), vanadium (V), sélénium (Se) (non-métal), molybdène (Mo), chrome (Cr)...
- d'autres éléments pour lesquels n'a pas été identifié de rôle positif pour l'activité biologique : le mercure (Hg), le plomb (Pb) le cadmium (Cd).

Tous ces ETM, y compris les oligo-éléments indispensables à la vie, présentent une toxicité au-delà d'un certain seuil de concentration, et en fonction des formes chimiques sous lesquelles ils se trouvent, pour les organismes vivants du sol ou des eaux, les plantes ou les animaux consommant ces plantes (Figure 3-6). Se pose également la question de leur transfert et accumulation dans la chaîne alimentaire et de l'accumulation de ces ETM dans des végétaux ou organes animaux potentiellement consommés par l'Homme.

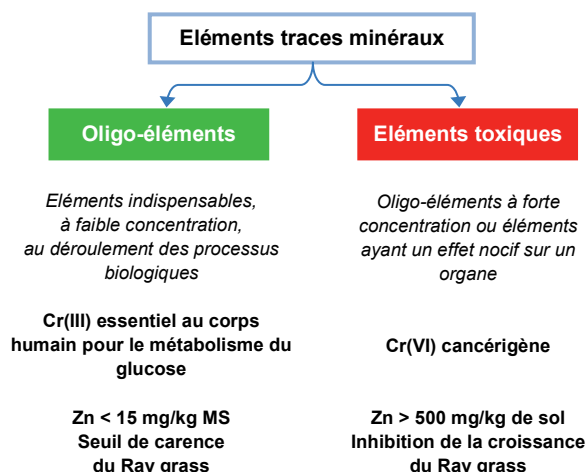
Dans l'ESCo ont été retenus pour la recherche bibliographique sept ETM couramment réglementés dans les boues de STEU et dans les composts : cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), plomb (Pb), mercure (Hg), nickel (Ni), zinc (Zn). A cette liste ont été ajoutés l'arsenic (As), l'antimoine (Sb), l'étain (Sn), le sélénium (Se), le tellure (Te) et le thallium (Tl) qui répondent à la définition européenne sur les ETM¹⁸. Finalement, la majorité des données collectées concernent une liste principale de neuf ETM (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn, As, Se), la littérature concernant Sn, Te et Tl se révélant très limitée.

Les nanoparticules sont considérées à part (Encadré 3-5), car leur caractère contaminant est lié non seulement au composé chimique qui les constitue, mais aussi à leurs caractéristiques physiques (en particulier leur rapport surface/volume) qui influent sur leur réactivité.

Les ETM pris en compte dans l'ESCo sont présents naturellement dans l'environnement ; les phénomènes de formation des sols y expliquent leur présence (fonds pédogéochimique). Cependant les activités anthropiques génèrent des flux additionnels d'entrée dans les sols, soit *via* des retombées atmosphériques, soit en lien avec des apports d'engrais ou de Mafor.

Les ETM ne se dégradant pas, ils sont susceptibles d'une part de s'accumuler dans les sols, et d'autre part d'être bioconcentrés dans la chaîne alimentaire (augmentation de leur concentration au fur et à mesure du passage d'un échelon de la chaîne à l'autre).

Figure 3-6. Oligo-éléments ou éléments toxiques ? Exemple du chrome (Cr) et du zinc (Zn). D'après Doelsch 2004



Encadré 3-4. Les nanoparticules métalliques

Ces particules manufacturées (définies par le fait que l'une de leurs dimensions au moins est inférieure à 100 nm) sont un cas particulier de contaminant. Les éléments les plus particulièrement concernés par ce mode de formulation sont les suivants : titane (Ti), silice (Si), cérium (Ce), aluminium (Al), fer (Fe), cuivre (Cu), zinc (Zn), argent (Ag). Leur étude constitue un domaine de recherche récent et en forte évolution. Ces nanoparticules, dont l'utilisation se développe rapidement, finissent majoritairement dans les déchets solides (ordures ménagères...), mais une part non négligeable se retrouve dans les effluents liquides, dont les eaux résiduaires urbaines.

Ces composés pourraient induire un risque particulier en raison de leurs propriétés, notamment une réactivité chimique plus élevée que celle des autres particules constituées des mêmes métaux. Cette grande réactivité tient à leur rapport surface/ volume très élevé (proportion importante des atomes à la surface des particules). Les nanoparticules métalliques peuvent ne comporter qu'un seul constituant (argent, oxyde de titane ou de zinc...) ; certaines comportent un cœur métallique (Cd, Au) enrobé de couches organiques destinées à leur conférer des propriétés d'usage particulières (hydrophilicité par exemple).

¹⁷ Cette notion s'est substituée à celles d'"Eléments traces métalliques", et de "métaux lourds". Les ETM sont définis par convention comme les 68 éléments métalliques ou métalloïdes qui composent la croûte terrestre avec une concentration inférieure à 0,1%.

¹⁸ Décision de la Commission du 3 mai 2000 remplaçant la décision 94/3/CE établissant une liste de déchets en application de l'article 1er, point a), de la directive 75/442/CEE du Conseil relative aux déchets et la décision 94/904/CE du Conseil établissant une liste de déchets dangereux en application de l'article 1er, paragraphe 4, de la directive 91/689/CEE du Conseil relative aux déchets dangereux

3.3.1. Les caractéristiques et la réglementation des ETM présents dans les Mafor

Les ETM n'ont pas la même origine selon le type de Mafor (Tableau 3-4). Par exemple, les ETM présents dans les boues de STEU proviennent à la fois d'une utilisation domestique et d'un apport dû au lessivage de surfaces imperméabilisées, exposées à la pollution atmosphérique, par les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux de lavage).

Tableau 3-4. Exemples de sources connues des ETM dans les Mafor

	Eaux usées (tous types) → Boue d'épuration		Effluents d'élevage	Déchets ménagers
Cd	Impureté du zinc, revêtement anticorrosion, pigments, alliages métalliques, tannage, pneus	+ pollution atmosphérique		Pile Cd-Ni
Cr	Alliages métalliques (ustensiles de cuisine, carrosserie de voiture par ex.), pigments			Résistances électriques, verres
Cu	Toiture, tuyauterie, alimentation, traitement phytosanitaire		Alimentation	Fil électrique
Hg	Amalgame dentaire			
Ni	Alliages métalliques (ustensiles de cuisine)			Résistances électriques
Pb	Soudure, vieilles peintures, détergents, tubes en PVC			
Zn	Produits d'hygiène (shampoings, dentifrices), détergents, alimentation, toiture		Alimentation	Déchets métalliques, déchets putrescibles
As	industries extractives, sidérurgie/métallurgie, chimie/parachimie, industries du bois			Composants électroniques
Se	Pigments, métallurgie, produits pharmaceutiques			Composants électroniques, additifs alimentaires

• Spéciation et disponibilité des ETM dans les Mafor et dans les sols traités avec des Mafor

La mobilité, la biodisponibilité et la toxicité potentielle d'un ETM diffèrent selon la forme chimique sous laquelle il se trouve (forme ionique libre, complexée, précipitée, état d'oxydation), et dépendent donc de sa **spéciation chimique** - distinction entre les différentes formes de liaisons possibles (les "espèces") de cet élément dans un environnement donné. Le devenir des ETM apportés par les Mafor dépend des interactions entre leur spéciation initiale au sein de la Mafor (qui a pu être modifiée par le traitement subi par les matières résiduelles), et l'environnement physico-chimique du sol recevant l'épandage. Ces conditions peuvent en effet modifier les formes chimiques des ETM : solubilisation/précipitation en fonction du pH ou de la concentration, adsorption sur les surfaces chargées du sol (argiles, MO), complexation avec des charges de surface liées aux matières organiques, par exemple. La mobilité des métaux nécessite le passage des formes liées à la matrice organo-minérale immobile à des formes colloïdales, particulaires ou dissoutes, et inversement. La salinité, le pH ou encore la teneur en MO sont des paramètres physico-chimiques qui influencent ce type d'échange.

Les méthodes employées pour caractériser la spéciation dans les Mafor sont dérivées de celles utilisées pour les sols. Deux grands types de techniques sont utilisés : 1) le fractionnement physique selon la taille (tamisage) et la densité des particules (séparation densimétrique) et 2) l'extraction chimique basée sur la dissolution sélective des ETM dans différentes solutions d'agents chimiques (appelés extractants). Le but des extractions chimiques est de tenter de définir des fractions en lien avec la localisation et la spéciation des ETM dans la Mafor ou le sol, comme par exemple : a) initialement en solution, b) échangeable, c) complexée à la matière organique, d) complexée avec les oxydes (Fe et Mn principalement), les carbonates et les phosphates et e) sous forme résiduelle (c'est-à-dire restant après application de toute la série d'extractants). Les trois premières formes sont considérées comme les plus disponibles pour la plante. Il existe plusieurs protocoles d'extraction, différant par le nombre et le type d'extractants (chaque type définissant une fraction) et les conditions de chaque extraction (température, durée...). Il n'y a pas de consensus sur l'utilisation d'une méthode, même si beaucoup de chercheurs utilisent celle proposée par le bureau des références de la communauté européenne, dite méthode BCR.

La question se pose de savoir si les ETM ajoutés *via* les Mafor ont tendance à devenir plus ou moins mobiles à long terme, ce qui modifiera leur transfert dans le sol et leur disponibilité par rapport aux organismes vivants. Une augmentation de la mobilité pourrait résulter de la minéralisation de la matière organique entraînant un relargage des ETM. Cette question de la modification de la disponibilité des ETM sur le long terme après épandage suscite des avis contrastés. Elle est très importante quand il s'agit de définir la quantité de Mafor épandable sur un sol, ou les seuils de concentration en ETM admissibles dans les Mafor. L'hypothèse qui prévaut actuellement est que le Cd, Cu et Zn ajoutés *via* les Mafor sont, dans la majorité des cas, moins disponibles que s'ils étaient apportés sous forme de sels métalliques, à condition que l'on compare des durées équivalentes et des pH semblables. Certains travaux (mais pas tous) montrent que la mobilité des ETM apportés *via* les Mafor va diminuer dans le temps, en lien avec l'humification de la matière organique de la Mafor. Il n'y a cependant pas encore suffisamment de preuves d'une atténuation naturelle des ETM ajoutés au sol *via* des Mafor. D'autre part, les traitements appliqués à certaines Mafor (chaulage, compostage, digestion notamment) avant épandage peuvent modifier la concentration totale en ETM, mais également leur spéciation.

• Critères réglementaires

Actuellement les critères réglementaires concernant les Mafor portent sur neuf ETM, avec des seuils de concentrations et de flux maximum autorisés variables selon les Mafor et leur statut. La réglementation peut reposer sur les concentrations dans les Mafor, sur les flux maximum en ETM autorisés pour des conditions d'utilisation données (voir Annexe – Tableau 2). Ces critères réglementaires existent seulement pour certaines Mafor.

Concernant l'épandage des boues de STEU non ICPE, la directive européenne 86/278/EEC est appliquée différemment selon les pays (Tableau 3-5). Un certain nombre de pays ont adopté des valeurs seuils inférieures à celles indiquées dans la directive, notamment pour Hg, Cd et Ni. En revanche, les valeurs seuils retenues pour Zn sont très proches de celles de la directive. Pour Cr, qui n'est pas pris en compte dans la directive, la majorité des pays a fixé un seuil.

Tableau 3-5. Valeurs limites dans les boues (en mg/kgMS) pour quelques pays européens
(Rapport EU, *Final implementation report for the sewage sludge directive 86/278/EEC*, 2012)

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Europe	20-40	Pas de limite	1000-1750	16-25	300-400	750-1200	2500-4000
Allemagne	10	900	800	8	200	900	2500
Autriche	0,7-10	70-500	70-500	0,4-10	25-100	45-500	200-2000
Belgique (Flandres)	6	250	375	5	50	300	900
Belgique (Wallonie)	5	500	600	5	100	500	2000
Danemark	0,8	100	1000	0,8	30	120	4000
France	10	1000	1000	10	200	800	3000
Italie	20	Pas de limite	1000	10	300	750	2500
Pays-Bas	1,25	75	75	0,75	50	100	300

3.3.2. La présence des ETM dans les Mafor et les flux d'apport aux sols via les Mafor

• Ordres de grandeur des concentrations en ETM totaux dans les différentes Mafor

Les données les plus abondantes portent sur les neuf ETM réglementés ; ce sont ces données qui ont été synthétisées. Il serait pourtant important de disposer de données sur Sb, Sn, Tl, Te, classés comme métaux lourds selon la réglementation européenne, ainsi que sur Ag et Ti, du fait de leur utilisation croissante sous forme de nanoparticules. Beaucoup de données ne portent que sur les teneurs totales en ETM.

Les données analytiques disponibles sur les Mafor en France ont été recherchées, et comparées aux résultats présents dans la littérature scientifique internationale ou les recensements de données européennes. Lorsque les données françaises, qui sont surtout issues de la littérature grise, sont suffisamment nombreuses, les concentrations en ETM dans les Mafor françaises sont distinguées.

Les teneurs en ETM dans les effluents d'élevage

Dans les effluents bovins et porcins des élevages intensifs, Cu et Zn sont présents à de fortes concentrations (le lisier de porc, par exemple, contient 360 à 800 mg Cu /kg MS). Ce Cu et ce Zn ont pour origine la supplémentation en minéraux de l'alimentation du bétail. Cu et Zn sont des oligo-éléments essentiels pour le bon déroulement de nombreuses fonctions physiologiques pour tous les animaux. Le cuivre a également un effet stimulant sur la croissance des porcs, alors que le zinc leur permet de lutter contre une maladie cutanée (parakératose). Ces minéraux, apportés en excès, se retrouvent de fait en grandes quantités dans les déjections, principalement les fèces. La plupart des études indiquent que le Cd, le Cu et le Zn dans les fumiers sont majoritairement présents sous une forme complexée à la matière organique.

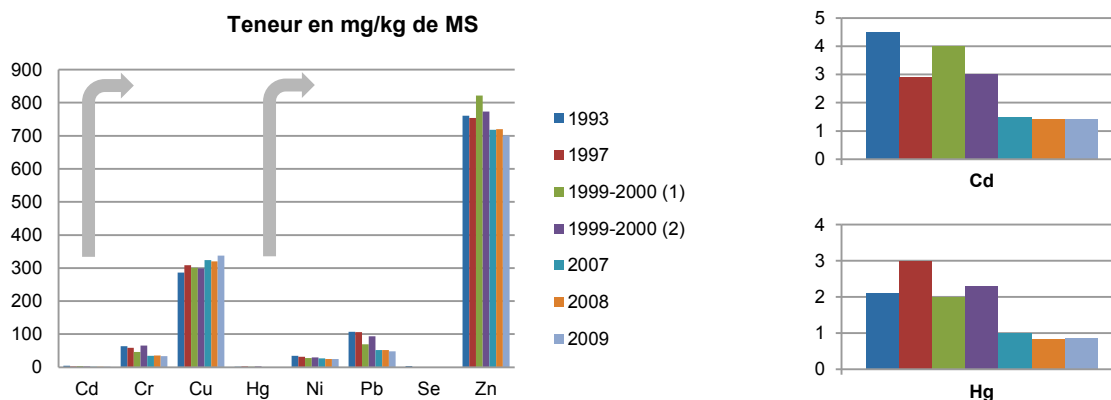
Lorsque les lisiers sont digérés avant d'être épandus, la plus grande partie des ETM se retrouve dans le digestat solide, qui contient la majorité de la matière sèche. La mobilité des métaux (Cu et Zn) est plus faible dans les lisiers digérés que dans les lisiers non digérés. Excepté s'ils proviennent de lisiers porcins qui peuvent être riches en Cu et Zn, les digestats produits à partir de déchets agricoles présentent pratiquement toujours des teneurs en ETM nettement en dessous des valeurs limites des normes de mise sur le marché des amendements organiques. Il est difficile de juger de l'effet du compostage, car on ne dispose pas en général des teneurs avant et après le traitement de l'effluent d'élevage considéré. D'autre part, les co-substrats utilisés comme éléments structurants peuvent apporter des ETM.

Les teneurs en ETM dans les boues de STEU en France, et leur évolution

Les ETM étant surtout dans la phase particulaire des eaux brutes (très majoritairement pour Zn, Cd, Cr, Pb Cu et Hg ; largement pour Ni, As et Se), ils se retrouvent, à l'issue du traitement des eaux, en grande majorité (70 à 90%) dans les boues produites.

Les concentrations en ETM rencontrées dans les boues de STEU françaises sont largement inférieures aux seuils réglementaires pour les sept ETM réglementés (Tableau 3-7). Une étude réalisée en 2010-2011 sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse notait que 95% des stations envoyant leurs boues en épandage direct produisent des boues conformes à l'Arrêté du 8 janvier 1998 (les dépassements concernent surtout le Cu, parfois le Zn, jamais le Cd, le Cr ou le Pb). Depuis 1993 (Figure 3-7), on observe une diminution pour le cadmium, le chrome, le mercure et le plomb – pour ce dernier, la baisse s'explique en partie par la disparition de l'essence au plomb en Europe. La baisse est moindre pour le nickel et le zinc. En revanche, la concentration en Cu a légèrement augmenté depuis 1993, et elle est souvent responsable des cas de non-conformités.

Figure 3-7. Evolution des concentrations en ETM dans les boues en France entre 1993 et 2009



Sources : 1993 : CSHPF ; 1997, 1999-2000 (1) et (2) : Huyard et al., 2004 ; 2007 à 2009 : Commission européenne

Les effets des traitements appliqués aux boues

Les **boues de STEU urbaines** peuvent subir divers traitements : déshydratation, séchage thermique ou solaire, lagunage, chaulage, compostage, digestion (aérobie et surtout anaérobie). La littérature concernant le contenu en ETM dans les boues digérées et séchées est abondante, les effets des autres traitements étant beaucoup moins documentés. Ces traitements influencent les concentrations en ETM. Les tendances d'évolution des concentrations sont similaires pour tous les ETM.

Les boues de lagunage, qui ne sont extraites que tous les 10 ou 15 ans, sont fortement minéralisées et présentent des teneurs en ETM supérieures à celles de boues déshydratées.

Les teneurs en ETM des boues digérées sont systématiquement supérieures à celles mesurées dans les boues primaires ou biologiques, suggérant un phénomène d'accumulation des métaux pendant la digestion anaérobie, en lien avec la perte de matière organique. Ainsi, il existe un consensus dans la littérature selon lequel, l'ensemble des ETM se concentre lors de la digestion anaérobie des boues. Les ETM liés à la matière organique se retrouvent majoritairement dans le digestat solide. A l'exception de quelques rares cas (Ni par exemple), toutes les valeurs de concentrations en ETM dans les boues digérées sont inférieures aux valeurs exigées par la réglementation française dans le cadre de l'arrêté de Janvier 1998. La digestion anaérobie semble globalement favoriser la formation de formes chimiques stables des ETM. Des études reliant la qualité des boues digérées à la spéciation des ETM permettraient de mieux étayer ces observations. D'autre part, les ETM s'accumulent dans les boues en fin de digestion aérobie, comme dans le cas de la digestion anaérobie.

Dans les boues compostées, l'ajout du structurant carboné lors du mélange avant compostage conduit à une "dilution" des polluants contenus dans les boues. Il existe un certain consensus dans la littérature selon lequel la mobilité de la plupart des ETM et leur phytotoxicité sont réduites par le compostage.

Concernant les **boues industrielles**, la littérature est peu abondante, et peu diversifiée par rapport à l'éventail des activités industrielles. Dans les cas documentés (boues papetières, de distilleries ou issues de l'industrie textile), le contenu en Cu, Zn, Ni, Pb et Cr est bien plus faible que dans les boues urbaines digérées. Les éléments bibliographiques concernant la spéciation des ETM dans les Mafor d'origine industrielle sont rares et ne permettent pas de tirer de conclusions.

Les teneurs en ETM dans les Mafor issues d'autres déchets urbains

Les concentrations en ETM mesurées dans les composts obtenus après un tri mécanique des ordures ménagères sont globalement plus élevées qu'après une collecte sélective chez les particuliers (tri à la source). La littérature internationale montre que certains composts d'OMR triés mécaniquement ne seraient pas conformes à la norme française NFU 44051, notamment pour le cuivre, le plomb, voire le zinc. Les teneurs en ETM des composts de biodéchets des ménages sont en moyenne supérieures à celles des composts de déchets verts. En France, les composts d'OMR ont des teneurs largement

inférieures à la norme NFU 44051 pour l'ensemble des ETM réglementés, même si une attention particulière pourrait être portée à l'arsenic. Comme dans les boues de STEU, les ETM se concentrent au cours du processus de compostage du fait de la minéralisation de la matière organique. Il existe un consensus dans la littérature selon lequel le compostage augmente la complexation des métaux avec la matière organique résiduelle, limitant leur solubilité et leur biodisponibilité potentielle dans le sol. La matière organique du compost de déchets verts (fortement humifiée) présente globalement un fort degré d'affinité avec les ETM (formation de complexes organométalliques très stables). Ainsi, le potentiel de lixiviation des métaux lourds à partir de compost mature, qu'il s'agisse de biodéchets ou de déchets verts, apparaît faible.

Les teneurs en ETM dans les autres Mafor

Les **boues issues des usines de potabilisation** des eaux présentent des concentrations en ETM réglementés largement inférieures aux seuils réglementaires. Cependant, ces boues sont susceptibles de contenir des éléments non réglementés comme l'aluminium.

Dans les **cendres** de boues de STEU, de bois ou de résidus agricoles, les teneurs en ETM sont plus élevées que dans la matière première dont ils sont issus du fait de leur concentration suite au processus de combustion. Des teneurs en ETM largement supérieures aux valeurs de la norme NFU 44 051 ont été observées dans des cendres de bois, notamment de bois de rebut, lors d'études réalisées en France. Les cendres de STEU peuvent être supérieures à ces limites pour les Zn, Cu et Cd, alors que les cendres de charbon seront problématiques pour le Ni.

Dans la majorité des **biochars** étudiés, le Zn et le Cu sont les ETM présents dans les plus fortes concentrations. Les biochars obtenus à partir de boues de STEU ou de déjections sont ceux qui présentent les plus fortes teneurs en ETM. L'analyse de la littérature montre qu'il est difficile avec un biochar de respecter les valeurs-seuils de la NFU 44-051 ; il est en revanche possible, avec un biochar de boues de STEU, de satisfaire aux critères de l'Arrêté de Janvier 1998. Il existe peu d'études sur la spéciation des ETM dans les biochars. Cependant, le processus de pyrolyse est réputé réduire les formes labiles des ETM, et donc leur lixiviation potentielle dans le sol. Les premiers travaux de spéciation réalisés confirment que le procédé d'obtention permet de stabiliser les ETM dans le biochar.

Dans les **sédiments** fluviaux de dragage, d'après les données françaises, toutes les concentrations en ETM sont inférieures aux valeurs-seuils de l'arrêté de Janvier 1998 pour les boues. La littérature internationale signale en revanche que certains sédiments de dragage de rivière sont susceptibles de dépasser ces seuils, pour les Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn.

On peut noter la quasi-absence de références concernant des Mafor utilisables en agriculture biologique comme les poudres de sang et d'os (trois références).

Effet des traitements sur la teneur et la spéciation des ETM

Toute opération visant à éliminer une phase (eau par séchage, matière organique par digestion, compostage ou combustion) concentre les ETM, mais augmente leur stabilité (donc réduit leur disponibilité). Toute opération impliquant l'ajout d'un élément (structurant pour le compostage, chaux pour le chaulage) entraîne une dilution des ETM.

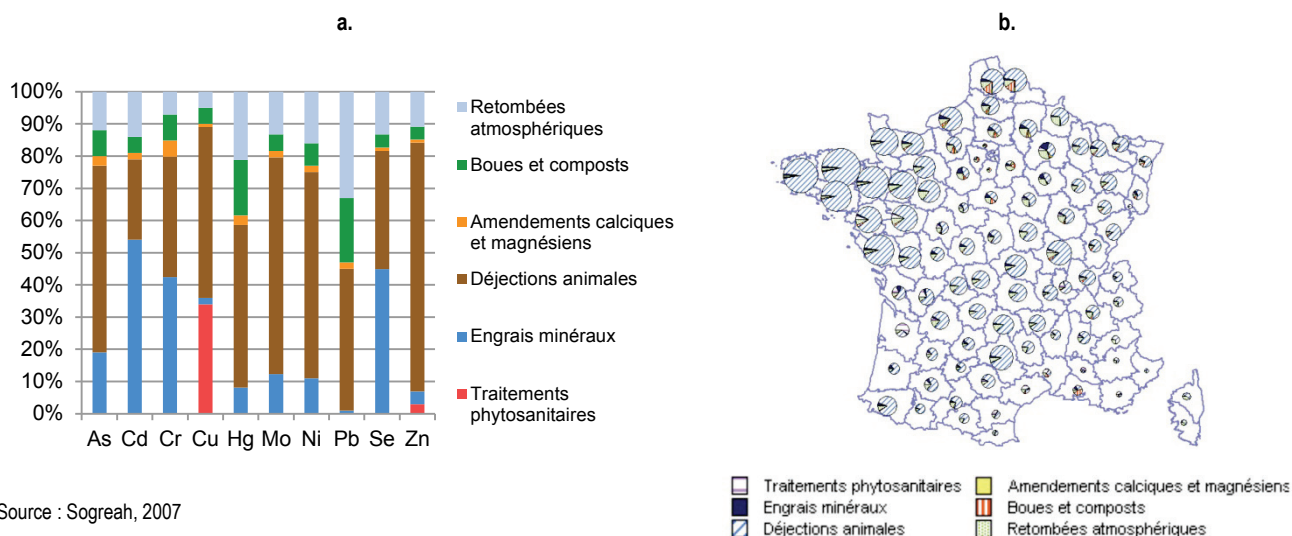
La valeur de la concentration totale est insuffisante pour prédire le devenir dans le sol des ETM : il est important de prendre également en compte la disponibilité. Cependant, les éléments permettant d'apprécier la **spéciation** des ETM ne sont pas disponibles pour toutes les Mafor, et la grande diversité des matrices et des techniques d'analyse de la spéciation rend les comparaisons très difficiles. Néanmoins, il apparaît que les différents procédés appliqués aux Mafor brutes, tels que le compostage ou la digestion, conduisent à une réduction globale des fractions facilement mobilisables et à une plus forte stabilité des complexes formés avec la matière organique, notamment lors du processus de compostage.

• Flux d'apport aux sols agricoles

Les flux d'apport aux sols agricoles *via* les Mafor ont été estimés à l'échelle nationale et régionalisée, et comparés aux autres sources d'ETM que sont les contaminations atmosphériques et les apports par les engrais de synthèse, les amendements basiques et les traitements phytosanitaires (voir Tableau 3-13 de synthèse en fin de section).

A l'échelle nationale (Figure 3-8), les estimations des flux d'ETM entrant sur les sols agricoles par l'apport de Mafor dépendent de l'élément considéré. Les déjections animales représentent la source principale (> 50%) pour As, Cu, Hg, Mo, Ni et Zn, alors que les engrais minéraux contribuent le plus à l'apport de Cd, Cr et Se (> 40%). Les apports d'ETM dus aux boues et composts d'origine urbaine ne contribuent pas à plus de 20% du total des apports. Toutefois, **à l'échelle d'une parcelle** amendée, les flux effectifs d'ETM et leur origine dépendront des modes de fertilisation appliqués et des caractéristiques des Mafor épandues, qui ne sont pas toujours connues. Les flux liés aux cendres de chaufferie bois restent très faibles à l'échelle nationale ; mais à la parcelle, ces flux peuvent être importants pour des éléments comme As, Cu, Cr et Pb, et approcher, voire dépasser, les seuils maximum réglementaires de flux pour ces éléments.

Figure 3-8. Flux annuel d'ETM apportés aux sols agricoles en France : contribution des différentes sources, à l'échelle nationale pour 10 ETM (a) et à l'échelle départementale pour le Zn (b)



Source : Sogreah, 2007

Parmi les ETM considérés dans l'ESCo, Cu et Zn sont les éléments dont les flux sont les plus importants lors de l'apport de Mafor. Ainsi un apport annuel d'effluent porcin (correspondant à une dose de 170 kgN/ha) induit une augmentation de l'ordre de 1 à 2% de la concentration en Cu et Zn du sol en surface. Les pertes annuelles par lixiviation, érosion ou transfert aux plantes sont plus faibles, conduisant à une augmentation graduelle des concentrations des sols en Cu et Zn, lorsqu'ils sont amendés avec ce type d'effluents d'élevage.

3.3.3. Le devenir des ETM dans les sols et les transferts vers les eaux

• Accumulation dans les sols

Les teneurs actuelles en ETM des sols sont relativement bien documentées en France, grâce au suivi des sols réalisé par le réseau RMQS. Les sols agricoles et forestiers apparaissent en moyenne très faiblement contaminés en comparaison des sols et sites industriels pollués. Les teneurs mesurées résultent à la fois du fonds pédogéochimique et des apports anthropiques passés. Cependant, il reste nécessaire de mieux décrire les stocks actuels de certains ETM (As, Sb, Sn, V, Te et Ag), ainsi que les flux en Sb, Sn, Te, Tl, Ag, et V via les Mafor. Une analyse approfondie de ce fonds pédogéochimique permet de relier, ponctuellement, une augmentation décelable des teneurs en ETM dans les sols agricoles à des épandages répétés de matières sur une longue période. C'est le cas par exemple du cuivre et du zinc en Bretagne, pour lesquels des teneurs plus élevées peuvent être reliées à l'épandage d'effluents d'élevage.

Les ETM ne se dégradant pas, l'accumulation lente des ETM des Mafor dans les sols récepteurs constitue un risque majeur. Les seuls flux de sortie sont les exportations par la récolte des végétaux et le transfert dans les eaux, en général faibles. Suivant les éléments, le bilan net des flux peut être positif en cas d'apport de Mafor, avec une tendance à l'accumulation des ETM dans les sols au fur et à mesure des apports (confirmée par le constat de l'augmentation de la teneur en ETM du sol). Les effets des boues de STEU sur les concentrations en ETM du sol sont le plus souvent visibles pour Cu, Zn, et parfois Cd. Dans la plupart des études publiées, les doses de boues appliquées sont largement supérieures aux pratiques agronomiques normales : les doses effectivement épandues de boues de STEU aux concentrations actuelles ont des effets moindres que les effets exacerbés cités dans la littérature. L'application d'effluents d'élevage a un effet principalement sur le Cu. Si cet effet est relativement modeste à court terme, la concentration de Cu dans le sol est susceptible de doubler à long terme (100 à 140 ans). Une faible proportion des ETM sera mobile dans les sols et potentiellement biodisponible, en lien avec leur spéciation et avec les conditions physico-chimiques existant dans les sols, en particulier le pH et la teneur en MO du sol qui influencent la mobilité des ETM.

Il est difficile de prédire les concentrations en nanoparticules dans les sols, mais la plupart des études s'accordent sur leur augmentation en cas d'épandage de boues de STEU, plus particulièrement pour les nanoparticules à base d'argent (utilisées pour leur effet bactéricide) et de titane (incorporées dans des peintures et revêtements de surface). Leur comportement dans les sols est aussi difficile à prédire en l'état actuel des connaissances. Par ailleurs, l'effet des traitements appliqués à la boue sur l'enrobage des nanoparticules fonctionnalisées n'est pas connu.

• Transfert vers les eaux

La plupart des ETM ont une solubilité faible dans les sols. Ils sont retenus sur les surfaces de la matière organique et des oxydes de Fe, Al et Mn. La spéciation des ETM en sol explique leur mobilité. Cette mobilité est augmentée en cas de pH acide pour les cations, de pH basique pour les anions. Dans les conditions actuelles d'épandage et de climat, la lixiviation des ETM et leur entraînement vers les eaux ne concernent qu'une faible partie (< 1%) du stock global d'ETM. Ces flux sont plus faibles que ceux dus à l'apport annuel ; la lixiviation n'affecte donc pas le bilan global au niveau du sol. Cependant, la lixiviation de faibles quantités pourrait suffire sur le long terme pour modifier la qualité des eaux réceptrices.

Les apports de Mafor peuvent avoir un effet indirect sur la mobilité des ETM, en modifiant le pH du sol (augmentation du pH par les Mafor ayant des propriétés d'amendements basiques, ou au contraire acidification après apport de Mafor riche en N se nitrifiant rapidement), ou en augmentant les teneurs en MO du sol et donc la rétention des ETM. L'augmentation des concentrations en carbone organique dissous dans la solution du sol suite aux apports de Mafor peut également contribuer à augmenter la mobilité des ETM dans les sols. Tous les effets sont fonction de la fréquence et de la nature des apports.

3.3.4. Les transferts vers les plantes et les animaux

La totalité d'un ETM présent dans une Mafor n'est pas forcément absorbable ou assimilable par les organismes vivants (microflore, microfaune, plantes, animaux). La fraction d'ETM potentiellement absorbable ou assimilable à un instant donné, dénommée fraction biodisponible, varie selon la nature de la Mafor et du sol récepteur, et avec le temps. La biodisponibilité d'un ETM ne peut être simplement déduite de sa mobilité. Elle dépend de la forme chimique sous laquelle l'élément se trouve dans la Mafor lors de l'épandage (spéciation de l'élément) mais aussi de son interaction avec la phase solide (sorption, complexation) du sol. Pour les plantes, il faut également tenir compte des modifications de la mobilité et de la biodisponibilité des ETM par le sol récepteur, ainsi que de la localisation de la Mafor par rapport au système racinaire (épandage en surface, enfouissement). La biodisponibilité peut dépendre des traitements des matières résiduelles avant épandage. Le Tableau 3-7 présente un bilan du devenir dans l'environnement des principaux ETM susceptibles d'être apportés par les Mafor

• Vers les végétaux

Une augmentation du transfert d'ETM vers la plante peut se traduire par :

- une meilleure valeur nutritive des organes consommés s'il s'agit d'oligoéléments (Cu, Zn, B, Mo) ;
- un dépassement des seuils réglementaires portant sur les concentrations en contaminants métalliques dans les produits végétaux destinés à l'alimentation humaine (Pb, Cd, Hg ; directive 2006/1881/CE) ou animale (As, Pb, Hg, Cd, F ; directive 1999/29/CE), et donc par un problème sanitaire de contamination de la chaîne alimentaire ;
- une baisse de croissance de la plante due à une phytotoxicité des ETM.

Plusieurs caractéristiques du système sol-plante jouent un rôle primordial dans la contamination des cultures par les ETM suite à l'épandage des Mafor : la concentration initiale en ETM, le pH, l'abondance de phases sorbantes, l'espèce végétale, l'organe consommé (Tableau 3-6). Les conditions environnementales (température, précipitations, interventions culturales) influent également.

Tableau 3-6. Principaux facteurs favorisant potentiellement le transfert des ETM du sol vers la plante

ETM	Forte mobilité dans le sol et la plante (Cd, Zn, As, Cu, B par exemple)
Sol et Mafor	Richesse du substrat en ETM
	pH bas, pour les cations (Cd, Pb...) ; pH élevé, pour les anions (As, B, Se...)
	Peu de phases sorbantes et complexantes (matière organique, argiles, oxydes, carbonates)
	Rapport entre éléments : ex : Cd/Zn élevé
Plante	Espèces ou variétés fortement accumulatrices (tournesol, laitue, blé dur pour le Cd)
	Nature de l'organe : Racines > feuilles, tiges > fruits/grains
Pratiques	Enfouissement des Mafor dans la zone d'enracinement maximale
	Apport d'intrants modifiant la phytodisponibilité : action sur le pH (acidifiant pour les cations, alcalinisant pour les anions), apport de ligand formant des complexes labiles avec les ETM (par exemple les chlorures avec Cd)

Le passage des ETM dans les plantes dépend fortement des espèces et variétés végétales considérées, certaines étant plus phytoaccumulatrices que d'autres. Les concentrations en ETM varient également en fonction de l'organe considéré (grains, pailles, racines) ; elles sont souvent plus faibles dans les grains que dans les autres parties de la plante.

Différents processus liés à des épandages répétés de Mafor peuvent contribuer à modifier la phytodisponibilité des ETM :

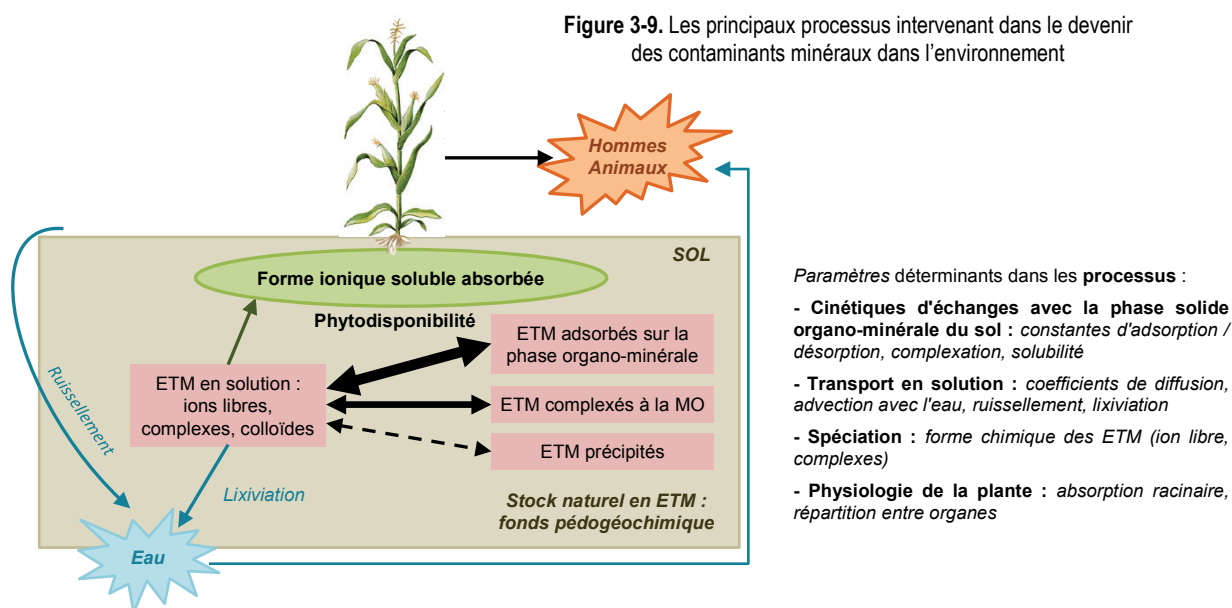
- La spéciation dans le sol et la Mafor : si les concentrations totales en ETM ont tendance à augmenter après des apports répétés de Mafor, la spéciation des ETM après épandage peut ne pas être favorable à une augmentation de la disponibilité des ETM après apport de Mafor. Au sein de la Mafor elle-même, la spéciation des ETM peut correspondre à des formes très peu mobiles.
- L'antagonisme qui peut exister entre ETM. Ainsi par exemple, un rapport Cd/Zn plus bas dans la Mafor que dans le sol peut limiter les risques de transferts du Cd dans les plantes.
- La modification du pH, qui influe sur la mobilité des ETM. L'augmentation du pH, suite à des apports de boues chaulées ou de cendres par exemple, va diminuer la phytodisponibilité des ETM cationiques, alors que les Mafor acidifiantes vont augmenter la phytodisponibilité des mêmes ETM.
- L'augmentation des surfaces adsorbantes après apport de Mafor (augmentation de la CEC suite à l'augmentation de MO dans le sol par exemple), qui va diminuer la phytodisponibilité.
- La formation de complexes entre des molécules organiques ou des oxydes des Mafor et les ETM, qui peut réduire la phytodisponibilité des ETM.

A long terme, il y a peu de recul sur la mobilité des ETM apportés par des épandages répétés. Cependant, le sol étant un compartiment accumulateur d'ETM, des apports répétés de Mafor contribuent à augmenter les teneurs du sol pour certains ETM (Cu, Zn), avec des effets avérés mais non systématiques sur le transfert sol-plante de ces éléments. Il n'y a pas actuellement d'évidence d'un effet systématique et généralisable d'apport de Mafor sur la biodisponibilité des ETM pour les végétaux. Les conditions expérimentales correspondent souvent à des conditions peu réalistes d'apports massifs de Mafor. Des cas d'augmentations des concentrations dans les plantes sont observés pour les ETM les plus mobiles (Zn, Cd, B, Mo et Co), mais en conditions favorables à cette mobilité : sol acide, faible CEC, apports élevés de Mafor. En revanche, en conditions défavorables à la mobilité des ETM, les augmentations dans les plantes ne sont pas observées.

Par rapport aux situations rapportées dans la littérature scientifique, l'absence d'effet des Mafor sur la concentration en ETM des plantes cultivées est nettement plus fréquente dans le contexte agricole français actuel, car les teneurs en contaminants inorganiques des Mafor sont faibles, et les quantités épandues modérées. Pour les boues, c'est en grande partie dû à l'Arrêté français du 8 janvier 1998 réglementant l'épandage des boues sur sols agricoles et aux autres critères réglementaires concernant les amendements organiques. Des conditions expérimentales atypiques (sols pauvres en MO ou argiles, cultures en pots favorisant les transferts) peuvent expliquer des teneurs dans les plantes supérieures aux seuils réglementaires malgré des apports de Mafor répondant eux aux flux en ETM réglementaires.

Après arrêt des apports, leurs arrière-effets peuvent demeurer visibles durant plusieurs décennies, même si on observe une baisse rapide, mais pas forcément importante, de la mobilité des ETM. Il n'y pas de preuves tangibles d'une libération massive des ETM piégés par la matière organique lors de sa minéralisation, mais cela ne garantit cependant pas une stabilité à long terme, en particulier si les conditions régissant la phytodisponibilité des ETM (pH notamment) évoluent.

Il est actuellement très difficile de prévoir précisément si l'épandage de Mafor sur une parcelle agricole va modifier le transfert des ETM du sol vers les organes végétaux consommés, et dans quelles proportions, du fait de l'intervention de nombreux mécanismes agissant majoritairement en interaction (Figure 3-9).



Les essais réalisés en France montrent que dans les conditions d'épandage classiques des boues de STEU, des composts et des déjections animales, il n'est généralement pas observé d'augmentation du transfert des ETM vers les matières premières végétales. Les exceptions portent essentiellement sur le Zn des boues.

• Vers les animaux

La biodisponibilité des ETM dans les sols est généralement considérée comme étant diminuée par rapport à leur forme libre. Cependant, les propriétés des sols (pH, CEC, teneur en argile, MO...) et les caractéristiques physico-chimiques des ETM (états d'oxydation, formes, coefficients d'adsorption...) conditionnent leurs partitions au sein de la phase solide/aqueuse et donc leur biodisponibilité. Il est donc impossible de généraliser ou de prévoir la biodisponibilité des ETM à un temps donné en vue de spécificités des teneurs en ETM des Mafor, des sols épandus et des espèces animales concernées.

À la différence des molécules organiques lipophiles, la plupart des ETM tendent à se concentrer dans le foie et les reins, à des niveaux variables. Des teneurs limites admissibles de certains polluants dans les denrées alimentaires ont été établies. Le règlement CE 1831/2003 définit ainsi des teneurs maximales autorisées en plomb et/ou en cadmium, pour le lait, la viande (hors abats), les abats en général ou le foie en particulier ; les seuils sont plus élevés pour les abats que pour la viande (respectivement 0,5 et 0,1 mg/kg de poids à l'état frais pour le plomb, par exemple). Pour les ETM ayant des fonctions métaboliques identifiées chez les animaux (Cu, Se, Mo, Zn, Mn, Fe, Mo...), les fenêtres de concentration où l'élément peut causer une déficience (ou à l'inverse un excès) sont généralement étroites et variables selon les organismes. Par ailleurs, les ETM reconnus comme étant non essentiels (Cd, Hg, Pb...) sont susceptibles d'interagir sur les mécanismes d'absorption d'éléments essentiels (par exemple le Cd avec le Cu). Ainsi, un mélange d'ETM montrant des teneurs et des proportions relatives variables pour une Mafor donnée, rend incertain les effets potentiels sur la nutrition, la santé et donc la productivité des animaux. Du fait de ces problèmes d'interaction entre ETM sur les transferts et la nutrition, une analyse au cas par cas est nécessaire, et toute généralisation ou prédiction est difficile.

Tableau 3-7. Devenir dans le sol, l'eau, les végétaux et les animaux des ETM (y compris nanoparticulaires) susceptibles d'être apportés par les Mafor

Contaminants	Principales Mafor en contenant	Importance des apports par les Mafor / autres flux et stocks du sol	Comportement	Risque de transfert vers les eaux	Risque de transfert vers les végétaux	Risque de transfert vers les animaux
					La biodisponibilité (notamment par complexation avec d'autres molécules) est un critère important	
Cadmium	Boues de STEU, cendres	+	Aucune dégradation possible, accumulation plus ou moins détectable selon les flux d'apports : souvent significative pour Cu et Zn Concentration augmente avec digestion (aérobie/ anaérobie) et compostage, mais mobilité diminue.	Ruissellement (entraînement de matières en suspension), lessivage des complexes MO-métaux (colloïdes)	ε/+	Transfert vers foie/reins
Chrome	Boues de STEU, cendres	0			0/ε	Transfert vers foie/reins
Cuivre	Effluents animaux, boues de STEP, cendres, composts	ε/+			ε/+	Transfert vers foie/reins
Mercure	Boues de STEU, cendres	0/ε			0/ε	Transfert vers foie/reins Complexe Me-Hg vers lait
Nickel	Boues de STEU, cendres	0/ε			0/ε	Transfert vers foie/reins
Plomb	Boues de STEU, cendres	0/ε			0/ε	Transfert vers les os
Zinc	Effluents animaux, boues de STEU, cendres, composts	ε/+			ε/+	Transfert vers foie/reins
Arsenic	Cendres	ε/+			0/ε	
Sélénium	Boues de STEU, compost d'OM, DV, déjections animales	0/ε				Complexe amino-Se
Titane (nanoparticules)	Boues de STEU	0/ε				?
Argent (nanoparticules)	Boues de STEU	ε/+				?

3.4. Toxicité et effets sur la santé animale

3.4.1. Ecotoxicité

Les outils disponibles pour évaluer les impacts écotoxiques des Mafor sont fondés sur des indicateurs (structure et activité des communautés de microorganismes, germination/croissance des plantules, macrofaune des sols ...) qui réagissent à des stress multiples. Leurs réponses à l'épandage de Mafor ne sont pas spécifiques de l'exposition à des contaminants, et révèlent le plus souvent des effets stimulants des apports de Mafor sous l'effet de l'apport d'éléments nutritifs (voir chapitre 2). Ces réponses globales peuvent masquer un effet négatif dû à un contaminant chimique. Lorsque des effets écotoxiques sont observés (effets négatifs sur l'activité microbienne), ils sont obtenus dans des conditions expérimentales dont la pertinence agronomique ou environnementale est discutable (doses correspondant souvent à des apports de 10 à 100 tMS/ha), et sur un pas de temps court (quelques jours ou semaines). Les rares études menées sur le long terme (jusqu'à 37 ans d'apports) montrent une évolution de la structure des communautés microbiennes, probablement multifactorielle, sans qu'il soit possible de conclure à des effets écotoxiques ou à des perturbations négatives du fonctionnement des sols. Il convient de noter que les microorganismes des sols peuvent aussi mettre en place des mécanismes de défense comme la tolérance induite par l'exposition aux contaminants, le plus souvent persistants.

En forêt, l'épandage ponctuel de Mafor a un effet sur la nature et l'abondance relative des espèces présentes (micro-organismes, micro- et mésofaune du sol, avifaune), mais ne remet pas en cause l'existence de la biocénose forestière au sens large. L'apport d'éléments nutritifs par les Mafor (boues de STEU notamment) peut avoir des effets majeurs dans des écosystèmes particuliers comme les tourbières forestières, où des substitutions complètes de flore ont pu être observées, avec le remplacement des bryophytes (mousses) typiques des tourbières acides par un cortège d'herbacées. De fortes doses de Mafor épandues (jusqu'à plusieurs centaines de tonnes par hectare) ont été associées à une contamination de l'écosystème, mise en évidence notamment sur des champignons et des escargots.

Dans les plantations à courte rotation, de nombreux essais réalisés avec diverses Mafor d'origines urbaine, industrielle ou agricole, rapportent une stimulation de l'activité biologique des sols et de la biodiversité (surtout animale, mais également végétale). La plupart des groupes de bactéries et de champignons du sol sont stimulés (abondance et activités enzymatiques), avec des effets encore notables plusieurs années après les épandages. Néanmoins, des boues polluées au cuivre (12 à 226 mgCu/kg) sont toxiques à partir de 137 mg/kg pour les mycorhizes, et quelle que soit la teneur en cuivre pour les microorganismes du sol.

3.4.2. Phytotoxicité

Concernant les boues, composts et déjections animales, pour lesquels le recul est le plus important, dans les conditions d'épandage fixées par l'Arrêté du 08/01/1998 et les autres réglementations en vigueur, les effets des ETM sur les plantes sont faibles ; les cas de phytotoxicité sont réduits et pourraient surtout concerner le Cu.

La perspective d'utiliser les peuplements de saules ou de peupliers pour la phytoremédiation, donc de les soumettre à des apports importants d'effluents très pollués, a également conduit à étudier leur tolérance et leur capacité d'absorption vis-à-vis de certains polluants. Ces performances ont parfois été comparées à celles des céréales.

Quelques études ont examiné les effets sur la physiologie des saules de la présence de substances antibiotiques dans les fumiers et lisiers épandus. Les antibiotiques sont principalement accumulés dans les racines, dont ils induisent des altérations de la morphologie et du géotropisme, et une diminution de la capacité d'absorption d'eau. Les fortes doses affectent le rendement photosynthétique, avec une diminution de l'assimilation nette de CO₂ et de la respiration. Cependant le saule est plus résistant que le maïs : une dose de 200 mg/kg de sulfadiazine (famille des sulfamides) réduit le rapport C/N ainsi que la concentration totale en chlorophylle chez le saule, alors qu'il cause la mort des plants de maïs. A noter que la fertilisation avec des boues de STEU accroît la diversité des adventices herbacées en taillis de saules.

3.4.3. Santé des animaux d'élevage

Les travaux reliant directement l'utilisation de MAFOR et un effet sur la santé ou la productivité des animaux sont rares. Ils concernent essentiellement les effets de perturbation endocrinienne interférant avec la fonction de reproduction, et les effets sur le statut minéral des animaux. Les objets d'étude sont les boues d'épuration urbaines et les animaux de rente.

La présence de molécules potentiellement néfastes pour la santé animale dans les Mafor ne préjuge pas de leur biodisponibilité et/ou de la rétention de leur activité biologique après épandage, ainsi que plusieurs études sur les oestrogènes (naturels ou de synthèse) l'ont démontré. Le risque sanitaire pour la santé animale est donc conditionné par le

comportement des molécules dans l'environnement, de la sensibilité propre des espèces cibles aux mécanismes toxiques incriminés et des comportements et régimes alimentaires des espèces cibles.

L'essentiel des données récentes disponibles permettant de relier l'épandage de Mafor à un impact sur la santé animale résultant d'une contamination par des composés organiques perturbateurs endocriniens, sont issues du projet européen REEF¹⁹ entre 2009 et 2013. Ces études ont été menées sur des brebis gravides et concernent exclusivement l'épandage de boues de station d'épuration. Le développement fœtal étant reconnu comme la cible critique des perturbateurs endocriniens, ces études se sont focalisées sur les conséquences de l'exposition des animaux en période de reproduction sur les fœtus et/ou la descendance des brebis exposées. Les contaminants examinés dans ces travaux étaient des PCB, des HAP et des DEHP. L'épandage de boues de stations d'épuration était associé à une altération des voies de régulation neuroendocrinienne de la fonction de reproduction, notamment celles impliquées dans le déclenchement de la puberté et du développement des gonades. D'autres effets ont été observés chez les agneaux et/ou les mères : modification de la structure et de la minéralisation des os, altérations du comportement vers un effet démasculinisant, modification du développement de la glande thyroïde. Tous les effets observés n'avaient pas forcément d'impacts fonctionnels ou sur la santé générale des animaux, cependant les conséquences à long terme n'ont pas été étudiées et cette série de travaux souligne la nécessité d'explorations complémentaires.

3.5. Conclusion sur les apports de contaminants *via* les Mafor

• Un transfert maîtrisable d'agents biologiques pathogènes

Les matières fécales contiennent une grande quantité de bactéries dont certaines sont pathogènes. Les virus, parasites, champignons, levures et prions peuvent également être véhiculés par les fèces. En raison de l'usage d'antibiotiques en médecine humaine et vétérinaire, les matières fécales constituent aussi un milieu favorable à la sélection de bactéries résistantes aux antibiotiques. Les effluents d'élevage et les boues d'épuration urbaines sont donc susceptibles de véhiculer ces agents biologiques à l'origine de deux risques sanitaires principaux :

- la transmission de maladies ou de parasites d'un troupeau à l'autre (épandage sur prairies ou cultures fourragères) ou à l'Homme (épandage sur des cultures maraîchères ou des légumes de plein champ consommés crus ou peu cuits),
- la dissémination de l'antibiorésistance avec pour conséquence une diminution de l'efficacité des traitements antibiotiques chez l'Homme et les animaux.

Parmi les éléments susceptibles d'influencer la contamination de l'homme et des animaux, six méritent une attention particulière en raison de leur effet sur la propagation des pathogènes : le portage des pathogènes par les individus, le mode de gestion des effluents, la technique d'épandage, les caractéristiques de la Mafor épandue, les conditions climatiques et pédologiques, et les capacités intrinsèques de persistance des micro-organismes.

Une maîtrise possible de la dissémination des pathogènes *via* des traitements

Tous les types de micro-organismes pathogènes ont été détectés dans des Mafor brutes, à l'exception des prions encore mal documentés. Des agents pathogènes sont fréquemment détectés dans les effluents d'élevage bruts, mais leur présence n'est pas systématique et difficile à prédire du fait de l'existence d'un portage sain. La fréquence de détection des pathogènes dans les boues d'épuration urbaines brutes est elle aussi élevée et systématique.

La problématique de la dissémination d'agents pathogènes dans l'environnement *via* l'épandage de Mafor concerne essentiellement les bactéries, les virus et les parasites (ainsi que, en théorie, les prions). Une fois dans le sol, la persistance de ces éléments biologiques varie de quelques jours à plusieurs mois en fonction, principalement, des caractéristiques intrinsèques des éléments biologiques, de la température et du taux d'humidité du sol (une température basse et un taux d'humidité élevé favorisant leur survie). La contamination des eaux provient essentiellement du ruissellement de surface qui entraîne les micro-organismes libres ou fixés aux particules.

Evaluer la contribution des Mafor à la contamination des sols et des eaux par ces éléments biologiques est cependant complexe : la présence de ces agents pathogènes dans les sols indépendamment des épandages de Mafor est avérée, et les techniques permettant de différencier l'origine des populations bactériennes trouvées dans un sol sont très difficiles à mettre en œuvre.

Le compostage, la digestion anaérobie thermophile, et le chaulage sont des traitements efficaces pour abattre la charge potentielle en agents pathogènes dans les Mafor (Tableau 3-8), bien que la reprise du développement des populations ne soit pas exclue. Dans le cas d'un simple stockage, un allongement de sa durée et l'absence d'apports exogènes réguliers peuvent limiter la présence des pathogènes.

¹⁹ Reproductive Effects of Environmental chemicals in Females - <http://www.abdn.ac.uk/reef/>

Tableau 3-8. Bilan sur la probabilité de présence de divers types d'éléments biologiques selon les Mafor

Seules les Mafor issues de matières fécales ou susceptibles d'en contenir sont présentées.

Les risques de présence dans les autres Mafor sont négligeables.

Mafor	Virus et bactéries	Parasites	GRA*
Fumier /lisier			
Bruts	élevée	élevée	élevée
Digérés par voie anaérobie ou aérobie mésophile	moyenne	moyenne	
Digérés par voie anaérobie ou aérobie thermophile	faible		
Compostés			
Litière de volaille	élevée	élevée	élevée
Boues issues du traitement des eaux usées			
Brutes	élevée	élevée	élevée
Digérées par voie anaérobie ou aérobie	moyenne	moyenne	moyenne
Compostées	faible		
Chaulées			
Déchets d'abattoirs			
Matières stercoraires (contenus digestifs)	élevée	élevée	élevée

*GRA : Gène de résistance aux antibiotiques

Définition des classes de présence

Elevée : sans traitement supplémentaire, l'agent pathogène sera présent dans la Mafor destinée à être épandue

Moyenne : le traitement appliqué à la Mafor n'est pas suffisant pour éliminer l'agent pathogène présent dans la matière résiduaire d'origine

Faible : la présence de l'agent pathogène dans la Mafor est peu probable compte tenu du traitement appliqué.

Négligeable : absence de l'agent pathogène sauf si la Mafor est contaminée par des matières fécales (faune sauvage, cuve de transport contaminée...).

A ce jour, aucune étude publiée ne fait état d'une maladie animale diffusée par une contamination provenant d'un épandage de Mafor. Les voies multiples de contamination des animaux et de l'Homme (eau de boisson et d'irrigation contaminée, contact direct avec des animaux porteurs, produits animaux contaminés lors de l'abattage...) rendent difficile l'établissement d'un lien causal entre l'épandage des Mafor et la transmission de maladies.

Si des apports de fumier ou de lisier sur des cultures de produits végétaux consommés crus ont parfois été suspectés dans l'apparition de toxi-infections alimentaires collectives, des pathogènes sont cependant rarement détectés sur les végétaux au moment de la récolte, car leur survie décroît au fil du temps. Le respect de délais avant remise à l'herbe des animaux ou récolte des cultures constitue donc un levier d'action important à court terme pour limiter la contamination de la chaîne alimentaire.

La dissémination de l'antibiorésistance insuffisamment quantifiée

La probabilité de trouver des bactéries résistantes aux antibiotiques est élevée dans les effluents d'élevage bruts et les boues d'épuration urbaines brutes. Notons qu'une partie des antibiotiques ingérés par les Hommes et les animaux est excrétée sans être métabolisée. Les boues d'épuration urbaines et les effluents d'élevage sont donc susceptibles de contenir des substances antibiotiques toujours actives qui continuent d'exercer une pression de sélection, non encore évaluée, sur les bactéries du sol. La sélection de ces bactéries est influencée par d'autres paramètres du milieu, notamment la présence d'éléments métalliques : une présence élevée de cuivre et de zinc dans ces Mafor et les sols récepteurs pourrait favoriser la co-sélection de bactéries résistantes et leur dissémination.

Même si les travaux sont rares, certains traitements (le chaulage, la digestion anaérobie thermophile et le compostage) permettraient de diminuer la prévalence des bactéries résistantes dans les Mafor sans toutefois les éliminer.

Les bactéries déjà présentes dans le sol peuvent devenir résistantes aux antibiotiques par des échanges de gènes de résistance avec les bactéries véhiculées par les Mafor. L'épandage de ces Mafor est donc susceptible de favoriser la dissémination de l'antibiorésistance dans l'environnement.

La littérature scientifique existante ne permet cependant pas d'évaluer la contribution des Mafor à l'augmentation de l'antibiorésistance des espèces pathogènes de l'Homme et des animaux.

• Un apport de contaminants chimiques dans les sols variable selon les Mafor

Les contaminants chimiques susceptibles d'être présents dans les Mafor sont des **éléments traces minéraux** (ETM) et des **composés traces organiques** (CTO). Actuellement, 9 ETM et 10 CTO sont réglementés dans le droit français applicable à l'épandage de Mafor (teneurs-seuils dans les Mafor et/ou les sols récepteurs, et flux annuels maxima à respecter pour que les épandages soient autorisés). Tous les ETM et la plupart des CTO ne sont donc pas réglementés. De plus, en fonction de leur qualification juridique, toutes les Mafor ne sont pas réglementées selon les mêmes valeurs seuils.

Dans les textes réglementaires adoptés par les divers pays européens, l'hétérogénéité des contaminants retenus et des valeurs-seuils qui leur sont appliquées semble témoigner de la difficulté à aboutir à des consensus au sujet des obligations à retenir.

La majorité des contaminants susceptibles d'être apportés au sol par les Mafor l'est également par d'autres voies de contamination : retombées atmosphériques, traitements phytosanitaires, irrigation... Si les engrais minéraux (notamment phosphatés) apportent certains ETM, leur substitution par des Mafor a pour corollaire d'augmenter les apports en d'autres contaminants chimiques, notamment le cuivre, le zinc, le plomb et les substances pharmaceutiques. De plus, la spécificité des apports de contaminants chimiques *via* les Mafor tient à la nature de la matrice que ces dernières constituent et dans laquelle se trouvent les contaminants chimiques ; la majorité des Mafor contiennent de la MO à laquelle certaines formes chimiques des contaminants peuvent se lier. Cette liaison conditionne la **persistance** des contaminants dans le sol, leur **mobilité** depuis le sol vers les eaux, les végétaux et les animaux, et leur **biodisponibilité** pour les végétaux et les animaux.

Connaître la répartition des formes chimiques sous lesquelles les contaminants se trouvent dans les Mafor et leur évolution après épandage, sont deux enjeux pour évaluer l'innocuité des Mafor.

Une accumulation lente des ETM dans les sols

Le cuivre et le zinc sont les ETM dont les teneurs sont les plus élevées dans les Mafor. Les concentrations en ETM rencontrées en France dans les boues d'épuration urbaines et les composts d'ordures ménagères et/ou de déchets verts sont largement inférieures aux seuils réglementaires. Non réglementés sur ce plan, les effluents d'élevage présentent également des teneurs en ETM inférieures aux seuils de la réglementation applicable aux boues d'épuration urbaines et aux effluents et déchets issus d'Installations classées pour la protection de l'environnement. Les données plus rares concernant les sédiments et les cendres de biomasse les situent en deçà des seuils réglementaires auxquels ils sont susceptibles d'être soumis.

La contribution des différentes sources d'ETM au flux d'apport global sur les sols agricoles français est aujourd'hui bien estimée pour certains ETM, notamment ceux qui sont réglementés. A l'échelle nationale, les déjections des animaux d'élevage (émises au pré ou épandues) sont une voie d'apport importante, majoritaire pour de nombreux ETM.

A l'échelle de la parcelle, les parts relatives des diverses voies d'apport varient fortement en fonction des pratiques agricoles, notamment les choix de fertilisation (parts relatives de la fertilisation minérale et organique) et de traitements phytosanitaires. Les composts et boues urbains qui contribuent peu aux apports totaux d'ETM à l'échelle nationale, peuvent avoir une importance nettement plus grande dans certaines parcelles et régions du fait de leur utilisation relativement concentrée près des agglomérations les plus importantes (Île-de-France, Picardie, Nord-Pas-de-Calais et PACA notamment). Les ETM ne sont pas dégradés, et se caractérisent par leur faible mobilité dans les sols, du fait de leur liaison avec les particules organiques de la Mafor et/ou du sol. Si l'effet d'apports de Mafor (à doses agronomiques normales) sur la teneur totale en ETM déjà présents dans le sol est très faible à l'échelle de quelques années, tout apport régulier, même en faible quantité, contribue à leur accumulation progressive dans le milieu. L'augmentation sensible des teneurs en Cu et en Zn dans certains sols en Bretagne est ainsi associée à l'épandage régulier d'effluents d'élevage.

Par ailleurs, certaines formes chimiques des ETM sont connues pour être plus mobiles que d'autres et sont plus susceptibles d'être transférées vers les eaux et les matières premières alimentaires.

L'évolution de la mobilité des ETM sur le long terme après épandage ne fait pas consensus. La minéralisation de la MO est susceptible d'augmenter la mobilité des ETM qui y sont liés, mais aucun relargage massif d'ETM n'a été démontré. Cependant, un tel effet ne peut être exclu, en particulier si certains paramètres du sol évoluent fortement (le pH notamment).

Les traitements que peuvent subir les matières avant épandage influencent la concentration et la mobilité des ETM. Tout traitement qui élimine une phase (l'eau par séchage, la matière organique par digestion anaérobie, compostage ou combustion) concentre mécaniquement les ETM dans la Mafor ainsi traitée. A l'inverse, certains traitements qui nécessitent l'ajout d'une autre matière à la matière résiduaire initiale (ajout de déchets verts lors du compostage des boues d'épuration, addition de chaux lors du chaulage) entraînent une dilution des ETM si la matière ajoutée n'est pas contaminée. Le compostage, la digestion anaérobie, le chaulage et la pyrolyse tendent à diminuer leur mobilité.

Une multiplicité de CTO aux comportements variables et difficiles à évaluer

A l'inverse des ETM, les CTO sont plus ou moins dégradables. Cette dégradation, qu'elle soit biotique ou abiotique, conduit à la transformation des molécules-mères connues et identifiées, en métabolites eux-mêmes très peu recherchés et étudiés. Par ailleurs, certains CTO se lient très fortement avec les particules organiques de la Mafor ou du sol, formant des "résidus liés" que les méthodes d'extraction chimique visant à mesurer les teneurs en contaminants ne peuvent quantifier. En conséquence, les teneurs totales en CTO des Mafor ne sont pas toujours connues. On parle plutôt de "dissipation" lorsqu'une diminution apparente de la teneur en CTO est observée, car elle peut être due à divers mécanismes (disparition, dégradation, formation de résidus liés).

On identifie deux grands types de CTO selon leur demi-vie apparente dans le sol (durée au bout de laquelle 50% des molécules se sont dissipées) :

- les CTO persistants, dont la demi-vie apparente est de une à plusieurs années : PCB, HAP, dioxines, retardateurs de flamme...
- les CTO non persistants dont la dissipation est plus rapide (demi-vie de quelques jours à quelques mois) : phtalates, bisphénol A, détergents...

En France, la réglementation concerne 10 CTO persistants (trois HAP et sept PCB). Les molécules pharmaceutiques et pesticides, CTO spécifiques des effluents d'élevage et des Mafor d'origine urbaine, ne sont pas réglementées.

Les données françaises sur les teneurs dans les Mafor concernent essentiellement les boues d'épuration urbaines et les effluents d'élevage, et apparaissent similaires à celles des données internationales.

Pour les 10 CTO réglementés, les concentrations dans les Mafor sont inférieures aux seuils réglementaires. Cependant, des seuils n'existent que pour une faible part des CTO potentiellement présents. L'abaissement des seuils réglementaires et l'inclusion de molécules supplémentaires sont en cours de réflexion à la Commission européenne. Par exemple, la proposition dite "End of waste criteria" définit une teneur seuil sur une somme de 16 HAP, que certains composts urbains et boues d'épuration digérées approchent voire dépassent.

Parmi les CTO non réglementés, les molécules à fort usage domestique et industriel et les molécules pharmaceutiques sont les plus étudiées. Les antibiotiques sont fréquemment détectés dans les boues d'épuration urbaines et les effluents d'élevage.

La digestion anaérobie et le compostage s'accompagnent d'une dissipation des CTO contenus dans les Mafor. Les mécanismes sous-jacents ne sont que peu élucidés, et les résultats parfois contradictoires selon les CTO étudiés. Des métabolites, dont la nature et la toxicité sont peu connues, peuvent aussi être formés.

Contrairement aux ETM, il n'existe pas d'étude estimant le poids des diverses sources dans l'apport de CTO sur les sols français. Les travaux menés dans des conditions d'apport de Mafor conformes à la réglementation et en doses agronomiques ne montrent pas d'accumulation dans les sols, mais des transferts vers les eaux sont susceptibles d'être observés quoique restant faibles.

L'accumulation de contaminants chimiques dans les produits animaux et végétaux ne peut être exclue

Les travaux existants n'évaluent pas le risque de transfert de contaminants chimiques dans les végétaux ainsi que dans les produits animaux en conditions réelles d'épandage. En revanche, certains mécanismes de transferts sont connus et avérés en conditions contrôlées de laboratoire, suggérant que la voie d'exposition que constituent les Mafor pourrait être à l'origine de transferts dans les matières premières alimentaires.

Chez les végétaux, les racines tendent à accumuler davantage les ETM que les feuilles et les tiges, les fruits et grains étant généralement les organes les moins concernés. De plus, certaines espèces végétales sont connues pour accumuler plus fortement certains ETM sans pâtir d'effets phytotoxiques (tournesol, laitue, blé dur accumulent plus fortement le cadmium par exemple), d'autres sont naturellement moins accumulatrices (cas du maïs pour le cadmium).

Chez les animaux, les voies d'exposition aux contaminants chimiques sont multiples : ingestion de fourrage, de sol, de pédofaune ou d'eau d'abreuvement contaminés par des sources diverses. Sur cette question, les CTO sont mieux documentés que les ETM dans la littérature scientifique. Les travaux démontrent la forte capacité de certains contaminants organiques persistants et lipophiles (tels que les PCB) à atteindre la circulation systémique après ingestion durant le transit dans le tractus digestif, et leur tendance à s'accumuler dans les tissus graisseux, le lait ou les œufs le cas échéant. Lorsqu'ils atteignent la circulation systémique, les ETM ont tendance à s'accumuler plutôt dans le foie et les reins.

• Un manque de littérature empêchant de caractériser l'impact écotoxique des Mafor

La littérature scientifique concernant l'évaluation des impacts écotoxicologiques de l'épandage de Mafor sur les sols révèle des lacunes de connaissance, plutôt que des conclusions fermes. Les études disponibles concernent essentiellement les boues de STEU, les composts, les déjections animales et les biochars ; elles apparaissent comme autant de cas particuliers. Seules quelques rares publications s'appliquent au contexte national français. Dans ces conditions, il apparaît impossible de trancher sur l'innocuité ou à l'inverse l'(éco)-toxicité de types particuliers de Mafor.

De façon générale, les approches multi-spécifiques, les relations entre niveaux d'organisation biologique (de l'individu aux communautés) ou les impacts au sein de chaînes trophiques ne sont que très peu étudiées. L'analyse bibliographique ne fait ressortir aucune étude concernant l'impact de l'épandage des Mafor sur les insectes pollinisateurs (abeilles), les oiseaux ou la mégafaune terrestre (rongeurs...).

L'étude des conséquences de l'épandage de Mafor sur la santé des animaux et la productivité des animaux de rente demeure limitée essentiellement aux boues de stations d'épuration, dont l'effet perturbateur endocrinien de la fonction reproductrice a été démontré sur des ovins pâturant des prairies ayant reçu des épandages. Il est donc quasiment impossible en l'état actuel des connaissances d'évaluer l'impact des autres types de Mafor sur la santé animale.

4. Bilan des effets agronomiques et environnementaux de l'épandage de Mafor

L'élaboration d'un bilan global des effets agronomiques, environnementaux et socio-économiques est une tâche délicate car multiforme. En effet, de nombreux paramètres influencent l'existence et l'intensité de la multiplicité des effets potentiels de l'épandage des Mafor, parmi lesquels : la nature des matières "primaires" entrant dans la composition des Mafor, les traitements subis par les Mafor, les modalités de leur épandage...

L'analyse bibliographique réalisée dans le cadre de l'ESCO permet en premier lieu de réaliser un bilan par grands types de Mafor permettant une comparaison qualitative de ces matières en termes de valeur agronomique et d'apport de contaminants dans les divers compartiments de l'environnement. La section 4.1 ne consiste donc pas en une reprise exhaustive des valeurs accordées à telle teneur en éléments fertilisants ou en contaminants, mais en une explicitation synthétique des tendances qui distinguent les Mafor les unes des autres, tout en pointant les processus communs et les facteurs de variabilité des résultats. Le rapport d'ESCO, dont le présent document est une synthèse, contient le détail de ces valeurs.

Passer de ce premier bilan qualitatif à un bilan global de tous les effets agronomiques et environnementaux des Mafor en vue de les hiérarchiser nécessiterait, pour être complet et rigoureux, de pouvoir traiter dans une même démarche les différentes Mafor (ou, en tout cas, les plus représentées dans les pratiques et usages actuels) et les différentes dimensions de ces effets. La section 4.2 présente une revue des travaux mettant en œuvre des méthodologies d'évaluation visant à intégrer les différents effets agronomiques et environnementaux liés à l'épandage de Mafor pour en faire la balance. Quelle que soit l'approche retenue, on notera d'ores et déjà que les travaux proposant ce type d'approches sont rares, relativement fragmentaires au regard de l'ensemble des Mafor et des impacts qu'il faudrait intégrer. Elles posent encore de nombreux problèmes méthodologiques et nécessitent des développements complémentaires.

Il ressort des sections 4.1 et 4.2 qu'un tel bilan des avantages et inconvénients de l'épandage de Mafor n'est, en l'état actuel de la littérature scientifique disponible, possible que sous une forme qualitative et difficilement déclinable finement Mafor par Mafor. En outre, il ne peut actuellement porter que sur la valeur agronomique des Mafor et leur rôle potentiel dans l'apport de contaminants dans l'environnement, sans qu'il soit possible d'intégrer plus largement l'ensemble des impacts environnementaux des Mafor, ni les conséquences sociales et économiques de leur usage. L'état de l'art des connaissances réalisé dans l'ESCO a néanmoins permis d'identifier des manques de littérature et des besoins d'études supplémentaires qui permettraient d'avancer vers l'obtention d'un tel bilan. Ces besoins de recherches sont présentés en section 4.3.

4.1. Bilan des résultats de l'ESCO par grands types de Mafor

Les résultats extraits de la littérature permettent de distinguer huit grands types de Mafor. Certains résultats sont communs à la quasi-totalité de ces matières. Dans la majorité des cas néanmoins, les effets aussi bien agronomiques qu'environnementaux de l'épandage des Mafor sont très variables. Cette variabilité est plurifactorielle et n'est pas seulement due au type de Mafor épandue, ce qui rend difficile la construction d'un bilan Mafor par Mafor. Certains facteurs de variabilité sont propres aux Mafor, d'autres sont liés aux modes ou aux contextes de leur utilisation.

La section 4.1.1 présente à la fois les résultats communs à l'ensemble des Mafor, et les facteurs expliquant la variabilité des effets observés (entre grands types de Mafor mais aussi au sein d'un grand type de Mafor).

La section 4.1.2 présente quant à elle les résultats spécifiques à chaque grand type de Mafor précédemment définis, structurés selon six catégories d'effets : la valeur amendante organique, la valeur fertilisante (azotée et phosphatée), les émissions gazeuses post épandage, la présence et le devenir des agents biologiques pathogènes, des éléments traces minéraux (ETM), et des composés traces organiques (CTO).

4.1.1. Traits communs et facteurs de différenciation des effets des Mafor

• Résultats communs à l'ensemble des Mafor étudiées

Les apports de Mafor organiques et l'**augmentation du stock de MO des sols** (plus ou moins importante) qui en découle améliorent en général les propriétés du sol qui dépendent de ces stocks et de la dynamique de la MO : stabilité de la structure, porosité, rétention en eau... Par ailleurs, les apports répétés de Mafor organiques génèrent de la **matière organique dissoute** (MOD) et entraînent la lixiviation de **carbone organique dissous** (COD). La MOD et le COD sont

capables de véhiculer d'autres éléments comme certains ETM (Cu) ayant une forte affinité pour le COD. Les données manquent cependant pour évaluer la contribution de la MOD dans le transfert des ETM dans l'écosystème terrestre.

A quelques exceptions près, les Mafor présentent une **valeur fertilisante phosphatée** élevée. De même, la totalité de la potasse est disponible. C'est surtout la valeur fertilisante azotée qui varie selon les Mafor.

La concentration en **éléments traces minéraux** (ETM) des Mafor est généralement nettement supérieure à celles des sols agricoles sur lesquels elles sont épandues mais les flux apportés par épandage représentent au plus quelques pourcents des stocks d'ETM existant dans les sols avant épandage.

Même s'il y a très peu de données sur les concentrations en **composés traces organiques** (CTO) dans les sols (à part HAP, PCB, PCDD/F), les Mafor apportent aux sols une large variété de ces CTO dont le devenir est encore mal connu. A noter que les CTO présents en concentrations les plus fortes dans les Mafor ne sont pas forcément ceux qui présentent le plus de risques en termes de persistance dans les sols

Le **transfert des contaminants chimiques vers les animaux** (hors consommation de fourrages ou grains qui auraient pu être enrichis en contaminants en lien avec des pratiques d'épandage) se fait essentiellement par ingestion de particules de terre déposées ou non sur les végétaux ayant reçu les épandages. Les travaux réalisés en conditions réelles d'épandage de Mafor sont très peu nombreux et concernent surtout le cas des animaux d'élevage pâturant sur des prairies amendées avec des boues d'épuration urbaine. Cette rareté des travaux interdit toute généralisation des effets (ou de l'absence d'effets) qu'ils rapportent. Notons cependant que des travaux en conditions d'exposition contrôlée des animaux aux contaminants (administration des contaminants directement) ou en conditions de contamination avancée des sols (environnement minier, incinérateurs anciens) existent en plus grand nombre et mettent en évidence des transferts de contaminants chimiques vers les organes des animaux qui y sont exposés. L'exposition des animaux sauvages ne peut être exclue (lorsque ceux-ci ont accès à des parcelles agricoles soumises à épandage mais ne fait pas l'objet de travaux collectés dans le cadre de l'ESCo.

• Facteurs de variabilité liés aux caractéristiques des Mafor

Les **caractéristiques physico-chimiques** (y compris celles de leur matière organique) et **biologiques** des Mafor constituent un premier facteur de variabilité. La teneur en éléments et leur forme chimique (ou spéciation) influencent l'intensité des effets agronomiques et environnementaux. Les principaux paramètres physiques et physico-chimiques des Mafor qui modulent et jouent sur l'intensité des effets observés sont résumés dans le tableau 4-1. En l'absence de traitement de stabilisation, la composition des Mafor d'origine organique évolue dans le temps sous l'action de processus biologiques et chimiques (dégradation naturelle).

Tableau 4-1. Les caractéristiques des Mafor modulant les effets de leur apport

Caractéristiques physico-chimiques des Mafor	Effet sur :
Teneurs en éléments	Flux d'entrée dans les sols de ces éléments
Nature et stabilité de la matière organique (MO) des Mafor	Vitesse de minéralisation de la MO après apport ; Activité biologique du sol ; Intensité de la nitrification et de la dénitrification → intensité des émissions de N ₂ O Mobilité et spéciation des contaminants ; Genèse de COD
Equilibre entre éléments C/N, C/P	Dynamique de libération des éléments nutritifs
Etat physique : teneur en matière sèche, viscosité, granulométrie, hétérogénéité...	Vitesse de pénétration de la Mafor dans le sol, distribution dans le sol après enfouissement → surface de contact entre le sol et les particules de Mafor, intensité de la volatilisation de NH ₃
pH	Intensité de la volatilisation NH ₃ ; Mobilité et spéciation des contaminants
CEC (capacité d'échange cationique)	Rétention des éléments nutritifs, des contaminants
Conductivité électrique	Déséquilibre ionique et absorption d'eau par la plante
Formes chimique des éléments (spéciation des ETM, formes des contaminants organiques)	Mobilité et disponibilité pour l'absorption par les organismes biologiques

Les Mafor sont principalement d'origine agricole (effluents d'élevage), industrielle (effluents bruts et boues agro-industrielles) et urbaine (boues d'épuration urbaines et déchets urbains). Ces matières premières seront épandues directement ou après application de traitement comme le compostage, le chaulage, la digestion anaérobie... (Tableau 4-2). L'origine des Mafor conditionne leurs caractéristiques physico-chimiques : le type d'élevage et son mode de conduite, la séparation des réseaux de collecte des eaux usées, la nature des déchets urbains compostés...

Tableau 4-2. Principales voies de traitement applicables avant épandage aux Mafor prédominantes

<i>Mafor</i> Traitement	effluents d'élevage	boues d'épuration urbaines	déchets urbains			effluents industriels
			ordures ménagères résiduelles (OMR)	biodéchets triés à la source	déchets verts	
sans traitement	seuls	seules	/	/	/	seuls
compostage → <i>compost</i>	seuls ou en mélange	en mélange	seules ou en mélange	en mélange	seuls ou en mélange	seuls ou en mélange
digestion anaérobie (méthanisation) → <i>digestat</i> ²⁰	seuls ou en mélange	seules ou en mélange	seules	seuls ou en mélange	en mélange	seuls ou en mélange
séchage	seuls	seules	/	/	/	
chaulage	oui	oui	oui			

De même, le temps de stockage et les traitements appliqués avant épandage conditionnent les caractéristiques physico-chimiques des Mafor et celles de leur matière organique. Le compostage et la digestion anaérobie peuvent ainsi être appliqués à une large diversité de matières (parfois en mélange), mais ils mettent en jeu des processus similaires quelles que soient les matières traitées, engendrant des effets similaires sur les caractéristiques des matières obtenues et les effets de leur épandage (Tableau 4-3 - la section 4.1.2 présente les résultats spécifiques à chaque type de compost ou de digestat, le cas échéant).

Tableau 4-3. Processus à l'œuvre durant les traitements de compostage et de digestion anaérobie²¹

Effet sur :	Compostage	Digestion anaérobie
Valeur amendante	Elevée	Stabilisation de la MO. En fonction du degré de dégradation des fractions organiques au cours de la digestion, la MO résiduelle présente un potentiel amendant plus ou moins intéressant. La phase solide présente le caractère amendant le plus intéressant.
Valeur fertilisante azotée	Faible. Les coefficients d'équivalence aux engrais azotés sont de l'ordre de 10 à 20 %.	Elevée. Les coefficients d'équivalence engrais sont de 50-70 % pour les digestats liquides, de 40-65 % pour les digestats solides (< 20 % pour les digestats compostés). Le NH ₄ se trouve essentiellement dans la phase liquide du digestat.
Teneur en ammonium	Diminution	Augmentation qui peut être partiellement compensée par la meilleure capacité d'infiltration des digestats liquides dans le sol.
Teneurs/activité des éléments biologiques	Abattement lorsque le procédé est bien conduit. Les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes peuvent toutefois persister. La recolonisation des composts au cours du stockage ne peut être exclue. La diminution des gènes de résistance aux antibiotiques n'est pas systématique.	Abattement quand la digestion est thermophile. La digestion est cependant moins efficace que le compostage. L'impact sur les gènes de résistance aux antibiotiques n'est pas clairement établi.
Teneurs en éléments traces minéraux	Deux effets antagonistes : concentration par assèchement et dégradation partielle du matériau composté, mais diminution par l'ajout fréquent d'un co-substrat de compostage (dilution du mélange initial). Modification de la spéciation des ETM et tendance à diminuer leur disponibilité.	Tendance à l'augmentation <i>via</i> la dégradation de la matrice organique
Teneurs en composés traces organiques	Possible dissipation, plus ou moins marquée en fonction des co-substrats ajoutés en tête de compostage, des vitesses de dégradation respectives des MO et des contaminants au cours du compostage. Les co-substrats peuvent également être vecteurs de contaminants organiques. Tendance à diminuer la disponibilité des contaminants organiques par développement d'interactions avec la matrice organique en lien avec son humification.	Possible modification des concentrations en contaminants organiques, cependant les conditions anaérobies sont peu propices à la dégradation de la plupart des contaminants organiques.

²⁰ Les digestats peuvent subir des post-traitements (séparation de phase, séchage, compostage)

²¹ A noter que l'analyse de la bibliographie portant spécifiquement sur les traitements amont des Mafor ne faisant pas partie du cahier des charges, ce dernier point n'a pas fait l'objet d'une revue des articles spécifiquement consacrés aux effets des traitements.

• Facteurs de variabilité liés au contexte pédoclimatique

Les conditions **climatiques** (humidité, température) conditionnent la vitesse d'évolution de la fraction organique des Mafor dans les sols, mais aussi la persistance d'éléments biologiques et de contaminants organiques qu'elles véhiculent, les risques de lixiviation... Certaines **caractéristiques physico-chimiques des sols** comme le pH, la capacité d'échange cationique (CEC), la texture, la teneur en matière organique (MO) influencent la mobilité et donc la disponibilité potentielle des éléments traces, la disponibilité du phosphore, certains impacts comme la volatilisation du NH_3 . On a vu que les apports de Mafor pouvaient modifier ces caractéristiques physico-chimiques des sols et donc avoir indirectement un effet secondaire sur les impacts environnementaux liés aux épandages de Mafor.

• Facteurs de variabilité liés à l'itinéraire de fertilisation et au mode de conduite de la parcelle recevant les épandages

La gestion des épandages (date, type de Mafor, dose) par rapport au mode d'occupation des sols et de conduite des parcelles est un levier pour moduler les impacts associés aux épandages de Mafor, en particulier pour l'expression des valeurs fertilisantes et les risques de lixiviation associés à des doses trop importantes par rapport aux besoins des cultures.

Le **mode d'apport** et l'**enfouissement** des Mafor à l'épandage sont particulièrement importants pour les impacts liés aux émissions gazeuses telles que la volatilisation de l'ammoniac. Ainsi, pour toutes les Mafor dont l'épandage est susceptible de générer de la volatilisation de NH_4 , un enfouissement rapide juste après épandage est efficace pour limiter cette volatilisation. On note néanmoins l'absence de publications portant spécifiquement sur la qualité de l'épandage en termes d'homogénéité de la répartition des Mafor. La quasi-totalité des publications traitant des effets des épandages suppose que ceux-ci sont parfaitement distribués sur la surface du sol. Or ce n'est pas le cas, et une même dose moyenne d'apport peut correspondre à de fortes hétérogénéités qui conduisent à des spots d'apports beaucoup plus importants. Ces hétérogénéités n'ont pas été prises en compte par absence d'information à ce sujet.

De plus, pour la plupart des Mafor de type amendement organique mais aussi dans une moindre mesure pour les Mafor fertilisantes, la gestion de la fertilisation des cultures ne peut se faire avec la Mafor seule. Une **complémentation d'engrais minéral** ou de Mafor fertilisante est souvent nécessaire. La dynamique de minéralisation du N organique des Mafor et les effets d'apports répétés sur la fourniture en azote par le sol restent imparfaitement maîtrisés ce qui peut générer des excès de nitrate dans les sols et des pertes par lixiviation.

Les **cultures** (y compris les forêts) se distinguent par leur cycle de croissance et d'occupation du sol, leurs caractéristiques écophysiologiques... Elles sont par exemple plus ou moins phytoaccumulatrices de certains ETM. Ces différences modulent l'expression de la valeur agronomique ou des impacts environnementaux des Mafor.

Le **délai** entre l'épandage et l'utilisation de la parcelle amendée est un levier important pour limiter certains effets et permettre la résilience des systèmes : le respect d'un délai de retour des animaux sur les prairies après épandage, ou d'un délai entre épandage et récolte des végétaux cultivés sur la parcelle, sont des moyens de limiter la contamination des matières premières destinées à la consommation humaine ("lavage" des particules de Mafor à la surface des végétaux par les pluies, disparition des agents pathogènes au cours du temps..., cf. infra).

Enfin, la **fréquence des apports** conditionne certains effets agronomiques. Certains effets sont quantifiables dès le premier apport : c'est typiquement le cas des valeurs fertilisantes des Mafor. D'autres effets ne sont observés qu'en situation d'apports réguliers. Ainsi l'augmentation des teneurs en matière organique (MO) dans les sols et l'amélioration de certaines propriétés physiques ne sont notables qu'après plusieurs épandages y compris pour les Mafor ayant un caractère amendant. La fréquence d'apport a également une influence sur la nature des impacts environnementaux observés. Les impacts "à court terme" suivant un seul apport sont essentiellement liés à la valeur fertilisante des Mafor (fuite de NO_3 , de COD, volatilisation de NH_3 , émission de N_2O). Dans des conditions d'apports représentatives des épandages agricoles, les impacts environnementaux liés aux contaminants sont plutôt associés à des apports répétés ; ils sont potentiellement notables à moyen et long termes. C'est en partie ce qui rend difficile la quantification et la prévision de ces impacts au travers de mesures en conditions réelles d'épandage.

4.1.2. Synthèse des effets par grand type de Mafor

Les effluents d'élevage et les boues d'épuration urbaines, bruts ou traités, sont les deux grands types de Mafor les plus renseignées dans la littérature. Les effluents d'élevage, les boues et les composts sont très documentés pour leurs effets fertilisants, en particulier les effluents d'élevage pour les impacts liés aux émissions gazeuses, et les boues d'épuration pour leur teneur en contaminants (large spectre étudié) et leur devenir après apport au sol. Les molécules pharmaceutiques susceptibles d'être présentes dans les effluents d'élevage et les boues d'épuration urbaines font l'objet d'un intérêt plus récent dans la littérature scientifique.

Les travaux sont moins nombreux pour les autres types de Mafor. Ils sont notamment très limités pour les effluents et boues industriels, les cendres, les biochars et les sédiments.

• Les effluents d'élevage et les boues d'épuration urbaines, Mafor les mieux documentées

Effluents d'élevage non traités

- Fumiers

Valeur amendante organique : Les fumiers sont des **amendements organiques**. Leur efficacité à augmenter les stocks de MO des sols est moyenne. On estime que de l'ordre de 25 ± 13 % de la MO des fumiers contribuent à l'entretien des stocks de MO du sol. Les apports de fumiers stimulent l'activité biologique et améliorent en particulier la stabilité de la structure du sol.

Valeur fertilisante : Les fumiers sont riches en éléments nutritifs dont les teneurs dépendent de la conduite des élevages et du type d'animaux. Les fumiers se distinguent des autres Mafor par leurs teneurs en potasse élevées. **Les fumiers ont une valeur fertilisante azotée à court terme relativement faible.** Pour les fumiers frais, on constate souvent une phase d'organisation du N après apport en raison d'un rapport C/N élevé. La disponibilité du N la première année après apport est en général faible, avec un coefficient d'équivalence aux engrais azotés compris entre 10 et 20 %. Cependant, les apports réguliers de fumiers permettent l'augmentation de la MO du sol, dont la minéralisation libère de l'azote à plus long terme.

Emissions gazeuses : La proportion de NH_4 est assez faible dans les fumiers. Cependant, étant donné le pH basique des fumiers, le risque de perte par volatilisation est important dans les heures qui suivent l'apport et peut atteindre 100 % de l'ammonium présent dans les fumiers en l'absence d'enfouissement. Le GIEC donne un facteur d'émission du N_2O unique pour les Mafor de 1,425 %. Pourtant les données recensées sont plutôt plus faibles ($0,11 \pm 0,20$ du N total apporté).

Eléments traces minéraux : Cu et Zn sont les 2 ETM largement rencontrés dans les effluents d'élevage en raison des compléments alimentaires donnés aux animaux. La concentration dans les effluents d'élevage est environ 10 fois supérieure à celles mesurées dans les sols agricoles. Les apports répétés d'effluents d'élevage conduisent à une accumulation de ces ETM pouvant entraîner le doublement des concentrations dans les sols amendés après 100 ans de pratique. Ces augmentations des concentrations dans les sols ne s'accompagnent généralement pas de l'augmentation du transfert vers les plantes de ces éléments. L'augmentation de surfaces sorbantes pour les ETM en cas d'apport de fumier diminue les transferts potentiels vers les plantes. La mobilité du cuivre dans les eaux du sol est facilitée par la présence de carbone organique dissous généré par les apports de fumier et l'augmentation des stocks de MO dans les sols. En revanche, les apports répétés de fumier augmentent le pH et ont ainsi indirectement tendance à diminuer la mobilité du Zn très dépendante de ce facteur.

- Lisiers (bovins, porcins) et fientes (volailles)

Valeur amendante organique : Elle est très faible.

Valeur fertilisante : Les lisiers et les fientes ont une valeur fertilisante à court terme élevée. Ils sont riches en éléments nutritifs dont les teneurs dépendent de la conduite des élevages et des espèces animales. Une forte proportion du N est sous forme ammoniacale (50 à 70 %). La valeur fertilisante azotée de ces Mafor est importante, avec des coefficients d'équivalence aux engrais azotés compris entre 35 et 45 % pour les lisiers de bovins, 30 et 65 % pour les lisiers de porcs, 70 et 85 % pour les fientes de volailles. Les lisiers sont à l'origine très liquides (< 10 % de MS). Des modes de traitement (séparation de phase, séchage...) augmentent leur teneur en matière sèche mais s'accompagnent d'une perte d'azote ammoniacal au cours du séchage.

Emissions gazeuses : La proportion de NH_4 est élevée dans les lisiers et les fientes. Les risques de perte par volatilisation de cette fraction ammoniacale sont importants. Cependant, l'infiltration du lisier après épandage dans le sol, l'apport par injection dans le sol ou l'acidification du lisier avant épandage limitent cette volatilisation (efficacité pouvant aller jusqu'à 100 % de réduction des pertes). Les émissions de N_2O sont plus intenses et rapides qu'en cas d'apport de fumiers. Mais comme précédemment, les facteurs d'émission recensés sont plus faibles que le pourcentage donné par le GIEC : $0,94 \pm 0,71$ du N total apporté par les lisiers.

Eléments traces minéraux : Comme pour les fumiers, **Cu et Zn** sont les deux ETM largement rencontrés dans les lisiers. Les conséquences des apports de lisier se distinguent de celles observées après apport de fumier. Contrairement aux fumiers, les apports de lisiers ne permettent pas d'augmenter la capacité d'adsorption des sols vis-à-vis des ETM qui limite le passage potentiel vers les plantes. La mobilité du cuivre dans les eaux du sol est supérieure en cas d'apport de lisier par rapport au fumier en raison du caractère liquide des lisiers, de leur richesse en COD. Par ailleurs, les apports de lisiers n'augmentent pas le pH du sol et donc ne permettent pas de diminuer la mobilité d'ETM comme le Zn.

- Effets communs aux effluents d'élevage bruts

Contaminants biologiques : Des microorganismes pathogènes, virus et parasites sont souvent détectés dans les effluents d'élevage. Après épandage sur les sols, la persistance de ces germes peut atteindre 6 mois en conditions réelles

d'épandage (parfois plus dans des études où les contaminants biologiques sont inoculés dans les effluents d'élevage ou apportés directement sur les sols). Les bactéries ayant des formes de résistance telles que des spores ou les œufs de parasites sont détectés jusqu'à plusieurs années après apport. Des délais de 3 à 8 mois entre l'épandage et la récolte des végétaux sont recommandés dans plusieurs études. La mobilité des contaminants biologiques en profondeur dans le sol est rapportée plus fréquemment en cas d'apport de lisier, en raison de leur caractère liquide. Par ailleurs, la présence de microorganismes porteurs de gènes de résistance aux antibiotiques a été démontrée dans les effluents d'élevage (moins abondants dans les effluents de bovins que dans les effluents porcins) mais les impacts et le devenir dans les sols restent mal connus. La présence simultanée d'ETM et d'antibiotiques dans les effluents d'élevage est favorable à la sélection de gènes de résistance aux antibiotiques.

Contaminants organiques : Les composés pharmaceutiques, en particulier **les antibiotiques, et les hormones** sont les contaminants organiques les plus abondants dans les **effluents d'élevage**. Des augmentations de concentration dans les sols soumis à épandage d'effluents d'élevage sont mesurées. Des activités oestrogéniques accrues sont mesurées dans les sols et les eaux de drainage de sols régulièrement amendés avec des fumiers ou lisiers. L'absorption potentielle de certains antibiotiques et hormones par les cultures poussant sur des parcelles soumises à épandage a été démontrée.

Boues d'épuration urbaine brutes ou déshydratées²²

Valeur amendante organique : Elle est *a priori* faible car les boues sont facilement biodégradables ce qui entraîne une stimulation des activités biologiques dans les sols après apport. Cependant la synthèse des résultats d'essais au champ montrent un potentiel d'augmentation des teneurs en matière organique des sols du même ordre de grandeur que les fumiers (25% ± 12%). Des effets positifs, souvent transitoires, sur les propriétés physiques des sols sont rapportés.

Valeur fertilisante : Les boues d'épuration sont des Mafor fertilisantes riches en azote et en phosphore. Les coefficients d'équivalence aux engrais azotés sont de 30 à 50 % pour les boues liquides et 15 à 30 % pour les boues pâteuses (perte de NH₄ dans la phase liquide au moment de l'épaississement). La valeur fertilisante des boues est liée à leur C/N : les boues ayant un C/N < 8 ont une valeur fertilisante intéressante. Quand le C/N > 8, la valeur fertilisante azotée est moindre mais la valeur amendante augmente.

Emissions gazeuses : Comme précédemment, l'intensité de la volatilisation de NH₃ dépend des teneurs en NH₄ des boues. Les émissions de N₂O sont plus intenses et rapides qu'en cas d'apport de fumiers. Les facteurs d'émission de N₂O pour les boues liquides sont du même ordre de grandeur que pour les lisiers.

Contaminants biologiques : A l'instar des effluents d'élevage, les boues d'épuration brutes ou déshydratées sans avoir subi de processus hygiénisant préalable hébergent une grande diversité de bactéries pathogènes, de virus, de parasites ainsi que des gènes de résistance aux antibiotiques. Leur persistance et leur dissémination dans les sols après épandage est similaire à celle observée pour les effluents d'élevage non traités.

Eléments traces minéraux : Les boues d'épuration se caractérisent par la **diversité des ETM** rencontrés. Pour les sept ETM réglementés dans l'arrêté encadrant l'épandage agricole, les boues épandues ont toujours des concentrations inférieures à ces valeurs limites. Depuis peu, se pose la question de la présence de nanoparticules impliquant des ETM qui ne sont pas pris en compte dans la réglementation (Ag, TiO₂). La modélisation prédictive de leur concentration dans les sols soumis à épandage de boue montre des résultats variables selon les hypothèses prises avec des facteurs d'enrichissement de 100 sur les sols traités dans certains scénarios. Dans les conditions réglementaires de l'épandage agricole, les flux d'ETM apportés par les boues représentent une faible proportion des ETM déjà présents dans les sols. Comme pour les autres Mafor, les flux apportés d'ETM restent dans l'horizon d'apport des boues. Les flux vers les végétaux ou vers les eaux sont faibles. Les analyses des végétaux récoltés sur des parcelles fertilisées avec des boues d'épuration urbaine ne montrent pas d'augmentation des concentrations en ETM quand les épandages sont faits selon les conditions réglementaires. Des travaux montrent que les teneurs en ETM adsorbés sur les surfaces des végétaux diminuent assez rapidement (quelques semaines) sous l'action de la pluie. La biodisponibilité des ETM vis-à-vis des plantes dans les sols amendés est plus faible que dans les sols non amendés en raison des interactions entre ETM et matrices organiques des boues. Les quelques études existantes montrent peu ou pas d'effets des apports de boue sur les teneurs en ETM dans les tissus des animaux ayant pâture sur les prairies amendées. L'absence de transfert constatée dans les études en conditions réelles ne permet pas de généraliser ce résultat étant donné le très faible nombre de travaux de ce type.

Contaminants organiques : la diversité des contaminants organiques dans les boues est très importante. Les contaminants organiques sont présents dans différentes gammes de concentration en fonction du type de molécules : du µg pour les œstrogènes au mg pour les détergents. Il n'y a que 3 HAP et 7 PCB inscrits dans la réglementation concernant les épandages agricoles ; leurs concentrations dans les boues épandues sont toujours très inférieures aux seuils réglementaires. Ces contaminants sont plus ou moins persistants. Des transferts vers les eaux de surface ou souterraines ont été observés dans certaines expérimentations, mais en faibles concentrations. L'affinité des contaminants avec le COD peut favoriser cette mobilité vers les eaux. Aucune accumulation de HAP ni de PCB n'est observée dans les sols recevant

²² Sans compostage, digestion anaérobie, chaulage ou séchage.

des boues (en raison des flux faibles d'apport par les boues et de la multiplicité des sources d'apport de ces contaminants) ; en revanche, des concentrations supérieures sont observées dans les sols amendés pour des molécules plus récemment utilisées (PBDE et PFC) et pour les pharmaceutiques. Cependant, ces augmentations de concentration sont toujours inférieures aux augmentations théoriques calculées en raison de la dissipation des molécules (dégradation ou interactions avec les constituants du sol).

La véritable absorption par les végétaux des contaminants organiques persistants, hydrophobes et peu biodisponibles (HAP, PCB, PCDD/F, PBDE, PFC), n'est pas observée ou en très faible quantité. Lorsqu'elle est observée, la contamination des végétaux est en général liée à un dépôt de particules sur les parties aériennes ou à une adsorption des contaminants sur les péridermes des parties souterraines. Les mêmes conclusions sont établies pour les détergents et plastifiants (phtalates, nonylphenols, LAS), avec pas ou très peu de transfert dans les plantes en raison de la dégradation des molécules dans le sol. Comme dans le cas des effluents d'élevage et même s'il y a peu d'études *in situ* relatives au transfert des substances pharmaceutiques, celui-ci est possible pour certaines molécules. Pour les plus hydrophobes, l'adsorption sur la MO du sol limite fortement ce transfert mais la gamme des caractéristiques physico-chimiques de ces molécules pharmaceutiques est très large et les plus polaires pourraient être transférées dans les plantes. Une étude faite spécifiquement au champ en présence de boue ne montre pas de passage des molécules pharmaceutiques, hormones et conservateurs dans les végétaux. Par ailleurs, des métabolites ont été détectés dans les végétaux dans des proportions différentes des molécules mères en raison des changements de leurs caractéristiques physico-chimiques.

Comme pour les ETM, les quelques études portant sur le transfert des contaminants organiques vers les tissus d'animaux en prairie amendée ne montrent pas d'effets sur les teneurs en contaminants organiques dans les tissus animaux. Cependant, des effets de perturbation endocrinienne ont été montrés sur des brebis pâturant des prairies recevant des épandages deux fois par an de boue à des doses agronomiques. Ces études sont néanmoins trop peu nombreuses pour généraliser ces résultats.

Effet des traitements sur les effluents d'élevage et les boues d'épuration urbaines

- Composts d'effluents d'élevage ou de boues d'épuration

Les effets du compostage décrits en section 4.1.1 sont observés dans le cas des composts d'effluents d'élevage ou de boues d'épuration, à l'exception de la modification des **teneurs en ETM ou en CTO**, que les données recueillies ne permettent pas de mettre en évidence.

La littérature rapporte également que les **émissions de N₂O** sont plus faibles lorsque les effluents d'élevage ou les boues d'épuration urbaines sont épandus compostés.

Enfin, les fumiers compostés ont des effets bénéfiques sur la **santé des plantes** par augmentation de la résistance à des maladies telluriques.

- Digestats d'effluents d'élevage ou de boues d'épuration

La phase solide des digestats présente le **caractère amendant** le plus intéressant. La phase solide des digestats d'effluents d'élevage (obtenue après séparation de phase si digestion liquide) pourra contribuer à l'entretien humique des sols. Pour les boues, la MO des boues digérées reste assez biodégradable après digestion. Les boues digérées ont donc une faible valeur amendante ;

La digestion anaérobie tend à diminuer les **émissions de N₂O** après épandage ;

Les données recueillies pour les effluents d'élevage digérés n'ont pas permis de mettre en évidence un effet sur les **concentrations en ETM**. La tendance est plus nette pour les boues d'épuration. Pour les boues d'épuration digérées, la spéciation des ETM semble évoluer vers des formes plus stables et moins disponibles au cours de la digestion.

Les données recueillies ne permettent pas de conclure à des différences de **concentration en CTO** avant et après digestion anaérobie des effluents d'élevage ou des boues. Des travaux très récents (2014) montrent que la digestion tend à diminuer la disponibilité des contaminants organiques par développement d'interactions avec la matrice organique qui s'humifie au cours du procédé²³ ;

- Boues chaulées

Le chaulage apporte à la boue une valeur en tant qu'**amendement** basique susceptible de corriger les pH acides des sols, mais ne modifie pas la valeur amendante organique des boues qui reste faible pour les boues chaulées.

Il modifie peu la **valeur fertilisante** azotée des boues, avec des coefficients d'équivalence aux engrais azotés similaires à ceux des boues déshydratées.

²³ A noter que la tendance à l'immobilisation des contaminants organiques au sein des matières compostées ou digérées par voie anaérobie est susceptible de ne pas être définitive après épandage, notamment dans le cas d'un changement des conditions pédo-climatiques. Actuellement, la littérature ne rapporte pas d'effet de "relargage" de contaminants après épandage.

Il limite la **volatilisation** d'ammoniac au champ car elle a déjà eu lieu au cours du procédé ; en revanche, la totalité de l'azote ammoniacal restant dans la boue est volatilisée très rapidement du fait du pH basique de la boue.

Il diminue les teneurs en **éléments biologiques**. Il sera moins efficace sur les microorganismes ayant des formes de résistance (spores, kystes, œufs) que sur les formes végétatives, comme les autres traitements. Cependant le chaulage poussé (pH12 pendant 3 mois) assure l'hygiénisation des boues.

Il diminue la concentration en **éléments traces minéraux** par dilution. Le chaulage peut modifier la mobilité des ETM par modification du pH.

Il semble avoir en revanche peu d'effet sur le devenir des **contaminants organiques** (mais ce point est très peu étudié). Leurs concentrations seront diminuées par simple dilution à la chaux. Il a aussi été observé un relargage de certains contaminants organiques dans la phase aqueuse des boues par augmentation du pH (changement de compartiments, désorption).

- Boues séchées thermiquement

Le séchage thermique des boues ne modifie pas la **valeur amendante** organique des boues

Il diminue la **valeur fertilisante** azotée.

Ce procédé inactive les **éléments biologiques** si la température de séchage est suffisamment élevée.

Il concentre les **ETM** par perte d'eau.

Il n'influence pas les concentrations en **contaminants organiques**, à moins que certains soient thermosensibles donc modifiés ou qu'il y ait dégradation de la matière organique entraînant une concentration des contaminants organiques.

• Autres Mafor utilisées en France

Composts d'origine urbaine (hors composts de boues d'épuration urbaines)

Valeur amendante : La valeur amendante des composts d'OMR est inférieure à celle des composts de biodéchets ou de déchets verts (ces derniers ayant une valeur amendante équivalente). Les apports successifs s'accompagnent d'une augmentation persistante des activités biologiques et des propriétés physiques du sol. Les composts de biodéchets, de déchets verts ont des effets bénéfiques sur la santé des plantes par augmentation de la résistance à des maladies telluriques.

Valeur fertilisante : On note une certaine variabilité au sein des composts, dont la valeur fertilisante se classe ainsi : compost de déchets verts = compost de biodéchets < composts d'OMR.

Emissions gazeuses : Les émissions de N₂O après apports de composts ne sont pas documentées.

Contaminants biologiques : Le compostage est efficace pour diminuer la prévalence des microorganismes phytopathogènes quand des végétaux infectés sont compostés. Néanmoins, la proportion de végétaux malades co-compostée doit être maîtrisée pour assurer une bonne efficacité d'hygiénisation de la masse de résidus.

Éléments traces minéraux : Globalement les concentrations en ETM diminuent selon le gradient suivant : compost d'OMR > compost de biodéchets > compost de déchets verts. Les campagnes de caractérisation récentes montrent que les composts ont des teneurs en ETM inférieures aux critères de la norme. La mobilité des ETM diminue quand la maturité des composts (et donc la stabilité de la MO) augmente. Les flux de Cu et Zn associés aux apports de composts conduisent à une augmentation des concentrations dans les sols, qui n'est pas détectable analytiquement pour les autres éléments. Le caractère chaulant des composts diminue la mobilité des ETM cationiques dans les sols. L'affinité de certains ETM comme le Cu pour la MO limite la biodisponibilité pour les végétaux mais peut favoriser la mobilité dans les eaux après association avec le COD. Les flux lixiviés d'ETM restent toujours très faibles (<1-4% des flux annuels apportés en ETM). On n'observe pas d'augmentation des concentrations en ETM des végétaux récoltés sur des parcelles amendées régulièrement avec des doses agronomiques de composts.

Contaminants organiques : Comme pour les boues d'épuration, on trouve une très grande diversité de contaminants organiques dans les composts d'origine urbaine, qui proviennent des matières qui entrent en compostage. Pour les 3 HAP et 7 PCB inclus dans la réglementation, les concentrations dans les composts sont toujours très inférieures aux seuils. En dehors de ces contaminants réglementés, les composts sont largement moins documentés que les boues. Globalement les concentrations en contaminants organiques sont plus faibles que dans les boues ; au sein des composts, elles sont plus faibles dans les composts de déchets verts. Les contaminants les plus abondants sont d'origines domestique et industrielle (détergents, plastifiants).

On n'observe pas ou peu d'accumulation de contaminants organiques dans les sols après épandage même lorsque des composts présentant des concentrations importantes sont épandus. Les concentrations restent en dessous des seuils d'autorisation de mise en culture, quand de tels seuils existent. Les résidus stabilisés pendant le compostage se remobilisent très peu et sont peu biodisponibles. En conditions expérimentales, la mobilité de contaminants organiques tels que le

nonylphénol ou les phtalates a été observée dans l'eau. Les risques de transfert dans les plantes des contaminants organiques *via* les apports de composts sont peu documentés et minimes dans les rares travaux disponibles.

A noter que les risques de transfert des contaminants chimiques vers les animaux et la conséquence sur leur santé après épandage de composts sont très peu documentés. Quelques travaux réalisés dans un contexte d'épandage de compost de déchets verts sur des prairies pâturées ne relèvent pas d'effet sur la santé des animaux, mais ce résultat ne peut être généralisé du fait de la rareté des études disponibles.

Digestats d'origine urbaine (hors digestats d'effluents d'élevage seuls)

Valeur amendante et valeur fertilisante : mêmes ordres de grandeur que celle des digestats d'effluents d'élevage et de boues d'épuration urbaines.

Emissions gazeuses : les risques de volatilisation de NH_3 à l'épandage sont très importants bien qu'assez peu documentés. La vitesse d'infiltration des digestats liquides limite la volatilisation. Les émissions de N_2O après apports de digestats urbains ne sont pas documentées.

Contaminants biologiques : la digestion thermophile est plus efficace que la voie mésophile pour abattre les pathogènes.

Éléments traces minéraux : Les concentrations en ETM dans les digestats urbains sont peu documentées. Les quelques résultats disponibles ne montrent pas de différences entre les composts de déchets urbains et les digestats de biodéchets triés à la source ou non. Le Cu et le Zn sont toujours les ETM les plus concentrés.

Contaminants organiques : Les concentrations sont très peu documentées, en dehors des HAP et PCB. Les teneurs en HAP et PCB sont plus faibles que dans les boues d'épuration digérées. En fonction des matrices utilisées en digestion anaérobie, les contaminants organiques d'intérêt pourront être les pharmaceutiques si les substrats sont des effluents d'élevage ou plutôt les contaminants organiques rencontrés dans les déchets urbains.

Le devenir des contaminants présents dans les digestats (transferts vers les eaux, les plantes, les animaux) n'est pas documenté.

Boues et effluents industriels

Cette appellation regroupe une très forte diversité de matières en termes de caractéristiques (teneurs en éléments, teneurs en matière sèche...) et d'effets sur les sols.

Valeur amendante : En absence de traitement par compostage, ces Mafor ont une faible valeur amendante organique. Cependant, certaines ont un caractère chaulant (boues de papeterie, écume de sucrerie par exemple) et donc une valeur en tant qu'amendement basique. La stimulation de l'activité biologique peut être importante à court terme. Cette stimulation associée au caractère chaulant permet l'amélioration des propriétés physiques du sol telles que la stabilité de la structure.

Valeur fertilisante : Beaucoup ont une bonne valeur fertilisante. Certaines matières ont des caractéristiques particulières comme les vinasses concentrées de sucrerie, riches en potassium, qui peuvent se substituer aux engrais potassiques. Certaines de ces Mafor sont normalisées en tant qu'engrais organique. Certaines Mafor présentent des déséquilibres entre éléments majeurs, ce qui peut réduire fortement la valeur fertilisante. Ainsi les boues de papeterie ont un C/N élevé pouvant aller jusqu'à 50. Leur apport est suivi d'une organisation du N minéral qui peut provoquer des faims d'azote²⁴ pour les cultures mais aussi être utilisée pour réduire les fuites de nitrate vers les aquifères. Les coefficients d'équivalence aux engrais azotés sont très variables en fonction de la Mafor. On peut citer quelques exemples : jusqu'à 25 à 35 % pour les effluents de distilleries ou de brasserie, 50 à 60 % pour les vinasses concentrées de betterave, 0 à 20 % (voire risque d'immobilisation) pour les boues de papeterie.

Emissions gazeuses : Les risques de volatilisation de NH_3 dépendent des teneurs en NH_4 dans les effluents et des conditions de pH. Les émissions de N_2O sont très peu voire pas documentées.

Contaminants biologiques : Aucune donnée collectée dans l'ESCo

Éléments traces minéraux : Les teneurs en ETM sont souvent faibles pour les effluents et boues agro-industriels. En moyenne, les teneurs en ETM dans les boues industrielles sont plus faibles que dans les boues d'épuration urbaine. Cependant, certains gisements peuvent avoir des concentrations en ETM élevées, comme les effluents de distillerie et les vinasses de raisins ou des boues et effluents d'industries chimiques.

Contaminants organiques : En dehors des teneurs en HAP et PCB (teneurs très faibles par rapport aux boues d'épuration), aucune donnée sur les teneurs en contaminants organiques dans ces types de Mafor n'a été recensée.

²⁴ Faim d'azote : Phénomène d'organisation de l'azote minéral par la microflore du sol suite à l'apport d'une Mafor ayant un C/N élevé et qui diminue la disponibilité de l'azote pour les cultures.

Autres Mafor

Les autres Mafor englobent des matières diverses, en particulier des matières fertilisantes commercialisées issues de la valorisation de sous-produits d'autres productions (farines de plumes, d'os, de cornes, de sang séché, farines animales). Les engrais organiques utilisés en agriculture biologique en font partie.

Valeur amendante : Elle est très faible puisque ce sont des "engrais" organiques et non des "amendements".

Valeur fertilisante : Elle est relativement bien connue. Ce sont en général des engrais organiques dont la valeur fertilisante est élevée (coefficients d'équivalence aux engrais minéraux > 60 %).

Contaminants biologiques : Aucune donnée collectée dans l'ESCO. Lorsqu'ils résultent de l'utilisation de sous-produits animaux, une étape d'hygiénisation est requise en tête de la filière.

Éléments traces minéraux et contaminants organiques : Aucune donnée collectée dans l'ESCO

• Mafor peu ou pas utilisées en France

Cendres

Valeur amendante : La valeur amendante organique est par définition nulle. En revanche, les cendres peuvent être utilisées comme amendement basique pour rectifier les pH acides des sols.

Valeur fertilisante : Les cendres sont riches en K et dans une moindre mesure en P. Les cendres sont une des seules Mafor pour laquelle la valeur fertilisante phosphatée est plus faible que celle des engrais minéraux classiques (VFP de 5 à 86 % pour les cendres de boue d'épuration, médiane de 35%). En revanche, ce ne sont pas des fertilisants azotés.

Contaminants biologiques : de par leur mode d'obtention, les cendres sont exemptes de contaminants biologiques.

Éléments traces minéraux : Les teneurs en ETM des cendres dépendent de celles des matériaux utilisés pour leur fabrication. On se concentre ici sur les cendres de biomasse bois qui sont en plein développement. Les concentrations en ETM dépendent de la qualité du bois utilisé dans la chaufferie. Les concentrations en ETM peuvent être supérieures aux lignes directrices données par le ministère de l'agriculture pour les fertilisants, en particulier dans les cendres de bois de rebut qui présentent des concentrations en ETM supérieures. Les concentrations en ETM se distinguent en fonction de l'origine des matières incinérées selon : bois < charbon < boues d'épuration. Les cendres peuvent modifier la spéciation des ETM déjà présents dans le sol en raison de leur pH et des oxydes qu'elles contiennent.

Contaminants organiques : Comme pour les biochars, les contaminants organiques d'intérêt pour les cendres sont les HAP. On observe une forte variabilité des teneurs. Aucune donnée n'est rapportée pour les autres contaminants organiques.

Sédiments

Valeurs amendante et fertilisante : Aucune donnée collectée dans l'ESCO.

Contaminants biologiques : Aucune donnée collectée dans l'ESCO.

Éléments traces minéraux : Les teneurs en ETM des sédiments sont très variables. Elles peuvent être très élevées dans certains cours d'eau, en fonction des activités présentes et de la densité de population le long de ces cours d'eau.

Contaminants organiques : Des données sont disponibles sur les HAP et PCB avec des fortes variabilités de concentrations en lien avec le type de cours d'eau ou canal d'où sont issus les sédiments.

Biochars

La production de biochars est encore très faible mais la littérature scientifique est assez fournie sur la caractérisation de ces produits en termes de certains effets sur les sols, en particulier la séquestration du C et la nutrition des plantes.

Valeur amendante : Par définition, les biochars ont une valeur amendante élevée. Ils sont d'ailleurs employés pour stocker du carbone dans les sols. Toutefois en fonction du procédé utilisé, on peut observer une certaine variabilité de la vitesse de dégradation des biochars dans les sols. Les apports de biochars ont des effets positifs sur les propriétés physiques et l'activité biologique des sols.

Valeur fertilisante : La valeur fertilisante directe des biochars est nulle. Des effets négatifs sur la nutrition des plantes en présence de biochars sont rapportés, liés à la rétention des formes d'azote minéral qui diminue leur disponibilité. Pour les mêmes raisons (adsorption), il a été observé une contribution des biochars à limiter les risques de lixiviation de nitrate.

Emissions gazeuses : L'effet réducteur des biochars sur les émissions de N_2O est souvent cité mais pas toujours. Ce serait un effet des apports de biochars sur le devenir des engrais minéraux épandus par ailleurs.

Contaminants biologiques : Les biochars sont *a priori* exempts de pathogènes.

Eléments traces minéraux : Les teneurs en ETM des biochars dépendent de celles des matériaux utilisés pour leur fabrication. Elles sont en général inférieures aux concentrations des normes amendements, mais des teneurs supérieures sont rapportées pour des biochars issus de boues d'épuration urbaine ou de certains effluents d'élevage. Les biochars ont une capacité importante à sorber les ETM et donc à réduire leur mobilité à court terme. Cependant la désorption de ces ETM est mal connue et représenterait *a priori* un risque restant à quantifier.

Contaminants organiques : De par le mode de fabrication, les contaminants organiques susceptibles d'être présents dans les biochars incluent les HAP et les PCDD/DF. Toutefois les fourchettes de variation de concentration sont très importantes en HAP et les références trouvées rapportent des concentrations faibles en PCDD/F. A noter que les biochars fixent certaines molécules pesticides.

4.2. Bilan des effets agronomiques et environnementaux de l'épandage de Mafor, vu au travers des analyses du cycle de vie et des analyses coûts-bénéfices

Deux grandes approches sont mobilisables pour tenter de faire la balance entre les différents effets agronomiques et environnementaux liés à l'épandage de Mafor. La première vise à réaliser une évaluation environnementale sur une base multicritère, en examinant différentes catégories d'impacts environnementaux : elle s'appuie le plus souvent sur des analyses du cycle de vie. La seconde relève de l'approche économique et cherche à établir un bilan bénéfices-risques traduit en termes monétaires, et s'appuie notamment sur des analyses coûts-bénéfices.

4.2.1. Les évaluations environnementales

- **Les évaluations par les méthodes dites "monocritères" : le bilan GES**

Le **bilan Gaz à effet de serre** (ou *carbon footprint*) a été appliqué à l'évaluation environnementale des Mafor. Cette méthode permet de caractériser la pression exercée par les activités anthropiques en termes d'émissions de GES, exprimée en tonnes équivalent CO_2 . Les principales Mafor ayant fait l'objet d'études de ce type sont les **boues de STEU** urbaines ; ces travaux concluent que les boues ayant subi un traitement par digestion anaérobie avant épandage ont un plus faible impact sur le réchauffement climatique que les boues épandues brutes. Le séchage des boues a par ailleurs fait l'objet de travaux visant à évaluer la possibilité d'avoir des STEU "*carbon neutral*" (zéro émission de carbone) : cet objectif apparaît difficile à atteindre car le bénéfice de l'épandage des boues séchées ne compense pas l'énergie consommée pour leur séchage préalable.

Les **effluents d'élevage** ont également fait l'objet de bilans GES, notamment pour les élevages bovins laitiers. Ces travaux concluent que le stockage des effluents est le premier poste émetteur de GES dans ces élevages. Les émissions de N_2O post-épandage ont également un poids significatif ; les leviers permettant de les réduire sont la diminution de la part d'azote dans l'alimentation des animaux (afin de réduire la quantité d'azote excrété) et la diminution de la fertilisation minérale. On note également une variabilité dans les résultats des bilans GES des élevages laitiers, principalement due à l'incertitude associée aux facteurs d'émission de N_2O par les sols et de CH_4 par la fermentation entérique des animaux.

- **Les évaluations par la méthodologie de l'Analyse du cycle de vie (ACV)**

L'épandage de Mafor peut être l'objet d'une ACV, mais il est plus souvent une étape dans des ACV portant sur des systèmes plus vastes (systèmes d'élevage, filière de traitement des déchets...). Cette mise en œuvre de l'approche ACV comporte des limites méthodologiques (Encadré 4-1), et impose des choix d'hypothèses qui conditionnent fortement les résultats de l'analyse.

Les contours des périmètres d'étude retenus lors de la réalisation des ACV et les catégories d'impacts prises en compte varient trop selon les travaux analysés pour permettre de parvenir à l'obtention de résultats synthétisés et de conclusions génériques sur les impacts environnementaux du retour au sol des Mafor. En outre, ces analyses n'intègrent pas, pour l'instant, les impacts sur la fertilité des sols des épandages de Mafor, la chaîne de causalité étant jugée trop complexe pour ce faire.

Il est toutefois possible de dégager des tendances à l'échelle du système étudié (dont l'épandage ne constitue qu'une étape) notamment pour les élevages. Ainsi, à l'échelle de l'élevage, les impacts de l'épandage des Mafor ne sont généralement pas importants comparés aux émissions directes (CH_4 , N_2O , NH_3) issues des bâtiments d'élevage et du stockage des effluents.

Encadré 4-1. L'Analyse du Cycle de Vie, une méthode d'évaluation environnementale multicritère encore peu appliquée à l'épandage de Mafor

Bien qu'étant un outil approprié pour réaliser l'évaluation des impacts environnementaux d'un système incluant l'épandage de Mafor, la méthode ACV est actuellement peu appliquée à cet objet. La littérature scientifique est peu abondante, et les résultats des études existantes s'avèrent difficiles à comparer. La grande hétérogénéité de résultats tient à la diversité des périmètres des systèmes étudiés et aux limites actuelles de la méthode, liées principalement au fait qu'il n'existe pas de consensus sur la façon de choisir et de calculer les impacts environnementaux. Cette situation impose de faire des hypothèses et des choix méthodologiques qui conditionnent fortement les résultats de l'analyse.

Des systèmes étudiés très divers

Les ACV abordent les systèmes dans leur ensemble. Or l'épandage d'une Mafor ne constitue qu'une étape d'un système plus global, qui comprend toutes les phases de production, stockage et utilisation de la matière. Dans les ACV, l'épandage de Mafor est donc généralement considéré comme une partie ou un processus du système étudié. Le périmètre de ce système est très variable selon la Mafor considérée.

Pour les effluents d'élevage par exemple, le système étudié est généralement l'élevage dans sa globalité ; certaines études ACV ne portent toutefois que sur l'épandage de l'effluent, tandis que d'autres prennent en compte tout le système de production, voire au-delà (mise en bouteille du lait, exportation des effluents d'élevage en excédent...). Pour les boues de station de traitement des eaux usées (STEU) urbaines, le système analysé peut être très différent selon l'objectif de l'étude (global depuis le réseau d'égout jusqu'à l'épandage des boues, limité à la STEU...). Le système étudié ne concerne parfois que la filière de production de la Mafor, sans prise en compte de l'épandage auquel elle est destinée (cas rencontré pour du compost).

Une représentation de l'épandage de Mafor par une substitution à de l'engrais minéral

L'épandage de Mafor est généralement représenté en ACV par une substitution à de l'engrais minéral : il "remplace" la production et l'utilisation d'engrais de synthèse et "évite" les impacts environnementaux associés. La fertilisation minérale substituée est l'élément clé de l'évaluation environnementale de l'épandage des Mafor en ACV. Les hypothèses retenues concernant cette substitution aux engrais minéraux et la définition des émissions post-épandage sont déterminantes.

Or l'analyse des études disponibles met en évidence différentes manières d'envisager la substitution (Figure 1). Selon les cas, l'analyse de la substitution : se limite à la fabrication des engrais minéraux (cas 1) ; comptabilise les émissions liées au transport et à l'épandage des Mafor mais pas (ou partiellement) celles évitées par la non-utilisation des engrais minéraux (cas 2) ; ou intègre toutes les émissions associées à l'épandage des engrais minéraux, au même titre que la fabrication et le transport de la Mafor (cas 3). Dans ce dernier cas seulement, les systèmes comparés sont "équivalents", et l'estimation de la substitution repose sur le calcul du différentiel d'émissions entre les deux systèmes.

Dans toutes ces analyses, seule la substitution directe des engrais azotés l'année de l'apport des Mafor est généralement considérée. La substitution additionnelle, liée à l'effet de l'augmentation de la MO et donc de la disponibilité du N dans les sols après des apports répétés de Mafor, ne fait pas encore l'objet d'un consensus dans les ACV publiées.

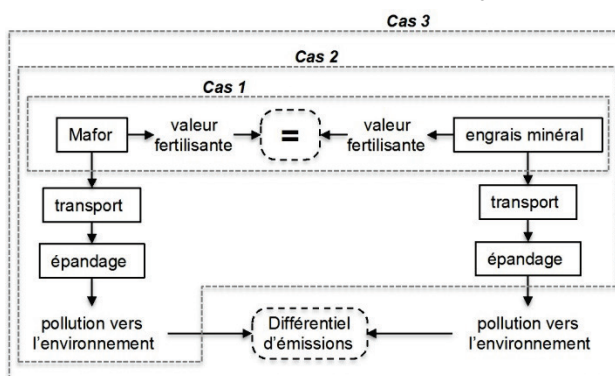
Des effets inégalement caractérisés

La méthode de caractérisation en ACV repose sur un système d'équivalence permettant de convertir toutes les émissions des différentes substances en émissions équivalentes d'une substance de référence pour l'impact considéré. Pour le changement climatique, toutes les émissions de GES sont ainsi exprimées en "équivalent CO₂". Ce type d'approche est à décliner pour l'ensemble des impacts considérés.

Tous les effets de l'épandage d'une Mafor envisagés dans l'ESCo ne sont actuellement pas renseignés en ACV : les connaissances scientifiques disponibles ne permettent pas de caractériser précisément tous les impacts ; pour certains, il n'existe pas même de consensus sur les mécanismes intervenant dans la chaîne de causalité qui fait le lien entre l'émission et l'impact qu'elle génère. Pour rendre compte de ces différents états d'avancement de la caractérisation ACV, le JRC²⁵ distingue :

- les impacts reconnus par la communauté scientifique et pour lesquels il existe un bon consensus quant à leur construction scientifique : catégorie I du JRC, dans laquelle sont classés les impacts "changement climatique", "destruction de la couche d'ozone" et "formation de matières particulaires" ;

Figure 1. Différentes prises en compte de la substitution aux engrais minéraux dans les évaluations ACV de l'épandage des Mafor



²⁵ Le Joint Research Centre (Centre commun de recherche, CCR, en français) est le laboratoire de recherche scientifique et technique de la Commission européenne.

- les impacts pour lesquels un consensus commence à apparaître dans la communauté scientifique, et une méthode de caractérisation ACV commune s'est mise en place mais nécessite des améliorations : catégorie II, à laquelle appartiennent notamment les impacts "acidification", "eutrophisation", "destruction des ressources naturelles" ;

- les impacts pour lesquels il n'existe pas de consensus sur leur construction scientifique, mais qui sont néanmoins pris en compte dans certaines méthodes récentes de caractérisation ACV, à appliquer avec précaution : catégorie III, qui comprend par exemple les impacts "occupation des sols et "destruction des ressources en eaux".

Les impacts relatifs à la toxicité et à l'écotoxicité sont classés en catégorie II/III. Enfin, il n'existe aucun mode de prise en compte des contaminations par les micro-organismes pathogènes, de même qu'il n'existe pas d'impact "fertilité des sols" en ACV. Le stockage de carbone dans le sol et son rôle vis-à-vis du réchauffement climatique sont encore peu pris en compte dans les études ACV, alors qu'ils constituent l'un des bénéfices attendus de l'épandage de Mafor amendantes.

Des choix d'hypothèses déterminants

La non-standardisation des méthodes de caractérisation, ainsi que le besoin en données relatives au système étudié, imposent de faire des hypothèses et des choix, auxquels les résultats de l'ACV sont très sensibles. L'évaluation des impacts de l'épandage de Mafor est ainsi très dépendante des coefficients d'équivalence-engrais retenus pour la substitution aux engrais minéraux, des émissions de GES associées à l'utilisation des engrais de synthèse effectivement prises en compte, ou des valeurs des facteurs d'émission utilisées. L'absence de données réelles représentatives du système étudié oblige par ailleurs à recourir, par défaut, à des données moyennées. Les effets de ces choix sont théoriquement évalués par des analyses de sensibilité, qui ne sont pas toujours mentionnées et présentées dans les publications.

L'analyse (non incluse dans le cahier des charges de l'ESCo) des impacts environnementaux des procédés de traitement sur le bilan environnemental final du système de production de la Mafor (jusqu'à sa valorisation finale par épandage) pourrait apporter des informations pertinentes sur le choix des modes de production de ces Mafor.

Ces approches d'évaluation environnementale sont encore au stade de l'exploration méthodologique dans leur application à des objets, des systèmes ou des filières de production intégrant des Mafor, ce qui ne permet pas d'obtenir des résultats stabilisés, comparables entre eux et diffusables. Les résultats disponibles ne sont donc que partiellement mobilisables dans le cadre de cette ESCo, et ceci interroge la recherche pour fournir des démarches consensuelles adaptées à l'épandage des Mafor.

4.2.2. Les approches économiques des coûts et bénéfices de l'épandage de Mafor

L'évaluation économique des impacts de l'épandage de Mafor et des gains à en attendre n'en est également qu'à ses balbutiements. Diverses méthodes d'évaluation économique des impacts environnementaux et des bénéfices liés à l'épandage des Mafor peuvent être mobilisées (Encadré 4-2). Toutes s'appuient peu ou prou sur la notion d'externalités et donc sur l'analyse des effets provoqués par une activité (production, consommation), un bien ou une personne engendrant des coûts (externalités négatives) ou des bénéfices (externalités positives) à d'autres personnes. Les externalités négatives de l'épandage des Mafor correspondent à la pollution des sols, de l'air et de l'eau mais aussi des risques de contaminations des plantes, des animaux et de l'Homme. Les externalités positives comprennent les économies générées par l'épandage de Mafor en référence au recours aux engrais minéraux ou en comparaison entre deux Mafor. L'évaluation monétaire des externalités constitue un outil d'aide à la décision pour établir la balance entre les bénéfices et les coûts économiques et environnementaux d'un changement de stratégie, qui peut ensuite être imposé via des réglementations.

La bibliographie ne fait ressortir qu'un nombre très limité de publications scientifiques mobilisant de telles approches : ces quelques travaux se centrent sur les déchets urbains ou les boues de STEU urbaines et comparent différentes options de l'utilisation de ces Mafor soit entre elles, soit en référence à un scénario de recours aux engrais minéraux. En s'appuyant sur les coûts et les bénéfices principalement financiers, ils font ainsi apparaître, dans des contextes anglo-saxons, les avantages qu'il y a à développer, comme voie d'élimination de déchets résiduels ménagers urbains, les filières de co-digestion par rapport au compostage et surtout par rapport à la mise en décharge ou à l'incinération. Cependant, si la référence utilisée est centrée sur les engrais minéraux, ce même type de travaux met en lumière un possible désavantage économique à la substitution des engrais minéraux par les composts étudiés, désavantage qui s'accroît avec la distance entre lieux de production et lieux d'épandage.

Néanmoins, ces travaux ne vont pas au bout des possibilités offertes par ce type de démarche car ils se concentrent sur l'évaluation des coûts les plus faciles à exprimer sous forme monétaire (investissements, coûts d'exploitation, de transport, de mise en décharge...). N'abordant pas la question centrale de l'évaluation monétaire des externalités et notamment celle des risques environnementaux et de contamination, ils excluent toute prise en compte des coûts sociaux, nécessaires à rendre pertinentes ces analyses coûts-bénéfices ou coûts-efficacité. Elles mériteraient d'être mieux couplées à des approches d'évaluation de ces externalités de façon à y intégrer les coûts sociaux des pratiques d'épandage de Mafor, comprenant autant les dommages à l'environnement que les risques pour la santé des plantes, des animaux et des Hommes.

Encadré 4-2. Analyse coûts-bénéfices et évaluation monétaire des externalités

L'analyse coûts-bénéfices

L'analyse coûts-bénéfices correspond à une méthode d'aide à la décision évaluant les avantages et bénéfices d'un projet ainsi que les conséquences (positives ou négatives) des décisions à prendre. Cette analyse est applicable à tous types de décisions : projets d'aménagement d'une collectivité, évaluation des répercussions d'une politique environnementale, évaluation et mode de gestion des risques... Cette méthode permet de mesurer l'opportunité d'un projet ou d'une politique ainsi que ses répercussions financières. Elle consiste en une analyse des coûts et des bénéfices d'une décision (ex : épandage de Mafor). Le calcul est basé sur le principe de l'actualisation et transforme les euros à des dates futures différentes en euros d'aujourd'hui. Le principe de l'analyse coûts-bénéfices est de calculer la valeur actuelle nette (VAN) de la balance entre les coûts, évalués à terme, du projet (C_t ; $t = 0, 1, \dots$), et les bénéfices attendus et évalués à terme (B_t ; $t = 0, 1, \dots$). La VAN correspond à la somme des bénéfices actualisés à laquelle est retranchée la somme des coûts actualisés :

$$VAN = \sum (B_t / (1+i)^t) - \sum (C_t / (1+i)^t) = \sum (B_t - C_t) / (1+i)^t, \quad i \text{ étant le taux d'actualisation.}$$

Le projet sera réalisable si $VAN > 0$.

L'analyse coût-efficacité

Cette analyse permet de choisir l'option la plus efficace économiquement, non plus dans l'absolu mais au regard d'un objectif précis à atteindre. A titre d'illustration, on peut comparer l'efficacité de l'utilisation agricole d'une Mafor (relative à différentes façons d'épandre) en fonction de son apport en N et P dans le sol.

L'évaluation contingente

Cette approche se centre sur les seules dimensions non marchandes de l'évaluation monétaire, et donc non observables via un système de prix. On cherche à évaluer directement ce que les consommateurs consentent à payer (ou recevoir) pour bénéficier d'un avantage ou pour être dédommages d'une atteinte. L'approche s'appuie sur la révélation des préférences par une interrogation directe des individus sur l'estimation monétaire de la variation qu'ils anticipent de leur bien-être.

Les prix hédoniques

Les prix hédoniques reposent sur le principe selon lequel la qualité de l'environnement (eau, air...) affecte le prix d'autres biens (bâtiment, mers, terrains...) ou services, car elle est un des éléments intervenant dans le choix d'un consommateur. Elle permet de déterminer la part imputable à l'environnement dans les différences de prix constatées et donc d'évaluer le consentement marginal à payer pour une amélioration de la caractéristique d'environnement étudiée.

4.3. Besoins de recherches et d'études complémentaires

L'ESCO a fait le point sur les effets agronomiques et l'apport de contaminants dans l'environnement induits par l'épandage des Mafor. Elle met également en évidence des besoins de recherches complémentaires qui permettraient de préciser et d'agréger ces effets dans des évaluations multi-critères de la pratique. En particulier, des pistes de recherche sur les contaminants sont proposées dans cette section. Il semble impossible de développer des recherches sur tous les contaminants. Une hiérarchisation de ces contaminants est indispensable. Pour cela, une évaluation des risques sanitaires de cette pratique est nécessaire, agrégeant les données concernant la présence de contaminants, les déterminants de leur évolution après apport avec les connaissances sur les voies d'exposition et de transfert des contaminants et leurs impacts sanitaires sur les animaux et sur l'homme. Cette évaluation des risques aidera à mettre en évidence les points de recherche prioritaires et à hiérarchiser le choix des contaminants à étudier.

• Une meilleure connaissance des ressources en Mafor, et des caractéristiques des matières pour évaluer la substituabilité des engrais minéraux par des Mafor

- Afin d'assurer une bonne gestion des Mafor et d'évaluer le potentiel de substitution des engrais minéraux par les Mafor, il est nécessaire d'avoir une **meilleure connaissance des gisements potentiels**. L'absence de centralisation des données relatives aux quantités de matières disponibles et à leurs voies de valorisation (y compris hors épandage), et l'hétérogénéité des unités employées rendent actuellement difficile voire impossible le suivi des pratiques d'usage des matières et les tendances d'évolution des ressources en Mafor. L'enquête "Pratiques Culturelles" menée par le SSP du ministère de l'Agriculture est actuellement le seul outil de suivi des pratiques de fertilisation avec des Mafor, mais manque de finesse pour appréhender précisément la diversité des matières épandues et des pratiques liées à ces apports. Dans les cas où l'épandage en forêt est autorisé, les pratiques ne font l'objet d'aucun recensement à l'échelle nationale.

- L'ESCo a montré l'importance des caractéristiques (physiques et chimiques) des matières « primaires » qui entrent dans la composition des Mafor, ainsi que des modalités des traitements qui leur sont appliquées, ces paramètres influant sur les caractéristiques des Mafor "prêtes à épandre".

En premier lieu, les caractéristiques des matières "primaires" peuvent être modulées à la source. Par exemple, les recommandations actuelles concernant l'alimentation porcine ont conduit à une diminution des teneurs en cuivre et en zinc dans les effluents. L'importance du tri des matières "primaires" avant traitement avec la mise en place des collectes sélectives tend également à diminuer les concentrations en ETM dans les composts de déchets ménagers. Une réduction des contaminants organiques et minéraux à la source peut également être envisagée, notamment pour les Mafor d'origine animale (via la réduction de l'utilisation des antibiotiques en élevage), et d'origine urbaine (via le changement d'habitude des foyers, environ 0.4 g de micropolluants sont en effet rejetés par jour et par équivalent habitant dans les eaux usées avant d'être traités par les STEU).

De la même façon, les traitements conditionnent fortement les caractéristiques des Mafor, en agissant simultanément sur la valeur agronomique des Mafor et sur leur innocuité, parfois de façon contradictoire. Ils constituent un levier important pour optimiser leur usage.

Il serait donc nécessaire de construire une typologie des Mafor analysant les effets croisés de ces deux facteurs (matières primaires entrant dans leur composition et traitement appliqué) sur les caractéristiques des Mafor, et permettant de prédire les effets potentiels sous certaines conditions d'utilisation.

- Du fait de l'origine des Mafor, celles-ci sont la plupart du temps caractérisées par la présence conjointe de N, P, K, S, MO... en proportions variables. La présence conjointe des éléments ayant des disponibilités variables rend difficile leur intégration dans le raisonnement de la fertilisation des cultures sans entraîner des excès en certains éléments. De plus, la disponibilité de certains éléments comme le soufre reste très peu connue et devrait être caractérisée, pour optimiser l'usage de Mafor en réponse aux carences en cet élément qui apparaissent actuellement dans les sols cultivés. La mise au point de procédés de traitement des matières se développent pour en extraire spécifiquement le N ou le P ainsi que des travaux sur la constitution de mélanges adaptés aux besoins des cultures et des sols sur le plan de la composition en éléments fertilisants et en MO. Une analyse de la faisabilité économique de tels développements devra être réalisée.

• Un besoin d'acquérir des données nouvelles concernant la présence de contaminants dans les Mafor et leur devenir après épandage

Une liste limitée de contaminants existe actuellement dans les réglementations entourant l'usage des Mafor, ces critères n'étant pas en vigueur pour l'ensemble des Mafor. Les teneurs en certains contaminants ne sont pas mesurées dans toutes les Mafor, comme en témoigne par exemple le fort déséquilibre observé dans la littérature sur les contaminants organiques, celle-ci étant essentiellement centrée sur les boues d'épuration (et dans une moindre mesure sur les effluents d'élevage). En particulier, les Mafor d'origine industrielle et de nombreuses Mafor commercialisées sont mal caractérisées. A l'inverse, notons que les boues d'épuration urbaines sont actuellement les Mafor les mieux connues, étudiées et renseignées sur le plan de leurs teneurs en contaminants.

- Les **éléments traces minéraux** (ETM) existent en nombre limité (moins de 100), et de l'ordre de 10% d'entre eux sont déjà étudiés dans les Mafor. Des méthodes de dosage multi-élémentaires existent et permettraient, appliquées aux Mafor, de quantifier presque tous les éléments du tableau périodique en un nombre limité d'analyses. Pour prioriser les recherches sur le devenir des ETM pas ou très peu étudiés, l'accent pourrait être mis sur ceux qui sont largement utilisés dans la vie courante, et susceptible d'être présents dans de nombreuses Mafor : par exemple l'étain, l'argent ou le titane, employés comme biocide (Sn, Ag) ou sous formes de nanoparticules (Ag, Ti), les terres rares, pour lesquels les données actuelles sont encore très fragmentaires et nécessitent d'être complétées. Les méthodes de quantification des nanoparticules dans les Mafor ne sont pas encore au point, et constituent la première étape avant l'étude de leur devenir après épandage.

- Les **composés traces organiques** (CTO) sont beaucoup plus nombreux que les ETM (plusieurs milliers de molécules), et leur nombre augmente encore si l'on tient compte des métabolites issus de leur dégradation. Etant donnée cette diversité, une étude exhaustive de tous les CTO semble impossible et peu stratégique. La recherche de typologies de contaminants et la détermination de contaminants "modèles" dont le comportement est représentatif des autres (approches QSAR « relation quantitative structure-activité ») serait préférable. Un moyen complémentaire d'évaluer les effets potentiels des apports de Mafor serait de développer les tests écotoxiques pour identifier les effets potentiels des contaminants "modèles" dont la présence dans l'environnement représente le plus de risque pour le consommateur final (Homme et animal).

Pour les **perturbateurs endocriniens**, ceux interférant avec la fonction de reproduction sont les plus étudiés, mais leurs effets ne se limitent pas à cette seule fonction et plus d'investigations sont requises pour d'autres systèmes endocriniens. Les travaux sur des CTO restent prioritaires. Couramment utilisés en médecine vétérinaire et humaine, les glucocorticoïdes à visées anti-inflammatoires, perturbateurs potentiels de la fonction surrénalienne, sont susceptibles d'être présents dans les boues d'épuration urbaines et les effluents d'élevage, il est nécessaire de mieux les étudier. De plus, les Mafor sont susceptibles de

contenir des phytoestrogènes naturels potentiellement capables d'interférer avec les fonctions endocriniennes, et actuellement peu étudiés. Des tests sont couramment utilisés pour évaluer le potentiel perturbateur endocrinien, notamment sur la fonction thyroïdienne, ainsi que des tests de génotoxicité et tératogénicité, ils pourraient être utilisés pour évaluer les Mafor et/ou les sols traités, en recherchant le lien de leur réponse avec les caractéristiques chimiques des molécules étudiées pour mettre en place une démarche de prévision des effets.

- L'**appréciation de la forme chimique et de la mobilité des contaminants chimiques** constitue un enjeu important. La spéciation et la mobilité des ETM est centrale dans l'évaluation du devenir des contaminants dans l'environnement, les végétaux et les animaux. La littérature fait état de l'absence de consensus sur la méthode à appliquer pour les quantifier, ce qui rend la comparaison entre les études délicate. Concernant les CTO, la méconnaissance des divers mécanismes à l'origine du processus de "dissipation" des CTO constitue une difficulté spécifique, qui pourrait être levée par des méthodes plus précises d'extraction chimique de ces contaminants dans les diverses matrices (Mafor, sol).

Les extractions séquentielles de contaminants chimiques ont clairement montré leurs limites. Il semble nécessaire de développer des modèles liant les propriétés des contaminants avec celles de la Mafor et du sol pour prédire leur mobilité après épandage.

- Pour l'ensemble des **agents biologiques** susceptibles d'être véhiculés par les Mafor, le portage digestif et l'excrétion fécale influencent fortement le niveau de présence de ces contaminants dans les déjections. Mieux connaître le taux de portage et d'excrétion selon les espèces animales considérées et les modes d'élevage permettrait d'optimiser l'application de traitements appropriés aux Mafor, dont certains sont réputés efficaces pour maîtriser la dissémination de la plupart des agents pathogènes.

Deux classes de contaminants biologiques sont moins étudiées : i) les gènes de résistance aux antibiotiques présents dans les Mafor, dont le devenir dans le sol et le transfert potentiel aux microorganismes du sol et des végétaux sont encore mal caractérisés ; ii) les prions sont très peu étudiés, les résultats actuellement disponibles montrant la grande complexité et la grande variabilité de leur comportement notamment au cours des traitements capables d'abattre efficacement les autres pathogènes.

- Les études des effets synergiques, additifs ou antagonistes des mélanges de contaminants (**effets cocktails**) notamment en faibles doses doivent être développées.

- Les **effets des traitements** sur les concentrations, la mobilité et la spéciation des **contaminants chimiques** sont mal connus. Des travaux se développent (notamment sur l'efficacité de divers types de traitement des eaux usées urbaines pour abaisser les teneurs en contaminants dans les boues d'épuration), mais devraient être étendus à l'ensemble des configurations "Matière première X traitement". Par ailleurs, l'impact des traitements des Mafor (tels que le compostage ou la digestion anaérobie), à la fois **sur les molécules antibiotiques et les bactéries résistantes aux antibiotiques** est peu documenté. De même, il existe très peu de données sur l'effet hygiénisant de la digestion anaérobie, filière en qui est en plein essor.

● Le développement nécessaire de méthodes d'évaluation des impacts écotoxiques des Mafor

- La littérature scientifique concernant l'évaluation des **impacts écotoxicologiques** de l'épandage de Mafor sur les sols révèle des lacunes de connaissance, plutôt que des conclusions fermes. Les études disponibles concernent essentiellement les boues de STEU, les composts, les déjections animales et les biochars ; elles apparaissent comme autant de cas particuliers. Seules quelques rares publications s'appliquent au contexte national français. Dans ces conditions, il apparaît impossible de trancher sur l'écotoxicité des Mafor. De façon générale, l'évaluation des impacts des Mafor considère les microorganismes des sols et les végétaux cultivés. La macrofaune, les approches multi-spécifiques, les relations entre niveaux d'organisation biologique (de l'individu aux communautés) ou les impacts au sein de réseaux trophiques ne sont que très peu étudiés. L'analyse bibliographique ne fait pas ressortir d'étude concernant l'impact de l'épandage des Mafor sur les insectes pollinisateurs (abeilles), les oiseaux ou la mégafaune terrestre (rongeurs...).

- Des méthodologies d'Evaluation des Risques Ecotoxicologiques (ERE) se sont développées au niveau national et international afin de mieux démontrer l'innocuité de matières fertilisantes, incluant des Mafor, lors de leur apport au sol. Ces méthodologies constituent des outils importants d'aide à la décision quant aux conditions d'usage des fertilisants, qu'il faut encourager.

● Amélioration de l'évaluation des risques de transfert des contaminants vers la chaîne alimentaire

- Il reste primordial de mieux connaître l'exposition des organismes aux contaminants, élément nécessaire à l'évaluation des risques associés à la pratique d'épandage de Mafor. Dans ce but, il faut améliorer les méthodes d'estimation de la biodisponibilité et préciser les connaissances sur le transfert des contaminants des sols amendés par les Mafor vers les organismes.

- Pour étudier le **transfert des contaminants chimiques au sein des plantes** après épandage, des travaux seraient nécessaires sur l'écophysiologie des cultures vis-à-vis des contaminants afin de mieux appréhender leur localisation dans les organes végétaux, et les modalités d'accumulation préférentielles en fonction du génotype (par exemple l'affinité propre des Cucurbitacées aux organochlorées), du stade de croissance, et des conditions environnementales (incluant le type de Mafor et la dose épandue). Etablir une typologie des végétaux plus fine que celle actuellement basée sur leur anatomie et le type de partie consommable (racine/feuille/tige) serait également nécessaire.

- Il semble nécessaire de s'intéresser aux différents facteurs susceptibles d'influencer les étapes du **transfert des molécules organiques vers les animaux** suite à l'épandage de Mafor en situation réelle de présence des animaux sur des parcelles ayant reçu des Mafor. L'approfondissement des connaissances sur la variabilité dans et entre les systèmes d'élevage sur l'ingestion de sol, et dans une moindre mesure, de pédofaune, est un aspect important à développer.

• Les essais longue durée nécessaires pour développer des modèles prédictifs des effets d'apports de Mafor en fonction des modalités de leur usage

- Prédire les effets de l'épandage de Mafor nécessite de compléter les connaissances sur l'**influence des pratiques d'épandage, la maîtrise des systèmes de culture et les modalités d'usage des parcelles** qui, comme les traitements, peuvent agir à la fois sur la valeur agronomique et les risques sanitaires de façon contradictoire. Par exemple, l'enfouissement des Mafor semble déterminant pour l'efficacité agronomique et la réduction des volatilisations. L'homogénéité de la répartition et la régularité des quantités épandues, questions non documentées dans la littérature, sont pourtant déterminantes dans la présence éventuelle de dépôts localisés de Mafor qui pourraient générer des excès de N ou des concentrations élevées en contaminants. La texture du sol, le système de culture et le climat modulent les effets de l'épandage, mais ce rôle du contexte pédoclimatique dans lequel la Mafor est épandue est encore mal connu.

- Les **essais de plein champ sur des durées longues** tels que ceux du SOERE-PRO²⁶ ont pour vocation d'évaluer les effets d'apports répétés de Mafor sur les teneurs en éléments nutritifs, MO et contaminants dans les sols, leur biodisponibilité pour les cultures et les animaux, et leur mobilité dans les sols ainsi que sur les émissions à long terme associées (émissions de N₂O, CH₄, NO₃, NH₃...) et les facteurs de variabilité associés. De tels essais permettent de développer et paramétrer des modèles décrivant le fonctionnement couplé des cycles biogéochimiques majeurs (C, N, P, K, S...) dans les agrosystèmes soumis à épandage et son évolution dans le temps au fur et à mesure des épandages. Ces essais pourraient également permettre de calibrer des modèles de prédiction du devenir des contaminants sur le long terme en fonction des concentrations dans le sol, des apports, leur disponibilité pour les cultures et les animaux ainsi que leur mobilité dans les sols et les émissions générées après épandage.

Il reste à intégrer, dans les modèles décrivant les cycles des éléments majeurs (C, N, P) dans les agrosystèmes, l'ensemble des flux associés à ces éléments. Les émissions gazeuses associées aux apports de Mafor restent mal comprises et modélisées. C'est pourtant un passage obligé pour évaluer la balance entre certains services écosystémiques rendus par l'épandage de mafor (augmentation de matière organique dans les sols, substitution aux engrais minéraux) et des trade-off tels que l'émission de GES, la volatilisation d'ammoniac, la lixiviation de nitrates...

Ces modèles développés à l'échelle d'une parcelle et correspondant à un itinéraire technique et système de culture donnés devront être ensuite être étendus à des échelles spatiales plus larges ou pour d'autres Mafor ou d'autres itinéraires techniques et culturaux. Les résultats de l'approche typologique des Mafor mentionnée précédemment pourront être utilisés pour paramétrer les modèles pour d'autres Mafor. Le couplage avec des connaissances spatialisées des sols et des successions de culture permettrait d'évaluer les effets des apports de Mafor à des échelles plus larges en fonction de scénario d'usage (incluant les situations de mélanges de Mafor, ou de succession d'apport de Mafor de caractéristiques différentes).

- De tels essais permettraient également d'évaluer les effets indirects des épandages, actuellement très peu pris en compte, et qui doivent être caractérisés finement si l'on souhaite réaliser un bilan global des bénéfices agronomiques et des risques environnementaux de chaque type de Mafor (via des Analyses du Cycle de Vie par exemple) :

- . les conséquences de la genèse de matière organique dissoute (MOD) après épandage de Mafor, dont le rôle dans la dynamique des contaminants chimiques est connu mais les mécanismes mal élucidés ;

- . les conséquences de l'amélioration des teneurs en matière organique (MO) et des modifications du pH des sols par l'apport de Mafor sur la dynamique des contaminants, leur mobilité éventuelle et leur absorption par les végétaux ;

- . l'effet de l'augmentation de MO suite à l'apport répété de Mafor pour améliorer des propriétés physiques des sols : résistance des sols au tassement accrue, amélioration de la disponibilité en eau qui pourrait réduire les besoins en irrigation...

²⁶ SOERE-PRO : Système d'Observation et d'Expérimentation pour la Recherche en Environnement sur le long terme dédié aux Produits Résiduaux Organiques. C'est un réseau de sites expérimentaux au champ de longue durée ayant pour vocation d'être le support de recherches sur les effets des apports de Mafor sur les agrosystèmes.

• Développer des travaux en économie et en sociologie pour améliorer la gestion territoriale des Mafor

- L'ESCO a mis en évidence le faible nombre de travaux récents sur l'évaluation économique de l'usage des Mafor et son acceptabilité par différents acteurs. Aucune étude économique récente n'a été publiée sur les marchés qui concernent des Mafor. Pourtant des transferts de Mafor entre régions françaises existent déjà, ainsi que des importations depuis d'autres pays européens. Quelques travaux épars sur la balance coût/bénéfice de cette pratique existent ; leur développement apporterait des éléments de réflexion sur l'intérêt de développer de telles filières de traitement, transport et commercialisation entre régions excédentaires et régions déficitaires en ressources.

- Par ailleurs la valorisation des Mafor d'origine urbaine ou industrielle constitue un moyen de substitution des engrais minéraux dans des régions péri-urbaines et/ou déficitaires en élevage. L'acceptabilité des acteurs directement concernés, notamment au niveau local, se joue sur les questions de risque, de nuisance et d'équité. Cet échelon local est très peu étudié par la communauté scientifique et il faudrait très certainement mieux aborder l'aspect sociologique de l'utilisation des Mafor pour pouvoir comprendre les réactions des agriculteurs, des consommateurs et du grand public.

- Enfin, une étude comparative des déterminants sociaux à l'origine des choix de gestion adoptés par les divers pays européens permettrait de mieux comprendre les aspects sociaux qui conditionnent l'acceptation ou le refus de l'usage des Mafor en agriculture.

Annexe. Teneurs seuils et flux maximaux en contaminants chimiques dans la réglementation

Tableau 1. Valeurs limites et flux maximum en contaminants organiques

		Elément ou composé	Valeur limite (mg/kg de Matière Sèche)	Flux maximal (g/ha)
Boues de STEU non ICPE ^a Déchets et effluents issus d'ICPE (sauf élevage) ^b	3 HAP	Fluoranthène Benzo(b)fluoranthène Benzo(a)pyrène	5 (pâturage : 4) 2,5 (pâturage : 2,5) 2 (pâturage : 1,5)	75 (pâturage : 60) sur 10 ans 40 sur 10 ans 30 (pâturage : 20) sur 10 ans
	7 PCB	28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	somme des 7 : 0,8	somme des 7 : 12 sur 10 ans
NF U 44-051	3 HAP	Fluoranthène Benzo(b)fluoranthène Benzo(a)pyrène	4 2,5 1,5	6 par an 4 par an 2 par an
NF U 44-095	3 HAP	idem NFU 44-051	idem NFU 44-051	idem NFU 44-051
	7 PCB	28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	somme des 7 : 0,8	somme des 7 : 1,2 par an
Projet de NF U 44-003 ^c	3 HAP	idem NFU 44-051	idem NFU 44-051	idem NFU 44-051
	7 PCB	28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	somme des 7 : 0,8	somme des 7 : 0,9 par an
Homologation des Matières fertilisantes et Supports de culture	3 HAP	idem NFU 44-051		idem NFU 44-051
	7 PCB	28, 52, 101, 118, 138, 153, 180		chacun : 0,3 par an somme des 7 : 1,2 par an
Danemark (2002)	9 HAP	ace, fluo, phe, fluor, pyr, B(b,j,k)F, BaP, BghiP, indenoP	3	
	DEHP		50	
	LAS		1300	
	NP/NPE		10	
Allemagne (BMU 2002)	6 PCB	28, 52, 101, 138, 153, 180	0,2	
	PCDD/F		100*	
	AOX ^d		500	
Projet Directive "Boue", 27/04/2000, 3 ^e draft	11 HAP	ace, fluo, phe, fluor, pyr, B(b,j,k)F, BaP, BghiP, indenoP	6	
	7 PCB	28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	0,8	
	PCDD/F		100*	
	AOX	Composés organohalogénés	500	
	LAS	4 (C10, C11, C12, C13)	2600	
	DEHP		100	
	NPE ^d	NP, NP1EO, NP2EO	50	
Option 2 / option 3 du rapport européen de 2009 ²⁷	11 HAP	ace, phe, fluo, fluor, pyr, B(b,j,k)F, BaP, BghiP, indenoP	6	
	7 PCB	28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	0,8 - 0,8	
	PCDD/F		Pas de limite / 100*	
	LAS	4	Pas de limite / 5000	
	DEHP		Pas de limite / 100	
	NPE	NP, NP1EO, NP2EO	Pas de limite / 450	
Projet de Directive "End-of-Waste" ²⁸	16 HAP ^e	nap, ace, acy, ant, phe, fluo, fluor, pyr, chry, B(a)ant, B(b,k)F, BaP, BghiP, indenoP, Dibenzo	6	
	7 PCB ^f	28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	0,2	
	PCDD/F ^f		30*	
Compost et Digestats	PFC ^f	Somme de PFOA et PFOS	30	

^a Arrêté du 08/01/1998

^b Arrêté du 02/02/1998 (arrêté du 03/04/2000 pour les industries papetières)

^c Amendements Basiques contenant des matières d'intérêt agronomiques issues du traitement des eaux

^d AOX : Adsorbable Organic Halogen. NPE : Nonylphenol ethoxylates

^e Liste des 16 HAP classés prioritaires par l'US-EPA : Naphtalène [nap], Acénaphène [ace], Acénaphtylène [acy], Anthracène [ant], Phénanthrène [phe], Fluorène [fluo], Fluoranthène [fluor], Pyrène [pyr], Chrysène [chry], Benzo(a)anthracène [B(a)ant], Benzo(b)fluoranthène [BbF], Benzo(a)pyrène [BaP], Dibenzo(ah)anthracène [Dibenzo], Benzo(k)fluoranthène [BkF], Benzo(ghi)pérylène [BghiP], Indeno(1,2,3-cd)pyrène [indenoP].

^f Familles pour lesquelles des seuils n'ont pas été finalement proposés dans le rapport "End-of-Waste" mais qui ont été discutées lors de sa préparation

* : PCDD/F en ng I-TEQ/kg MS

²⁷ European Commission, 2009. Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Consultation Report on Options and Impacts, Report by RPA, Milieu Ltd and WRc for the European Commission, DG Environment under Study Contract DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r

²⁸ Saveyn H & Eder (2014) End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. Rapport JRC87124 EUR 26425 EN

Tableau 2. Valeurs limites et flux maximum en éléments traces minéraux

		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As	Se	Cr + Cu + Ni + Zn
Teneurs seuils (mg/kgMS)											
Boues de STEU non ICPE ^a Déchets et effluents issus d'ICPE (sauf élevage) ^b		10	1 000	1 000	10	200	800	3 000			4 000
NFU 44-051 ^c , NFU 44-095 ^d et projet de NFU 44-003 ^f		3	120	300	2	60	180	600	18	12	
NFU 44-001 ^e		1,5 à 41	12 à 1200	8 à 63	0,3 à 5	15 à 686	4 à 33	18 à 530	2 à 83	1 à 44	
projet de NFU 44-003		3	120	300	2	60	180	600	18	12	
Compost Biodéchets Agri Bio		0,7	70	70	0,4	25	45	200			
Proposition End of Waste		1,5	100	100	1	50	120	400			
Engrais minéraux (NFU 42-001-1)		90 ⁱ	120		2	120	150		60		
Flux annuel maximal (g/ha/an)											
Boues ^a ou Déchets et effluents ICPE ^b sur sols pH>6	Flux max cumulé sur 10 ans	150	15 000	15 000	150	3 000	15 000	45 000			60 000 ^j
Boues ^a ou Déchets et effluents ICPE ^b sur pâturages ou sols pH<6		150	12 000	12 000	120	3 000	9 000	30 000		1 200 ^k	40 000
NFU 44-051 ^c	Flux annuel	45	1 800	3 000	30	900	2 700	6 000	270	180	
	Flux max cumulé sur 10 ans	150	6 000	10 000	100	3 000	9 000	30 000	900	600	
NFU 44-095 ^d	Flux max cumulé sur 10 ans	150	6000	10 000	100	3 000	9 000	30 000	900	600	
projet de NFU 44-003 ^f	Flux annuel et par apport	45	1 800	3 000	30	780	2 700	9 000	270	180	
	Flux max cumulé sur 10 ans	150	6 000	10 000	100	2 600	9 000	30 000	900	600	
NFU 42-002-2 ^g				25 000				25 000			
Homologation des Matières fertilisantes et Supports de culture ^h	Flux annuel moyen sur 10 ans	15	600	1 000 ⁱ	10	300	900	3 000 ^l	90	60	

^a Arrêté du 08/01/1998

^b Arrêté du 02/02/1998 (et du 03/04/2000 pour les industries papetières)

^c Amendements organiques. Il existe d'autres seuils limites exprimés par kg de MO : 600 mg/kg MO pour Cu et 1200 mg/kg MO pour Zn

^d Amendements organiques - Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux.

^e Amendements minéraux basiques – 9 types de matières sont concernées par cette norme, des seuils spécifiques étant définis pour chacun. La fourchette rapportée dans le tableau couvre tous les seuils. Des seuils sont également définis pour le Molybdène.

^f Amendements Basiques contenant des matières d'intérêt agronomiques issues du traitement des eaux. Norme en discussion.

^g Engrais à teneurs déclarées en oligo-éléments. Sont aussi donnés des flux minimum par apport. Des seuils sont aussi donnés pour B, Co et Mo. Flux de Cu maximum cumulée sur 10 ans < 100 kg/ha.

^h Flux maximal par apport < 3 fois les valeurs indiquées.

ⁱ exprimé en mg/kg de P2O5

^j Sauf déchets et effluents de l'industrie papetière

^k Pour le pâturage uniquement

^l Sauf en cas de besoin reconnu, en accord avec la réglementation en vigueur sur les oligo-éléments

Auteurs et éditeurs de l'expertise

• Experts

Responsables scientifiques

Sabine Houot, INRA-EA* : *Insertion des Mafor dans les agrosystèmes, effets sur les pratiques culturales, les cycles C et N, le devenir des polluants organiques*

Marie-Noëlle Pons, CNRS – Laboratoire Génie et réaction des procédés : *Traitement des eaux résiduaires industrielles et urbaines, devenir des polluants dans les eaux*

Marilys Pradel, Irstea –TSCF* : *Evaluation environnementale, ACV des filières de traitement, valorisation des boues issues des eaux usées*

Experts scientifiques

Christine Aubry, INRA-SAD* : *Agriculture urbaine et péri-urbaine, fonctionnement des exploitations, Mafor*

Laurent Augusto, INRA-EFPA* : *Biogéochimie, cendres, cycle du P, forêt*

Rémi Barbier, Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg : *Sociologie, controverse, décision environnementale*

Pierre Benoît, INRA-EA : *Devenir des CTO dans les sols, transferts sol-eaux*

Hubert Brugère, Institut National Polytechnique-Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse : *Micro-organismes pathogènes, épidémiologie environnementale, santé animale*

Magali Casellas, Ecole Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Limoges : *Boues, procédés, micropolluants, effluents urbains*

Alexandra Chatelet, Université de Lorraine : *CTO, produits animaux, risque, biodisponibilité*

Patrick Dabert, Irstea – GERE* : *Microbiologie, procédés de traitement, compostage, déchets*

Isabelle Doussan, INRA-SAE2* : *Droit de l'environnement, réglementation, responsabilité*

Claire Etrillard, INRA-SAE2 : *Droit, réglementation, environnement*

Jacques Fuchs, Institut de recherche de l'agriculture biologique FIBL Suisse : *Phytopathologie, composts, digestats, fertilité sol-plante, santé des plantes*

Sophie Générumont, INRA-EA : *Volatilisation, Mafor, mesures, modélisation, ammoniac*

Laure Giamberini, Université de Lorraine : *Polluants, nanoparticules, sédiments aquatiques, métaux, invertébrés*

Arnaud Hélias, SupAgro Montpellier : *ACV, modélisation, bioénergie, effluents, déchets*

Emilie Jardé, CNRS-Géosciences Rennes : *Matière organique, transfert, sol, aquifère, traçage, caractérisation*

Sylvie Lupton, NOVANCIA Business School Paris : *Economie des déchets, lisiers, déchets ménagers, boues*

Nicolas Marron, INRA-EFPA : *Forêt, écophysiologie, taillis à courte révolution, épandage des Mafor*

Safya Ménasseri, AgroCampus Ouest : *Matière organique, propriétés physiques, structure, modélisation, Mafor*

Alain Mollier, INRA-EA : *Modélisation, P, transfert, biogéochimie, science du sol, plantes*

Christian Morel, INRA-EA : *Sol, fertilisation, valeur fertilisante, P*

Christian Mougin, INRA-EA : *Ecotoxicologie, CTO, biochimie sols, micro-organismes*

Christophe Nguyen, INRA-EA : *Transfert sol-plante, ETM, chaîne alimentaire, modélisation, Cd, Pb*

Virginie Parnaudeau, INRA-EA : *Agronomie, modélisation, N, effluents, matière organique*

Dominique Patureau, INRA-EA : *CTO, déchets, eaux usées, boues, effluents d'élevage*

Anne-Marie Pourcher, Irstea – GERE : *Persistances, impacts des procédés, traitement, sol, effluents*

Guido Rychen, Université de Lorraine : *CTO, produits animaux, risque, biodisponibilité*

Erik Smolders, KU Leuven Belgium : *Transfert plantes, eaux, ETM, sols contaminés*

Edward Topp, Agriculture et Agro-alimentaire Canada : *Micropolluants, bactéries, virus, contaminants, qualité environnementale, matière fertilisante, résistance aux antibiotiques*

Laure Vieublé, AgroParisTech : *Micro-organismes, biodégradation, sol, Mafor*

Catherine Viguié, INRA-SA* : *Perturbateurs endocriniens, pesticides, santé animale, contamination Mafor*

Cette liste n'inclut pas les chercheurs sollicités directement par l'un des experts ci-dessus pour contribuer ponctuellement à la rédaction d'une section du rapport. Ces chercheurs sont cités dans les contributions écrites du rapport auxquelles ils ont apporté leur concours.

• Conduite du projet

Anaïs Tibi, INRA-DEPE* : *conduite du projet, rédaction et coordination éditoriale*

Marc-Antoine Caillaud, INRA-DEPE : *suivi du projet*

Fabienne Girard, INRA-DEPE : *appui logistique*

Isabelle Savini, INRA-DEPE : *rédaction*

• Documentation

Sybillé De Marechal, Irstea

Sophie Le Perchec, INRA-DEPE

* Entités INRA et Irstea : DEPE : Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes ; EA : Environnement et agronomie ; EFPA : Écologie des forêts, prairies et milieux aquatiques ; GERE : Gestion environnementale et traitement biologique des déchets ; SA : Santé animale ; SAD : Sciences pour l'action et le développement ; SAE2 : Sciences sociales, agriculture et alimentation, espace et environnement ; TSCF : Technologies et systèmes d'information pour les agrosystèmes.



INRA

SCIENCE & IMPACT

Délégation à l'Expertise Scientifique, à la Prospective et aux Etudes

147, rue de l'Université
75338 Paris Cedex 07
France

Tél. : + 33 1 42 75 94 90
Fax : + 33 1 42 75 91 72
www.inra.fr

