



HAL
open science

Chapitre 7. Dimensions économique et sociotechnique de l'épandage des Mafor

Christine Aubry, Rémi Barbier, Sylvie Lupton, Marilys Pradel

► **To cite this version:**

Christine Aubry, Rémi Barbier, Sylvie Lupton, Marilys Pradel. Chapitre 7. Dimensions économique et sociotechnique de l'épandage des Mafor. [Rapport de recherche] INRAE; CNRS. 2014. hal-03055099

HAL Id: hal-03055099

<https://hal.science/hal-03055099>

Submitted on 11 Dec 2020

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

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

Chapitre 7.

Dimensions économique et sociotechnique de l'épandage des Mafor

Auteurs :

Christine Aubry

Rémi Barbier

Sylvie Lupton

Marilys Pradel

Sommaire

Introduction	835
7.1. Analyse économique de l'épandage des Mafor et de leurs impacts environnementaux	837
7.1.1. Analyse économique du marché des Mafor.....	838
7.1.2. Coûts de gestion des filières d'épandage agricole ou forestier des Mafor.....	842
7.1.3. Evaluation monétaire des externalités de l'utilisation des Mafor (Prix hédoniques, analyse coût-bénéfice, fonction de dommage, coûts de remplacement.....)	846
7.1.4. Conclusion.....	850
7.2. Insertion des Mafor dans les systèmes techniques de production agricoles – Approche agronomique au niveau de l'exploitation et au niveau du territoire	852
7.2.1. Historique et données générales.....	853
7.2.2. Insertion des Mafor dans les exploitations agricoles : analyse des leviers et obstacles et modélisation.....	856
7.2.3. Insertion des Mafor en agriculture à l'échelle territoriale.....	861
7.2.4. Conclusion et perspectives de recherches.....	866
Annexe. Distribution du corpus bibliographique entre types de Mafor et échelle spatiale.....	868
7.3. Les outils d'aide à la décision dans le domaine de la gestion des Mafor	869
7.3.1. Les approches multicritères, outils d'analyse systémique de l'usage et de l'épandage de Mafor.....	869
7.3.2. Les outils pour la gestion des filières de production des Mafor.....	873
7.3.3. Des outils pour gérer la spatialisation de l'épandage de Mafor.....	873
7.3.4. Conclusion.....	875
7.4. Acceptabilité sociale des Mafor : éléments d'analyse	876
7.4.1. Conflits et cohabitation autour des unités de traitement des déchets.....	879
7.4.2. Controverses autour des boues d'épuration.....	885
7.4.3. Les nuisances odorantes.....	890
7.4.4. Leçons tirées du recyclage des eaux usées.....	894
7.4.5. Prévenir et gérer les conflits par la participation ?	897
Annexe. Détail des requêtes utilisées pour constituer le corpus bibliographique de la section 7.4.....	900
Références bibliographiques citées dans le chapitre 7	901

Introduction

Ce chapitre aborde les multiples dimensions de l'existence sociale des Mafor, ces matières qui adviennent aux sociétés le plus souvent comme en excès par rapport à un processus premier de production ou d'utilisation et dont il faut bien, cependant, organiser le devenir. La problématique n'est pas nouvelle, on aura l'occasion de le rappeler, mais elle prend une acuité toute particulière avec l'accroissement des quantités produites et la montée des exigences présidant à leur gestion.

Plusieurs angles d'approche ont été croisés pour éclairer cet enjeu sensible et complexe. En particulier est présenté dans ce chapitre le fonctionnement économique des marchés des Mafor, en termes de prix, de coûts, et d'évaluation économique des externalités générées par l'utilisation agricole des Mafor. L'expérience sociale des multiples groupes concernés par certains débordements, redoutés ou vécus, de ces trajectoires, comme les nuisances odorantes que peuvent provoquer les épandages, sont également abordés.

Avant de présenter plus en détail la structure du chapitre, mentionnons encore que les auteurs ont tous été confrontés à un manque global de travaux concernant spécifiquement les Mafor, quel que soit leur champ disciplinaire. Les corpus bibliographiques analysés par les experts pour étayer ce chapitre ont été constitués différemment des corpus utilisés dans les autres chapitres (voir Annexe du chapitre 7)

La section consacrée à l'économie des Mafor concerne plus précisément l'organisation des marchés de Mafor. Rassemblant des données éparses et lacunaires, elle s'efforce en premier lieu d'éclairer la question du prix, ou plus exactement des prix des Mafor – qui s'étagent de « 0€ rendu racine » pour les boues urbaines à 426€/t pour l'engrais à base de guano de poisson – et de cerner quelques-uns de leurs déterminants. Dans la mesure où les Mafor sont, partiellement, substituables aux engrais de synthèse, une partie est également consacrée à l'évolution des prix de ces engrais. L'analyse économique se poursuit par une tentative de reconstitution des coûts de gestion des Mafor, et se prolonge par une réflexion sur le coût des impacts environnementaux liés aux épandages de Mafor, une problématique qui n'en est encore qu'à ses balbutiements.

La question des coûts intervient à n'en pas douter dans la décision des agriculteurs de recourir ou non à des Mafor. Mais on ne saurait réduire à cet enjeu économique la problématique de l'insertion des Mafor dans les systèmes techniques, abordé dans une deuxième partie. L'analyse est déployée à un double niveau : celui de l'exploitation agricole d'une part, celui des territoires de circulation des Mafor d'autre part. Il s'agit de reconstituer le jeu des déterminants qui peuvent conduire des agriculteurs à utiliser des Mafor : ils apparaissent liés pour partie aux représentations qu'ils se font des Mafor, et pour une autre partie à un ensemble de critères relevant de l'univers technico-professionnel. Mais quels que soient ses déterminants, qui restent à mieux préciser, la décision d'usage ouvre un nouvel ordre de questionnement : qu'est-ce qui va conduire, en fin de compte, l'agriculteur à épandre telle quantité de telle Mafor sur telle parcelle ? Les facteurs principaux qui gouvernent la détermination technique des parcelles et des périodes d'épandage, l'attribution de certaines Mafor à certaines cultures, et enfin le complexe calcul des doses d'apport sont ainsi recensés. A cet égard, si la variabilité des teneurs en éléments fertilisants et les faibles connaissances et confiance des agriculteurs dans les modèles de dynamique de minéralisation des Mafor rendent leur insertion dans le raisonnement agronomique complexe, certains outils d'aide à la décision peuvent toutefois le faciliter. Enfin est synthétisé un ensemble de travaux consacrés à la gestion territoriale des Mafor, échelle qui s'impose lorsque la production dépasse la capacité d'épandage. La recherche vise notamment à fournir des outils d'objectivation des surfaces disponibles à l'échelle d'un territoire, et à modéliser les échanges entre producteurs et utilisateurs.

En complément des outils d'aide à la décision pour l'insertion des Mafor dans les systèmes de cultures, un focus est réalisé dans une troisième partie sur les outils d'aide à la décision mobilisés dans le domaine plus général de la gestion des Mafor.

L'insertion des Mafor dans l'exploitation ou le territoire dépend enfin de décisions locales exogènes au monde agricole, notamment celles de maires qui disposent en la matière d'un certain pouvoir réglementaire. Elle dépend aussi, plus généralement, d'un ensemble complexe d'éléments et d'enjeux qu'on a pris l'habitude de rassembler sous le vocable d'acceptabilité sociale et dont la quatrième partie du chapitre propose un aperçu. Elle aborde plus précisément les préoccupations et exigences de personnes ou de groupes concernés susceptibles d'apparaître à trois étapes de la trajectoire des Mafor. La première est celle de la production ou de la transformation des Mafor, qui requiert la présence et/ou la construction d'installations susceptibles de donner lieu

à des mobilisations locales, trop rapidement rangées, explique l'auteur, dans la catégorie des oppositions « nimby » (pas de ça chez moi). La seconde est celle des conséquences directes de l'épandage, abordées ici principalement sous l'angle de la genèse de la nuisance olfactive, de ses effets et de sa gestion. Enfin, la dernière est celle du rapport aux Mafor que peuvent avoir des consommateurs de produits ayant été fertilisés avec de telles matières. Faute de littérature spécifique sur ce point, la question est abordée par homologie avec un autre enjeu, celui du recours aux eaux usées recyclées dont on montre qu'il soulève des interrogations en matière de confiance et de risque mais aussi des émotions fortes de type dégoût.

7.1. Analyse économique de l'épandage des Mafor et de leurs impacts environnementaux

Sylvie Lupton

Introduction

La littérature scientifique traitée porte sur les aspects économiques de l'épandage des Mafor (coûts d'épandage, de transport et de traitement), afin de comprendre comment ces marchés sont organisés, et quels déterminants influencent leur évolution (ex : prix des engrais de synthèse). Comme les prix des engrais de synthèse sont déterminants dans l'évolution des marchés des Mafor, une partie de cette recherche sera consacrée aux engrais de synthèse. On n'intégrera pas ici les aspects strictement agronomiques ou sociologiques (partie 7.3) de l'épandage des Mafor.

Cette contribution vise à étudier comment les marchés des Mafor sont organisés du point de vue économique (coûts d'épandage, de transport et de traitement ; prix des Mafor ; organisation du marché des Mafor). Cette section est organisée de la façon suivante. Dans une première partie (7.1.1), les marchés des Mafor seront étudiés. Les coûts de gestion (coût de traitement, de recyclage agricole, coûts de transport) seront également étudiés (7.1.2.). Les coûts de gestion des différentes filières (compostage, incinération, mise en décharge) seront aussi étudiés afin de comparer les coûts de chaque mode de gestion des Mafor. Dans la sous-partie 7.1.3., les différentes méthodes d'évaluation économique des externalités générées par l'utilisation agricole des Mafor seront traitées.

Corpus bibliographique utilisé

Les références bibliographiques employées s'appuient essentiellement sur le travail des documentalistes de l'ESCo Mafor (voir Annexe du chapitre 7), sur les bases de données WOS, Francis, EconLit, et CAB. Elles ont été complétées par ma base de données personnelle, et des recherches complémentaires dans Google Scholar à l'aide de mots-clés spécifiques¹. Beaucoup d'articles portent sur les pays émergents (Brésil, Chine, Inde), les nouveaux pays industrialisés (Malaisie) et les pays en voie de développement (Bolivie, Nigéria, Ghana). Ceux-ci ont été exclus de notre expertise, comme ils ne sont pas transposables au cas français.

Il existe de nombreuses études sur le marché des engrais de synthèse à l'échelle française, européenne et mondiale. L'analyse du marché des engrais de synthèse nous permet de comprendre l'intérêt relatif des Mafor lorsque les prix des engrais augmentent. L'évolution du prix des engrais de synthèse s'appuie sur les données AGRESTE et UNIFA. Nous analyserons également les facteurs explicatifs de la variation des prix (prix du pétrole). En revanche, les données sur le marché des Mafor sont éparpillées, et il n'existe pas de données statistiques sur les prix sur une période longue. Nous nous sommes donc appuyés sur une littérature grise fournissant un maximum de données par type de Mafor. Les données les plus complètes ont été collectées au niveau départemental (Oise, PACA) et par les documents de l'ADEME en ce qui concerne le marché des composts de boues. Les rapports finaux de projets européens de recherche de l'ECN/ORBIT (2008)² et End-of-waste (Delgado et al, 2009) ont également été utilisés pour des données sur le marché du compost (prix et coûts du compost) dans les différents pays européens, à titre comparatif. Peu d'articles scientifiques existent sur le marché d'épandage des digestats, du biochar, des cendres résiduelles, et des déchets des IAA³.

Quant à l'évaluation économique des impacts environnementaux de l'épandage des Mafor, nous comptons peu d'articles sur différentes méthodes d'évaluations économiques des externalités générées par les Mafor; ceux-ci portent actuellement sur les déjections animales, les boues de stations d'épuration urbaines et les déchets ménagers.

¹ "Marché du compost" or "prix du compost" or "prix des fertilisants" or "marché des engrais" or "prix des déchets épandus" or "coût du compost" or "economics of biochar and agriculture" or "biosolid prices" or "épandage des digestats" or "digestate in agriculture" or "spreading of waste from food industry" or "épandage forestier"

² Nous avons également consulté les présentations de la conférence RAMIRAN à Rennes en 2013, mais aucune présentation ne m'a permis d'enrichir les données sur le marché des Mafor. Il en est de même pour ORBIT 2012.

³ Quand nous faisons référence à « marché d'épandage » nous incluons à la fois les marchés des Mafor faisant l'objet d'un plan d'épandage (boues de STEP urbaines par exemple) et les matières fertilisantes qui ne font pas l'objet de plans d'épandage.

7.1.1. Analyse économique du marché des Mafor

Avant d'analyser le marché des Mafor, la section 7.1.1 fait un point sur l'évolution du marché des engrais minéraux (section 7.1.1.1), à partir des données existantes (principalement via de la littérature académique et des données provenant de l'AGRESTE et l'UNIFA). Une analyse du marché des Mafor n'est par contre pas aussi aisée à faire. Si des données statistiques sont nombreuses pour comprendre le marché des engrais de synthèse, il existe beaucoup moins de statistiques sur le marché des Mafor à l'échelle nationale et internationale. La section 7.1.1.2., consacrée au marché des Mafor, donne d'abord des exemples de prix de certains Mafor (notamment commercialisés au statut de « produit »). Ensuite, une illustration d'un marché de Mafor est donnée à travers le cas du marché des composts de boues urbaines en région PACA. Compte tenu des échanges informels et mal connus de la majorité des Mafor, nous n'avons pas pu faire une étude plus approfondie d'autres cas.

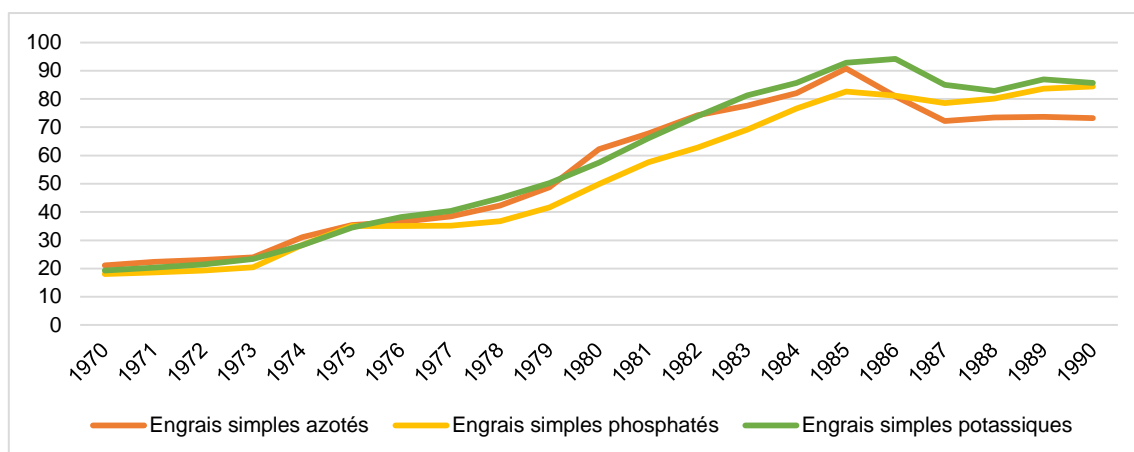
7.1.1.1. Evolution du marché des engrais de synthèse

Le marché mondial des engrais se développe dans les années 1970, tant du point de vue de la consommation, de la production, du commerce et de l'investissement de l'industrie des fertilisants. L'offre et la demande croissent régulièrement durant cette décennie (sauf en 1975 avec la crise du pétrole de 1973/74, et une accumulation de stocks de fertilisants pour répondre à un approvisionnement adéquat). La consommation mondiale croît de 62,3 millions de tonnes à 111 millions de tonnes en 1980, représentant un taux de croissance annuel composé de 6% par an (Allgood et Hammond, 1988).

Au niveau européen, la croissance soutenue du marché des fertilisants s'explique conjointement par une période d'expansion de l'agriculture européenne et par des politiques nationales et européennes (PAC) de soutien (Bel et al., 2004).

Au début des années 1980, le secteur des engrais connaît des changements drastiques avec une rentabilité réduite et une surcapacité, obligeant beaucoup d'entreprises à fermer (Chapman, 1998). Le prix des engrais à base d'azote, qui constituait le type d'engrais le plus produit en Europe occidentale, baisse à partir de 1986 avec la chute du mur de Berlin, et avec l'importation massive de fertilisants venant des pays de l'Est vers l'Europe de l'Ouest. La baisse des prix, qui se poursuivra dans les années 1990, est aussi largement corrélée à la chute du prix du pétrole en 1986 (Lie, 2008). Le graphique 1 illustre cette évolution des prix des engrais en France de 1970 à 1990.

Figure 7-1-1. Evolution du prix d'achat des engrais en France entre 1970 et 1990
(indice moyen annuel base 100 en 2005)

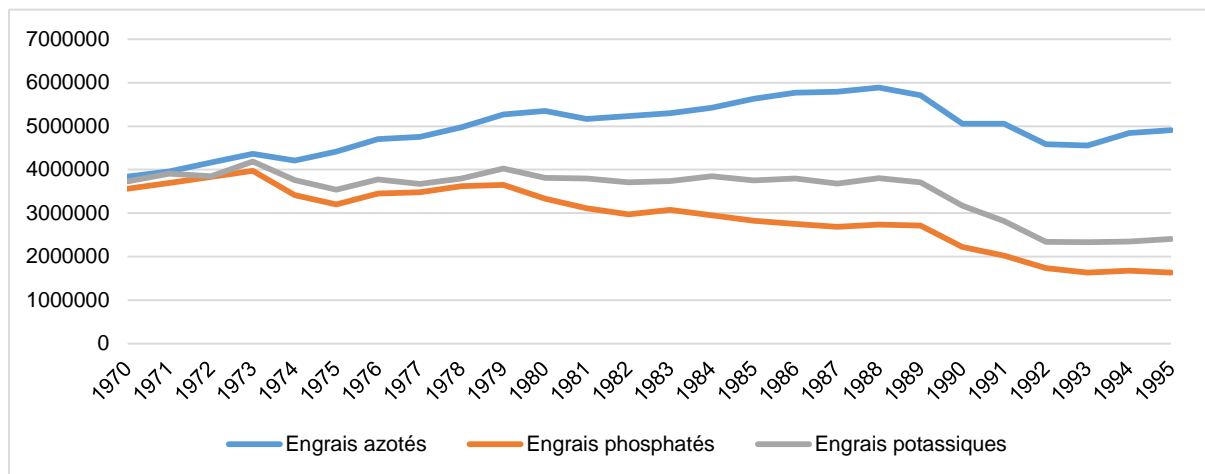


Source : AGRESTE, 2013

On note une baisse de la consommation de l'ensemble des engrais de 1980 à 1987 dans les pays développés : la consommation croît pour les engrais azotés, mais elle baisse drastiquement pour les engrais phosphatés et potassiques. La consommation de phosphate et de potasse baissent respectivement de 21% et de 13% entre 1980 et 1987. Cette baisse peut être explicable par une utilisation plus raisonnée des engrais (Allgood et Hammond, 1988), et une restriction de politiques de soutien des prix (quotas laitiers et les premières mises en

garde des impacts environnementaux de l'agriculture) (Bel *et al.*, 2004). La figure 7-1-2 illustre la consommation relativement soutenue pour les engrais azotés, alors qu'on constate une baisse pour les engrais potassiques et phosphatés à partir de 1979.

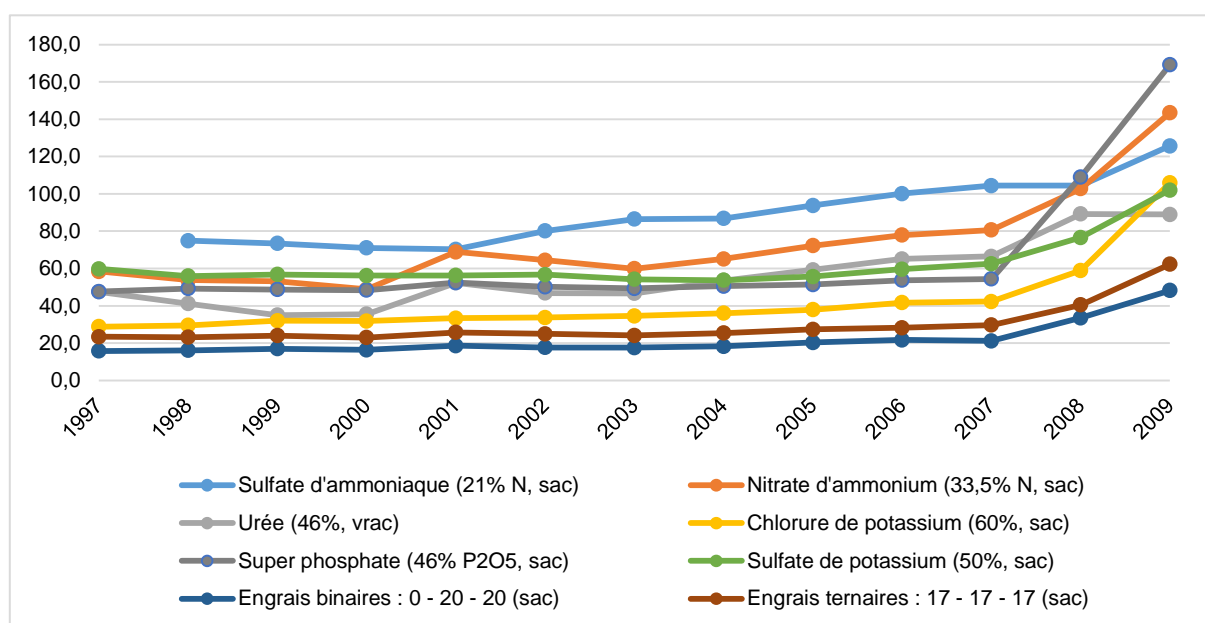
Figure 7-1-2. Consommation d'engrais en Europe de l'Ouest (en tonnes)



Source : FAO STAT, 2013

On remarque une poursuite de la baisse de la consommation des engrais minéraux dans les années 1990 en Europe de l'Ouest, du fait de la réforme de la PAC et des améliorations de la gestion des éléments nutritifs (FAO, 2000). Cette baisse est plus nette que celle constatée dans les années 1980 (Bel *et al.*, 2004). De 2000 à 2006, on observe une hausse modérée des prix des engrais. Le prix des engrais azotés augmente plus sensiblement. Le prix de l'urée connaît une augmentation de 300% entre 1999 et 2006, comme le démontre la figure 7-1-3. Le prix des engrais azotés est plus sensible à la hausse comme l'azote représente 60% des apports en engrais minéraux (GCL Développement Durable, 2010). Par ailleurs, les prix des engrais azotés sont naturellement volatiles. En effet, ces engrais sont directement liés, dans leur composition, aux marchés des hydrocarbures ; le marché des engrais azotés est composé d'un nombre important de producteurs et une fixation des prix au jour le jour (GCL Développement Durable, 2010).

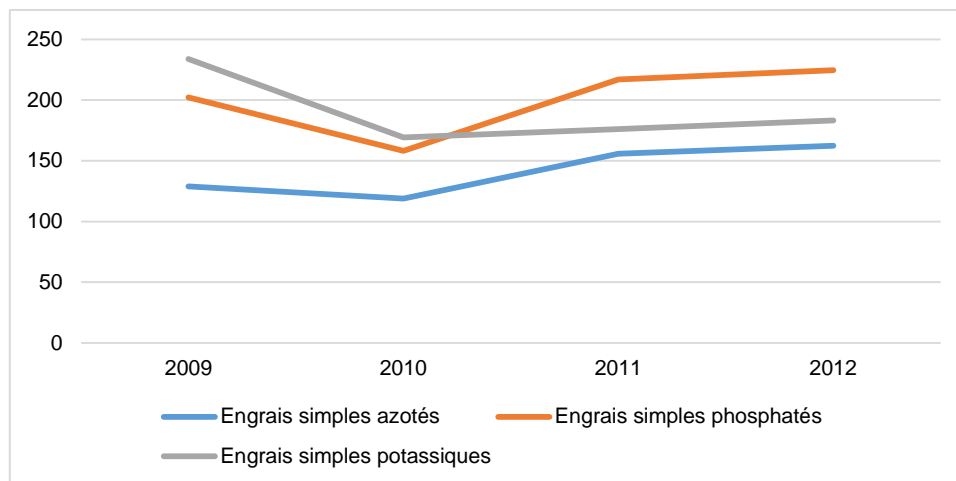
Figure 7-1-3. Evolution du prix d'achat des engrais en France entre 1997 et 2009 (en euros/100kg d'éléments fertilisants)



Source : AGRESTE, 2013

De 2007 à 2009, la hausse des prix est plus spectaculaire. La tension existante sur ces marchés devrait perdurer (Weisz et Mehelmy, 2011) du fait de la hausse des prix de l'énergie (et des coûts de transport), les tensions géopolitiques sur les matières premières, une demande forte venant notamment de la Chine et de l'Inde, et une production des engrais concentrée géographiquement (Egypte, Arabie Saoudite, Inde, Chine) (Lecuyer *et al.*, 2013). Depuis 2009, le prix des engrais s'est stabilisé surtout depuis janvier 2011 comme l'indique la figure 7-1-4.

Figure 7-1-4. Evolution de l'indice des prix d'achat des engrais entre 2009 et 2012 (indice moyen annuel base 100)



Source : AGRESTE, 2013

Par rapport à cette volatilité des prix (développée dans le chapitre 1), la demande d'engrais est plus sensible à la variation des prix des produits phytosanitaires et des produits agricoles qu'à la variation de son propre prix (ceci est d'autant plus vrai pour les productions animales) (Bel *et al.*, 2004). L'élasticité prix est plus forte en cas de hausse des prix des engrais. Les données suivantes de l'UNIFA font état de l'évolution de la demande d'engrais minéraux.

Lors de la période de hausse des prix des engrais (voir graphique 3) entre 2007 et 2009, on constate une évolution de la demande, qui est différente entre engrais azotés et engrais phosphatés et potassiques. La livraison d'engrais minéraux a baissé respectivement de 13% de 2007 à 2009 pour l'azote, de 51% pour le potassium et de 54% pour le phosphate. Selon Lecuyer *et al.* (2013, p. 155), cette différence s'explique avant tout par des éléments techniques : un apport insuffisant en azote a un impact direct sur les rendements, ce qui est moins le cas pour le potassium et le phosphate.

7.1.1.2. Evolution du marché des Mafor

Prix des Mafor

Le prix des Mafor dépend de nombreux facteurs, dont la valeur agronomique, l'image, la concurrence locale entre matières fertilisantes, et la qualité des relations commerciales entre agriculteur et producteur/vendeur de Mafor (Levasseur et Aubert, 2006). Les recherches manquent sur les déterminants de la variation de ces prix dans le temps, qui dépend également du prix du pétrole (nécessaire au transport des Mafor) et du prix des engrais de synthèse. Le prix d'une Mafor peut être indexé au prix des engrais de synthèse. A titre d'illustration, le prix d'un compost de fientes de volailles (site de Renay en Loir-et-Cher) a dû s'aligner sur les prix des engrais minéraux en 2010, alors au plus bas (Anon., 2012. Ouest-France). Cette corrélation entre prix des engrais minéraux et prix des Mafor n'est pas étudiée par les économistes. Nous avons construit le tableau 7-1-1 afin de donner un barème indicatif du prix de certaines Mafor, en nous basant sur la littérature grise la plus récente.

Tableau 7-1-1. Barème indicatif de certaines Mafor

Type de Mafor	Prix (€/t)	Source
Boues de station d'épuration urbaines	Zéro euro rendu racine	AMORCE (2012)
Compost de boues de STEP urbaines conformes à la norme NF U44-095	3,3	
Lisier de bovin (à prendre à la ferme)	7	Chambre d'Agriculture Oise (2013)
Lisier de porc (à prendre à la ferme)	6-8	
Lisier de volaille (à prendre à la ferme)	10-12	
Fumier de bovins en tas à la ferme	14-19	
Fumier de mouton en tas à la ferme	18-22	
Fumier de volaille en tas à la ferme	38-42	
Compost de champignon	10	ATV 49 (2013)
Fumier de champignon pied bleu	13	
Composts de déchets verts (Loire)	26	
Marc de raisin broyé-composté (utilisable en agriculture biologique) (pulpes, peau et pépins de raisins)	32	
Compost de fumier de bovin (bâché)	40-90	
Engrais UFAB (Union française de l'agriculture biologique) Mélange de farine animale, fiente de volaille, farine de viande	190	
Bois composté (utilisable en agriculture biologique)	306	
Fumier de bovins pur en granulés (certifié AB)	358	
Engrais organique à base de guano de poisson (utilisable en agriculture biologique)	426	

Ce tableau indicatif ne rend pas compte des variations des prix pour chaque Mafor. Par exemple, les composts de boues de STEP urbaines peuvent être épandus selon le principe « zéro euro rendu racine »⁴, ou elles peuvent être vendues à un prix positif, en fonction de leur qualité agronomique, leur statut de produit ou de déchet, et d'autres paramètres (concurrence avec d'autres Mafor, demande locale, type de cultures,... ; Le Goffe et Salanié, 2005).

Cas des composts de boues

Ce cas illustre comment un marché de Mafor s'organise au niveau économique, son choix a été déterminé du fait d'une plus grande littérature académique et grise sur le sujet.

Les boues de STEP représentent 17% des déchets entrant dans les plateformes de compostage en France en 2010. Le compostage des boues urbaines s'est développé significativement depuis les réticences des agriculteurs à épandre les boues au milieu des années 1990 avec la position de l'industrie agro-alimentaire et des labels de qualité.

D'après le rapport Soulage (2010), le compostage en France des déchets municipaux connaît une croissance importante liée à la hausse du compostage de déchets verts, et le développement du co-compostage (mélange de boues de STEP urbaines avec les déchets verts) ainsi que du compostage des boues de STEP urbaines. En 2010, on compte 593 installations de compostage en France qui produisent 2,1 millions de tonnes de compost (ADEME, 2012). Le faible prix des composts rend le transport au-delà de 100 km peu rentable, sauf en cas de demande forte (Delgado et al., 2009). Le compostage est plus développé dans la partie Sud du pays (Aquitaine, Provence-Alpes- Côte d'Azur, Rhône Alpes et Corse). L'encadré 7-1 illustre le marché du compost de boues en région PACA.

⁴ Le principe du « zéro euro rendu racine signifie que le producteur de Mafor (comme les composts de boues ou les boues de STEP urbaines) sont épandus gratuitement à la charge du producteur. L'agriculteur ne paye donc ni pour le Mafor ni pour le service d'épandage de ce dernier.

Encadré 7-1. Le compost de boues urbaines en région PACA

Offre

Le nombre d'installations de compostage a triplé en région PACA de 1988 à 1998, et a doublé ensuite jusqu'en 2006 (44 unités de compostage en 2006) (GERES et Hébraud, 2007). Le compostage est principalement utilisé pour traiter les boues de station d'épuration urbaines en mélange avec les déchets verts (55% des déchets compostés). La répartition des unités de compostage est très inégale. Les plus grosses unités se trouvent dans les Bouches du Rhône et dans le Vaucluse. En 2011, la taille moyenne est de 26 000 t/an pour les installations valorisant les boues, avec des écarts importants : de 3 000 à 80 000 t/an et seulement 3 sites traitant moins de 10 000 t/an (Hébraud et Leclerc, 2013). La production de compost de boues entre 2005 et 2011 a fortement augmenté. Sur les 58% d'installations de compostage de boues contactées (soit 11 unités sur 19), le tonnage global produit est de 83 844 tonnes en 2011 (Hébraud et Leclerc, 2013), contre 23 500 tonnes en 2005. L'ensemble des composts produits est écoulé en vrac. Trois plateformes affichent un prix de vente de 2 à 9 euros la tonne. Le prix moyen de vente est de 5 euros/tonne. Trois autres installations revendent leur production à des filiales spécialisées des grands groupes auxquels elles sont rattachées (Terralys SITA-SUEZ et SEDE Veolia).

Demande

En 2011, 92% des composts de boues sont épandus en agriculture (77 349 t/an). La filière « grande culture » est la destination principale des boues urbaines. La plupart des agriculteurs preneurs sont des céréaliers. Ils sont intéressés par le prix bas ou nul du compost de boues, dans un contexte de prix des engrais minéraux élevés. En 2011, la marge bénéficiaire d'un hectare de blé est estimée entre 100 et 300 euros, alors que la fertilisation minérale coûte environ 150 euros (Hébraud et Leclerc, 2013).

Concurrence avec d'autres Mafor

Le développement du compostage dans la région augmente la concurrence entre différentes plateformes de compostage, comme cela a été constaté dans le département des Bouches du Rhône pour les composts de boues, amenant une baisse des prix et de la qualité des composts (maturité limitée) offerts (Daudin et Fulchiron, 2010).

Il existe également une concurrence des composts de boues avec les Mafor des filières agricoles (fumier, marcs, composts de fumier...) et les engrais minéraux. Ceux-ci sont connus des agriculteurs, et ces derniers n'ont pas la même réticence à épandre. Les composts de fumier et d'autres déchets agricoles sont les concurrents les plus importants par rapport au compost de boues (GERES et Hébraud, 2007).

7.1.2. Coûts de gestion des filières d'épandage agricole ou forestier des Mafor

En fonction des Mafor, les coûts de gestion des filières varient de façon notable selon le type de Mafor, les situations locales et les types de filières. Aussi, nous ferons état des coûts pour deux Mafor (boues de STEP urbaines et lisiers de porc, selon l'information trouvée à travers la recherche académique et la littérature grise). Ces deux exemples permettent de détailler certains coûts d'exploitation et de production des Mafor. Un tableau synthétique présentera d'autres coûts de gestion des Mafor.

7.1.2.1. Boues de stations d'épuration urbaines

D'après Déprés et al. (2008), le coût total de fourniture d'un service collectif local (épandage des boues de STEP urbaines) est constitué des coûts de production (coûts liés aux investissements en équipements et frais de fonctionnement de ces équipements) ; des coûts d'organisation de l'épandage composés de coûts ex ante (frais des études préalables, coûts liés au temps de rédaction et négociation des contrats liant la collectivité et ses partenaires) et de coûts ex post (coûts de planification des chantiers d'épandage, coûts de gestion des plaintes des riverains, coûts liés aux désistements d'agriculteurs) ; et des coûts d'administration (coûts de contrôle et de suivi des plans d'épandage supportés par l'Etat).

Ces auteurs notent que les coûts de production ont bien été étudiés par la littérature, contrairement aux coûts d'organisation, qui peuvent avoir un impact sur le prix de l'eau subi par les ménages. A titre d'illustration, à Cournon d'Auvergne (Puy de Dôme), 50% des agriculteurs se sont retirés du plan d'épandage depuis 1998 suite à la prise de position d'un groupe coopératif agroalimentaire et à la protestation de riverains ; 70% des boues ont

dû être envoyés au centre de stockage de déchets ultimes de Puy-Long (proche de Clermont-Ferrand), représentant un surcoût annuel de l'ordre de 140 000 euros supporté par le syndicat d'assainissement dont fait partie la commune (Déprés, 2006, p. 254).

S'agissant des coûts de production, deux études ont été recensées. La plus complète date de 1999 (Ferry et Wiart) et est basée sur une enquête effectuée en 1998, sur 71 stations d'épuration urbaines de tailles différentes, réparties sur 19 régions françaises. Cette étude ADEME-Cemagref porte sur les coûts d'investissement et d'exploitation des différentes étapes de la filière de valorisation agricole (traitement, stockage, reprise, transport, épandage, pratiques culturales, études et suivis). Le tableau 7-1-2 ci-dessous synthétise les résultats de cette étude, à travers les coûts moyens (qui ne rendent bien sûr pas compte de l'ensemble des résultats de cette étude portant sur 15 filières type).

Tableau 7-1-2. Coûts moyens du traitement et du recyclage agricole

Coût HT			
Par eh (équivalent-habitant) nominal	Par t de MS produite	Par t de MB produite	Par m ³ d'eau distribuée
Traitement des boues (épaississement et/ou déshydratation)			
2,5 € ⁵	197,9 €	73 €	0,07 €
Épandage contrôlé : reprise, transport, épandage, études et suivis			
1,26 €	111,7 €	27,6 €	0,04 €
Recyclage agricole : épandage contrôlé + stockage des boues			
1,98 €	177,7 €	40,5 €	0,06 €
Total filière boues : traitement des boues + recyclage agricole			
4,48 €	375,6 €	113,4 €	0,13 €

Source : Ferry et Wiart, 2002, p. 68

Ce tableau montre l'importance relative du coût de traitement des boues (55,8% de l'ensemble des coûts) par rapport au coût du recyclage agricole (44,2% de l'ensemble des coûts).

La deuxième étude établie en 2010 mentionne quelques coûts au niveau d'analyse des boues et des sols, ainsi que la mise en place d'un plan d'épandage (Buffet, 2010). Les coûts d'analyse des boues varient d'un laboratoire à un autre. Buffet (2010) a présenté les coûts (pour la première année d'analyse) basés sur les tarifs publics d'un laboratoire. Les coûts des analyses (valeur agronomique, composés traces organiques, éléments traces métalliques, Arsenic et Sélénium) varient entre 600 euros HT/an (pour les plus petites gisements de 32 tonnes de matière sèche) et 10 000 euros HT/an (pour les plus gros gisements supérieurs à 4800 tonnes de matière sèche). A cela il convient de rajouter des frais de 500 euros HT/analyse pour le suivi biologique nécessaire dans certains cas. Ces frais sont dégressifs, et sur le long terme, la fréquence moindre des analyses permet de diviser les coûts par deux. Concernant l'analyse des sols, les tarifs varient entre 120 et 176 euros HT/analyse (paramètres agronomiques, éléments traces métalliques, et éléments traces organiques)⁶. Enfin, le coût de réalisation d'un plan d'épandage varie entre 2 200 et 3 700 euros HT, pour un gisement inférieur à 32 tonnes de matières sèches. Ce montant est proportionnel à l'importance du gisement.

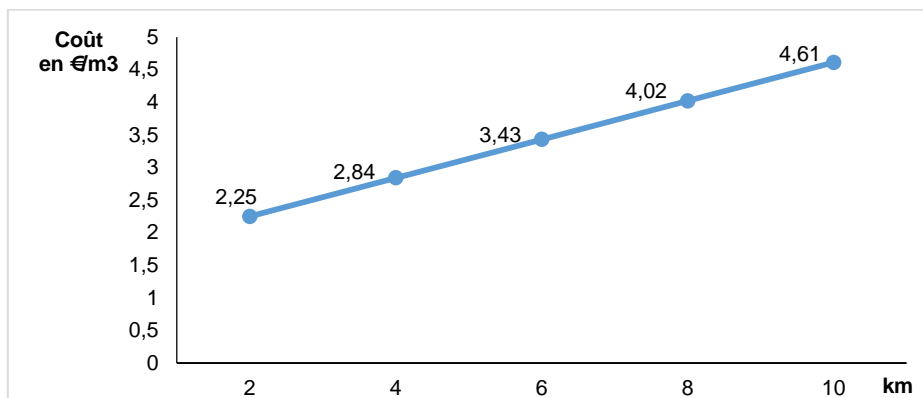
7.1.2.2. Lisiers de porcs

L'épandage des lisiers de porc est plus coûteux lorsque le lisier n'a pas subi de traitement et est épandu à proximité de l'exploitation. La figure 7-1-5 illustre les coûts de transport et d'épandage croissants en fonction de la distance parcourue.

⁵ Nous avons changé ce chiffre. Originellement, le tableau affichait 2,49 euros (16,4 francs). Mais cette somme rajoutée au coût du recyclage n'était pas égale au coût total. La conversion de 16,4 francs en euros est en fait à 2,5 euros. Nous nous sommes donc permis d'effectuer ce petit ajustement.

⁶ Fourchette de coûts établie à partir de deux laboratoires d'analyse.

Figure 7-1-5. Coût de transport et d'épandage de lisier en fonction de la distance (tonne de 15 m3)

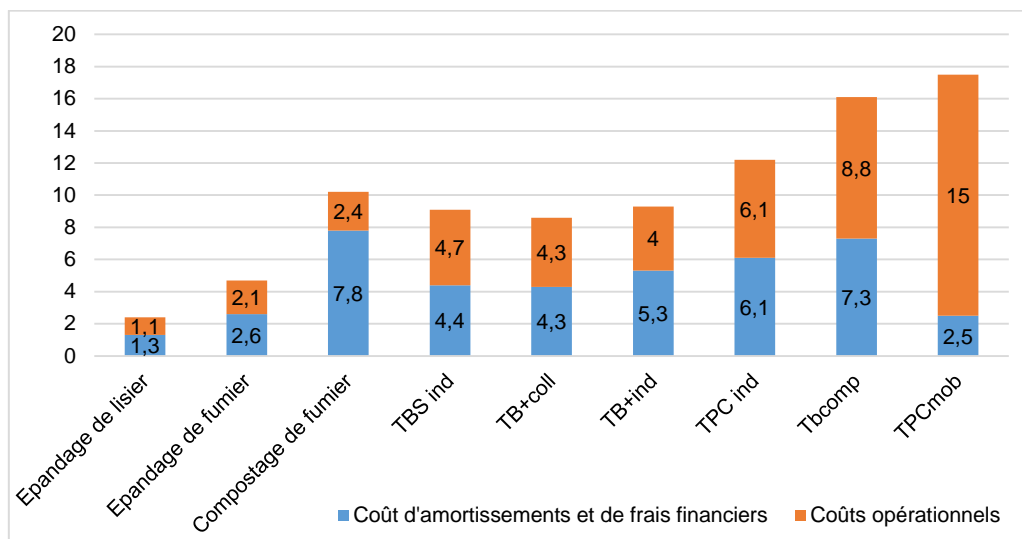


Source : Le Bris, 2010

Le coût de transport et d'épandage est pratiquement divisé par deux si l'exploitant peut épandre à 2 km de l'exploitation au lieu de 8 km. De même, diminuer la distance de 8 à 2 km permet à l'exploitant de passer de 54 heures pour 1 000 m3 épandus à 30 heures pour le même volume, soit un gain de temps de 44% (Le Bris, 2010).

De ce fait, le traitement du lisier augmentant le niveau de siccité permet de transporter le lisier sur de plus longues distances, ce qui est nécessaire dans les zones à forte densité d'élevage. Gourmelen et Rieu (2006) ont élaboré une étude basée sur une enquête auprès de 39 élevages entre 2003 et 2005, selon dix modes de gestion des lisiers (allant de l'épandage direct au traitement physico-chimique en station mobile). Les coûts comprennent les investissements (sans les subventions et l'utilisation d'installations existantes), les modes de financement et les charges opérationnelles. D'après leurs recherches, l'épandage du lisier constitue le mode de gestion le moins coûteux (2,4 euros/m3 pour le stockage et l'épandage) suivi de l'épandage du fumier (4,7 euros/m3), alors que le traitement physico-chimique en station mobile est le plus coûteux (17,5 euros/m3), comme la figure 7-1-6 l'indique.

Figure 7-1-6. Coût de l'épandage et du traitement du lisier (en €/m3)



Source : Gourmelen et Rieu, 2006

7.1.2.3. Autres Mafor

Le tableau 7-1-3 récapitule d'autres coûts de gestion de différents Mafor. Nous avons recherché les publications académiques et la littérature grise les plus récentes disponibles.

Tableau 7-1-3. Coûts de gestion de différents Mafor

Type de Mafor	Coût d'épandage	Coût de traitement	Source
Fumier de vache laitière	Epandage en copropriété (trois exploitations, amortissement en 10 ans, et financement sur 5 ans) : 1,7 € HT/m ³ épandu Epandage en délégation : 1,8 €/m ³ épandu HT		Chambre d'Agriculture de Bretagne (2007)
Compost (Fumier de cheval)	5,5 €/ tonne de compost épandu	Compostage : 2,5 €/ tonne de fumier traitée	Jacon (2009)
Fiente de volaille déshydratée		Déshydratation : 10 € HT / tonne	Chambre d'Agriculture Provence Côte D'Azur (2012)
Cendres granulées de chaufferies bois (épandage en forêt) Cas en Finlande	Epandage par tracteur forestier (coût opérationnel, distance à 0,5 km) : 8,05 €/ tonne Epandage par hélicoptère (distance d'épandage 1 km) : 50,45 €/ tonne	Granulation : 27,25 €/ tonne	Ademe, Couturier et Brassat, (2005)
Digestat Cas en Suisse		Stockage, traitement et épandage du digestat : 19,4 €/m ³ (CHF 29,40/m ³) ⁷	Bakx <i>et al.</i> (2009)
Biochar Cas aux Etats-Unis		38,5 - 398 euros/ ha (\$29-300/acre pour un épandage de 2,5 à 50 tonnes/acre) ⁸	Williams et Arnott (2010)

7.1.2.4. Coûts des différentes filières de gestion des Mafor

Avant de clore cette section consacrée aux coûts, une comparaison des coûts des différentes filières de gestion des Mafor est nécessaire afin de mettre en évidence l'intérêt économique de l'épandage de certains Mafor (fraction organique des déchets ménagers, boues de stations d'épuration urbaines). Comme cette partie porte également sur les coûts de l'incinération et de mise en décharge, nous ne développerons pas cette sous-section de façon aussi extensive comme elle ne relève pas directement du champ de l'ESCo. Compte tenu du peu de sources disponibles, ces données doivent être interprétées de façon indicative à titre de comparaison entre différents modes de gestion.

Dans le rapport de Hogg *et al.* (2001) sur les coûts de traitement des déchets municipaux dans quinze états membres, on constate une grande variation des coûts de gestion des déchets municipaux (taxes, taille des unités, exigences réglementaires). Aussi, nous ferons état ici d'une comparaison des modes de gestion pour la France. En France, le coût moyen du compostage est situé entre 34 et 95 euros/tonne⁹. Quant à l'incinération avec récupération d'énergie, le coût de l'incinération varie entre 67 et 129 euros/tonne, sans compter les revenus de la vente d'électricité situés à 0,023 €/kWh. Le coût de la mise en décharge (autorisée uniquement pour les déchets inertes) est situé entre 40 et 94 euros/tonne (incluant les taxes). Le coût de la digestion anaérobie est évalué à 57 euros/tonne. On constate l'intérêt économique du compostage ou de la digestion anaérobie par rapport à d'autres modes de gestion des déchets municipaux comme l'incinération. Néanmoins, on ne peut séparer ces différentes filières qui peuvent être utilisées conjointement pour chaque collectivité pour la gestion des déchets municipaux. Par ailleurs, l'intérêt économique du compostage doit également être complété d'une analyse des coûts et bénéfices environnementaux de chaque option de gestion des Mafor.

Une étude plus récente menée par AMORCE (2011) calcule le coût global d'un système de gestion des déchets (ordures ménagères et déchets verts) à partir de sept collectivités françaises. Cette étude donne une indication de coûts pour ces sept collectivités, mais ces résultats ne peuvent être considérés comme représentatifs de l'ensemble des filières concernées. Quatre collectivités adoptent le traitement mécano-biologique, et les trois autres pratiquent la collecte sélective des biodéchets¹⁰. Chaque collectivité intègre le compostage des déchets,

⁷ En 2009, l'euro représentait 1,5147730 francs suisse en septembre 2009. Ce taux de conversion correspond au taux moyen annuel que nous avons sélectionné, d'après les bases de données de l'INSEE www.bdm.insee.fr

⁸ La réserve fédérale affichait un euro à \$1.3269 fin 2010. Nous avons donc choisi ce taux de conversion.

⁹ Incluant les revenus de la vente de compost situés entre 0 et 8 euros/tonne.

¹⁰ Les biodéchets sont définis dans cette étude comme les déchets organiques fermentescibles des ménages.

et une partie collectée part en incinération et/ou en enfouissement. L'intérêt de cette étude est de montrer que le coût des biodéchets collectés séparément occupe une place importante dans les coûts techniques/habitant. Par ailleurs, on constate que le coût du compostage est toujours inférieur à l'incinération pour chaque schéma, à l'exception d'un cas de collectivité où le compostage est plus cher que l'incinération. Pour ce cas de collecte sélective des biodéchets, le compostage de déchets coûte 122 €/t contre 121 €/t pour l'incinération¹¹.

Une étude AMORCE (2012) étudie la gestion des boues de stations d'épuration urbaines à partir d'une enquête portant sur 46 collectivités. Les exploitants d'installations de compostage indiquent un coût moyen de compostage de 45 à 50 €/t de matière brute. L'incinération avec récupération d'énergie coûte entre 58 et 107 € HT/tonne de matière brute. Le stockage des boues coûte en moyenne 67 € HT/tonne de matière brute.

La prochaine partie est consacrée à l'évaluation monétaire des impacts environnementaux de l'épandage des Mafor. De façon générale, peu de recherches existent en France au niveau de l'évaluation monétaire concernant les déchets selon un document de travail de 2006 du ministère de l'Écologie et du Développement durable (MEDD, 2006). D'après le MEDD, la connaissance de ces coûts environnementaux devient, pour plusieurs raisons, de plus en plus nécessaire : a) l'augmentation du coût de la gestion des déchets pose la question de savoir si les bénéfices obtenus justifient ou non le resserrement des contraintes environnementales ; b) dans le cadre du principe de responsabilité élargie du producteur, une responsabilisation complète doit couvrir les coûts environnementaux ; c) certains impacts environnementaux peuvent faire l'objet de compensations (ex : nuisances subies par les riverains des nuisances olfactives causées par une usine de compostage) ; d) les règles européennes sur les aides d'État autorisent les subventions d'activités favorables à l'environnement, mais uniquement à hauteur de bénéfices externes qu'elles procurent (MEDD, 2006, p. 2).

7.1.3. Evaluation monétaire des externalités de l'utilisation des Mafor (Prix hédoniques, analyse coût-bénéfice, fonction de dommage, coûts de remplacement...)

L'évaluation économique des impacts environnementaux de l'épandage des Mafor n'a pas encore fait l'objet d'une étude poussée. Avant de développer les résultats, les différentes méthodes d'évaluation économique de la pollution environnementale et des bénéfices liés à l'épandage des Mafor sont d'abord expliquées. En économie, la pollution environnementale est définie en termes d'externalités négatives. Les externalités sont les 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'alimentation, de l'air et de l'eau (développés dans les autres chapitres de cette expertise). Les externalités positives comprennent les économies générées par l'épandage de Mafor par rapport à l'utilisation d'engrais de synthèse. Ces effets positifs ou négatifs ne font pas l'objet d'une compensation ou d'une rétribution. Ils sont à la fois involontaires (Mishan, 1969) et incontrôlables (Buchanan et Stubblebine, 1962).

L'évaluation monétaire des externalités constitue un outil d'aide à la décision pour déterminer le niveau de pollution socialement optimal (au-delà duquel les coûts de réduction de la pollution ne sont plus compensés par les bénéfices environnementaux), qui peut ensuite être imposé via des réglementations. Par ailleurs, cette évaluation monétaire permet de comparer les impacts environnementaux des différents Mafor épandus. L'encadré 7-1-2 explique brièvement les méthodes les plus usitées.

Les articles portant sur les eaux usées ont été exclus comme ils ne relèvent pas du champ de l'ESCo (Haruvy, 1997 ; Tziakis et al., 2009 ; Alcon et al. 2010 ; Menegaki et al., 2009 ; Verlicchi et al., 2012). Concernant les Mafor, les résultats suivants ont été synthétisés dans le tableau 7-1-4.

¹¹ Nous pouvons également mentionner le modèle d'optimisation pour la gestion intégrée des déchets municipaux établi par Abou Najm *et al.* (2002a, b). Abou Najm *et al.* (2002a) construisent un modèle intégrant différents modes de gestion des déchets municipaux (tri et traitement suivi de recyclage ; traitement biologique fabriquant du compost ; traitement thermique source d'énergie). Le modèle calcule les flux de trésorerie actualisés afin de minimiser la différence entre les coûts et les bénéfices pour la gestion intégrée des déchets municipaux. Abou Najm *et al.* (2002b) appliquent ce modèle à la gestion régionale intégrée de déchets municipaux au nord du Liban. L'incinération n'est pas l'option favorisée en raison de son coût. Le choix du compostage ou de la mise en décharge dépendra des coûts de fonctionnement relatifs de chaque option.

Encadré 7-1-2. Les différentes méthodes d'évaluation monétaire des externalités

L'analyse coûts-bénéfices : On analyse les coûts et les bénéfices d'une décision (ex : épandage de Mafor). Ce calcul est basé sur le principe de l'actualisation : on 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). Un projet (par exemple d'épandage de Mafor) est défini par les coûts (C_t ; $t= 0,1\dots$), et les bénéfices attendus (B_t ; $t= 0,1\dots$).

$VAN =$ somme des bénéfices actualisés + sommes des coûts actualisés

$$= \sum (B_t / (1+i)^t - C_t / (1+i)^t) = \sum (B_t - C_t) / (1+i)^t$$

Le projet sera réalisé si $VAN > 0$

L'analyse coût-efficacité : cette analyse permet de choisir l'option la plus efficace économiquement afin d'atteindre un objectif. A titre d'illustration on peut comparer l'efficacité de l'utilisation agricole d'une Mafor (relative à différentes façons d'épandre) calculée en fonction de son apport en N et P dans le sol.

L'évaluation contingente : on cherche à réévaluer directement ce que les consommateurs consentent à payer (ou recevoir) pour bénéficier d'un avantage ou pour être dédommagés d'une atteinte. Le principe est basé 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. Cette méthode a deux étapes. D'abord on détermine la part imputable à l'environnement dans les différences de prix constatées : ceci permet d'évaluer le consentement marginal à payer pour une amélioration de la caractéristique d'environnement étudiée. Ensuite, on estime l'avantage total retiré par toutes les personnes touchées par cette amélioration.

La fonction de dommage : après avoir évalué les impacts physiques sur le milieu récepteur (ex : effet sur la biomasse, ou sur la santé humaine) à partir de fonctions dose-réponse, on calcule les coûts des impacts (augmentation des dépenses médicales, pertes de revenus, diminution de l'espérance de vie...).

Coûts de remplacement : cette méthode consiste à évaluer la valeur d'une ressource naturelle en fonction du coût de remplacement de cette ressource, ou du coût de la remise en état de la ressource à son niveau initial.

Capital humain : il s'agit de calculer les pertes de productivité relatives aux jours d'incapacité de travail ou à la perte de vies humaines.

Source : Lupton, 2011

D'autres analyses économiques mettent en avant les coûts et bénéfices de l'utilisation des Mafor sans que ceux-ci ne rentrent dans les approches mentionnées dans le tableau 7.2.5. Guerrero (2008) met en avant les avantages et coûts du vermicompost. L'article ne précise pas la composition nutritionnelle moyenne NPK du compost, mais constate que sa composition nutritionnelle est bien moins élevée que celle des engrais chimiques. En revanche, le vermicompost contient des microorganismes (bactéries, champignons et levures) qui rendent les nutriments plus disponibles aux plantes. Le vermicompost contient également du fer, du calcium et du magnésium. Guerrero se réfère à des études aux Philippines (sans préciser lesquelles) qui ont montré que les rendements suite à l'utilisation du vermicompost sont aussi importants que pour les engrais chimiques. Le vermicompost est commercialement viable puisque le coût de production est situé entre 0,04 et 0,07 \$/kg (entre 0,06 et 0,1 € /kg)¹² alors que les prix de marché sont situés entre 0,11 et 0,17 \$/kg (entre 0,16 et 0,25 € /kg).

Shivakumar *et al.* (2009) étudient également la production et le marketing du vermicompost à Karnataka (Inde), dans le district de Dharwad. Bien que les réglementations et pratiques diffèrent de la France, les résultats trouvés sont intéressants. L'étude semble contredire les résultats de Guerrero (2008) comme elle met en avant des difficultés rencontrées dans la production et le marketing du vermicompost. Quarante producteurs de vermicompost ont été interviewés dans le cadre de cette recherche. Les producteurs avaient du mal à vendre ce compost, et 90% des producteurs interrogés pensaient que les prix de vente étaient trop bas ; 68% des producteurs souffraient d'une demande insuffisante.

¹² En se référant de la base de données de l'INSEE (<http://www.bdm.insee.fr/>), nous nous sommes basés sur un cours de l'euro par rapport au dollar US de 1,47 en 2008.

Tableau 7-1-4. Synthèse des méthodes d'évaluation des externalités liées à l'utilisation agricole des Mafor

Outils d'évaluation	Type de Mafor	Méthode et résultats	Sources et pays étudiés																								
Analyse coût-bénéfice	Boues de stations d'épuration urbaines et déchets ménagers	<p>Méthode : deux sites ont été choisis dans la région londonienne. Le site A est localisé dans la banlieue de Londres (Greater London) et dessert environ 1,7 millions habitants (en équivalent habitants, e.h.). Le site B est une ville proche de Londres desservant une population de 0,5 million d'habitants (en e.h.). Deux scénarios de collecte des déchets urbains ont été choisis. Le premier scénario comprend une collecte de la partie solide des déchets ménagers qui sont recyclés (recyclage matière) et un compostage des déchets résiduels (boues et déchets ménagers) nécessitant une séparation mécanique des déchets ménagers (fraction organique). Le deuxième scénario comprend une collecte de la partie organique des déchets ménagers qui sont ensuite mélangés avec les boues et co-digérés, et une collecte de la partie solide des déchets ménagers qui sont recyclés (recyclage matière). La co-digestion crée de l'énergie et des digestats épandus en agriculture. L'ensemble des coûts ont été calculés (coûts d'investissements, coûts d'exploitation, coûts de transport des déchets, coûts d'électricité, coûts de la mise en décharge). Les bénéfices liés à la vente de composte provenant de la co-digestion ou le compostage ont été considérés comme nuls (aucune valeur monétaire).</p> <p>Résultats : Pour tous les scénarios et sites (A et B), la co-digestion représente l'option la moins coûteuse. Concernant le scénario 1, pour le site A, la co-digestion représente 70% du coût du compostage, la moitié du coût de la mise en décharge et un tiers du coût de l'incinération. Pour le site B, la co-digestion représente trois quarts des coûts du compostage, 45% du coût de l'incinération et 40% du coût de la mise en décharge. S'agissant du scénario 2, pour le site A, la co-digestion représente la moitié du coût de la mise en décharge, un tiers du coût du compostage et 15% du coût de l'incinération. Pour le site B, la co-digestion représente un quart du coût de la mise en décharge, et 15% du coût de l'incinération et ou du compostage.</p>	Butt <i>et al.</i> (1998) Angleterre																								
Analyse coût-bénéfice	Composts de boues urbaines	<p>Méthode : Ce rapport calcule les implications financières de l'utilisation du compost dans les systèmes de cultures des légumes. Les implications financières sont calculées à travers l'utilisation du modèle de l'analyse des marges brutes. La marge brute correspond à l'équation suivant : MB (marge brute) = RT (recettes totales) – CT (coûts totaux). Dans cette étude, il est assumé que le taux d'application du compost est de 12,5 tonnes/ha (basé sur le poids frais). Les éléments nutritifs du compost sont considérés identiques à ceux des engrais chimiques, avec une composition nutritionnelle moyenne NPK de (2,2 ; 1 ; 0,56). Le compost est de 50% de matière sèche. Les surfaces (en ha) sur lesquelles sont épandues les engrais chimiques et les composts ne sont pas précisées.</p> <p>Résultats : Le tableau ci-dessous récapitule les marges brutes suite à l'utilisation agricole des composts, en supposant une augmentation hypothétique du rendement suite à l'utilisation du compost, respectivement de 10%, de 20% et de 30%. Ces calculs permettent de mesurer l'intérêt relatif de l'utilisation du compost par rapport aux engrais de synthèse en termes de marges brutes.</p> <p style="text-align: center;">Marges brutes/ha en comparant les rendements pour les cultures de choux fleurs, de patates et de maïs doux comparé à des cultures avec des sources d'éléments nutritifs conventionnels en dollars et en euros</p> <table border="1" data-bbox="416 954 1964 1241"> <thead> <tr> <th>Culture (durée)</th> <th>Rendement de base avec engrais chimiques (sans compost)</th> <th>Rendement de base avec compost</th> <th>Rendement (+10%)</th> <th>Rendement (+20%)</th> <th>Rendement (+30%)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Chou-fleur (120 jours)</td> <td>\$2 093,43 soit 2 601 € (575 cageots)</td> <td>\$2 017,47 soit 2 508 € (575 cageots)</td> <td>\$2 734,67 soit 3 399 € (632 cageots)</td> <td>\$3 451,87 soit 4 290 € (690 cageots)</td> <td>\$4 169 soit 5 182 € (747 cageots)</td> </tr> <tr> <td>Patate (120 jours)</td> <td>\$997,7 soit 1 240 € (35 t)</td> <td>\$504,57 soit 627 € (35 t)</td> <td>\$952,57 soit 1 184 € (38.5 t)</td> <td>\$1 400,57 soit 1 741 € (42 t)</td> <td>\$1 848,57 soit 2 298 € (45,5 t)</td> </tr> <tr> <td>Maïs doux (120 jours)</td> <td>\$678,4 soit 843 € (17t)</td> <td>\$158,4 soit 197 € (17t)</td> <td>\$387,9 soit 482 € (18.7t)</td> <td>\$617,4 soit 767,5 € (20,4 t)</td> <td>\$846,9 soit 1052,5 € (22,1 t)</td> </tr> </tbody> </table> <p>N.B. 1 cageot= 16 têtes de chou-fleur</p> <p>Dans ce tableau, on constate que s'il n'y a aucune augmentation de rendement suite à l'utilisation du compost, les marges brutes sont dans tous les cas plus élevées si on utilise les engrais de synthèse (sans compost). Dans le cas hypothétique d'une augmentation du rendement de 10% suite à l'utilisation du compost, les marges brutes sont supérieures uniquement dans le cas de la culture du chou-fleur, par rapport à l'utilisation d'engrais de synthèse (rendement de base avec engrais chimiques). Si le rendement hypothétique est de 30% suite à l'utilisation du compost, on constate alors des marges brutes supérieures pour toutes les cultures (chou-fleur, patate et maïs doux) lorsqu'on utilise des composts par rapport au cas d'utilisation des engrais de synthèse (rendement de base sans compost). La rentabilité de l'utilisation du compost dépendra également des coûts du compost (production) et des coûts de transport et d'épandage.</p>	Culture (durée)	Rendement de base avec engrais chimiques (sans compost)	Rendement de base avec compost	Rendement (+10%)	Rendement (+20%)	Rendement (+30%)	Chou-fleur (120 jours)	\$2 093,43 soit 2 601 € (575 cageots)	\$2 017,47 soit 2 508 € (575 cageots)	\$2 734,67 soit 3 399 € (632 cageots)	\$3 451,87 soit 4 290 € (690 cageots)	\$4 169 soit 5 182 € (747 cageots)	Patate (120 jours)	\$997,7 soit 1 240 € (35 t)	\$504,57 soit 627 € (35 t)	\$952,57 soit 1 184 € (38.5 t)	\$1 400,57 soit 1 741 € (42 t)	\$1 848,57 soit 2 298 € (45,5 t)	Maïs doux (120 jours)	\$678,4 soit 843 € (17t)	\$158,4 soit 197 € (17t)	\$387,9 soit 482 € (18.7t)	\$617,4 soit 767,5 € (20,4 t)	\$846,9 soit 1052,5 € (22,1 t)	Cameron <i>et al.</i> (2004) Nouvelle Zélande
Culture (durée)	Rendement de base avec engrais chimiques (sans compost)	Rendement de base avec compost	Rendement (+10%)	Rendement (+20%)	Rendement (+30%)																						
Chou-fleur (120 jours)	\$2 093,43 soit 2 601 € (575 cageots)	\$2 017,47 soit 2 508 € (575 cageots)	\$2 734,67 soit 3 399 € (632 cageots)	\$3 451,87 soit 4 290 € (690 cageots)	\$4 169 soit 5 182 € (747 cageots)																						
Patate (120 jours)	\$997,7 soit 1 240 € (35 t)	\$504,57 soit 627 € (35 t)	\$952,57 soit 1 184 € (38.5 t)	\$1 400,57 soit 1 741 € (42 t)	\$1 848,57 soit 2 298 € (45,5 t)																						
Maïs doux (120 jours)	\$678,4 soit 843 € (17t)	\$158,4 soit 197 € (17t)	\$387,9 soit 482 € (18.7t)	\$617,4 soit 767,5 € (20,4 t)	\$846,9 soit 1052,5 € (22,1 t)																						

Outils d'évaluation	Type de Mafor	Méthode et résultats	Sources et pays étudiés
Analyse coût-bénéfice	Composts de déchets ménagers (fraction organique)	<p>Méthode : le modèle AGSYS est utilisé dans cet article. Ce modèle estime les coûts subis par les entreprises à partir d'une simulation de leurs activités productives sur une période donnée. AGSYS est utilisé afin d'estimer les changements dans les revenus nets par hectare d'une culture de tomates, avec l'utilisation agricole des composts dans le Sud de la Floride. Deux scénarios sont considérés. Le premier scénario (scénario I) correspond à une production basée uniquement sur l'utilisation d'engrais de synthèse. Le deuxième scénario (scénario II) correspond à une production avec une utilisation de composts remplaçant partiellement les engrais minéraux (taux de substitution de 50%)¹³. Les coûts comprennent les coûts d'exploitation (semis, engrais, coûts de main-d'œuvre, les coûts fixes (loyer foncier, machinerie, frais de contrôle et frais généraux) et les coûts de récolte et de commercialisation (coûts des cartons, coûts de récolte et de transport).</p> <p>Résultats : Le coût additionnel de l'épandage de compost (scénario II) est estimé à 2,72 \$/tonne métrique (soit 2,7 €/tonne métrique¹⁴) par rapport au scénario I (utilisation d'engrais de synthèse sans compost). Le compost utilisé est de l'ordre de 112 tonnes métriques/ha avec un coût de livraison estimé à 9,07 dollars/tonne métrique (soit 9 euros/tonne métrique en 2000). Quant aux revenus nets, les bénéfiques (en \$/ha) sont plus élevés pour le scénario intégrant uniquement les engrais de synthèse (scénario I). Les bénéfiques pour le scénario I sont observables à partir d'un prix de 7,63 dollars/carton soit 7,57 €/carton (sachant qu'un carton représente 11,35 kg) combiné avec une production de tomates de 4201 cartons/ha. Quant au scénario II, les bénéfiques étaient constatables à partir d'un prix de 8,25 dollars/carton (8,16 €/carton) de tomates combiné avec une production de tomates de 3 830 cartons/ha pour le scénario II. Ces revenus nets étaient de 516 dollars/ha (510,8 €/ha) pour une production au prix des tomates et au niveau de production indiqué. Toujours pour le scénario II, les revenus nets pouvaient même atteindre 7 502 dollar/ha (7 427 €/ha) pour une production de tomates de l'ordre de 4 201/cartons/ha, lorsque les tomates étaient à un prix de 9,5 \$/carton (soit 9,4 €/carton). Mais ces bénéfiques sont toujours inférieurs au scénario I : pour un prix de 9,5 \$/carton (soit 9,4 €/carton) et une production de tomates de l'ordre de 4 201/cartons/ha, les revenus nets atteignent 9 294 \$/ha (soit 9 222,27 €/ha).</p>	Thornsbury <i>et al.</i> (2000) Sud de la Floride
Coût de remplacement	Boues de stations d'épurations urbaines et engrais minéraux	<p>Méthode : deux types d'engrais minéraux sont considérés : un engrais azoté contenant 34.5% d'azote, et un engrais phosphaté à 46% de pentoxyde de phosphore. Deux types de boues ont été prises en compte : des boues digérées (25% de MS) contenant 2,8 kg N/tonne et 10 kg P₂O₅/tonne, et des boues en granulés (92% de MS) à 5,22 kg de N/tonne et 47,2 kg de P₂O₅/tonne. En remplaçant les engrais minéraux par les boues, les coûts externes évités sont liés à la production et à l'extraction, au transport et à l'utilisation des engrais minéraux. La valeur totale de remplacement des boues correspond à la somme des valeurs de rendements accrus et des coûts externes remplacés.</p> <p>Résultats : Les coûts externes remplacés sont évalués à 0,86€/tonne (1 €/t) de boue digérée épandue, et à 3,73€/tonne (4,38 €/t) épandue de boues en granulés épandus en agriculture. La valeur totale de remplacement des boues est estimée à 2,64€/tonne (3,1 €/t) pour les boues digérées, et à 10,85€/tonne (12,76 €/t) pour les granulés. Dans les deux cas, la valeur de remplacement est supérieure aux coûts externes des boues, d'un facteur de 1,26 pour les boues digérées et de 1,47 pour les granulés.</p>	Soulsby <i>et al.</i> (2002) Angleterre
Evaluation contingente (économie expérimentale)	Boues de stations d'épuration urbaines	<p>Méthode : A travers une approche expérimentale en laboratoire, 64 étudiants ont été interrogés sur leur consentement à payer. Ils ont été interrogés sur la dépense supplémentaire qu'ils étaient prêts à faire pour un produit labellisé sans boues. L'incertitude sur les conséquences sanitaires a été intégrée de deux manières. On a informé un premier échantillon (moitié des interrogés) sur une probabilité fictive de contamination des légumes au cadmium (dose hebdomadaire tolérable) lorsque les consommateurs mangent des produits avec ou sans boues. On a demandé au deuxième échantillon (moitié des répondants) d'évaluer un produit labellisé sans information supplémentaire sur le risque potentiel. Pour les deux échantillons, le processus d'enchères était composé d'une méthode de référendum et d'une méthode d'enchères et d'enchères inversées. Ainsi, les personnes interrogées ont pu révéler leur consentement à payer en répondant à des questions fermées.</p> <p>Résultats : la distribution des consentements à payer est similaire entre les deux échantillons. Les consentements moyen et médian à payer des deux échantillons ne varient pas significativement. La moitié de chaque échantillon ont exprimé un consentement nul à payer pour des produits sans boues. Les résultats montrent que les incertitudes scientifiques sont interprétées par certains répondants comme signifiant que les boues représentent un risque faible, ou que les risques sont relativisés par rapport à d'autres pratiques d'épandages de Mafor qui contiennent également des métaux lourds.</p>	Stenger (2000) France
Prix hédoniques	Effluents d'élevages intensifs ¹⁵	<p>Méthode : selon la méthode des prix hédonistes immobiliers, l'augmentation du prix des habitations avec la qualité de l'environnement traduirait, toutes choses égales par ailleurs, le consentement à payer (CAP) pour bénéficier de l'amélioration environnementale. Cette méthode a été utilisée en Bretagne à travers un échantillon d'environ 600 gîtes ruraux répartis à part presque égale entre les départements du Finistère, des Côtes-d'Armor et du Morbihan. Les gîtes ont trois types d'attributs : intrinsèques, de localisation, et environnementaux. La densité des ruminants (bovins, porcs, volaille) et les pollutions environnementales engendrées ont été calculées sur la base d'azote excrété par ces animaux.</p> <p>Résultats : Les cultures fourragères et les élevages hors-sol ont pour effet de diminuer le prix des gîtes ruraux, alors que les prairies permanentes semblent avoir un effet positif sur les prix.</p>	Le Goffe et Delache (1997) France (Bretagne)

¹³ Dans les deux scénarios, les teneurs N, P, K ne sont pas précisés pour les engrais de synthèse et le compost.

¹⁴ Nous avons pris en compte le taux de conversion de l'euro par rapport au dollar, de la Banque Fédérale (Federal Reserve Bank) entre 2000 et 2002.

¹⁵ Bien que cet article ne soit pas orienté sur les pollutions associés à « l'épandage » des effluents d'élevage *per se*, il est le seul article existant sur les prix hédoniques, justifiant pourquoi il a été intégré.

Une autre étude porte essentiellement sur les coûts du fumier de bovin et compost de déchets d'égrenage du coton sans que cet article n'adopte la méthode économique de l'analyse coût-bénéfice. Hulugalle *et al.* (2008) font une analyse des coûts de l'utilisation agricole du fumier de bovin et de compost de déchets d'égrenage du coton dans les cultures de coton sur deux sites proches de Brigalow et Goondiwindi (Australie). Les coûts de production du compost de déchets d'égrenage du coton étaient estimés à \$25/t (soit 35 euros/t)¹⁶, et ceux du fumier de bovins étaient de \$15/t (soit 21 euros/t). Les coûts de transport étaient de \$10 pour une distance entre 0 to 10 km, auquel il faut ajouter 1\$ (1,47 euros) supplémentaire pour chaque 5 km additionnels. Les auteurs constatent que l'utilisation agricole de ces Mafor n'est rentable que si les distances de transport n'excèdent pas 100 km, et pour des quantités de 30t/ha.

Après avoir fait état de cette revue de littérature sur les analyses économiques mettant en avant les externalités (positives et négatives) liées à l'utilisation agricole des Mafor, une analyse critique de ces méthodes permet de mettre en perspective les résultats trouvés. En premier lieu, les analyses coût-bénéfice et coût-efficacité¹⁷, ne rendent pas compte des externalités négatives (pollutions environnementales) liées à l'épandage des Mafor en termes de pollution des sols, des eaux et des airs (nuisances olfactives...). Elles sont focalisées sur les qualités agronomiques des Mafor sans apporter une vision holistique des risques de contamination potentiels des sols et aliments. Aussi, le champ de ces recherches est ainsi limité, car cantonné essentiellement sur les coûts de gestion des Mafor (production, transport et épandage) ainsi que leurs impacts sur les rendements des cultures. De façon générale, si ces méthodes servent comme outil à la décision publique, elles comportent également des limites méthodologiques (Bürgenmeier, 2008). Par ailleurs, l'évaluation des impacts environnementaux et sanitaires des différentes filières de gestion des déchets comporte encore beaucoup d'incertitudes, ce qui rend difficile une évaluation monétaire. Ainsi, le coût social n'est pas aisé à définir dans un univers incertain. Chaque méthode a ses limites dans le cadre de l'hypothèse d'information parfaite. Concernant l'analyse coûts-bénéfices, le taux d'actualisation est une variable sensible. Plus l'horizon s'éloigne, plus on écrase les bénéfices et les coûts qui correspondent. Aussi, plus la prévision porte sur le long terme, plus la marge d'erreur est grande. Les évaluations sont donc moins fiables quand elles intègrent une approche de long-terme, et sont plus adaptées à une approche de court-terme (ex. rentabilité comparée des engrais de synthèse et d'une Mafor). De plus, l'analyse coût-bénéfice suppose que l'on peut quantifier tous les coûts, ce qui n'est pas réalisable lorsqu'il existe des incertitudes sur le devenir des Mafor, puisque l'étendue des dommages et la probabilité de réalisation de ceux-ci restent indéterminables. Dans le cadre de l'approche de l'évaluation contingente, les consentements à payer supposent par exemple que les consommateurs peuvent évaluer parfaitement leurs préférences, alors que celles-ci peuvent ne pas être formées, faute de connaissances suffisantes.

Par ailleurs, évaluer l'option la plus favorable au niveau de la gestion des Mafor requiert l'analyse des interactions sociales et politiques par rapport à de telles décisions. Comme l'analyse sociologique a pu le mettre en évidence, l'utilisation agricole de certains Mafor peut susciter de vives contestations de la part des riverains, des agriculteurs ou d'autres acteurs, remettant en cause la légitimité de ces marchés. Aussi, l'évaluation économique est un outil qui n'est néanmoins pas une grille de compréhension de la complexité des décisions prises en matière de gestion des Mafor.

7.1.4. Conclusion

A travers cette analyse économique de l'épandage des Mafor, ont été traités les différents coûts de gestion des Mafor, leurs prix respectifs et quelques méthodes d'évaluation économique des externalités causées par les Mafor. Les prix varient en fonction des Mafor, et peuvent varier au sein d'une même famille de Mafor. Cette variation est due à de nombreux facteurs (demande en Mafor, conditions climatiques, lien entre producteurs de Mafor et agriculteurs, conditions locales d'organisation des marchés). Très peu de données actuelles existent sur les coûts de transport, et leur évolution dans le temps.

Il a également été possible, avec la littérature grise, de dresser un portrait plus détaillé d'un marché local de composts de boues à travers la littérature grise sur la région PACA. Cette expertise permet également de mettre

¹⁶ A partir de la base de données de l'INSEE (<http://www.bdm.insee.fr/>), nous nous sommes basés sur un cours de l'euro par rapport au dollar US de 1,4 dollars pour 1 euros en 2009.

¹⁷ Pour l'analyse coût-efficacité, se référer au chapitre 5.

en avant le manque de recherche appliquée sur le fonctionnement des marchés des Mafor, l'évolution des prix à long terme des Mafor (et ses déterminants) ainsi que variables explicatives de la demande en Mafor. Cette recherche serait nécessaire pour comprendre la réalité de ces marchés qui font partie intégrante de l'agriculture française et européenne. Plusieurs raisons concourent à expliquer ce constat. D'abord, les marchés des Mafor sont locaux. Lorsque l'épandage ne fait pas l'objet d'un plan d'épandage, les échanges s'organisent souvent de façon informelle, rendant l'accès aux pratiques difficiles aux chercheurs. Ensuite, l'économie standard a focalisé son attention sur la formalisation des traits universels des marchés sur le plan micro-économique, au détriment des recherches de terrain sur la dynamique spécifique de ces marchés (notamment pour les digestats, le biochar, les cendres résiduelles, et les déchets des IAA).

Les recherches économiques à venir mériteraient de scruter le fonctionnement et l'évolution des marchés des Mafor du côté de l'offre et la demande. De même, l'étude des acteurs intermédiaires (industrie agro-alimentaire, coopératives, agriculteurs dépendant d'un processus de labellisation) qui influencent la demande des Mafor serait nécessaire afin de comprendre les influences économiques et politiques du développement (ou non) des marchés des Mafor. Une approche interdisciplinaire combinant l'économie, la sociologie, le droit, les sciences politiques, les approches historiques, agronomiques et géographiques semble souhaitable afin de comprendre la complexité de ces marchés tant du point de vue national qu'europpéen. Ces recherches nous amèneraient à mieux appréhender pourquoi certains marchés se sont développés dans certains pays (par exemple la valorisation agricole des boues de STEP urbaines en France avec le développement de la filière compostage) alors qu'ils ont été interdits dans d'autres (en Suisse, tout épandage des boues urbaines est prohibé depuis 2006). Enfin, la recherche économique devrait se développer sur les formes spécifiques de la concurrence (prix, valeur fertilisante, impacts sanitaires et environnementaux...) et de la complémentarité entre Mafor (ou concurrence/complémentarité entre Mafor et fertilisants).

7.2. Insertion des Mafor dans les systèmes techniques de production agricoles – Approche agronomique au niveau de l'exploitation et au niveau du territoire

Christine Aubry

Avec l'apport Steve Joncoux, Université de Toulouse

Introduction

On cible ici la littérature scientifique qui porte sur *l'insertion des Mafor dans les pratiques culturelles des agriculteurs*, en visant à analyser les facteurs favorisant ou freinant cette insertion. Au-delà de l'échelle de l'exploitation agricole, on analyse aussi les travaux scientifiques qui traitent de *l'insertion agricole des Mafor dans les territoires* : il s'agit ici d'analyser en quoi ces dimensions territoriales (notamment par la diversité des acteurs, agricoles et non agricoles) peuvent avoir des conséquences sur les possibilités et modalités d'insertion des Mafor dans les systèmes de production agricole. On ne discutera pas ici, car ces aspects sont traités dans d'autres sections du chapitre, des aspects réglementaires de l'utilisation des Mafor¹ (chapitre 1), ni des aspects de rentabilité économique comparée (7.1) ou d'acceptabilité sociale (7.3) pour les différents acteurs, entre Mafor elles-mêmes ou entre Mafor et autres fertilisants. Les valeurs agronomiques ou des impacts environnementaux des Mafor ont été traités précédemment (Chapitres 3 et 4). La problématique globale de cette contribution est d'extraire de la littérature *quels sont les éléments conceptuels et méthodologiques* existants pour analyser cette place des Mafor dans les décisions techniques des agriculteurs et pour analyser leur éventuelle gestion territoriale.

Cette contribution est organisée de la façon suivante (1) le corpus bibliographique utilisé (2) un historique bref et quelques données générales actuelles sur l'insertion des Mafor dans les systèmes de production agricole (3) une analyse de la littérature portant sur l'insertion des Mafor à l'échelle de l'exploitation agricole (4) puis portant sur l'insertion des Mafor à l'échelle territoriale. Une conclusion brève, signalant les points forts et les manques constatés dans cette recension bibliographique est proposée, pouvant servir de bases à de nouvelles recherches.

Le corpus utilisé

Le corpus bibliographique utilisé a été tout d'abord celui créé par les documentalistes de l'Esco Mafor dans le domaine des sciences humaines et sociales à partir des bases de données WOS, Francis, Econlit et CAB, soit un peu plus de 950 références (voir Annexe du chapitre 7).

On a réalisé un tri complémentaire à partir de cette liste, sur les mots clés plus spécifiques au domaine². Cette recherche a permis d'extraire 96 articles. De cette base, j'ai enlevé après lecture des résumés et parfois consultation nécessaire de l'article, 65 articles qui se sont avérés être hors du sujet traité, hors EsCo (car ne traitant pas exemple de fait que de résidus de culture) ou hors du domaine, traitant d'autres aspects de la gestion technique ou technico-économique dans l'exploitation, ou étant des expérimentations au champ sans lien effectif avec l'insertion des Mafor dans les systèmes de production.

31 articles ont donc été sélectionnés par ce biais. J'ai alors rajouté, dans mes bases personnelles ou compte tenu de ma connaissance de recherches en cours ou de présentations très récentes (XVème colloque Ramiran de juin 2013 par exemple) 37 articles, dont quelques éléments de littérature grise accessible (documents européens sur les End Of Waste par exemple, documents agreste, rapports).

Au total 68 articles ont été utilisés, qui éventuellement traitent de plusieurs échelles concernant l'insertion des Mafor dans les systèmes de production agricole, et souvent de plusieurs Mafor, et donc peuvent se retrouver cités à plusieurs endroits.

¹ Nous analyserons cependant en quoi certains aspects réglementaires, dont le statut de « déchet » ou « produit » influencent directement les formes d'insertion des Mafor dans les systèmes de production agricole

² farmers' practices, farm management, use of wastes, on-farm waste management, manure management, fertilization practices

On donne en Annexe de la section 7.2 la répartition de ces articles dans un croisement [type de Mafor* échelle spatiale]. On constate que certaines Mafor sont totalement absentes (digestats), certaines très peu représentées (cendres). Par contre, on a une proportion plutôt équilibrée entre échelle exploitation (28) et échelle territoire (36), et une tendance forte à traiter dans les articles de plusieurs effluents d'élevage à la fois (22) : ceci est cohérent avec l'échelle exploitation (fréquence de plusieurs types d'effluents dans les exploitations avec élevage) et bien sûr avec celle du territoire.

La contribution de Steve Joncoux a donné lieu à l'utilisation de trois autres articles, plus sa thèse, après une recherche bibliographique ciblée.

7.2.1. Historique et données générales

7.2.1.1. Historique et mouvements récents

L'utilisation de Mafor dans les systèmes de production agricoles est aussi vieille que l'agriculture elle-même, mais elle a connu des évolutions considérables, du fait des conjugaisons des révolutions agricoles, industrielles et de l'urbanisation engendrant de fortes modifications des Mafor accessibles et des pratiques agricoles attachées. Brunt (2007) montre comment à la fin du 18^{ème} siècle, les paysans anglais utilisent essentiellement des Mafor autoproduites par les élevages qu'ils pratiquent ou auxquels ils ont accès localement : fumier d'ovins pâturant sur les jachères, fumiers ou lisiers de porcins, un peu de fumiers de bovins (surtout élevés pour leur rôle d'animaux de traits), fientes de pigeons (dont l'élevage est très répandu) et parfois cendres de cuisines³. La révolution agricole du 19^{ème} siècle avec introduction de légumineuses dans les rotations, permettra d'augmenter considérablement au Royaume Uni comme en France (Billen *et al.*, 2012) l'élevage bovin viande ou lait et donc la production de fumiers et lisiers recyclables sur l'exploitation ou à proximité : les fermes mixtes (polyculture élevage) sont alors encouragées. Mais dès les années 1850 s'opère en Angleterre une *utilisation agricole massive de Mafor exogènes*, issues des villes en croissance et de la révolution industrielle: depuis le fumier de cheval (animal urbain pour le transport et industriel dans les zones minières) jusqu'aux résidus des industries (huileries, farine d'os, cendres, chiffons). Il n'est pas fait mention dans cette étude, de la récupération agricole directe de « l'engrais humain » urbain qui perdurera en région parisienne jusqu'à la fin du 19^{ème} siècle (Barles, 2007). Ces nouvelles Mafor urbaines induisent de fait des *inégalités territoriales quant à l'accès agricole aux fertilisants organiques*: ce sont les exploitations agricoles situées au plus près de villes qui voient alors augmenter et se diversifier leurs recours aux Mafor : déjà, les aspects d'organisation territoriale des approvisionnements et des utilisations se posent, et on voit les modes de transport de ces Mafor des lieux de production jusqu'aux exploitations évoluer, de la charrette au bateau et au train, avec de fortes évolutions de prix (Brunt, op.cit).

L'insertion des Mafor de nos jours dans les exploitations agricoles et les territoires poursuit, amplifie et renouvelle ces mouvements historiques : c'est à travers, d'une part des spécialisations agricoles régionales (concentrations d'élevages hors-sol en Bretagne, grandes cultures dominantes dans le Bassin Parisien) et, d'autre part du phénomène mondial d'urbanisation, que l'on voit se diversifier et se différencier les sources de Mafor, leurs modes d'utilisation dans les exploitations, entre exploitations et au sein des territoires. A cet égard, la littérature récente fait part de deux mouvements conjoints (i) les *incitations à réintroduire une mixité agriculture – élevage* dans les exploitations pour faire face aux besoins alimentaires croissants en viande et, par les effluents d'élevage, à compenser les coûts prohibitifs des engrais chimiques : ce mouvement prédomine dans les pays du Sud (Wright *et al.*, 2012) mais l'encouragement, pour les mêmes raisons, à l'utilisation agricole des effluents animaux, sous régulations pour limiter les risques de pollution, existe aussi dans les pays du Nord (Centner, 2004) (ii) *l'urbanisation croissante* induisant des relations multifonctionnelles entre la ville et l'agriculture intra-urbaine ou périurbaine : dans ces relations, *la valorisation agricole de Mafor urbaines très diverses*, solides et liquides, est le plus souvent mise en avant dans la littérature, très nettement dans les pays du Sud (Midmore et Jansen, 2003 ; Cofie *et al.*, 2005 ; Arene et Mbata, 2008 ; Zelem, 2011 ; N'Diéonor *et al.*, 2011) mais aussi de façon croissante dans ceux du Nord : cette fonction récupératrice et valorisatrice de « déchets » urbains par l'agriculture, si elle n'est pas nouvelle (Brunt, op.cit. ; valorisation des boues de STEP), connaît aujourd'hui un

³ L'utilisation d'amendements minéraux dont la chaux ou le sable de mer est aussi alors très répandue.

regain d'intérêt où l'agriculture urbaine est vue comme rendant par là même un service éco-systémique à la ville (Merson *et al.*, 2010). Ce regain d'intérêt se heurte cependant localement à des difficultés d'acceptation liées à des précédents historiques problématiques (Encadré 7-3-1).

Signalons que l'on "retrouve" aujourd'hui certaines Mafor urbaines historiques dont les fumiers de chevaux : à Dakar par exemple, les fèces de cet animal de transport urbain sont précieusement récoltées et appliqués aux champs périurbains (Zelem, 2011 (op.cit.); N'Diénor *et al.*, 2013). Plusieurs auteurs signalent aussi le développement actuel des activités équestres de loisir autour des villes européennes, faisant là encore du fumier de cheval, une Mafor souvent utilisée par les agriculteurs périurbains notamment en Ile-de-France (Dhaouadi *et al.*, 2013). On connaît mal aujourd'hui les contaminants que peuvent contenir ces fumiers de chevaux, ces animaux recevant par ailleurs des médicaments (antibiotiques, vaccins, autres) susceptibles de se retrouver dans leurs fèces. Et l'« engrais humain » se voit de nouveau objet d'intérêts agricoles (Cofie *et al.*, op.cit.), notamment l'utilisation directe d'urine dans certains pays africains, ce qui n'est pas sans soulever des réticences culturelles. Dans les pays scandinaves, l'utilisation agricole des urines fait déjà l'objet de guides spécifiques (Jönsson *et al.*, 2004). Dans tous les cas bien sûr, les aspects sanitaires sont centraux (Cofie *et al.*, op.cit.) : on peut regretter toutefois que rares sont les auteurs (sauf Midmore et Jansen, 2003) qui s'interrogent directement sur le manque, pourtant criant, de données statistiques tant en quantités produites qu'en caractérisations de la diversité des Mafor urbaines dans les différents contextes d'utilisation.

Encadré 7-3-1. Des Mafor pas très propres – des histoires parfois lourdes de conséquences pour l'épandage agricole

L'épandage de Mafor a pu historiquement donner une image de « non propreté » susceptible elle-même de créer des précédents défavorables à leur utilisation actuelle, même si les conditions d'obtention et d'épandage ont très fortement évolué dans le sens de l'innocuité sanitaire. De tels cas se sont trouvés dans les épandages « directs » de poubelles de Paris dans les coteaux champenois (Barles, 2005) amenant sur le plan au moins esthétique à une forte dégradation de l'image du vin de ces coteaux (qui n'est pas le champagne) et à l'interdiction actuelle du recours aux composts urbains. C'est le cas aussi en région parisienne de la Plaine de Bessancourt-Herblay-Pierrelaye, objet depuis la fin de 19^{ème} siècle d'épandages massifs des eaux usées de Paris. La campagne d'analyses réalisées en 1995 à la demande du SIAAP (Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne) révèle de fortes pollutions des sols de la Plaine aux éléments métalliques notamment des concentrations très élevées en Plomb et Cadmium au regard de la norme NFU 44-041, qui donneront lieu par la suite à des programmes de recherche plus poussés (Lamy, 2009). Mais surtout (Mandinaud, 2005), cette « découverte » donnera lieu à une interdiction de cultiver la plaine en légumes et plantes aromatiques, amenant délocalisation voire arrêt d'activité des nombreux maraîchers périurbains de cette zone (arrêté préfectoral de la Préfecture du Val d'Oise du 31 mai 1999). Ce « traumatisme » du monde agricole, ainsi que le nomment des agriculteurs franciliens et conseillers de développement agricole locaux, jouera beaucoup régionalement par la suite en défaveur de la prise de boues par les agriculteurs, un slogan local étant « *nos champs ne sont pas des poubelles* ». Cependant, les réglementations successives sur les qualités des boues et l'épandage ont pour objectif de redonner confiance et sont susceptibles de modifier à l'avenir l'insertion par les agriculteurs franciliens de boues dans leurs systèmes de culture (travaux en cours)

7.2.1.2. Les représentations des Mafor par les agriculteurs et leur insertion dans l'organisation sociale de la production : un réel manque de connaissances

Steve Joncoux

Au-delà des caractéristiques intrinsèques des matières et des réglementations en vigueur, la perception des MAFOR par les agriculteurs, principalement lorsqu'elles sont issues de processus d'assainissement, semble encore influencée par un sentiment de dégoût. Ce phénomène est dénommé « yuck factor » dans la littérature anglophone (Po *et al.*, 2005) : le « facteur beurk ». Il faut cependant noter qu'une recherche bibliographique ciblée sur les représentations des agriculteurs vis-à-vis des Mafor, bien qu'ayant générée 436 références, ne donne aucun résultat portant spécifiquement sur les matières concernées à partir de cas français (sur les réactions des consommateurs finaux à ce « yuck factor » voir chapitre 7.4). En élargissant la recherche, seuls les travaux de Menegaki *et al.* (2009) confirment l'existence de ce sentiment de dégoût par rapport à l'utilisation des « eaux usées », à partir du cas de la Crête. Les auteurs montrent néanmoins que l'utilisation de l'expression « eaux recyclées » (recycled water) améliore les dispositions des agriculteurs – comme des consommateurs

finaux – à utiliser ces matières par rapport à l'expression « eaux usées traitées » (treated wastewater). L'usage d'une terminologie plus « positive », jouant sur un registre environnemental et faisant disparaître la référence à l'origine des matières, ne modifie toutefois pas les dispositions des agriculteurs à payer pour leur utilisation. Par analogie, on peut faire l'hypothèse que l'évolution actuelle de la dénomination des Mafor, de « déchets » vers les termes de « produits », « produits recyclés », ou « produits résiduaire organiques » (Joncoux, 2013) va dans le sens d'une amélioration des représentations des agriculteurs.

D'un point de vue réglementaire, la dénomination des Mafor en tant que « produits » implique toutefois un processus de mise en forme (appuyé sur les normes NFU 44-095 et 44-051) et induit leur mise sur le marché. S'il semble en effet peu probable que la seule évolution de la terminologie suffise à accroître les dispositions des agriculteurs à payer pour ces matières transformées, la question reste entière de savoir si l'évolution de leurs caractéristiques (aussi bien agronomiques qu'environnementales, sanitaires, et sociales) y parviendra...

Quelques travaux, issus de la bibliographie personnelle de S Joncoux, incitent toutefois à relativiser ce questionnement. Au-delà des représentations liées aux matières elles-mêmes, plusieurs facteurs influencent le choix d'utiliser ou non des Mafor et, le cas échéant, les types utilisés. Dans l'étude de Menegaki *et al.* (2009), bien que la première justification à la volonté de ne pas utiliser des eaux issues de l'assainissement soit bien « le dégout », viennent ensuite : le manque de confiance dans les producteurs, les risques de contaminations, l'existence d'alternatives à l'utilisation d'eaux usées et le fait que ces matières devraient être gratuites. La seule littérature portant directement sur les motivations des agriculteurs à utiliser ou non des Mafor, à partir d'un cas français, relativise également le poids des représentations associées aux matières (Joncoux, 2013). A partir d'entretiens auprès d'une quinzaine de céréaliculteurs de la plaine de Versailles, l'auteur relève cinq critères majeurs influençant les décisions :

- La *sensibilité à la qualité du sol* et à l'importance de maintenir cette qualité : elle est très variable entre agriculteurs et cette attention peut se « mesurer » notamment par la fréquence des analyses de sols que réalise l'agriculteur.
- La *tenure de la terre* : les agriculteurs propriétaires, ou locataires au sein de la famille, semblent accorder plus d'importance que les locataires hors cadre familial, à l'entretien de la fertilité et de la qualité des sols, notamment à la teneur en matière organique.
- La *présence ou pas d'une double activité* de la part de l'exploitant : on constate que ceux qui ont une autre activité n'utilisent pas de Mafor à l'exception notable des exploitants qui ont développé eux-mêmes une activité liée à leur gestion (plateforme de compostage de déchets verts). Celle-ci les incite particulièrement à cette utilisation en quantité et en fréquence.
- Le *mode de commercialisation* des produits semble jouer un rôle important, les céréaliculteurs en lien avec les négociants étant réticents, notamment à l'utilisation de boues d'épuration, évoquant une difficulté historique (cahiers des charges excluant les boues). Ceux qui vendent en coopérative peuvent par contre être incités à acheter les Mafor commercialisés par les coopératives (lisier porcin breton séché par exemple).
- *L'inscription dans le réseau local*, par exemple pour le prêt de matériel d'épandage, peut faciliter le choix de pratiquer une fertilisation organique. A l'inverse, la réalité ou la perception d'hostilités de la part de l'entourage de l'exploitation (habitants proches) peut inciter à ne pas pratiquer.

Ces critères sont interdépendants et se combinent pour induire des modes de décisions complexes, plus ou moins explicites selon les agriculteurs. Ils permettent d'établir quatre idéaux types d'agriculteur/exploitation, hors agriculteurs en conduite biologique (dont Joncoux précise qu'ils ne prétendent pas à l'exhaustivité compte tenu du petit nombre d'agriculteurs enquêtés) : les non utilisateurs, les opportunistes, les utilisateurs de « déchets » et les utilisateurs de « produits ». Sans entrer dans les détails, signalons que les non utilisateurs se partagent entre ceux qui ne souhaitent pas utiliser des déchets (notamment par crainte de discréditer la production) et ceux qui considèrent que des produits organiques « fiables » sont trop chers. Les opportunistes peuvent épandre des Mafor de façon occasionnelle, par exemple si une analyse a montré la baisse de teneur en MO dans une parcelle ou s'ils sont démarchés par un producteur local. Les utilisateurs de « déchets » sont le plus souvent eux-mêmes liés à des activités de gestion de Mafor et/ou attirés par leur gratuité. Les utilisateurs de produits sont particulièrement sensibles aux questions de qualité des sols et choisissent les Mafor d'abord en fonction de leur

efficacité amendante et fertilisante. A partir de cette typologie, on peut faire l'hypothèse que l'évolution de la terminologie et des caractéristiques des matières n'aura pas le même impact sur l'ensemble des agriculteurs.

Plus largement, une littérature d'ordre socio-anthropologique, portant sur les cas du Sénégal (Zélem, 2011 op .cit.) et de l'île de la Réunion (Joncoux, Zélem, Paillat-Jarousseau, (en cours), insiste sur l'importance de la capacité des Mafor à s'adapter à l'organisation sociale locale dans laquelle sont intégrés les agriculteurs. La proximité géographique et sociale entre les producteurs et les utilisateurs, l'insertion des matières dans les réseaux de productions et de relations existants font ainsi également partie des facteurs déterminants dans les dispositions des agriculteurs à mettre en œuvre une fertilisation organique et à opter pour tel ou tel type de Mafor. En particulier, sur la "Plaine de Versailles, l'appétence relativement forte pour certaines Mafor « 'produits » apparaît liée à l'origine agricole, même exogène (lisier de porc breton séché), de la matière, à son process aux mains des agriculteurs et à la vente via les réseaux de coopératives agricoles.

Pour conclure, il faut insister ici sur la quasi-inexistence d'études portant sur les représentations que les agriculteurs se font des Mafor, les justifications de leurs pratiques et les facteurs influençant leurs décisions, qu'ils relèvent de dimensions psycho-sociales, sociotechniques ou socio-anthropologiques.

Que les Mafor utilisables en agriculture soient endogènes à l'exploitation, exogènes, d'origine locale ou plus lointaine, issues ou non du monde agricoles, elles interrogent sur leur insertion dans les systèmes de culture des exploitations, ainsi que sur le fonctionnement des liens entre les producteurs de Mafor et les agriculteurs au sein des territoires.

7.2.2. Insertion des Mafor dans les exploitations agricoles : analyse des leviers et obstacles et modélisation

Comment, avec quelles contraintes et quels leviers, en activant quelles variables de décision, les agriculteurs intègrent-ils ou non des Mafor dans leurs pratiques culturales ? Il s'agit ici d'analyser les éléments issus de l'organisation des systèmes de production agricole, depuis le parcellaire et sa structuration jusqu'aux ressources productives nécessaires (dimensionnement du stockage, besoins en main d'œuvre, en équipement) en passant bien sûr par le choix de Mafor elles même, par le choix des cultures, des successions de cultures sur lesquelles les Mafor peuvent être utilisées, et par leurs modalités même d'utilisation dans les itinéraires techniques (doses, dates etc).

Le sous-corpus utilisable pour répondre à ces questions est faible (32 références ici prises en compte). Ce constat a déjà été fait il y a quelques années, des auteurs soulignant la rareté des études portant sur le management des Mafor à l'échelle de l'exploitation (Stonehouse *et al.*, 2002 ; Thomas, 2002). Force est de constater que la situation n'a guère évolué.

On peut organiser ce sous-corpus en trois catégories (i) des descriptions factuelles de pratiques, *per se* ou, le plus souvent, dans le cadre de questionnements plus larges (évaluer des réglementations actuelles ou guider des réglementations futures en matière de pollution, préparer une réflexion stratégique sur la gestion des déchets urbains, obtenir des résultats expérimentaux en vue de l'optimisation de la substitution engrais chimiques-Mafor) : c'est le cas de plusieurs études sur les effluents d'élevage utilisés en Amérique du nord et en Europe, mettant l'accent sur leurs impacts environnementaux (Lewis *et al.*, 1999 ; Jackson *et al.*, 2000), ou sur la diversité de leurs usages (Morse-Meyer *et al.*, 1997 ; Smith *et al.*, 2000, 2001a,b;; Chalmers, 2001), (ii) des analyses statistiques mettant en avant des variables « explicatives » de la variabilité des comportements agricoles face aux Mafor, (iii) des modélisations qui peuvent à leur tour prendre diverses formes : modèles conceptuels de représentation des pratiques agricoles, modèles de simulations, d'optimisation, systèmes experts... ; tous visent plus ou moins explicitement à guider l'utilisation à la ferme des Mafor. En termes d'aide au changement dans les pratiques de gestion des Mafor dans l'exploitation, l'alliance entre des modèles de compréhension fine des pratiques et des modèles de simulation de ces pratiques et de leurs conséquences sur la production et l'environnement est considérée comme la plus efficace pour proposer des améliorations de gestion et permettre un apprentissage, au moins dans le cadre des effluents d'élevage (Gouttenoire *et al.*, 2011).

7.2.2.1. Analyse des conditions d'insertion des Mafor dans l'exploitation

Le corpus consulté amène à identifier quatre grands catégories de contraintes ou de leviers explicatifs des conditions d'insertion des Mafor dans les systèmes de production agricole :

***La surface épanachable (*spreading area*) dans l'exploitation** est l'un des facteurs majeurs déterminant les décisions d'utilisation de Mafor par l'agriculteur : elle dépend des critères réglementaires d'une part, de l'interaction entre le type de Mafor et le système de production d'autre part. La surface épanachable est réglementée dans le cas des Mafor de type déchets: elle est alors déterminée dans le cadre d'un plan d'épandage qui délimite précisément les parcelles pouvant recevoir la Mafor (dans le cas des boues, celui-ci est élaboré à l'échelle de l'exploitation, mais aussi du territoire total d'épandage par le producteur de boues ou son mandataire). Mais pour les Mafor non soumises à plan d'épandage (par exemple des composts), l'agriculteur peut aussi se forger son propre cadre de décisions pour déterminer les surfaces qu'il juge susceptibles d'être épanachables. Concernant l'utilisation de boues de STEP, des auteurs (Amon *et al.*, 2006 ; Aznar *et al.*, 2005) montrent, dans le Massif Central (70 enquêtes), que la proportion de terres labourables dans l'exploitation est le premier critère d'acceptation des boues, et donc concerne essentiellement des fermes de grandes cultures, très partiellement les éleveurs (et jamais les maraîchers ou surfaces en maraîchage des autres exploitations). Outre que les éleveurs ont aussi d'autres Mafor endogènes, les auteurs constatent que le second facteur limitant la surface épanachable, y compris dans les fermes de grandes cultures, est le poids, dans le système de production et de commercialisation, des productions valorisées sous signe de qualité (AOC, chartes...), excluant explicitement, mais le plus souvent par des « *clauses confidentielles peu explicites* », ces productions et leurs surfaces attachées de l'épandage de boues. Dans les exploitations d'élevage ou mixtes, la qualification et la quantification des surfaces épanachables est contrainte *d'abord au titre réglementaire* : ainsi, dans une étude visant à évaluer les effets des directives européennes (directive Européenne de 1991) sur la gestion agricole des Mafor, Rigby (1997) distingue dans les exploitations laitières du Royaume Uni, deux espaces dans le parcellaire (*total land*) du point de vue de l'épandage de lisier : la surface potentielle (*feasible land*), épanachable sans prendre en compte la réglementation contraignante et la surface effective (*current land*) surface épanachable inférieure à la précédente compte tenu des évolutions de contraintes sur les quantités maximum autorisées (passées de 210 kg /N/ha/an à 170 kg/N/ha/an) et des restrictions sur les caractéristiques du terrain du point de vue environnemental (pentes, proximité de cours d'eau etc.) : la surface effective est alors de 20 à 30% plus petite que la surface « potentielle » dans les 33 élevages laitiers de la région dont Rigby (1997) a suivi l'évolution des pratiques ; certaines exploitations se sont vues contraintes de ce fait de reconfigurer leur système de production, en restreignant fortement leur cheptel. En dehors de ces contraintes réglementaires des Mafor soumises à plan d'épandage, les enquêtes d'exploitations agricoles montrent que les agriculteurs ont souvent leur propres découpages du parcellaire en surfaces épanachables en fonction des Mafor accessibles : les critères qu'ils utilisent sont par exemple la distance de la parcelle à l'exploitation ou au lieu de stockage de la Mafor, son accessibilité pour les épandages, la place dans les successions de culture des parcelles d'une culture considérée comme particulièrement apte à valoriser cette Mafor, etc. (Aubry *et al.*, 2006).

***les modalités d'attribution des Mafor aux cultures** sont un deuxième élément majeur de décision pour les agriculteurs. Plus précisément, il s'agit pour eux de décider sur *quelles successions de culture*, compte tenu du sol et dans cette succession, sur *quelles cultures* peuvent être épanachées telles ou telles Mafor : on parle alors de règles d'attribution des Mafor aux cultures et successions de culture (Aubry *et al.*, 2006, op.cit). Selon que la Mafor est appliquée dans un but d'amendement ou dans un but de fertilisation, ces règles peuvent varier. On distingue des règles d'exclusion d'une Mafor vis-à-vis d'une culture et des règles de préférence. Les règles d'exclusion sont d'abord réglementaires (à la Réunion, pas de lisier sur maraîchage par exemple) ou elles peuvent être produites par les agriculteurs eux-mêmes ; les règles préférentielles sont propres aux agriculteurs. Les déterminants de ces règles d'exclusion et de préférence dans l'exploitation sont nombreux ; on constate que la littérature met en avant deux déterminants principaux, qui renvoient de fait à des utilisations de Mafor dans un objectif de fertilisation (i) la relation entre le cycle cultural de la culture, la disponibilité physique de la Mafor aux moments agronomiquement souhaités d'épandage et la dynamique supposée par les agriculteurs (car de fait rarement précisément connue, cf ci-dessous) de la libération d'éléments minéraux par la Mafor, (ii) la hiérarchie faite par les agriculteurs entre Mafor en fonction du rôle de la culture dans le revenu de l'exploitation. C'est ainsi que les agriculteurs du Massif Central (Amon *et al.*, op.cit ; Aznar *et al.*, op.cit) épandent préférentiellement les boues devant colza et maïs, et rarement devant blé, car des incertitudes sur la dynamique de libération de l'azote

des Mafor face à la dynamique des besoins des plantes ont, selon leurs perceptions des risques, moins de conséquences négatives sur le rendement des premières ; la même attitude est notée dans le bassin Parisien (Dhaouadi *et al.*, 2013, op.cit) concernant les boues mais aussi d'autres Mafor de type amendement (composts de déchets verts, fumiers etc). On constate que dans une même région (le Massif Central), des éleveurs laitiers de taille voisine, les uns en agriculture biologique (produisant exclusivement du compost) et les autres en conventionnel (produisant fumiers et lisiers), adoptent des règles voisines pour l'affectation des Mafor autoproduites entre prairies fauchées tôt, tardivement ou prairies en pâture (Capitaine *et al.*, 2009) : les agriculteurs biologiques attribuent cependant préférentiellement le compost aux fauches précoces et aux pâtures, les agriculteurs conventionnels ne privilégient pas ces dernières pour l'attribution des fumier et lisiers, ces différences étant fonction de l'importance relative de ces catégories de prairies dans l'affouragement du troupeau. Dans d'autres contextes, les agriculteurs périurbains de Ouagadougou utilisent le tout venant des déchets urbains organiques pour les céréales autoconsommées (sorgho, millet) mais, soit des déchets organiques urbains triés et tamisés (et dès lors payants), soit des fumiers produits ou achetés, pour les cultures maraîchères vendues (Eaton et Hilhorst, 2003). Ces derniers déterminants, très souvent explicités dans les pays du sud du fait de la forte variabilité de qualité des Mafor (notamment d'origine urbaine), le sont moins dans la littérature des pays du Nord.

***Les périodes d'épandage de Mafor dans les exploitations** sont un troisième élément majeur de décision, fortement relié à la fois à la dynamique de production ou d'accessibilité aux Mafor et surtout aux contraintes de plages de temps d'épandage possibles du fait des successions de culture et des contraintes réglementaires d'une part, des successions de culture et des objectifs de production d'autre part. Des périodes peuvent être interdites du fait de la réglementation, pour des raisons de limitation des impacts environnementaux⁴, y compris hors Europe (Centner, 2004, op.cit). Des périodes sont aussi considérées comme aptes ou non à l'épandage de par les décisions propres de l'agriculteur, souvent partagées à l'échelle d'un territoire : dans le cas de la culture de canne à sucre à la Réunion par exemple, la règle partagée est de n'épandre le lisier qu'entre la coupe et la fin de la saison des pluies, car ensuite la mise en stress minéral et hydrique de la canne est une condition de son enrichissement en sucre (Aubry *et al.*, 2006 op.cit.). Au sein des périodes « permises », les dates réelles d'apport doivent être décidées par l'agriculteur et sont dès lors déterminées par la météo, mais aussi par les modalités d'apport et l'équipement disponible. On constate en effet une grande variabilité de modalités d'équipement pour l'apport, toujours manuel dans les pays du sud, pouvant l'être dans les DOM-TOM, toujours mécanique, mais de plus en plus réalisé par des tiers (éventuellement en CUMA) notamment en Bretagne et avec un nombre croissant de dispositifs spéciaux visant à une meilleure efficacité des apports – pendillards, enfouisseurs pour le lisier (Agreste 2010a). Ces choix ont des conséquences considérables en termes de jours disponibles pour les épandages dans l'exploitation : à la Réunion (Aubry *et al.*, 2006, op.cit.), lorsque les conditions de portance des sols ne se prêtent pas à un passage de tracteur dans la parcelle, l'épandage de lisier peut être fait par un tuyau relié à une tonne laissée en bout de champ, cette modalité, présentant des risques non négligeables de ruissellement, est pratiquée comme une solution de rechange lorsqu'il y a risques de débordement des stocks (cf. ci-dessous).

Cependant, dans la littérature consultée, cette question des équipements disponibles, en propre ou non, avec leur nature précise est très peu traitée, alors qu'elle a de fait dans la pratique un rôle déterminant pour la capacité à utiliser, sous forme et en temps voulu, des Mafor. De même, alors que les études technologiques montrent l'importance, par exemple, de l'injection du lisier pour limiter les effets environnementaux (volatilisation, lixiviation), nous n'avons pas trouvé de publication traitant de l'accès à ces équipements et de leur utilisation dans les exploitations. Les niveaux d'investissement, les plages de jours disponibles etc. ont pourtant des conséquences organisationnelles importantes pour ces dernières.

***Les doses d'apport** sont une décision majeure à prendre pour les agriculteurs. Ils peuvent s'appuyer pour cela sur des réglementations indiquant pour le moins des *maxima* à ne pas dépasser, mais pouvant aussi être des recommandations voire des prescriptions (Centner, 2004, op cit ; Karmakar *et al.*, 2010), plus abondantes dans les outils techniques à disposition des agriculteurs que dans la littérature scientifique. Quilty *et al.* (2011), partageant le constat d'un défaut de recherche scientifique sur les Mafor, soulignent que *l'importance volumique*

⁴ Par exemple en France, la directive nitrates de 2005 interdit l'épandage de Mafor de type II (C/N≤8) sur cultures d'hiver entre le 01/10 de l'année n et le 31/01 de l'année n+1. Concernant les cultures de printemps, l'interdiction d'épandre ces PRO est entre le 01/07 de l'année n et le 31/01 de l'année n+1.

des doses à apporter au champ pour la plupart des Mafor qu'ils étudient en Australie, afin d'avoir un apport potentiel notable de nutriments, peut être un véritable obstacle à leur utilisation en grandes cultures, contrairement au maraîchage (problèmes d'équipement, de temps de travail requis). Plusieurs études conduisent cependant à un constat de sur-fertilisation (en termes de N) par apport massif de Mafor notamment dans les agricultures périurbaines des pays du sud (Eaton et Hilshorst, 2003, op.cit.), le plus souvent par une méconnaissance des quantités réellement apportées par les Mafor (teneurs et disponibilité pour les plantes), ce qui conduit très généralement à une sur-complémentation en engrais azotés. Parmi les éléments qui expliquent ces comportements, quatre peuvent être ici relevés dont tous sont signalés dans Sheriff (2005) et donc aussi constatés dans plusieurs pays du Nord:

(i) les Mafor comportent plusieurs éléments minéraux, classiquement N et P : les décisions de doses apportées par l'agriculteur peuvent se centrer sur l'un ou sur l'autre et amènent généralement un décalage dans la dose apportée de l'autre élément : si on raisonne une dose d'apport d'effluents d'élevage sur l'azote, on a toutes chances d'appliquer du phosphore en excès, inversement si on raisonne sur le phosphore, on risque d'être limitant en azote et de devoir rajouter des engrais azotés (Westerman et Bucido, 2005). Signalons que la composition même des Mafor, notamment en élevage, peut être gérée dans les exploitations à travers l'alimentation animale, la généralisation de l'alimentation biphasé en porcheries bretonnes ayant permis de diminuer de 9% leurs rejets d'azote et de phosphore en moyenne dans les lisiers entre 2001 et 2008 (Agreste, 2010a, op.cit). Théoriquement, cette moindre concentration permet d'épandre des quantités supérieures sans transgresser la législation.(ii) la variabilité – inter annuelle voire intra-saisonnière- des teneurs en nutriments des Mafor, notamment les effluents d'élevage, et la difficulté à connaître au moment de l'apport ces teneurs, sont un obstacle important à leur prise en compte par les agriculteurs (iii) leur manque de confiance dans les modèles agronomiques de minéralisation de l'azote organique (donc de dynamique de disponibilité de l'azote pour les plantes) : de ce fait, la sur-fertilisation en azote chimique dans des parcelles recevant des Mafor est une tactique fréquente, les agriculteurs n'aimant généralement pas prendre de risques, surtout sur des cultures importantes dans leur assolement ou leur revenu (Westerman et Bucido, 2005, op.cit ; Aubry *et al.*, 2006, op.cit ; Dhaouadi *et al.*, 2013, op.cit.) (iv) enfin, la multifonctionnalité des Mafor dans l'itinéraire technique est un élément largement souligné: rôle de mulch des apports solides de surfaces (N'Diènor *et al.*, 2011, op.cit) mais aussi rôle d'irrigation de complément par les effluents liquides constatés par exemple à La Réunion lors de l'utilisation de lisier sur canne à sucre (Médoc *et al.*, 2004), mais aussi dans d'autres contextes du nord soulignés dans Sheriff (2005, op cit). Les décisions de doses de Mafor dans l'exploitation agricoles sont donc loin d'être déterminées sur de seuls critères « agronomiques » optimisant la fertilisation.

Une question que posent ces décisions complexes de doses est celle du suivi réel par les agriculteurs des préconisations voire des obligations qui leur sont faites concernant les doses utilisées des Mafor notamment pour l'azote. En effet, par exemple, dans les zones vulnérables, des Plans prévisionnels de fumure et la tenue d'un cahier d'enregistrement des pratiques sont obligatoires dans le cadre des plans d'action contre la pollution par les nitrates. Il reste deux problèmes toutefois (i) la fixation des objectifs de rendements servant de base à la détermination des doses totales d'azote à apporter aux cultures est encore du ressort de l'agriculteur, même si cela est prévu pour évoluer (ii) les contrôles réels des pratiques sont très faibles et difficiles à réaliser dans les exploitations. L'insuffisance des zones vulnérables en France et l'insuffisance des contrôles ont été épinglées par la Commission Européenne en 2009 et donnent lieu depuis fin 2011 à la réflexion sur un nouveau programme d'actions sur l'azote conçu par des Groupes d'experts nitrates (GREN), dont les références seraient fixées par le Préfet de Région, avec des doses d'azote maximum par culture, la maximisation des flux d'azote dans les zones comme les captages prioritaires Grenelle, etc. (Delcour *et al.*, 2013). Reste que la question des contrôles réels risque d'être encore le maillon faible de ces réformes... Il existe probablement une différence entre régions à excédents structurels et régions plutôt orientées vers les grandes cultures du point de vue de cette prise en compte réelle des Mafor dans les pratiques de fertilisation des agriculteurs : les statistiques récentes (Agreste, 2010b) montrent en effet une baisse notable des quantités d'azote minéral épandues sur cultures (singulièrement sur cultures d'été telles le maïs) lorsque des Mafor sont largement utilisées, ce qui concerne surtout les régions où l'élevage est majoritaire⁵. Si les études portant sur les pratiques des agriculteurs montrent

⁵ « Dans les grandes régions d'élevage, la part des surfaces fertilisées avec seulement de l'azote minéral est de 41% en Bretagne, 52% dans les Pays de la Loire et 56 % en Basse-Normandie. Dans ces régions, les effluents d'élevage constituent la principale source d'azote (...). Les surfaces fertilisées à la fois par de l'azote organique et de l'azote minéral reçoivent 40 kg par hectare d'azote minéral en moins.

de faibles prises en compte des Mafor, notamment hors zones à excédents structurels, dans la réalité des décisions de fertilisation –et non dans les seules déclarations-, ces études sont cependant rares en France, et une incertitude forte subsiste sur les écarts entre préconisations, déclarations, et prise en compte réelle des Mafor dans les stratégies de fertilisation dans l'exploitation. Il serait largement nécessaire de mieux instruire dans les pays du nord et singulièrement en France métropolitaine, les réalités de ces décisions de dose.

Parmi les ressources productives d'importance majeure pour l'utilisation agricole des Mafor, **les capacités de stockage, singulièrement sur la ferme**, sont un thème important traité dans la littérature. Cette ressource en stockage peut concerner les boues de STEP mais essentiellement alors sous forme de stockage en bout de parcelle, ce qui pose d'abord des problèmes d'acceptation par le voisinage qui ne seront pas traités ici. De manière générale, les Mafor solides autoproduites (fumiers) ou exogènes (composts, boues...) stockées au champ peuvent poser des problèmes de voisinage ainsi que des problèmes environnementaux (lixiviation d'azote sous les tas). Nous nous attachons surtout ici au dimensionnement du stockage dans l'exploitation, plutôt pour des Mafor de type liquide, dimensionnement qui se traduit le plus souvent *en volumes et/ou en durée de stockage vis-à-vis de la production de Mafor par l'exploitation*⁶) et/ou par l'approvisionnement exogène. Ce dimensionnement du stockage par rapport au rythme d'utilisation des Mafor dans le système de production est considéré comme un levier majeur par tous les auteurs, à la fois pour l'incitation à utiliser des Mafor et pour limiter les risques environnementaux liés à des débordements ou à des surdosages ponctuels (Rigby, 1997 op cit ; Sheriff, 2005 op cit ; Guerrin, 2004 ; Center, 2004 op cit ; Karmakar *et al.*, 2010 op cit) ; la plupart y ajoute aussi la couverture des lieux de stockage pour éviter les dilutions par les eaux de pluie et pour éviter les fuites. Signalons qu'en termes opérationnels (Agreste, 2010a op cit), l'augmentation des capacités de stockage à la ferme des lisiers a fait l'objet de nombreux et coûteux investissements en Bretagne notamment par des fosses extérieures couvertes permettant d'augmenter considérablement la durée d'autonomie de l'exploitation, souvent supérieure à 6 mois aujourd'hui dans les exploitations porcines. L'autre grande voie pour limiter les volumes, et donc l'importance du stockage sur place, est le traitement des effluents (compostage, méthanisation), utile aussi pour permettre un relâchement des périodes réglementaires d'épandage : aujourd'hui on connaît bien les pourcentages de réduction de volume permis par ces traitements des Mafor, mais finalement encore mal les insertions des produits sortants dans les systèmes de production agricole et les changements que ces traitements ont pu créer dans les modes de gestion de la fertilisation dans les exploitations.

7.2.2.2. Modélisation de l'insertion des Mafor dans les exploitations

Ces conditions d'insertion des Mafor dans les systèmes de production agricole ont pu être synthétisées et modélisées dans trois catégories de modèles de gestion

- (i) des *modèles conceptuels* (Aubry *et al.*, 2006, op.cit) qui décrivent les liens dans le cheminement décisionnel de l'agriculteur entre les variables décisionnelles ci-dessus décrites, les règles et les déterminants qu'il peut utiliser. Leur intérêt est d'abord cognitif et préparatoire à la réflexion sur des alternatives de gestion prenant en compte la complexité décisionnelle dans l'exploitation ;
- (ii) des *modèles de simulation* qui peuvent partir de description simples de pratiques (Cabrera *et al.*, 2007) ou s'appuyer sur les modèles conceptuels précédents (Guerrin, 2001), et évaluent des stratégies d'agriculteurs sur le plan agri-environnemental (niveaux de production, impacts environnementaux tels que lessivage d'azote, volatilisation, bilans globaux etc.) par des modèles biophysiques: ce couplage de modèles est très utile pour répondre à des questions de type « what... if » et donc simuler le poids relatif de chacune des variables de gestion des Mafor dans l'exploitation. Il a montré son efficacité bien au-delà de la gestion des Mafor, par exemple pour gérer, les eaux traitées issues des STEP pour l'irrigation de complément des cultures (logiciel APSIM, Brennan *et al.*, 2008). Dans cet esprit, le modèle Magma (Guerrin, 2001, op.cit) permet de tester l'effet de fractionnements différentiels d'apports sur cultures vis-à-vis du remplissage du stock de lisier dans les exploitations porcines réunionnaises. Portant de manière globale sur la simulation du fonctionnement des exploitations laitières réunionnaises, le modèle GAMEDE inclut un module simplifié de gestion des effluents : visant d'abord à analyser les impacts

En moyenne, 145 kg d'azote minéral par hectare sont apportés aux grandes cultures qui ne reçoivent pas d'azote organique. Les apports tombent à 105 kg pour les parcelles avec azote organique. »In Agreste, dossier n°8, juillet 2010

⁶ avec une réglementation dimensionnant ce stockage à au moins le volume produit pendant la période d'interdiction d'épandage

environnementaux de 19 pratiques agricoles (des modes d'alimentation du troupeau aux apports de fertilisants, chimiques et organiques), il met cependant l'accent sur l'importance des choix de doses et de dates d'apports d'effluents comme élément explicatif des performances environnementales des exploitations (Vayssières *et al.*, 2009 a,b).

- (iii) des modèles experts ou d'optimisation ont aussi été proposés pour comparer différents choix de gestion de Mafor dans les exploitations (Karmakar *et al.*, 2010, op.cit) : ils permettent de comparer, sur des critères souvent multiples, des stratégies globales (choisir le compostage *versus* l'épandage direct dans la ferme et/ou l'exportation) : peu explicites sur les conditions de mise en œuvre, car les exploitations sont très schématisées, ils servent plus de bases de réflexion stratégique que d'outils de gestion de l'insertion des Mafor dans les exploitations. La technique DELPHI (identification itérative de solutions techniques à un problème par un groupe d'experts) a aussi été utilisée (Angus *et al.*, 2003) pour identifier des bonnes pratiques agricoles de gestion des Mafor en vue de réduire les émissions d'azote par les élevages de volailles : on constate que, réunissant des compétences scientifiques seulement, ce groupe a produit des diagnostics tout à fait pertinents sur les causes des émissions d'azote par les élevages de volailles ; cependant, travaillant sur un cas très stylisé et sans aucune compétence de praticien (ou de modélisateur de pratiques), les techniques suggérées pour réduire les émissions restent globales (« stocker les fientes en système couvert ») et leur faisabilité dans une « vraie » exploitation non prise en considération : elles ne peuvent ainsi être hiérarchisées autrement que par leur effet supposé relatif sur la prévention de risques.

Nous traiterons brièvement ici, car il s'agit essentiellement de littérature grise aujourd'hui, des utilisations par les agriculteurs des outils d'aide à la décision (OAD) en matière de fertilisation, surtout azotée, dont il a été fait état au Chapitre 1 de cette expertise : on constate (Nesme et Aubry, 2014 ; Boiffin, 2014) que l'offre en OAD visant soit à l'échelle « stratégique » (détermination *ex-ante* sur une parcelle de doses d'azote à apporter, de dates optimales, de fractionnements) ou « de pilotage » (ajustements des apports en cours de culture) a beaucoup augmenté au cours de la décennie passée de la part d'instituts techniques, de chambres d'agriculture, de coopératives ; les chiffres avancés de nombre d'agriculteurs utilisateurs ou de surfaces concernées se montent à quelques dizaines de milliers pour les premiers, à plusieurs centaines de milliers d'hectares pour les secondes. On connaît cependant peu les modes d'utilisation réels de ces outils aujourd'hui dans les exploitations ; De plus, l'ensemble de ces outils, même s'ils intègrent pour la plupart l'estimation des différents types d'azote apportés par des Mafor, sont encore insuffisamment bien paramétrés pour permettre une bonne gestion de ces Mafor. Deux obstacles sont soulignés, l'inadéquation des échelles de décision (la parcelle voire la sous-parcelle dans les OAD, des sous-ensembles de parcelles voire des soles chez les agriculteurs (Nesme et Aubry, 2014), et surtout, le manque de références fiables selon les agriculteurs sur la dynamique de minéralisation au champ des Mafor : ceci n'est ainsi pas encore résolu par la multiplication et la diffusion de ces OAD : il s'agit d'un champ de recherche et de production de références en pleine évolution, qui a été bien souligné par le Réseau Mixte Technologique intitulé « Fertilisation et Environnement ».

7.2.3. Insertion des Mafor en agriculture à l'échelle territoriale

Si l'on considère le territoire comme une portion d'espace que s'approprie un ensemble d'acteurs - selon l'acception la plus couramment admise par les géographes, l'insertion des Mafor au sein du territoire concerne bien sûr le territoire de l'exploitation agricole, mais au-delà les territoires des communes, ensemble de communes voire régions. C'est en effet à ces différentes échelles que se pose la question des lieux de production ou de transformation des Mafor, de leurs lieux d'épandage et plus largement des relations à établir entre « producteurs » et « consommateurs » potentiels de Mafor à l'échelle territoriale.

La dimension territoriale a une importance forte dans la détermination des pratiques agricoles d'utilisation des Mafor, notamment dans le cas de territoires où les fortes quantités produites dépassent les capacités locales d'absorption. En France, on parle de zones d'excédents structurels, mais la question se pose ailleurs. Le Japon est particulièrement concerné par ces déséquilibres (Haga, 1998) : dans un territoire national réduit et face à des élevages intensifs fortement producteurs, la législation japonaise interdit dans de nombreuses régions l'épandage brut d'effluents d'élevage ; les effluents solides sont obligatoirement traités par séchage ou compostage, ce dernier représentant la forme la plus courante de Mafor utilisée en agriculture au Japon ; les effluents séchés

sont très largement utilisés à des fins énergétiques par incinération, de même que les effluents liquides sont majoritairement transformés en biogaz par méthanisation (on ne sait pas dans cet article si les cendres et les digestats ainsi produits sont réutilisés en agriculture). Seule la province d'Hokkaido qui possède un peu plus d'espace que les autres, autorise l'épandage d'effluents liquides comme source de fertilisants, mais avec un strict contrôle des quantités utilisées. Cependant l'article ne précise pas pour ces épandages ni d'ailleurs pour ceux des boues (là aussi généralement compostées), quelles sont les règles d'épandage ni comment leur insertion dans les pratiques agricoles permettrait de diminuer les apports de fertilisants chimiques. A une échelle plus régionale, la Bretagne est connue en France pour être une zone d'excédents structurels importants : là encore, comme dans une moindre mesure, à la Réunion (Guerrin et Paillat, 2003), au moins trois méthodes, le plus souvent combinées, de gestion territoriale des Mafor sont notées, au-delà de l'émission de règles strictes à l'échelle du territoire de l'exploitation individuelle : la transformation des Mafor non seulement individuelle mais aussi organisée à l'échelle territoriale, le transfert de Mafor excédentaires brutes en recherchant des exploitations preneuses dans un rayon proche, et l'exportation de Mafor, après traitement, vers des régions en déficit : en Bretagne, des CUMA ont vu le jour au cours de la dernière décennie pour sécher et conditionner le lisier aujourd'hui vendu comme amendement organique aux régions céréalières comme le bassin parisien (Dhaouadi *et al.*, 2013 op cit, Joncoux, 2013). Westerman et Bicudo (2005, op.cit) considèrent de même que le déséquilibre dans une région entre les terres disponibles pour l'épandage et les quantités d'effluents animaux produits doit amener à des décisions de transformer et/ou d'exporter ces effluents.

La littérature scientifique analyse de fait cette gestion territoriale sous trois angles (i) d'une part la détermination, à l'échelle territoriale, des *surfaces agricoles réceptrices*, en respectant le cadre législatif ad-hoc, (ii) *l'organisation de transferts intra territoriaux*, entre exploitations et/ou entre unités de traitements et exploitations, et/ou *l'organisation territoriale de la transformation* (compostage, méthanisation etc.) – qui peut permettre de réutiliser localement les Mafor, (iii) dans un autre registre, plus politique, la question de la décision, pour les déchets d'origine urbaine, d'implantation de lieux de traitement et de relations avec l'épandage agricole. Nous traiterons ici surtout les deux premiers volets, et ne signalerons que les points importants du troisième, l'essentiel de la bibliographie s'y référant points renvoyant à des questions d'acceptabilité sociale des installations de production de Mafor, traitée dans la partie 7.3.

7.2.3.1. Détermination territoriale des surfaces épandables en agriculture

Nous avons vu qu'à l'échelle de l'exploitation, l'agriculteur émet des règles de décision pour savoir où dans son territoire d'exploitation, sur quelles cultures, à quelles périodes, quelles doses et selon quelles modalités techniques d'apport il utilisera telle ou telle nature de Mafor. Ces décisions se font bien sûr dans un cadre réglementaire, les Mafor relevant d'un plan d'épandage étant très fortement contraintes pour leur localisation dans l'exploitation. Ce cadre a des répercussions sur la dimension territoriale extra-exploitation : c'est ainsi que Chassot et Gassner (2007) s'inquiètent de ce que la législation suisse soit, sur certains éléments d'intérêt territorial commun comme la protection des ruisseaux et rivières, moins drastique que la législation européenne : la Suisse « *ne connaît pas de prescriptions définissant une distance minimale entre les eaux superficielles et l'entreposage du lisier* », ces prescriptions interdisant en France l'installation des fosses à lisier au bord des cours d'eau; de même, la bande d'interdiction d'épandage à proximité des cours d'eau est trois fois plus faible en Suisse qu'en France ou en Autriche : la surface épandable dans l'exploitation, mais aussi dans le territoire agricole, est ainsi beaucoup moins contrainte en Suisse.

Dès l'apparition de la directive Nitrate (91/676/EC) portant sur la définition des zones vulnérables et la charge maximale en azote total à l'hectare, des travaux ont porté en Europe sur la détermination des surfaces épandables à l'échelle de territoires plus ou moins grands. En France, c'est notamment au travers de la notion nationale de zone d'excédent structurel ZES⁷ (IFEN, 2005) que la puissance publique a pu identifier des zones (de fait des cantons) classées comme ZES (en 2005, 104 en Bretagne et 7 en pays de Loire). En leur sein, ou ailleurs en Europe, la question était alors de gérer spatialement les épandages sur ces zones, voire de trouver d'autres destinations aux surplus.

⁷ Zone d'excédent structurel : canton dans lequel les déjections des animaux représentent, indépendamment du mode de traitement, une quantité d'azote supérieure à la capacité d'absorption des sols (IFEN, 2005)

Avant la généralisation des systèmes d'information géographique (SIG), Towers (1994) réalise en Ecosse un travail de détermination des surfaces épandables régionalement pour des boues, à partir de la carte pédologique fine réalisée dans toute l'Ecosse. A la base de données des 3035 points de relevés pédologiques, il applique d'abord des règles d'exclusion basées sur les risques « terrain » (pentes, type de sol etc.) pour éliminer des zones ; puis il confronte cette base obtenue à celle des systèmes de production agricole des différentes sous-régions écossaises, en classant leur niveau d'acceptabilité des boues en fonction de leur propre production d'effluents d'élevage. Ce (lourd) travail débouche sur des identifications de zones potentiellement susceptibles d'accueillir des boues et met l'accent sur la nécessité d'affiner l'étude dans les zones périurbaines, particulièrement concernées par la multiplicité de l'« offre » en Mafor. Par la suite, le recours aux techniques plus sophistiquées des SIG permet une caractérisation beaucoup plus fine des surfaces épandables à l'échelle des territoires, et pour différents types de Mafor. Le travail de Basnet *et al.* (2002) est l'un des premiers à utiliser de façon combinée (i) des méthodes multicritères (critères économiques, environnementaux, agronomiques, sociaux), *via* des modèles de combinaison linéaire, pour qualifier l'aptitude d'ensembles de parcelles à recevoir des effluents d'élevage (ii) un SIG permettant de repérer et localiser des zones d'épandage d'effluents animaux à l'échelle d'une petite région du Queensland en Australie (environ 25 000 ha), devenue de fait l'équivalent d'une ZES. Les auteurs développent de fait un *plan d'épandage local* qui détermine des sites possibles (excluant des proximités de zones d'habitations ou de cours d'eau, des zones pentues), des doses recommandées sur la base des besoins en N et P des cultures et des teneurs des sols (surtout sur P). Des degrés d'aptitude à l'épandage sont proposés dans les différentes parcelles avec des allocations préférentielles effluents liquides/effluents solides (un total de plus de 5 000 ha dans la région est considéré comme « apte »), et, dans les sites de faible aptitude (dues par exemple à la concentration localement forte d'élevages producteurs de lisiers), des pratiques sont recommandées, qui vont de l'installation de bandes enherbées aux formes de transformation des effluents pour réduire leur volume. Ce travail reste cependant critiquable sur deux points, l'un souligné par les auteurs, soit le fait *qu'il n'inclut pas les acteurs concernés* (agriculteurs et autres) pour en juger l'applicabilité dans le territoire, l'autre non souligné par les auteurs, qui est que *ce plan proposé reste statique* et ne prend pas en compte les dynamiques éventuellement non synchrones des productions d'effluents et de leurs utilisations possibles.

Signalons qu'en France, les Mafor « déchets » sont soumises de manière réglementaire à plan d'épandage, lequel se dessine à l'échelle de chaque exploitation agricole mais aussi à l'échelle du territoire (Encadré 7-3-2).

7.2.3.2. Gestion territoriale des transferts entre producteurs et consommateurs de Mafor

La question des échanges au sein de territoires entre des producteurs et des consommateurs de Mafor a été notamment étudiée par des équipes françaises, en utilisant différentes formes de modélisation. Par le modèle de simulation MAGMA (Modèle d'Aide à la Décision pour la Gestion des Matières organiques en Agriculture), utilisé déjà à l'échelle de l'exploitation, il est possible de gérer de façon dynamique des transferts de Mafor entre « unités d'exploitation » situées dans un territoire (Guerrin, 2004, op.cit), dont certaines sont appelées UP (Unités de Production) et les autres sont appelées UC (Unités de Consommation) ; cette utilisation « territoriale » de MAGMA est en fait une extension des travaux faits à l'échelle de l'exploitation, où les UP sont les ateliers animaux et les UC les parcelles susceptibles de recevoir les Mafor. Ces « unités d'exploitation » sont des exploitations agricoles mais aussi des unités collectives de traitement (méthanisation, compostage). Les éléments gérés sont (i) les natures, quantités et dates de production et de consommation des Mafor, (ii) la logistique d'échanges (distance, mode de transport, coût) ; au-delà de MAGMA, des systèmes multi-agents permettant de gérer à la fois les allocations de Mafor au sein des exploitations entre parcelles, et entre différentes exploitations et/ou unités de transformation, ont pu être utilisés dont le système Biomass conçu à la Réunion (Courdier *et al.*, 2002).

D'autres représentations ont été proposées pour gérer ces échanges complexes et dynamiques au sein d'un territoire, dont les systèmes dynamiques hybrides (Hélias *et al.*, 2008) : ces systèmes sont ainsi appelés car ils permettent notamment de bien gérer à la fois des événements dynamiques, comme les contraintes temporelles de production d'effluents (le plus souvent continue), et des événements discrets, comme les règles d'utilisation sur les cultures ou les décisions de doses. Les contraintes temporelles sont souvent majeures pour permettre ou interdire des usages au-delà de l'exploitation des Mafor produites mais leur prise en compte dans les modélisations requiert des développements informatiques avancés pour éviter des temps de calculs rédhibitoires.

Encadré 7-3-2 - Plans d'épandage des boues de STEP: modes d'emploi (Huang, J. et Aubry C, travaux en cours)

Aujourd'hui en France, pour les boues notamment, la détermination territoriale des zones où on peut épandre des boues et qui se traduit par un plan d'épandage se détermine par étapes comme suit (i) les STEP (ou les valorisateurs, sociétés délégataires des STEP) déterminent les quantités et qualités des boues annuelles et en conséquence les surfaces nécessaires chaque année pour l'épandage en respectant les contraintes réglementaires locales (exemple zones vulnérables où les quantités d'azote organique apportés annuellement sur les parcelles sont limitées). Ils déterminent en général un *rayon possible d'épandage* (notamment sur des critères de distance par rapport aux contraintes logistiques du transport) (ii) dans ce grand territoire ainsi déterminé, une *première sélection des zones aptes à l'épandage* est faite par exclusion des zones aux caractéristiques non réglementaires (pente, sols hydromorphes, proximité d'habitations etc.) (iii) les agriculteurs de ces zones sont alors contactés individuellement, soit directement par le producteur de la STEP (ou le valorisateur) soit indirectement *via* les chambres d'agriculture (elles ci ont des positions très diverses quant à leur collaboration avec les STEP en France –Aznar *et al.*, 2005 op.cit.), : les agriculteurs, notamment ceux en grande culture dépourvus d'effluents d'élevage, sont visités pour recueillir leur accord pour participer à l'épandage et si oui, leur plan parcellaire (RPG), leurs types de sols et leurs successions de cultures (iv) sur cette base, après affinement (exclusion dans l'exploitation de zones non aptes éventuelles notamment du fait de leur teneur initiale en ETM –arrêté du 8 janvier 1998), un *plan prévisionnel d'épandage est proposé par exploitation* (parcelles possibles, devant quelle culture –généralement colza ou maïs au printemps - doses, périodes). Les plans prévisionnels sont rassemblés et transmis comme *plan global prévisionnel d'épandage à la DDT* (Direction départementale du Territoire, service de la Police de l'Eau). Chaque année, le plan est décliné dans chaque exploitation (éventuelle révision avec l'agriculteur, notamment du fait des cultures réellement mises cette année-là sur cette parcelle- là) et les parcelles retenues sont soumises à analyses de même que les boues obtenues lors de la même année. Ceci, compilé entre exploitations du territoire, sera le *plan d'épandage prévisionnel de l'année N pour les boues de la station S*. Après épandage, le plan d'épandage territorial réel, décliné entre exploitations, est de nouveau transmis à la DDT.

Deux problèmes de fonctionnement de ce système sont parfois soulevés par les agriculteurs (i) des dates précises d'épandage effectué par la STEP ou par le valorisateur qui peuvent ne pas s'adapter strictement à leurs besoins, au climat et les obliger à repousser une date de semis (en Colza notamment) au détriment des rendements potentiels et des conditions de travail du sol (ii) la transmission souvent décalée des résultats d'analyses des sols des parcelles et des boues, ce qui ne facilite pas la prise en compte des boues dans le raisonnement des fertilisations. Par ailleurs, la législation n'y oblige pas, mais STEP et valorisateurs font souvent des analyses de reliquats sortie d'hiver (RSH) d'azote sur parcelles de céréales entrant dans les plans d'épandage : ces RSH sont théoriquement utiles pour les agriculteurs pour pouvoir adapter leurs doses d'apport d'engrais minéral au printemps.

Une question fondamentale est celle de la superposition possible ou pas, dans les pratiques agricoles, de différentes MAFOR, dans une même exploitation voire une même parcelle. Au plan juridique, la seule interdiction est celle de prendre, pour une exploitation, des boues de STEP différentes, ou des boues de qualités différentes (chaulées / non chaulées par exemple) provenant d'une même STEP. Cette *non-superposition des plans d'épandage de boues* à l'échelle de l'exploitation et donc est liée à la nécessité de traçabilité des boues en cas de problème et donc à l'existence du Fonds d'indemnisation en cas de problème dû aux boues. La coexistence dans les exploitations d'épandages de boues et d'effluents d'élevage soumis à plans d'épandage comme les lisiers est rare, car relevant de fait de régions différentes (Amon *et al.*, 2006 op.cit ; Aznar *et al.*, 2007 op.cit). Par contre, on constate largement dans la pratique agricole l'utilisation conjointe dans une même exploitation, et dans les mêmes parcelles, de Mafor « déchets » soumises à plans d'épandage (dont des boues) et de Mafor « sous-produits » ou « produits », non soumises à plans d'épandage : de ce fait, en cas de problèmes relevant du fonds de compensation pour les boues, l'administration de la preuve sur la Mafor à l'origine du problème pourrait s'en trouver singulièrement compliquée.

Enfin, la gestion territoriale conjointe des aspects logistiques et des conséquences environnementales de l'utilisation des Mafor est traitée (Paillat et Guerrin, 2011) en combinant, à l'échelle d'un petit territoire (ici en Bretagne) l'utilisation de méthodes d'analyse de cycles de vie (ACV) et des modèles de simulation de l'usage des Mafor inspirés de MAGMA, Les résultats de transferts possibles proposés par les modèles de simulation sont évalués sur le plan environnemental par ACV, sur la base de quatre critères (eutrophisation, émission de GES, acidification et utilisation d'énergies non renouvelables). Les auteurs soulignent que, face à la variabilité des systèmes de production et des arrangements possibles entre fermes dans un territoire, les coefficients moyens demandés par l'ACV lissent certainement une partie de la réalité en termes environnementaux, mais que cette utilisation combinée est intéressante à poursuivre, moyennant affinage des méthodes ACV (Voir chapitre 5 dans cette expertise). Il reste qu'en Bretagne, d'autres solutions ont été dans le même temps mises en œuvre limitant la pression des Mafor sur les territoires: d'une part, *l'augmentation nette des capacités individuelles de*

stockage de lisier dans les grandes exploitations (Agreste 2010, op.cit) a fait baisser (de 49% en 2001 à 45% en 2008) le nombre d'exploitations cédant du lisier à des tiers ainsi que le volume moyen cédé (de 1 530 m³ en moyenne à 1 420 m³ pendant le même temps) ; d'autre part, *l'exportation après transformation* (pour laquelle il n'existe aujourd'hui à notre connaissance aucune donnée scientifique, bien que le phénomène prenne une ampleur constatable du côté de territoires en déficit important d'effluents d'élevage comme l'Île de France Dhaouadi *et al.*, 2013 op.cit.), permet de limiter les nécessités locales d'épandage dans les zones à excédent. On remarquera aussi que des techniques qui, par nature, permettent la mise en regard de divers acteurs territoriaux (agriculteurs, techniciens autres) comme la méthode Delphi (Angus *et al.*, 2003 op.cit) ne semblent pas avoir été utilisées jusqu'ici pour gérer des échanges ou transferts de Mafor au sein de territoires.

Une méthode originale, car explicitement spatialisée, de choix territorial entre épandage sur la ferme, transferts entre fermes et transformation, en Flandres belges, a été proposée par Van der Straeten *et al.* (2010) : cette méthode est fondée sur le couplage d'une *modélisation mathématique des choix individuels* (à l'échelle de la ferme, règles d'allocation des effluents aux parcelles et bilan quantitatif global) *et collectifs* (simulation des transferts actuels et potentiels, des capacités actuelles et potentielles de compostage), *et d'un modèle de simulation multi-agents* (MP-MAS) spatialisé, qui peut, par exemple, optimiser le positionnement d'une nouvelle usine dans le territoire. Cette méthode compare à l'échelle de l'ensemble du territoire et sur l'ensemble de ses exploitations (soit plus de 38 000 fermes) et pour quatre types d'effluents animaux, ces trois solutions (autoconsommation, transfert, transformation) en évaluant le coût de la politique d'incitation au traitement (en Flandres, principalement nitrification/dénitrification). L'étude constate la différenciation des sous-régions en lien avec un indicateur de « pression fumier », mais dans la plupart des cas, où l'on est de fait en excédent structurel, on aboutit à un intérêt majeur de la transformation pour pouvoir respecter les normes territoriales maximales en N. L'étude constate l'insuffisance actuelle des nombres et capacités d'unités de traitement dans cette région et suggère des localisations optimales. Elle présente cependant une limite soulignée par les auteurs : *statique, elle ne permet pas bien de prendre en compte les nombreuses situations où il peut y avoir des moments d'excédents non absorbables par l'exploitation* (et simulables, eux, par des outils comme MAGMA), et où le transfert entre exploitations peut s'avérer aussi intéressant que la transformation dans le cas de sous-zones diversifiées, celles exploitations en excédent et exploitations en déficit sont relativement voisines.

7.2.3.3. Politiques territoriales de gestion des Mafor et liens avec leur insertion dans les systèmes de production agricole

Rappelons que dans le cas des boues de STEP, des études ont montré, au-delà des atouts et contraintes propres aux exploitations, que des *facteurs sociaux* (liens personnels avec les autorités municipales ou les managers des stations) et *de politiques locales* (importance du positionnement des chambres d'agriculture par exemple) pouvaient jouer sur la capacité des exploitants agricoles à être utilisateurs de boues (Amon *et al.*, 2006, op.cit) ; ces aspects sociaux sont traités dans la partie 7.4 de cette expertise collective. D'autres travaux montrent que des autorités municipales peuvent émettre *des règles locales qui de fait orientent les pratiques agricoles* : dans les cas où il n'existe pas de législation de niveau supérieur, comme aux Etats-Unis, les municipalités comme New York émettent des règles contraignant les pratiques agricoles, d'une manière très voisine de ce qui existe de fait en Europe, notamment dans les captages d'eau (Harrison et Eaton, 2001) : limitation de doses, périodes d'épandage interdites ou permises etc. Mais même en France, le niveau local peut influencer sur les pratiques agricoles pour préciser ou interdire des lieux de stockage, permettre ou non l'épandage de certaines Mafor (dont les boues), définir les jours d'épandage ou les voies utilisables ou non pour les transporter, et ce afin de limiter les possibles conflits de voisinage dus aux nuisances (Anon., 1997). 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*, et ceci est probablement un manque dommageable pour une compréhension exhaustive de cette thématique.

De nombreux travaux sont menés pour aider à la décision politique en matière de gestion territoriale des déchets. Au Québec (Bellehumeur *et al.*, 1997), pour anticiper de possibles conflits locaux pour le fonctionnement d'une station d'épuration dans une région agricole, une concertation publique a été mise en place entre quatre groupes d'acteurs du territoire (acteurs municipaux, représentants de la Province, habitants, fermiers) pour décider du ou des modes de production et d'utilisation des Mafor. Un *modèle de décision multicritère* (critères environnementaux, économiques, technologiques, sanitaires et d'acceptabilité sociale) a été élaboré à la suite de

ces consultations (à la différence de l'étude Van Straeten *et al.*, 2007 op.cit, qui décidaient eux-mêmes des critères et de leur pondération) en utilisant trois méthodes de représentation de ces décisions, et en prenant en compte les incertitudes sur la connaissance des effets de ces décisions d'utilisation de Mafor par des simulations. L'ensemble aboutit à un consensus local net pour des solutions de compostage et d'épandage, largement devant celles de décharge ou d'incinération, les effets positifs sur l'agriculture locale du recyclage dans les parcelles des boues étant mis en avant par tous les acteurs, nonobstant de possibles risques environnementaux ou sanitaires. Cependant, l'étude ne va pas plus loin pour proposer, par exemple, des modalités précises d'utilisation en épandage agricole (distances, rythmes, formatage de quantités etc.) pouvant se rapprocher d'un plan d'épandage tel qu'on les connaît en France.

Pour les déchets solides, c'est notamment à travers le cadre conceptuel de l'ISWM (Integrated Solid Waste Management) issu des préconisations de l'UNEP (United Nations Environmental Programme) de 1996 que les autorités politiques nord-américaines orientent leurs décisions de gestion. Si ce système comprend les « *solid waste transportation, processing, recycling, resource recovery and disposal technologies* » selon Mc Dougall et al 2001 cité par Seadon (2006) et doit impliquer toutes les parties prenantes y compris des utilisateurs finaux, force est de constater que les utilisateurs agricoles ne sont pas souvent mentionnés (Seadon, 2006, op.cit). Même habillé du nouveau sigle « 3R » pour « *reduce, reuse and recycle* », l'ISWM intègre peu ou pas du tout l'usage agricole possible de certains au moins de déchets solides produits, au moins par le milieu urbain en pays industrialisés (Memon, 2010) comme si peu d'attention était de fait portée aux fractions organiques de ces déchets solides. Certains travaux menés en zones plus rurales, notamment en Europe, prennent en compte, dans des modèles de simulation visant à positionner dans le territoire des usines de traitement, les distances possibles aux zones agricoles d'utilisation (Karagiannidis *et al.*, 2003) mais sans s'interroger plus avant sur les conditions réelles d'insertion des Mafor obtenues dans ces zones agricoles. En Europe, le retour des Mafor au sol est fortement conseillé, avec les nouvelles mesures End of Waste (JRC et IPTS, 2012). En France le Grenelle de l'environnement de 2007 a fortement joué dans le même sens, la valorisation agricole des matières organiques produites localement (dont les ordures ménagères par exemple) est fortement mise à l'agenda politique.

Mais on note que ces politiques territoriales de gestion des Mafor, notamment d'origine urbaine, *portent fort peu sur les liens avec les systèmes de production agricole*. Il y a probablement là un champ de recherches, permettant de valoriser les avancées obtenues en matière scientifique dans la gestion territoriale des transferts de Mafor (cf paragraphe précédent) pour compléter les méthodes de choix techniques ou de localisation d'usines de traitement utilisées dans le champ politique.

7.2.4. Conclusion et perspectives de recherches

A l'issue de cette analyse, plusieurs points doivent être soulignés

* On confirme que la *littérature scientifique est pauvre* en travaux de recherche portant sur les leviers et obstacles techniques et conditions d'insertion effective des Mafor dans les systèmes de culture et de production : ceci est un manque important car les travaux que nous avons pu recueillir montrent la *diversité des variables* à prendre en compte dans la réalité agricole, la *complexité de leur combinaison* dans les processus de décision des agriculteurs, mais aussi la *richesse des simulations* qui peuvent être réalisées, une fois couplés des modèles de représentation des décisions d'agriculteurs et des modèles d'évaluation biophysique (d'autres sujets d'étude que les Mafor montrent l'effectivité de cette démarche). Un plus gros effort de modélisation des pratiques agricoles d'insertion des Mafor pourrait ainsi être entrepris, ce qui permettrait de beaucoup mieux comprendre les obstacles actuels à une plus forte utilisation des Mafor dans les exploitations agricoles.

* Les principaux points que l'on peut néanmoins tirer de cette littérature sont, pour le contexte français et à l'échelle de l'exploitation agricole les suivants : l'un des éléments majeurs de décision, à savoir *la surface épandable*, est fortement liée à la nature des Mafor, à travers la nécessité réglementaire (boues, déchets liquides) d'un plan d'épandage ou pas. Le plan d'épandage contraint fortement les exploitations en termes de choix des parcelles où épandre. Mais lorsque la nature des Mafor n'en relève pas, les surfaces épandables font toutefois l'objet de décisions de l'agriculteur. Les décisions concernant *les périodes d'épandage* peuvent elles aussi être fortement contraintes par la réglementation, notamment dans les zones en directive nitrates, en

fonction de la nature (ici appréciée par son classement en C/N) des Mafor. Réglementaires ou pas, les *agriculteurs émettent des règles concernant les périodes d'épandage, les attributions des Mafor aux parcelles et cultures, les doses épandues et les modalités d'épandage*. Sur les doses, la variabilité des teneurs des Mafor en éléments minéraux, entre elles mais aussi au sein d'une Mafor au cours du temps, et les faibles connaissances et confiance qu'ont les agriculteurs dans les modèles de dynamique de minéralisation des Mafor, rend aujourd'hui leur *insertion difficile dans leurs raisonnements de la fertilisation des cultures*.

* Toujours à l'échelle de l'exploitation, plusieurs déterminants signalés dans la littérature comme importants pour expliquer les décisions agricoles d'insertion ou non des Mafor dans les systèmes de culture *sont de fait très peu étudiés* :

* c'est notamment *la question des liens entre produits agricoles sous signe de qualité et utilisation ou non de Mafor*, sachant que le problème se pose surtout pour les Mafor de type déchet, et en premier lieu les boues, et pas (pas encore ?) pour des Mafor de type produit (composts, digestats, etc.); il y aurait certainement intérêt à développer des recherches interdisciplinaires, autant du côté de l'économie des filières (incluant les perceptions des Mafor par ces filières) que du côté de l'agro-économie des exploitations, dans la diversité de leurs modes de commercialisation, pour mieux comprendre et objectiver ce phénomène.

* l'influence du *type d'équipement d'épandage* (en propre ou accessible) dans la capacité des exploitations à utiliser des Mafor devrait être plus étudiée : ce levier est particulièrement peu traité dans la littérature alors qu'il est probablement déterminant des accueils possibles de Mafor en agriculture.

*A l'échelle de l'exploitation mais aussi à l'échelle du territoire, on constate cependant que des *outils d'analyse et d'évaluation des insertions de Mafor dans les systèmes de production* se sont développés au cours des dernières années : statiques ou dynamiques, fondés au moins en partie sur la connaissance de règles de décision d'agriculteurs, ils cherchent à représenter, pour mieux les gérer, *les utilisations en épandage direct, en épandage transféré ou en transformation* (suivi d'épandage) des Mafor dans les territoires. On identifie une petite communauté de chercheurs (française, belge et australienne surtout) qui travaille dans une optique assez voisine d'utilisation de la simulation pour proposer des modes de gestion pouvant mieux respecter certaines contraintes (dont des contraintes environnementales). Ces travaux seraient probablement à mieux rapprocher afin de pouvoir disposer de méthodologies partagées de modélisation. A notre connaissance, si des OAD semblent utilisés par des agriculteurs (en tous cas sont acquis, leur utilisation réelle dans l'aide à la décision technique dans l'exploitation étant de fait non étudiée !), des méthodes plus complexes de gestion des Mafor à l'échelle territoriale ne sont encore que rarement utilisées dans la pratique : des travaux vont aujourd'hui néanmoins dans ce sens en France, notamment en Bretagne et à la Réunion.

L'intérêt de susciter et soutenir de tels travaux semble d'autant plus important qu'aujourd'hui, avec les injonctions européennes concernant les « End of waste » et/ou les injonctions nationales sur la valorisation croissante des résidus organiques, les agriculteurs et les collectivités territoriales vont se retrouver face à une augmentation probable des quantités et une évolution certaine des types de Mafor (moins de Mafor « déchet » et plus de Mafor « produit », diversité des composts, digestats) susceptible de modifier assez profondément leurs relations⁸ : la recherche pourrait contribuer à l'aide à la gestion de ces évolutions via le renforcement des travaux de modélisation conceptuelle, technique et spatiale incluant les dimensions exploitation agricole et territoire.

⁸ En particulier parce que le passage au statut « produit » allège considérablement les problèmes de stockage et ne nécessite plus de plans d'épandage ; mais il crée aussi la possibilité de vendre le produit et non plus d'en disposer gratuitement dans l'exploitation comme c'est toujours le cas pour l'épandage de boues « déchets »

Annexe. Distribution du corpus bibliographique entre types de Mafor et échelle spatiale

En italique, les références qui concernent plusieurs échelles ou plusieurs Mafor (en plein l'échelle ou la Mafor principales)

Type de Mafor	Echelle Exploitation	Echelle territoires	Autres
Boues de STEP	<i>Amon G et al. 2006</i>	Lamy, I, 2009 ; Mandinaud V., 2005 ; Amon G et al. 2006 ; Aznar O et al. 2005 ; Towers W., 1994 ; Harrison E.Z, Eaton M, 2001 ; Bellehumeur C et al. 2003	Brennan et al., 2008 ; Boiffin J., 2014 IFEN, 2005 ; JRC et IPTS, 2012 Brunet, 2013
Effluents d'élevage (en général)	N'Dienor, M., et al. 2011 ; Thomas, D., 2002. ; Lewis, K.A et al., 1999 ; Chalmers, A.G, 2001 ; Gouttenoire L. et al. 2011 ; Rigby D, 1997 ; Aubry C. et al., 2006 ; Capitaine M., et al. 2009 ; Sheriff G. 2005 ; Médoc et al., 2004 ; Vayssieres J et al. 2009a	Brunt L., 2007. ; Billen G. et al. 2012 ; Wright I.A et al., 2012 ; Centner T.J., 2004 ; Médoc et al., 2004 ; Vayssières et al., 2009b ; Haga, K. 1998 ; Basnet B.B et al., 2002 ; Van Straeten et al., 2010 ; Seadon J.K, 2006	Agreste, 2010a
• Lisiers	Stonehouse, D.P. et al., 2002 ; Smith, K.A et al., 2000 ; Agreste Primeur, 2010 ; Karmakar S et al., 2010 ; Guerrin F, 2004 ; Guerrin F, 2001	Jackson, L.L et al., 2000 ; Guerrin F et Paillat JM, 2003 ; Chassot G.M et Gassner A., 2007 ; Courdier R, et al. 2002. ; Helias et al., 2008 ; Paillat J-M, Guerrin F. 2011	
• Fumiers	Smith, K.A et al., 2001b ; Morse Meyer D. et al. 1997 ; Quilty, J.R., Cattle S.R. 2011 ; Cabrera V.E et al., 2007		
• Fientes	Smith, K.A et al., 2001a ; Angus et al., 2003		
Cendres	<i>N'Dienor, M., et al. 2011 ;</i>		
Engrais humain	Jönsson, H et al 2004 ;	Barles S, 2007 ; Cofie O et al., 2005 ;	
Déchets urbains divers (autres que boues)	<i>N'Diënor M, 2013 ;</i> Eaton D et Hilhorst T, 2003 ;	Arene C.J., Mbata G.I.O, 2008 ; Zelem M.C, 2011 ; Merson J. et al., 2010 ; N'Diënor M, 2013 ; Barles S, 2005 ;	
Diverses Mafor (élevage et urbaines)	Westerman P.W, Bicudo J.R, 2005, <i>Joncoux, 2013</i> <i>Nesme et Aubry, 2014</i>	Midmore D.J, Jansen H.G.P, 2003 ; Dhaouadi A.K et al 2013 ; Memon MA, 2010 ; Karagiannidis A, et al. 2003 ; Joncoux, 2013.	Delcour et al., 2013

7.3. Les outils d'aide à la décision dans le domaine de la gestion des Mafor

Marilys Pradel

Introduction

Il existe plusieurs modèles d'outils d'aide à la décision actuellement utilisés pour évaluer la gestion des Mafor. La revue de Morrissey et Browne (Morrissey et Browne, 2004) fait état de pas moins de 5 catégories de modèles utilisés comme outils d'aide à la décision : l'évaluation des risques ('risk assessment'), l'évaluation des impacts environnementaux ('environmental impact assessment'), l'analyse coût bénéfice ('cost benefit analysis'), la prise de décision multicritère ('multicriteria decision making') et l'Analyse du Cycle de Vie ('life cycle analysis'). La plupart des modèles identifiés assument que l'ensemble des options et des critères de décision ont été identifiés au préalable et que l'étape la plus importante consiste à l'évaluation actuelle des alternatives en utilisant un de ces modèles ou méthodes.

Les modèles sont découpés selon Rogers et Grist (2004) (cité dans Morrissey et Browne, 2004) en deux types : les modèles utilisant des **méthodes optimistes**, ie celles postulant que les différents objectifs d'une proposition peuvent être exprimés par un dénominateur commun ou une échelle de mesure et que la perte d'un objectif est compensée par le gain d'un autre, et ceux utilisant des **méthodes basées sur des compromis**, ie celles postulant que les décideurs ont des connaissances limitées au regard des décisions à prendre et que le principe même d'une solution viable repose sur un compromis entre diverses priorités.

Les modèles actuels (depuis les années 2000) peuvent être pour la plupart catégorisés en 3 catégories : ceux basés sur l'analyse coût bénéfice, ceux basés sur l'analyse du cycle de vie et ceux basés sur les approches multicritères telles que AHP et ELECTRE. Le tableau 7-3-1 adapté de Morrissey et Browne (2004) présente de manière synthétique les avantages, limites et principales utilisations de ces modèles.

7.3.1. Les approches multicritères, outils d'analyse systémique de l'usage et de l'épandage de Mafor

D'après Morrissey et Browne (2004), le principal défaut des premières méthodes d'analyses multicritères était l'allocation des poids aux critères d'évaluation des alternatives étudiées. Certains auteurs cités dans la revue ont tenté d'améliorer ce défaut par l'amélioration de la méthode de sélection des poids et des niveaux de seuils dans la méthode ELECTRE ou la combinaison des méthodes de classement telle qu'ELECTRE avec celle de l'étape 4 de la méthode AHP sans regarder la méthode complète.

Alors que certains auteurs pointent du doigt que l'allocation des poids dans ELECTRE n'est pas une base solide pour établir une décision, d'autres auteurs l'ont appliqué avec succès (Hokkanen, 1997, Kalavrouziotis, 2011). Le problème de pondération dans les méthodes de classement est un des défauts majeurs identifié tout comme la pondération est un problème pour l'étape d'inventaire du cycle de vie en ACV. Morrissey et Browne pointent également du doigt qu'aucun des modèles étudiés ne considère les aspects sociaux de la gestion de déchets ou des aspects intergénérationnels et donc qu'aucun de ces modèles ne peut être considéré comme pleinement durable au sens soutenable du terme. Toutefois, les aspects sociaux commencent à être pris en compte dans la gestion des déchets depuis le début des années 2000.

Tableau 7-3-1. Principales catégories de modèle d'outils d'aide à la décision rencontrés dans le domaine de la gestion des déchets, d'après Morrissey et Browne (2004)

Catégorie de modèle	Description	Avantages et inconvénients	Exemple d'application
Analyse coût bénéfice	Outil utilisé pour permettre les décideurs d'évaluer les effets positifs ou négatifs d'un jeu de scénarios en transposant tous les impacts évalués dans une mesure commune, généralement monétaire	<p>Les + : présentation claire des résultats des impacts résumés en un schéma monétaire, permet aux décideurs d'identifier les scénarios sont les plus efficaces en terme d'utilisation des ressources</p> <p>Les - : l'incertitude de l'évaluation monétaire des impacts environnementaux, les hypothèses relatives au prix pouvant évoluer sur la durée de vie du programme de gestion des déchets</p>	Pour dessiner les plans de gestion des déchets (cas de l'Irlande en 1998), Des exemples d'application au domaine de l'expertise sont présentés dans la section 7.1
Analyse du cycle de vie	L'analyse du cycle de vie est un outil permettant d'évaluer les impacts environnementaux potentiels sur l'ensemble du cycle de vie d'un produit	<p>Les + : l'approche multi-impact de l'ACV et la possibilité de comparer des scénarios sur une même base</p> <p>Les - : du fait de l'utilisation d'impact « potentiel », l'usage de l'ACV ne permet de pas de garantir qu'une solution est « environnementalement supérieure » à une autre, l'ACV ne doit pas être utilisée seule mais comme un des outils d'une « boîte à outil de gestion environnementale », la difficulté d'établir frontières du système et unité fonctionnelle, n'évalue que les impacts environnementaux</p>	<p>Modèle WISARD, IWM-2, modèle apparenté</p> <p>Des exemples d'application au domaine de l'expertise sont présentés dans la section 6.1.</p>
Analyse de décision multicritère (MCDA)	Repose sur l'identification de plusieurs alternatives, évaluées sur la base de critères pondérés en fonction de l'importance qu'on leur donne pour ensuite établir un classement de ces alternatives. Un critère commun aux différentes approches multicritères existantes est que prendre en compte plusieurs individus et des critères souvent conflictuels dans une approche multidimensionnelle permet de réaliser une décision plus robuste que d'optimiser une fonction objective monodimensionnelle.	<p>Les + : permet une approche systémique pour évaluer les options politiques et aider à la compréhension du problème soulevé, utilisation possible d'informations quantitatives et qualitatives, les préférences des décideurs peuvent être prises en compte avec des objectifs conflictuels, permet un niveau de flexibilité et de non exclusion comparés à des modèles purement économiques</p> <p>Les - : ne produit pas la « meilleure » solution mais un jeu de solution préférentielles ou un classement des différents alternatives, besoin d'un jugement personnel à un moment donné (attribution des poids des critères pouvant également modifier les résultats), méthode encombrante et peu maniable, certains aspects de la gestion de déchets ne sont pas pris en compte (prévention et minimisation de la production de déchets par exemple)</p>	<p>Parmi les méthodes MCDA, on retrouve ELECTRE, PROMETHEE, HAP...</p> <p>Des exemples d'application au domaine de l'expertise sont présentés dans les paragraphes suivants.</p>

Les approches multicritères ont été utilisées pour évaluer le choix de **gestion des fractions fermentescibles des ordures ménagères (FFOM)**. El Hanandeh et El-Zein, 2010 présente une amélioration de l'outil Electre III basé sur les simulations Monte-Carlo qui accepte les poids et les valeurs seuils comme variables stochastiques, modifie la procédure d'exploitation à travers une nouvelle définition du pré-ordre, génère un index de classement qui fait une comparaison plus simple entre la performance et la fiabilité des différentes alternatives. L'amélioration du modèle ELECTRE III porte sur la définition de 3 seuils : seuil indifférence, seuil préférences et seuil veto. Suite aux modifications de l'algorithme, les performances stochastiques des alternatives sont basées sur sa performance globale plutôt que sur un classement par troncature arbitraire. Le nouvel algorithme est testé pour comparer 5 technologies alternatives pour la digestion anaérobie des déchets ménagers. Les critères d'analyse utilisés sont les émissions de Gaz à Effet de Serre (GES), l'énergie récupérée, le matériau recyclé, le cout opérationnel puis le modèle ELECTRE SS est utilisé pour sélectionner un plan stratégique de gestion de la FFOM des déchets municipaux de la ville de Sydney en combinant l'outil avec l'ACV. 10 scénarios sont étudiés combinant différentes alternatives de traitement pour les déchets alimentaires, les déchets verts et le papier : digestion anaérobie, compostage, incinération ou décharge avec récupération d'énergie (actuellement 85% des déchets de la ville de Sydney partent en décharge).

Les principaux critères pris en considération pour la prise de décision sont les impacts environnementaux (gaz acidifiant, précurseurs de smog), les dangers pour la santé de l'homme (métaux lourds, dioxines) et les considérations réglementaires (réduction des émissions de GES, récupération d'énergie verte, déchets mis en décharge). Un poids identique est accordé à tous ces critères avec une erreur de +/- 25%. Les poids des critères sont ensuite randomisés puis les 3 valeurs seuils sont appliquées (valeur de préférence 10%, valeur d'indifférence 7-13%, seuil de préférence 15-25%). Les valeurs de préférence de tous les critères sont obtenues à partir de la modélisation ACV. Les alternatives basées sur la digestion anaérobie sont classées les premières. Les alternatives basées sur le compostage arrivent en dernier et celles avec incinération en milieu de classement. La digestion anaérobie est une meilleure option que le compostage et l'incinération. Les résultats montrent également la loi commune de la gestion des déchets : le recyclage du papier a de plus hauts bénéfices que la digestion anaérobie ou le compostage à cause des forts crédits gagnés pour les émissions évitées par le recyclage.

Le scénario le plus favorable est la mise en décharge des déchets alimentaires et la digestion anaérobie pour le reste, la mise en décharge étant l'option qui minimise les couts sociaux. El Hanandeh et El-Zein concluent que la digestion anaérobie et la mise en décharge avec récupération d'énergie doivent être considérées avec attention pour la gestion des FFOM. L'incinération n'est pas la méthode de récupération d'énergie la plus favorable dans des climats où le marché de la chaleur n'existe pas. Le compostage a de moins bons effets sur l'environnement que l'incinération.

Hokkanen et Salminen, 1997, ont appliqué l'outil d'aide à la décision ELECTRE III sur un système de gestion de déchets ménagers afin de trouver l'option de gestion la plus raisonnable. La mise en décharge étant la norme pour les 17 municipalités étudiées, ils ont choisi trois différentes alternatives à étudier pour atteindre cet objectif : mise en décharge, incinération, compostage, chacune prenant en compte 3 niveaux de coopération (centralisé : les déchets sont traités dans une seule centrale, décentralisé : chaque municipalité traite ces propres déchets, intermédiaire : la région est découpé en "aires de coopération" réalistes). Le jeu de critères utilisés porte sur des objectifs techniques, économiques, environnementaux, politiques, emploi et la récupération de ressources. Ces objectifs ont été validés par un consortium d'acteurs locaux (113 décideurs en tout). Huit critères sont retenus pour l'étude (poids des critères retenus entre parenthèses sur la base de la majorité : cout net/tonne (0.27), fiabilité technique (0.26), effets globaux (GHG) (0.016), effets sur la santé locaux et régionaux (0.096), rejets acidifiants (0.047), rejets vers les eaux de surface (0.09), nombre d'employés (0.05), quantité de déchets récupérés (0.14)). Le classement des alternatives par ELECTRE III montre un certain bénéfice de la coopération inter municipale. Les systèmes centralisés ne semblent pas être la solution dans tous les cas. En conclusion, selon les auteurs, le modèle ELECTRE III s'avère être un outil utile dans le choix d'une stratégie de gestion de déchets ménagers. L'incertitude des données doit être prise en compte dans l'analyse, surtout pour les données environnementales. La contribution des décideurs à l'outil est limitée à l'attribution des poids donnés aux critères retenus. Dans le cas de la gestion des déchets ménagers, un certain degré de coopération inter municipale est recommandé. Le choix retenu semble être une décharge intermédiaire, le compostage et la combustion de RDF (Refuse Derived Fuel : combustible dérivé des déchets). L'attitude des décideurs est conditionné à leur faible contribution (le moins = le mieux). La méthode s'applique bien à la représentation des aspects variés du problème auquel il essaie de répondre et il permet d'apporter une solution satisfaisante aux décideurs.

Kalavrouziotis et al., 2011, ont appliqué une approche multicritère à la réutilisation des boues et de l'eau usée dans la région de Sparti (Grèce) en vue d'exploiter les sorties de la STEU dans un contexte de production agricole, protection de l'environnement et durabilité des ressources naturelles. Après une description minutieuse des critères d'évaluation et leur intégration dans une expression mathématique uniforme appelée fonction utilitaire ("utility function"), l'auteur propose d'utiliser une procédure bien définie de sélection afin d'éviter le risque d'une quelconque sous ou surévaluation des critères par rapport au reste. Les critères doivent être fonctionnels, précis, minimiser la taille du problème, être complets et inclure tous les aspects basiques du problème. Cinq types de critères sont retenus au final : économiques, technologiques, sociaux, environnementaux, spatiaux. Le but de l'étude était de pouvoir choisir le scénario optimal basé plus sur un compromis que sur des solutions bien définies. Pour cela, 3 étapes d'application de l'approche multicritère ont été mises en place : 1. La détermination et le classement des acteurs impliqués et leur attribution d'un poids à chacun, 2. La détermination des critères et sous-critères et leur attribution d'un poids en fonction des acteurs impliqués et le calcul de la balance pondérée pour les critères de 2^{ème} niveau, 3. L'évaluation des scénarios et la formulation de la matrice d'évaluation finale des scénarios alternatifs. Les trois scénarios détaillés ne sont pas décrits dans le papier mais la première alternative concerne l'élimination des boues et eaux usées dans une région cultivée avec horticulture, céréales, plante médicinale, la seconde, l'élimination des mêmes Mafor dans une région cultivée avec arboriculture (oliviers et agrumes) et enfin l'élimination dans une région de "wasteland" ou terres sauvages.

L'utilisation de l'outil multicritère a permis de classer la seconde alternative comme décision optimale suivie par l'alternative 3 et enfin l'alternative 1 (en dernier car c'est le moins acceptable). Quel que soit le test de sensibilité réalisé, la seconde alternative sort toujours comme optimale. En conclusion, l'auteur mentionne que l'approche multicritère est un outil intéressant dans la gestion des décisions stratégiques relatives aux STEU.

Beauchesne et al., (2008), ont réalisé une analyse multicritère complète pour évaluer le comportement des boues secondaires digérées aérobies au regard de l'impact des paramètres expérimentaux lors d'un procédé de décontamination de ces dernières et en lien avec chaque critère d'efficacité suivant : élimination des métaux lourds, préservation des propriétés fertilisantes, capacité à la déshydratation. Les auteurs ont établi un modèle pour optimiser la performance du procédé de déshydratation au regard : du lessivage des métaux de la boue (Lm), de la préservation des propriétés fertilisantes de ces dernières (Ln), de la capacité de la boue à se déshydrater (Ld), des coûts de traitement (L\$) et de la performance globale du système (Lp).

Les critères utilisés pour l'analyse multicritère du procédé de décontamination sont : 1. maximiser le lessivage des ETM, 2. minimiser les pertes des propriétés fertilisantes, 3. minimiser les coûts de traitements, 4. obtenir une capacité de déshydratation acceptable après conditionnement. Chaque critère a fait l'objet d'un calcul d'indice entre 0 et 1 pour rendre adimensionnelles les variables. La somme pondérée de ces index par un coefficient donne un index de performance global. Les paramètres sont pondérés en ne gardant que les paramètres qui varient le plus. Les paramètres variant très peu (CV inf ou égal à 10%) quel que soit les conditions opératoires sont éliminés (coef = 0). Les coefficients de pondération sont les suivants : 1. métaux lourds : Zn 0.8 Cu 0.2, 2. potentiel fertilisant : P 1, 3. conditionnement : QF 0.75, CST 0.25, 4. cout 1

Les principaux résultats ressortant de l'étude au regard de la préservation des propriétés fertilisantes des boues produites sont que celle-ci est proportionnellement inverse à la solubilisation du P des boues. L'optimum de préservation est atteint quand au moins la concentration d'un des réactifs est à 0 ou que la concentration en acide sulfurique n'excède pas 95 kg/t MS.

Bottero et al., (2011) ont utilisé 2 méthodes d'approche multicritère : ELECTRE III et AHP/ANP (où AHP permet la hiérarchisation des sous-problèmes déclinés à partir d'un problème complexe où chaque niveau signifie un jeu de critère ou d'attribut relatif à chaque sous-critère et ANP la représentation du problème décisionnel comme un réseau de critères et d'alternatives groupés en clusters) pour aider au choix des solutions technologiques de traitement des effluents (digestion anaérobie, phytoremédiation, compostage) pour des petites usines fromagères. 3 procédés de traitement différents sont évalués : la digestion anaérobie (dont le digestat peut être utilisé comme fertilisant), la phytoremédiation et le compostage.

Les critères retenus sont des critères économiques, technologiques, environnementaux (principalement facteurs d'acceptabilité sociale : bruit, opinion public type nimbys, impact visuel, odeur). Les graphes de performances de la méthode AHP classent les critères de la manière suivante : critères économiques (eco) 47%, environnementaux (env) 43%, techniques (tech) 10%, le compostage (42%) équivaut à la phytoremédiation (phyto) (41%) et restent supérieurs à la digestion anaérobie (DA) (17%)

Les auteurs indiquent toutefois que les priorités finales des alternatives dépendent des poids attribués aux critères :

- si eco=env=tech => DA 19% < phyto 38.8% < compostage 42.2%
- si eco = 80% => DA 19% < phyto 37.1% < compostage 43.9%
- si tech = 80% => DA 22.7% < phyto 34.7% < compostage 42.6%
- si eco = 80% => DA 15.1% < compostage 40.1% < phyto 44.8%

Enfin en fonction de la méthode choisie (ANP simple ou ANP complexe), le résultat diffère (ANP simple : compostage (41%) = phyto (41%) > AD (18%); ANP complexe : phyto (42%) > compostage (36%) > AD (22%)).

7.3.2. Les outils pour la gestion des filières de production des Mafor

Les outils d'aide à la décision peuvent être utilisés pour avoir une vision systémique des filières de gestion des déchets solides (Chang, 2011; Ghinea, 2010; Pires, 2011). La plupart des références collectées portent sur la mise en place d'outils pour le suivi et la gestion des déchets ménagers tout au long de la filière, depuis la collecte des ordures ménagères jusqu'à son devenir final, en général soit le compostage, soit la mise en décharge, soit l'incinération. Dans la plupart des références, le déchet composté est destiné à être épandu mais l'épandage est toujours gardé hors périmètre de l'étude ce qui ne nous permet pas d'apporter de conclusions sur l'impact de la prise en compte de l'épandage sur les décisions de gestion des filières de déchets ménagers et la pertinence de l'usage d'outil d'aide à la décision pour les évaluer.

A titre d'exemples de travaux réalisés, Gnoni et al (2008) se sont intéressés à des outils d'aide à la décision pour la gestion intégrée des déchets municipaux solides. Ils ont développé un outil permettant d'évaluer conjointement : le service de collecte de chaque municipalité affectant la quantité et la qualité des fractions recyclables et le pourcentage d'organiques dans les déchets solides résiduaire pouvant être compostés ou mis en décharge. Selon eux, la sélection de la meilleure option de compostage doit être prise en considérant les décisions évaluées dans chaque municipalité. Ainsi, le modèle développé permet d'aider les gestionnaires et les autorités locales pour optimiser leur propre système de gestion intégrée des déchets municipaux solides.

Siby et al (2010) quant à eux proposent d'utiliser une matrice de décision de trois alternatives (compostage individuel ou vermicompostage, compostage centralisé à partir de séparation de sources des déchets organiques, compostage centralisé de déchets mixtes) et 6 facteurs de décisions. Ces facteurs de décision sont les suivants : intégration/synergie (interaction avec l'environnement naturel et social, synergie avec le réseau social ajoute des bénéfices), caractéristiques Input/Output (énergie et ressources entrantes et qualité des sortants, systèmes en boucle fermée), acceptation sociale et adaptabilité (être socialement acceptable et adaptable aux changements), fonctionnalité (variété d'approches pour achever la fonction basique), capacité de charge (limites à la croissance, effet sur l'environnement local, capacité des procédés).

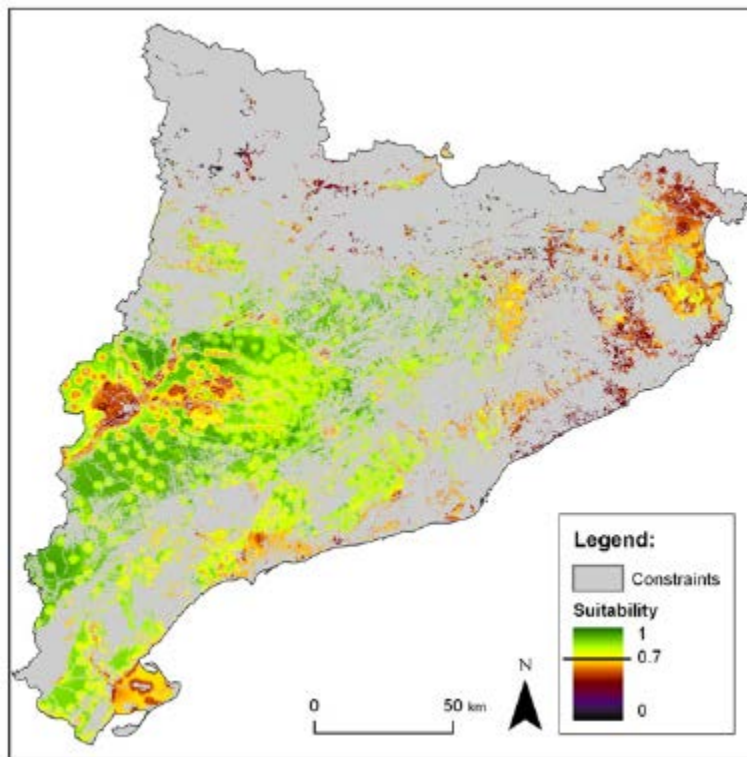
7.3.3. Des outils pour gérer la spatialisation de l'épandage de Mafor

Dans un autre registre, Passuello et al. (2012) ont développé un outil de classification des terres agricoles pour déterminer leur pertinence à être amendées avec des boues d'épuration. La structure de la méthode d'analyse multicritère spatiale repose sur plusieurs étapes : (i) la caractérisation du problème et la définition des objectifs afin de connaître l'impact de l'amendement des sols agricoles avec des boues sur plusieurs groupes d'intérêt (agriculteurs...) ; (ii) la sélection des alternatives et la définition des critères, principalement critères environnementaux (texture sol, MO, pH, carbonates, métaux, température, pluie, pente, hydrologie, eaux souterraines) et exposition humaine (distance vis-à-vis des zones urbaines, type de culture) ; (iii) le croisement des critères et des alternatives et l'attribution des préférences entre 0 et 1 (pour le type de culture, la vulnérabilité au changement climatique, la texture du sol) ; (iv) l'élaboration et l'application des critères de décision (normalisation des cartes pour chaque critère avec outil SIG) et des poids des critères (ex : hydrologie représente 70% du critère relief qui lui-même représente 60% du critère eau de surface qui représente 20% du critère environnemental qui représente 50% de la capacité des sols à recevoir les boues) ; (v) l'évaluation des résultats

par analyse de sensibilité globale malgré une application limitée des méthodes d'analyse de sensibilité en spatialisation pourtant cruciale pour ce type de modèle ; (vi) l'ajustement du modèle si nécessaire.

Les résultats sont représentés sur la figure 7-3-1 suivante.

Figure 7-3-1. Représentation spatiale de la capacité des sols à recevoir des boues d'épuration selon Passuello et al (2012)



Les surfaces totalisant plus de 70% des exigences étaient considérées comme aptes à recevoir des boues soit environ 680 000 ha, suffisant pour gérer l'ensemble des boues produites en Catalogne (Espagne). La variabilité des sorties du modèle est expliquée, selon l'analyse de sensibilité, par 4 critères prépondérants : l'eau souterraine (23%), les distances vis-à-vis des zones urbaines (19%), les métaux (11%) et le type de culture (9%). Les autres critères sont moins prépondérants. Selon les auteurs, il s'agit là d'un outil pouvant être adapté à d'autres régions que la Catalogne, spécialement en Europe méditerranéenne sous réserve d'adaptation des critères en prenant en compte les contraintes et connaissances locales.

Demol et Vanbeek (1991) ont quant à eux développé un outil d'aide à la décision pour avoir une meilleure visibilité des problèmes logistiques dans la gestion des effluents d'élevage aux Pays-Bas. Cet outil détermine notamment la structure optimale des besoins et coûts en logistiques sur l'ensemble de la chaîne depuis la production de l'effluent jusqu'à son traitement ou épandage en fonction des options disponibles à un niveau régional. Le modèle inclut trois étapes : (i) l'épandage sur la ferme d'origine : le calcul des quantités d'effluents est réalisé sur la base du cheptel puis sur la base des terres agricoles disponibles pour les épandre, les options pour l'épandage sont calculées sur la base de la limite en P et K mais uniquement sur prairies pour K. L'agriculteur choisit dans l'outil le type d'effluent et le type de culture puis l'outil fournit deux types de sorties : les surplus d'effluent qui doivent trouver une destination finale autre que l'épandage sur la ferme ou aucun surplus avec une capacité de stockage maximale non atteinte ; (ii) l'épandage sur d'autres fermes du voisinage : le surplus de l'étape 1 est absorbé par les capacités de stockage restantes des exploitations du voisinage. La gestion se fait à l'échelle du territoire, si le territoire est en surplus, un territoire qui aurait des capacités de stockage suffisante serait utilisé et appelé territoire de stockage ; (iii) l'épandage ailleurs et traitement : pour les surplus restants dans les territoires, les coûts de logistiques (transport, stockage) sont calculés afin d'être minimisés.

Les deux premières étapes sont vues comme des procédés incontrôlables car elles dépendent fortement du bon vouloir des agriculteurs et des prises de décisions individuelles. Dans le modèle, ces étapes reflètent donc

l'usage des effluents en 1991. La dernière étape dépend plus des infrastructures existantes : transport et capacité de stockage sont requis. Le traitement est seulement possible quand le transport et les capacités de traitement sont disponibles. L'outil a été utilisé avec des "manure group" depuis 1986 (association de fermiers désireux de résoudre les problèmes d'effluents à une échelle locale) pour les étapes 1 et 2. Le développement de l'étape 3 s'est faite en 1989 mais n'est pas utilisé car l'interface d'utilisation n'était pas très conviviale.

Les résultats présentés n'apportent pas d'informations complémentaires, hormis sur les pratiques. Les techniques OR (Operational Research) peuvent être utilisées pour modéliser la logistique (transport, stockage, traitement et processing) nécessaire pour l'application ou le traitement des surplus d'effluents d'élevage. Le flux annuel peut être modélisé comme un réseau de procédés et son coût peut être calculé en prenant en compte l'ensemble des restrictions pertinentes. La minimisation du coût du flux peut être simulée et l'outil peut servir de support à des décisions stratégiques (investissements nécessaires) ou tactiques (utilisation optimale des infrastructures).

7.3.4. Conclusion

Les modèles présentés ici ne définissent pas les critères de décision mais les utilisent pour fournir une solution décisionnelle. On peut identifier deux types de modèles d'outils d'aide à la décisions en gestion des déchets : (i) les modèles utilisant des méthodes optimistes, ie celles postulant que les différents objectifs d'une proposition peuvent être exprimés par un dénominateur commun ou une échelle de mesure et que la perte d'un objectif est compensée par le gain d'un autre, et (ii) ceux utilisant des méthodes basées sur des compromis, ie celles postulant que les décideurs ont des connaissances limitées au regard des décisions à prendre et que le principe même d'une solution viable repose sur un compromis entre diverses priorités.

En fonction des critères pris en compte pour la décision, la digestion anaérobie de la fraction fermentescible des ordures ménagères est une alternative de gestion plus intéressante que le compostage ou l'incinération de cette dernière.

Les outils d'aide à la décision tels qu'ELECTRE III sont de bons outils d'aide à la décision dans le cadre d'une stratégie de gestion des déchets ménagers mais ils prennent rarement en compte le devenir final par épandage des Mafor produites. Il en est de même pour la stratégie de gestion des stations de traitement des eaux usées où l'épandage des boues d'épuration n'est pas pris en compte.

Certains outils d'aide à la décision permettent également d'identifier la minimisation des pertes de propriétés fertilisantes des Mafor produites selon le traitement appliqué à celles-ci et de définir les optimums technologiques en ce sens. Toutefois, le poids accordé en amont aux critères impactent la hiérarchisation des alternatives de traitement proposées et peuvent donc influencer sur la décision finale.

Dans la plupart des références portant sur les outils d'aide à la décision pour la gestion des filières de production des Mafor, le déchet composté est destiné à être épandu mais l'épandage est toujours gardé hors périmètre de l'étude ce qui ne nous permet pas d'apporter de conclusions sur l'impact de la prise en compte de l'épandage sur les décisions de gestion des filières de déchets ménagers et la pertinence de l'usage d'outil d'aide à la décision pour les évaluer.

7.4. Acceptabilité sociale des Mafor : éléments d'analyse

Rémi Barbier

Introduction

Cette contribution a pour objectif de rendre compte des travaux permettant d'éclairer les enjeux de l'acceptabilité sociale (AS) des Mafor. Après avoir précisé notre approche de la notion d'acceptabilité sociale, nous délimiterons le champ de son application aux Mafor.

Une approche de l'acceptabilité sociale

L'expression désigne globalement un questionnement sur une dynamique sociale mobilisant le ou les initiateurs d'un projet (qui peut être un équipement, un produit, une mesure de politique publique) et un ou des groupes d'objecteurs susceptibles de se transformer en opposants plus ou moins radicaux¹. Les conflits d'implantation des équipements dits « utiles mais indésirables »², comme les usines de traitement des déchets, peuvent être tenus pour typiques des enjeux d'acceptabilité et des interrogations qui les entourent, notamment au regard du statut attribué aux contestataires : sont-ils égoïstes et irrationnels au regard de la réalité des risques – c'est la théorie classique du phénomène nimby (*not in my back-yard*)³ –, et/ou orientés vers la construction d'un bien commun territorial éventuellement alternatif à celui défendu par les promoteurs du projet et la mise en avant d'incertitudes non correctement réglées à leurs yeux ?

Bien qu'assez intuitive au premier abord, la notion d'acceptabilité sociale se révèle délicate à définir et à utiliser, pour plusieurs raisons.

Intervient tout d'abord son *caractère multi-scalaire* : sur le plan spatial, l'acceptabilité ne sera vraisemblablement pas la même à l'échelle de riveraineté d'un équipement qu'à celle du territoire plus étendu qu'il dessert, voire, par exemple, à l'échelle de l'ensemble des consommateurs des produits récoltés ayant fait l'objet d'épandage de Mafor. Plus généralement, l'acceptabilité est toujours relative à des catégories d'acteurs, dont certaines, mais pas toutes, peuvent être définies en première approche par la nature de leur relation (proximité) spatiale au projet. Sur le plan temporel, l'(in)acceptabilité évolue dans le temps : les jugements qui la nourrissent sont susceptibles de faire l'objet de révisions successives en fonction, par exemple, de la connaissance progressivement acquise sur l'équipement et son fonctionnement réel ; mais des mécanismes de résignation peuvent également entrer en jeu.

La seconde difficulté réside dans l'absence *d'acceptomètre*, c'est-à-dire d'instrument de mesure faisant consensus. Même la cristallisation d'un rapport de force défavorable à la présence d'un équipement peut être mise au crédit d'une « minorité active » ne reflétant pas nécessairement l'opinion et plus précisément l'acceptabilité par la « majorité silencieuse ». L'histoire du calcul du « risque acceptable » est riche d'enseignements à cet égard. Rappelons qu'il s'agit de calculer des seuils objectifs d'acceptabilité, basés par exemple sur la comparaison entre, d'une part, les risques susceptibles d'être induits par une nouvelle technologie et, d'autre part, les risques déjà acceptés (ou tolérés) de fait par une population, le risque d'accident automobile mortel par exemple. L'idée était qu'un nouveau risque serait (normalement) acceptable s'il était objectivement inférieur à celui d'une pratique courante, ou à un seuil conventionnel. Sans nier leur intérêt propre, on peut dire que ces tentatives ont été peu concluantes. Elles ont surtout donné naissance à un vaste et fécond champ de recherche sur les divergences entre les évaluations profanes et expertes du risque.

La dernière difficulté tient aux usages sociaux de cette notion. Un certain nombre de critiques⁴ voient surtout dans les travaux sur l'acceptabilité la mise au point de technologies sociales destinés à produire le consentement

¹ Les notions d'objecteur / contradicteur / opposant à des projets ont été introduites par Mermet (2005). Nous emploierons ici indifféremment les termes d'opposant ou de contestataire.

² Également désignés par l'acronyme LULU dans la littérature internationale (*Locally Unwanted Land Use*).

³ Le *nimby* renvoie généralement à l'idée de « subjective strong aversion » (Giaccaria et Frontuto, 2012), de « gut reaction or without information » (Johnson et Scicchitano, 2012), de refus des « non-local waste » (Ferreira, 2004).

⁴ On peut lire à cet égard le point de vue critique : « L'art de faire avaler la pilule. Enquête sur l'acceptabilité sociale » (Clark et Lane, 2009).

recherché par les initiateurs des projets ou produits. Il s'agirait en d'autres termes de mettre au point les stratégies et tactiques pour rendre acceptables un projet, un produit ou une politique par une population donnée (« *gaining public acceptance* »), sans vouloir interroger, ou alors seulement à la marge, les « qualités »⁵ supposées attachées à ce projet, ce produit ou cette politique, ou aux acteurs qui s'en font les promoteurs. Cela invite à la vigilance sur l'usage social de la notion : on peut nous semble-t-il à la fois reconnaître qu'il y a généralement une asymétrie, ne serait-ce que temporelle, entre ceux qui proposent un projet et ceux qui se découvrent *a posteriori* concernés par ce même projet, ce qui justifie un questionnement en termes d'acceptabilité, et insister sur l'impasse qui consisterait à faire porter *a priori* tout le poids des ajustements requis par l'introduction d'un projet contesté exclusivement sur ces personnes concernées, qui devraient par exemple combler leur manque d'information et accepter d'éventuelles compensations. Si on définit l'acceptabilité sociale comme une *épreuve dans laquelle se joue la compatibilité entre une proposition sociotechnique et les exigences d'un ou de groupes d'acteurs pour lesquels elle fait problème*, cette épreuve peut naturellement conduire les porteurs de la proposition à devoir ré-ouvrir certains présupposés, hypothèses, cadrages, composantes du projet... et à s'interroger sur leurs propres résistances au changement.

Les enjeux d'acceptabilité sociale des Mafor

Abordons les Mafor de manière plus spécifique. La question de leur acceptabilité sera abordée à deux étapes de leur trajectoire sociale :

- L'étape de leur production : les Mafor sont souvent issues d'équipements industriels (stations d'épuration, élevages, chaufferies...) et elles peuvent parfois requérir un traitement préalable à leur épandage (séchage, compostage...) pour acquérir certaines propriétés importantes (désodorisation, innocuité...). Dans tous les cas, cela implique des unités de nature plus ou moins industrielle. Les enjeux d'acceptabilité renvoient ici à la question des conflits d'implantation / de cohabitation avec des équipements problématiques.
- L'étape de leur usage : ces Mafor sont épandues et sont notamment susceptibles de participer de la chaîne de production alimentaire. Leur épandage dépend naturellement de l'accord d'agriculteurs, lui-même dépendant de facteurs étudiés par ailleurs. Seules nous intéresseront les conséquences liées à leur application au sol effectives (nuisances olfactives...), et leurs effets potentiels (risques) à d'autres échelles de temps et d'espace (pour d'éventuels consommateurs).

Présentation du corpus utilisé

Une première recherche exploratoire commune aux autres SHS conjuguant à la mobilisation de la bibliographie personnelle et à des investigations sur Google Scholar a mis en exergue le faible nombre d'articles traitant très spécifiquement de l'acceptabilité sociale des Mafor. Des recherches complémentaires ont été entreprises pour capter les papiers sur la perception des risques et nuisances, les conflits d'implantation... Les requêtes ont été effectuées en croisant la liste des Mafor avec des mots clés spécifiques, définis de manière itérative avec la réflexion sur la problématique de l'acceptabilité (*cf. annexe de la section 7.4 et Annexe du chapitre 7*). En plus des bases WOS et CAB, on a également pu tester les requêtes dans la base de SHS Francis.

Le corpus de travail résulte de l'application d'un certain nombre de critères. Ont ainsi été d'abord exclus les articles :

- hors thématique Mafor (par exemple sur les biocarburants)
- hors du champ de compétence, qu'on a circonscrit globalement aux disciplines suivantes : sociologie & psychosociologie / aménagement – urbanisme & géographie ;
- traitant de l'acceptabilité (décision d'usage ou de non usage) au niveau de l'unité agricole
- portant sur des contextes socio-territoriaux, culturels et réglementaires a priori très éloignés des contextes européens (pays en développement et émergents principalement) et susceptibles de rendre délicate l'interprétation des résultats
- en langues étrangères hors anglais

Notons également qu'une partie des articles référencés dans les bases de données, et donc a priori éligibles, sont écrits non par des scientifiques mais par des professionnels du secteur considéré qui font part de leur expérience ou d'enquêtes financées par leur institution. Certains articles ont des signatures « hybrides », par un universitaire et un professionnel.

⁵ Qualité est employé ici au sens large : contenu, sens, conditions d'élaboration ou de fonctionnement, processus de décision sous-jacent...

Il résulte de toutes ces démarches quatre grands sous-ensembles (inégaux) qu'on peut analyser comme suit :

1. Construction des plates-formes ou unités de stockage / pré-traitement / traitement.

Rappelons que très peu d'articles traitent précisément des Mafor. Par contre, on a pu recueillir une grande quantité d'articles relatifs à des conflits d'implantation / de cohabitation avec une large gamme d'équipements : gestion des déchets municipaux, industriels dangereux, nucléaires, éoliennes. Afin d'être le plus en phase avec les Mafor au niveau de l'amplitude des enjeux et de l'envergure des projets, on a choisi de se restreindre principalement aux articles relatifs aux équipements de gestion des déchets municipaux, et de ne conserver certains articles relatifs aux autres déchets (dangereux / nucléaires) ou à d'autres équipements (éoliennes) que lorsqu'ils apportent une perspective analytique particulièrement intéressante et *a priori* générique. On dispose ainsi d'une petite quarantaine d'articles. Les principaux enjeux traités sont les suivants :

- Analyse et interprétation globale des conflits : depuis que l'acronyme Nimby / Not In My Back_Yard s'est imposé pour signifier que ces conflits mobilisent essentiellement des riverains mal informés, irrationnels quant à leurs perceptions des risques et défendant étroitement leurs intérêts, une bonne partie de la littérature s'efforce de tester, nuancer, voire déconstruire cette interprétation en mettant en exergue la complexité des motifs d'opposition et des dynamiques sociales sous-jacentes ; ces articles sont basés sur des études de cas ou des enquêtes quantitatives.

- Expérience sociale des équipements : ce sont des articles basés sur des enquêtes (plutôt quantitatives) destinées à recueillir les attitudes, représentations, craintes... relatives à tel ou tel équipement (projeté ou en fonctionnement). Il y a parfois des comparaisons entre équipements (incinération / enfouissement). Un sous-domaine concerne les études avant / après, permettant de mettre en évidence des mécanismes éventuels d'adaptation à la présence d'un équipement ayant suscité initialement une opposition.

- Méthodes de gestion de la cohabitation : plusieurs articles relatent et analysent des expériences d'association des populations concernées à la définition de politique ou à la conduite des projets d'équipement qui en résultent, et parfois en évaluent les effets en termes d'acceptabilité. Par ailleurs, l'implantation d'un équipement peut donner lieu à compensation pour le territoire affecté, et quelques articles interrogent la nature et les effets des politiques de compensation. Le lien peut être fait avec la justice environnementale et la question du tort (financier, sanitaire...) fait aux populations et territoires sur lesquels s'accumulent certains équipements générateurs de nuisances.

2. Epandage et usage des Mafor

Ce corpus comprend une trentaine d'articles, dont une large majorité a trait aux boues d'épuration. Les principaux enjeux traités sont les suivants :

- Analyse stratégique de la filière et des controverses dont elle a été l'objet : 6 articles analysent l'émergence, la déstabilisation puis les stratégies de restabilisation de la filière épandage des boues, avec parfois une tonalité nettement critique (dénonciation de la « propagande » autour des « biosolids » par exemple dans le cas des Etats-Unis).

- Expérience sociale des Mafor : le sujet des connaissances / perceptions / représentations / attentes / degrés d'acceptabilité de la population (générale ou riveraine) au sujet des Mafor et de leur devenir, est traité dans 7 articles qui rendent compte d'enquêtes quantitatives conduites auprès de diverses populations. Ils concernent exclusivement les boues d'épuration et sont parfois issus de travaux financés par des parties prenantes. Un article analyse la manière dont la question est traitée par les médias. Un autre rend compte d'une enquête de marché auprès de différents utilisateurs potentiels de compost.

- Conduite de projet : comme pour les équipements (*cf. supra*), plusieurs articles abordent la question de l'implication des parties prenantes.

3. Les odeurs

Quelques articles sur les nuisances olfactives et leur gestion ont été identifiés. Ils concernent aussi bien les odeurs issues d'équipements de production ou de traitement de Mafor (station d'épuration, plates-formes de compostage) que les Mafor (boues) elles-mêmes, d'où leur regroupement dans une partie spécifique.

4. Les eaux recyclées

La décision a été prise de conserver des articles portant sur un dispositif présentant *a priori* une certaine homologie avec les Mafor : on propose en l'occurrence d'intégrer les travaux sociologiques sur le recyclage des eaux usées urbaines, à des fins potables ou non potables (irrigation). Plusieurs éléments le justifient : a) cette problématique est susceptible de faire jouer des mécanismes sociaux (controverse, confiance, justice...) et psychologiques (dégoût, perception du risque...) proches de ceux qu'on pourrait relever dans des situations d'usage de Mafor ; b) leur emploi répond également à des injonctions puissantes : impératif de valorisation et de sécurité quantitative de l'alimentation en eau ; c) ils partagent un caractère (plus ou moins) indéterminé au sens où les incertitudes quant à leurs éventuels impacts semblent pouvoir demeurer durablement irréductibles (Lupton, 2005). La plupart des articles rendent compte d'enquêtes quantitatives menées dans divers pays sur les intentions d'usage, les attitudes et représentations, les déterminants de l'acceptabilité... Un article rend compte des « facteurs de succès » identifiés suite à l'analyse de 4 projets de recyclage.

Notre contribution s'organise autour de ces quatre enjeux thématiques (équipements / épandage des Mafor / odeurs / eaux recyclées) et d'un enjeu transversal ayant trait aux méthodes permettant aux acteurs de construire une compatibilité entre le projet et les exigences reconnues comme légitimes, via notamment le recours à diverses formes de participation des parties prenantes.

7.4.1. Conflits et cohabitation autour des unités de traitement des déchets

Un peu partout dans le monde, les processus d'implantation d'équipements de traitement des déchets semblent partager un certain nombre de points communs : inquiétudes sur les risques induits ; généralisation de la conflictualité ; longueur des processus pour ceux ayant abouti⁶ ; mise en place de modalités de conception puis de gestion concertées... Depuis plusieurs décennies, une abondante littérature, dont nous rendrons compte dans une première section, a été consacrée à l'étiologie et à la dynamique de ces conflits. Mais il est important également de comprendre comment se passe la cohabitation avec ces équipements, et donc la nature de l'expérience sociale des riverains, la manière dont ils les perçoivent et parviennent, ou non, à établir une forme de coexistence avec eux. C'est ce que nous aborderons dans une deuxième section.

7.4.1.1. Sens et enjeux des conflits d'implantation

Débats autour du nimby

En empruntant le langage de l'économie, le conflit d'implantation peut être caractérisé comme un enjeu d'allocation d'un bien indivisible entraînant une répartition inégale des coûts, dans un contexte caractérisé par un nombre limité de sites d'accueil⁷. En effet, le traitement de certains problèmes collectifs requiert parfois d'en passer par des unités centralisées apportant un bénéfice distribué sur l'ensemble de la population d'un territoire donné, mais concentrant les effets négatifs (notamment les nuisances et risques éventuels pour la santé, les impacts sur le patrimoine immobilier et l'environnement) uniquement sur une petite portion de ce territoire et de sa population. Ce déséquilibre entre la part du bénéfice social que va procurer à un individu la construction d'un équipement et le coût privé qu'il va endurer du fait de sa proximité à l'équipement, en particulier le risque de dépréciation de ce qui représente parfois son principal capital, à savoir son bien immobilier⁸, est au cœur de l'étiologie des conflits d'implantation qui s'est développée autour de la notion de phénomène ou de réponse nimby : un nimbyiste est quelqu'un qui accepte globalement la nécessité de l'équipement, mais qui refuse de porter le fardeau collectif pour les autres ; sa réaction est égoïste mais d'une certaine manière rationnelle puisque résultant d'un bilan (souvent implicite) coût/bénéfice. Une variante de l'approche nimby insiste pour sa part sur la mauvaise évaluation des risques et bénéfices liés au projet par les opposants, et plus généralement sur leur ignorance et leur irrationalité.

⁶ Dix ans pour une décharge de déchets municipaux au Canada (Okeke et Armour, 2000), six à dix ans pour une décharge ou un incinérateur en Irlande (Ferreira et Gallagher, 2010).

⁷ Nous reprenons ici la caractérisation proposée par Ferreira et Gallagher (2010).

⁸ Dans son article de synthèse, Schively (2007) note que « the evidence related to whether proximity to LULUs affects property values is inconsistent ». Toutefois, une synthèse spécifique sur cette question mériterait d'être menée.

La question du *nimby* a donné lieu à plus de trente années de débats. Parmi les chercheurs, certains tentent de mesurer ce phénomène et d'évaluer son poids relatif dans les oppositions : le fait d'être propriétaire, d'habiter plus ou moins loin et d'être plus ou moins bien informés des éléments du projet jouent-ils dans les opinions, les attitudes, les comportements ? Les résultats ne sont guère convergents, faute notamment de définition précise et d'instrument de mesure stabilisé. Ainsi, au terme de leur enquête auprès de mille habitants dans sept comtés de Floride ayant eu à accueillir des centres d'enfouissement de déchets municipaux, deux auteurs concluent que les propriétaires vivant à proximité des décharges n'expriment pas davantage de préoccupations vis-à-vis des dangers que les locataires habitant plus loin (test de la thèse de l'intérêt individuel), et que les attitudes exprimées étaient étayées par des informations sur les avantages et intérêts des décharges (test de la thèse de l'irrationalité) (Johnson et Scicchitano, 2012). Wolsink et Devilee (2009) ont pour leur part passé un questionnaire en face-à-face auprès d'un échantillon de riverains, pris dans un rayon de cinq kilomètres de six projets ou unités de traitement de déchets de nature variée aux Pays-Bas. Ils réfutent également la thèse de l'égoïsme, et insistent par contre sur l'équité perçue du processus décisionnel. Par contre, Botetzagias et Karamichas (2009), qui ont étudié le long conflit ayant entouré la construction de nouveaux centres d'enfouissement de déchets municipaux en Attique (Grèce, région capitale), sont plus nuancés : pour eux, l'égoïsme joue un rôle, même s'il est entremêlé d'enjeux d'équité et de défiance vis-à-vis des autorités publiques et des scientifiques. Dans une étude conduite en 1995 à l'occasion de la construction des deux premiers incinérateurs d'ordures ménagères au Portugal, M. L. Lima a recueilli les attitudes vis-à-vis de ces projets ainsi que leurs déterminants potentiels : il apparaît que la perception du risque et de la distribution des coûts et bénéfices de l'incinérateur, ainsi que le fait d'avoir des attentes positives quant aux conséquences du projet, jouent un rôle déterminant ; un effet distance dans la formation des attitudes a par ailleurs été mesuré : il indique que l'acceptabilité est toujours plus faible parmi les riverains directs potentiels que parmi le reste de la population (Lima, 2006). Cet effet distance, *a priori* associé au *nimby*, est documenté par d'autres auteurs même si dans certains cas la distance n'intervient pas seule mais aussi en lien avec d'autres facteurs, par exemple le degré d'engagement dans la vie de la communauté locale⁹.

A rebours de ces démarches, des auteurs comme D. Trom (1999) et Burningham (2000) tentent de sortir de ce débat et font valoir que l'étiquetage *nimbyiste* est d'abord et surtout un enjeu pour les protagonistes des conflits : conscients de ce que ce terme évoque, ils se battent pour l'éviter et, le cas échéant, pour l'apposer à d'autres ; le rôle des chercheurs n'est pas alors de participer à ce combat mais d'en décrypter les ressorts, notamment la manière dont les opposants s'y prennent pour, le cas échéant, éviter ce stigmate et construire une critique publiquement recevable (*cf. infra*).

Une étiologie plus complète des conflits

L'entrée par les intérêts et les connaissances n'épuise pas à elle seule l'étiologie des conflits. Trois autres séries de facteurs sont également relevées par la littérature. En premier lieu, l'attitude de rejet et la possibilité d'un basculement dans une opposition plus ou moins active peuvent également être provoquées par des *sentiments moraux*. Il peut s'agir d'un sentiment d'injustice, lorsque le territoire subit les nuisances provoquées par d'autres, comme c'est le cas lorsqu'un territoire rural reçoit des déchets urbains (McAvoy, 1998) ; Botetzagias et Karamichas, 2009). Il peut également s'agir d'un sentiment de défiance¹⁰ vis-à-vis des porteurs du projet, au regard de leurs comportements passés et de leur motivation supposée, défiance qui semble être particulièrement vive vis-à-vis des porteurs de projet privés, suspectés d'être davantage soucieux de profit que de protection de l'environnement (Petts, 1994). La défiance peut également s'exprimer vis-à-vis de la réglementation et de la capacité des autorités à garantir la santé et à protéger l'environnement dans la durée, et plus généralement vis-à-vis de la technologie, de l'innovation et de leur caractère faillible. Il peut enfin s'agir d'un sentiment d'aliénation, c'est-à-dire de dépossession de la maîtrise de son existence au sein d'une société dans laquelle les intérêts privés des « puissants » l'emportent sur le bien public avec l'appui des autorités (Reams et Templet, 1996).

En second lieu, l'opposition, à la fois dans son principe et dans l'orientation qu'elle va prendre, peut être induite par des *éléments contextuels*, contexte institutionnel général et choix spécifiques relatifs à la conduite du projet.

⁹ On traduit ici littéralement le terme anglo-saxon « community », qui évoque une conception de la « société locale » sans doute spécifique et différente de ce qu'on peut trouver dans d'autres cultures.

¹⁰ La confiance permet de réduire les incertitudes sur le comportement d'un autrui dont on dépend dans un contexte d'asymétrie (de compétence, d'information, de contrôlabilité...). Schively reprend la définition proposée par Kasperon et al. (1992), selon laquelle la confiance repose « on a person's expectations that other persons and institutions in a social relationship can be relied upon to act in ways that are competent, predictable and caring ».

Burningham (2000) mentionne à ce titre le fait qu'un système d'enquête publique ciblé exclusivement sur le recueil des atteintes à la propriété privée ou au cadre de vie incite précisément les personnes concernées à formuler leurs préoccupations dans ces termes, puisque ce sont les seuls recevables, au risque que ces préoccupations puissent alors apparaître comme relevant d'une réponse nimbyiste. De son côté, Buclet (2005) montre que les oppositions à la construction d'incinérateurs tout au long des années 1990 et 2000 en France s'expliquent en partie par une politique des déchets ayant fait la part trop belle à l'incinération : celle-ci a pu apparaître, notamment en comparaison avec d'autres pays européens, comme une solution de facilité face à d'autres options (recyclage, prévention) pourtant plus favorables à l'environnement. Les oppositions sont également imputables à un manque d'anticipation puis de réactivité lorsque la crise des dioxines a éclaté dans la seconde partie des années 1990, alors que d'autres pays européens avaient mis en place un ensemble de mesures dès la fin des années 1980. Enfin, les méthodes de sélection d'un site d'implantation et de conduite de projet ne sont pas sans conséquences sur le déclenchement et la dynamique d'une opposition : la mise en scène publique d'un processus de choix de lieu d'implantation dit en entonnoir, c'est-à-dire par élimination progressive de sites initialement pressentis, a par exemple provoqué une surenchère entre opposants pour éviter d'être les « vainqueurs » de la démarche (Barbier et Waechter, 2001) ; la méthode de conception du projet peut de son côté activer le sentiment d'injustice, cette fois dans son versant procédural : le sentiment d'avoir été méprisé, de ne pas avoir eu la possibilité de donner son avis pourra provoquer une indignation susceptible de fonder un rejet, qui peut être argumenté dans les termes d'un manquement à l'impératif contemporain de participation.

En dernier lieu, certaines enquêtes révèlent encore qu'un *agenda caché* peut être à l'œuvre dans la mobilisation des opposants. Guidotti et Abercrombie (2008) ont ainsi montré qu'une contestation de projet était ancrée dans des relations conflictuelles entre deux collectivités et en concluent que les projets réactivent des éléments enfouis dans l'épaisseur de l'histoire du territoire, autrement dit : « like a diamond that is 'cut' by cleavage along the pre-existing fracture planes of the crystal, stresses such as LULUs fracture communities and political interests along pre-existing planes of division ».

L'activité de contestation au concret

De nombreuses monographies se sont efforcées de prendre au sérieux l'activité critique des opposants ainsi que sa réception par les autres acteurs. Qu'ils soient sincères ou stratégiquement motivés par le souci d'éviter le label stigmatisant nimby, il apparaît en particulier que les opposants consacrent une bonne partie de leur énergie à composer une trame argumentative par laquelle la critique du dispositif va pouvoir se déployer publiquement, c'est-à-dire en limitant *a priori* le risque de disqualification sociale (par exemple : « ce ne sont que des propriétaires qui souhaitent égoïstement protéger leur patrimoine »), et attestant de leur sens de l'intérêt général. Dans le langage des acronymes, un gage de montée en généralité peut consister à passer du nimby ou niaby, ou « not in anyone's back-yard » : il ne s'agit plus de défendre son bout de jardin mais bien un projet problématique en soi et donc recevable nulle part. Il apparaît que cette trame argumentative questionne la compatibilité du projet avec un nombre relativement restreint d'exigences, ayant trait respectivement à : la finalité 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 (cf. encadré 7-4-1).

L'une des dimensions de l'activité contestataire consiste à relier certaines caractéristiques du dispositif contesté à l'un et/ou à l'autre de ces grands questionnements. Cela conduit les opposants à mobiliser de multiples compétences et à s'engager dans toutes sortes d'opérations, depuis la production de données permettant d'objectiver tel ou tel point de l'argumentaire (des relevés de nuisances, de troubles sanitaires, la recherche d'alternatives techniques...) jusqu'à la montée en généralité avec la dé-singularisation de leur cas indiquant qu'y est en jeu un principe ou une exigence socialement légitimes (un enjeu d'équité par exemple). Cette réception critique expose en retour les opposants à ce qu'on peut appeler une contre-critique de la part d'autres acteurs, promoteurs ou partisans du projet par exemple : les exigences (garantie de l'innocuité de tel produit) sont déraisonnables car irréalisables, les rapprochements relèvent de l'amalgame injustifiable, les contre-expertises sont farfelues... La contre-critique s'alimente également à la mise en avant de certaines caractéristiques sociales des opposants, ou de leur origine géographique lorsqu'un projet est soutenu localement mais contesté par des acteurs extérieurs au territoire Pol et al. (2006). En fin de compte, l'enjeu de ce balancement entre critique et contre-critique est l'établissement d'un *rapport de raisons* entre protagonistes, au sens où il s'agit pour chacun de convaincre autrui qu'il est le porteur des bonnes raisons de défendre ou d'objecter au projet.

Encadré 7-4-1. La trame de la critique publique des projets

On peut regrouper cette trame argumentative autour de quatre enjeux principaux, chacun renvoyant à une liste (non exhaustive) de questions :

1. La finalité environnementale du projet et son rapport à d'autres biens communs

Quelle vision de la politique environnementale le projet traduit-il (par exemple élimination versus valorisation) et cette vision est-elle la plus légitime ? Les bénéfices revendiqués sont-ils clairement établis et quels en sont les bénéficiaires ? La motivation du porteur de projet est-elle essentiellement d'ordre privé (profit) ou d'ordre collectif ?

Le projet est-il contestable au regard d'autres biens communs comme un projet de développement touristique ou la volonté de préserver un site ou des espèces remarquables ?

2. L'équité de la décision

Équité distributive (répartition des coûts et bénéfices) ou justice environnementale : la décision participe-t-elle d'une logique – éventuellement – cumulative de relégation et de concentration des risques et nuisances au sein de territoires socialement défavorisés ? Le projet participe-t-il de la reproduction d'un rapport de domination entre territoires (par exemple ville / campagne) ou s'inscrit-il dans une logique de responsabilité territoriale (chaque territoire devrait traiter ses propres déchets) qu'on peut référer à la notion de principe de proximité ?

Équité procédurale (modalité de prise de décision) : les acteurs concernés ont-ils été associés à la décision ? La conduite de projet respecte-t-elle l'impératif contemporain de participation ?

3. La pertinence technique de la solution retenue

Sur le plan territorial : concernant le territoire d'implantation, tous les éléments pertinents, y compris patrimoniaux, naturels, esthétiques... ont-ils été bien pris en compte dans la pesée des avantages et des inconvénients ? Concernant le territoire de desserte, une réflexion a-t-elle été menée pour envisager un regroupement et/ou une articulation avec d'autres maîtres d'ouvrage ?

Sur le plan des options technologiques : sont-elles conformes à l'état de l'art, aux orientations générales de la politique publique, et supérieures à toutes les alternatives envisageables ?

4. La robustesse des garanties concernant les risques et les nuisances

Garanties ex ante : connaît-on et est-on en mesure de maîtriser tous les impacts ou débordements potentiels du projet ? Les seuils réglementaires sont-ils robustes et peut-on tabler qu'ils demeurent stables dans le temps ? Les études d'impacts sont-elles crédibles ? Les hypothèses et conventions retenues pour leur réalisation résistent-elles à leur confrontation au savoir d'usage et à l'expérience des lieux ? Les enjeux sensibles (odeurs...) sont-ils bien pris en compte ?

Garanties ex post : les acteurs et procédures de surveillance sont-ils dignes de confiance ? La transparence est-elle réelle ?

Ce rapport de raison n'est bien entendu pas le seul élément décidant du sort du conflit et donc de la réponse qui sera donnée à la question de la compatibilité du projet avec certaines exigences du collectif concerné. Rester sur ce seul plan d'analyse reviendrait à trop désincarner et, d'une certaine manière, sur-intellectualiser le conflit. Le rapport de raison se conjugue au *rapport de force* construit prosaïquement par les opposants à travers les activités de mobilisation d'alliés, de contestation juridique, d'occupation de l'espace public ou médiatique... Les arguments qui portent sont aussi les arguments qui sont portés par des acteurs puissants. Pour le dire de manière très synthétique, le résultat de l'épreuve d'acceptabilité dépendra du jugement porté sur la situation créée par ce double rapport symbolique (raison) et matériel (force) : le projet sera alors plus ou moins fortement amendé, transformé, voire abandonné.

Ce que produisent les conflits

Appréhendé comme « une modalité de coordination des acteurs parmi d'autres » Torre et al. (2006), le conflit recèle une productivité sociale qui a été soulignée de longue date dans la tradition sociologique et, plus récemment, par une grande diversité d'auteurs ayant traité des conflits d'usage de l'espace ou des controverses technologiques et environnementales... Ont ainsi été mis en exergue et illustrés :

- une fonction informationnelle : le conflit permet aux citoyens de former leurs préférences et de les révéler aux élus Jeanneaux et Perrier-Cornet (2008) et plus généralement il permet de signaler certains dysfonctionnements de l'action publique au regard de nouvelles aspirations (la participation notamment) (Melé, 2003).

- une fonction créatrice et formatrice : le conflit est source d'innovation (Torre et al., 2006, op. cit.), de construction d'identité territoriale, d'apprentissage et de socialisation politique et juridique (Melé, 2003).
- une fonction régulatrice : le conflit contribue à l'« évaluation sociale informelle des projets » (Limoges et Cambrosio (1991), joue un rôle de garde-fou démocratiques contre des projets parfois aberrants (Romi, 1997), a une capacité à améliorer les décisions en provoquant un approfondissement de l'exploration des problèmes posés, des groupes concernés, des solutions possibles (Lascoumes, 2007), notamment en provoquant en quelque sorte un double effet de zoom : zoom arrière en invitant à saisir le projet sous l'angle de la « big picture » qu'il dessine plutôt qu'à travers l'accumulation de détails techniques (Schively, 2007), et zoom avant en questionnant les hypothèses et implicites du dossier technique via la mobilisation du savoir d'usage et de l'« expérience singulière d'un territoire » (Rui, 1999).

Mais le conflit est porteur d'ambivalence, et cette valorisation ne doit pas conduire à occulter d'autres phénomènes. On citera d'abord la possibilité pour une minorité agissante de biaiser la perception des préférences aux yeux des autorités locales (Schively, 2007), et la capacité du conflit à reproduire des inégalités socio-territoriales dans la mesure où tous les acteurs ne sont pas également dotés en ressources et compétences requises pour s'engager dans un conflit. Burningham (2000) cite à cet égard les critiques de Robert Bullard, un des théoriciens majeurs de la justice environnementale aux USA, sur le « nimby des blancs » qui conduit à provoquer une accumulation d'équipements générateurs de nuisances dans les territoires occupés par les minorités noires. D'autre part, si le conflit et la controverse peuvent conduire à améliorer la décision, ils peuvent aussi avoir des résultats plus contestables, comme par exemple le recours à une surenchère technologique (over-design / sur-qualité) pour déminer le terrain de la sécurité sanitaire-environnementale ou, en cas d'échec, le maintien d'un statu quo éventuellement moins favorable à l'environnement.

7.4.1.2. L'expérience sociale du voisinage des équipements de traitement de déchets

Selon Okeke et Armour (2000), peu de travaux se sont penchés sur l'expérience de la cohabitation des individus avec des unités en fonctionnement. Or, ces enquêtes sont importantes pour tester en particulier l'existence d'une évolution, voire d'une forme éventuelle de réversibilité dans les attitudes des riverains. On rend compte de ces enquêtes, ainsi que de la problématique des compensations financières proposées ex ante ou ex post aux riverains.

Ce que disent les enquêtes

Outre le travail de Okeke et Armour, trois autres études conduites par la géographe canadienne S. Elliott permettent d'apporter des éléments de réponse intéressants. Cette auteure mobilise l'approche conceptuelle développée pour appréhender de manière générale les « stressseurs environnementaux¹¹ » (comme la proximité d'un équipement perçu comme menaçant, des mauvaises odeurs...) ainsi que les stratégies d'adaptation (*coping strategies*) développées par ceux qui y sont exposés. Selon cette théorie, la réponse individuelle à un stressseur environnemental opère en trois phases :

- évaluation primaire à l'occasion de laquelle le stressseur est détecté et érigé en menace ;
- évaluation secondaire conduisant à sélectionner une stratégie d'adaptation, centrée soit sur l'action (adhésion à une association...), soit sur les émotions (travail sur les attitudes...) ;
- réévaluation liée à l'évolution temporelle de la perception du stressseur ou du résultat des stratégies d'adaptation.

Un résultat notable de ces travaux est que, pour les équipements de traitement des déchets étudiés, le stressseur environnemental est peut-être moins directement l'équipement lui-même, quand bien même il fait l'objet de préoccupations nombreuses avant et après son éventuelle installation, que le processus, souvent très long, qui a conduit à son implantation. Les résultats des enquêtes quantitatives et qualitatives menées par Elliott et ses collègues montrent en effet que ces processus décisionnels qui s'étalent sur une très longue durée sont une source d'incertitude et de préoccupation majeures pour les habitants, dont la vie se retrouve comme suspendue,

¹¹ Un stressseur environnemental désigne toutes les « unwanted interventions that are unpredictable in duration and periodicity, uncontrollable by the individual, and that require low to moderate adjustments » (définition de Evans et Jacobs, 1982, citée par Jehlickova et al., 2008). Un stressseur environnemental est susceptible d'être à la source d'une gêne, notion qui renvoie pour sa part à l'idée de perte de bien-être et de confort, de dégradation des conditions de vie.

en attente d'un verdict, tout au long de ces années. D'une certaine manière, le projet provoque chez les riverains une rupture de ce que Giddens (1994) nomme la « sécurité ontologique », c'est-à-dire la confiance de base dans la fiabilité des personnes, des choses et des lieux qui nous entourent, et grâce à laquelle le cours de notre vie ordinaire peut se dérouler généralement sans problème. L'annonce d'un projet provoque une rupture chez l'individu et le conduit précisément à poser un regard réflexif sur ces éléments de la vie quotidienne considérés jusqu'à présent comme allant de soi (le fonctionnement de la gestion des déchets et la qualité de son cadre de vie), et enfouis à l'arrière-plan de ses préoccupations ; et il peut lui arriver de découvrir que les acteurs, savoirs et institutions dont il se découvre dépendant ne sont pas dignes de confiance, ce qui, conjugué au sentiment d'injustice et de perte du contrôle sur son quotidien, bloque le rétablissement – au moins à court-terme – de la sécurité ontologique. Cette rupture s'accompagne d'impacts émotionnels, à la fois négatifs (stress, inquiétude et crainte, sentiment de perte de contrôle et d'incapacité de peser sur le cours des choses) et positifs (fierté de l'engagement).

Lorsque l'évaluation primaire du stress environnemental conduit à une rupture de la sécurité ontologique, les individus sont susceptibles de déployer deux types de stratégies. Les premières sont tournées vers l'action : la considération d'un déménagement est parfois envisagée et mentionnée dans les enquêtes, mais elle est freinée à la fois par des considérations très pragmatiques sur ses conséquences financières et en termes de rupture avec un réseau social, mais également par le refus de donner ainsi l'impression de capituler devant les promoteurs du projet. L'autre stratégie d'action envisageable consiste à créer ou rejoindre un groupe d'opposants et à se lancer dans les opérations qui ont été décrites dans la section précédente sur les conflits. Les autres stratégies sont tournées vers un travail sur les émotions. Ce sont précisément ces dernières qui prédominent au sein de la population enquêtée par Wakefield et Elliott (2000), et que les auteurs regroupent en trois grands types, suivant en cela les catégories proposées par A. Giddens (1994) :

- l'acceptation pragmatique, « what will be will be », associée à un cloisonnement, une mise entre parenthèse du problème pour éviter qu'il ne contamine la vie quotidienne (« I just don't think about it, there are other things that I want to do »), même s'il s'agit d'une attitude difficile à maintenir en permanence ;
- l'optimisme obstiné : « I put a lot of faith in science these days » ;
- et enfin le pessimisme cynique consistant à recourir à l'humour noir, tendance non relevée par les auteurs.

La théorie des stress environnementaux postule enfin que le temps permet aux individus de mettre en œuvre une démarche de ré-évaluation de la situation. On peut dès lors émettre l'hypothèse selon laquelle « attitudes towards a facility could change with experience of the actual impacts of the facility operation » et que « opposition to a facility is not longstanding but reversible » (Okeke et Armour, 2000). Plusieurs études (Okeke et Armour, 2000 ; Elliott et McClure, 2009 ; Elliott, 1998), révèlent globalement ce qu'on peut nommer une satisfaction inquiète des riverains. D'un côté, la présence de l'équipement n'empêche pas une grande satisfaction vis-à-vis du cadre de vie ; de l'autre, des préoccupations demeurent, notamment relatives à la gestion du site et aux impacts sanitaires. Un effet distance est susceptible d'apparaître à la fois dans la mention des préoccupations sanitaires et dans la mention des actions entreprises vis-à-vis du site. L'étude de Lima sur les effets psychologiques de la cohabitation avec un incinérateur confirme ce processus paradoxal, avec d'une part un effet d'habituation qui se marque ici par une décroissance des attitudes négatives des riverains vis-à-vis de l'incinération, et d'autre part un accroissement des symptômes psychologiques de type stress, anxiété, dépression, imputé à la « continuous suggestion of danger associated with the incinerator » (Lima, 2004).

La dynamique temporelle du rapport aux équipements de traitement des déchets apparaît finalement à la fois réelle, nous venons de le voir, mais également complexe et ambivalente. Complexe dans la mesure où ce réagencement des préoccupations et des attitudes dépend de nombreuses variables, liées aux caractéristiques des individus présents, à leur attachement et à leur ancrage dans le territoire et le tissu social, aux signaux émis par l'exploitant qui pourront ou non moduler une perception initiale négative et défiante, mais encore à l'action des médias et au maintien de l'équipement sur l'agenda sociopolitique local. Ambivalente ensuite, car ce retour à une forme de sécurité ontologique n'est que partiel, on l'a vu avec le maintien des préoccupations et l'accroissement de certains symptômes, et qu'il peut provenir aussi bien d'une réévaluation cognitive et émotionnelle consécutive à une expérience de la cohabitation avec un équipement problématique finalement vécue plutôt positivement, que d'une logique très différente, de résignation notamment, c'est-à-dire d'acceptation pragmatique durable pour reprendre les catégories de Giddens.

Introduire des compensations

Schively (2007) indique que plusieurs méthodes ont été imaginées pour évaluer le montant des compensations éventuelles à apporter à un territoire d'accueil et à ses habitants, et que des méthodes spécifiques d'assurance contre le risque de dévalorisation immobilière ont également été imaginées. Mais cette méthode des compensations n'aurait pas démontré d'effets positifs particuliers en comparaison d'autres pratiques, et elle serait source d'effets pervers : elle peut donner l'impression d'une préférence des décideurs pour compenser le risque plutôt que pour le réduire, et elle peut être également perçue comme une sorte de pot-de-vin, de tentative pour « acheter » les habitants et rajouter ainsi à la défiance.

7.4.2. Controverses autour des boues d'épuration

Parmi les Mafor, les boues d'épuration sont certainement celles qui ont le plus attiré l'attention des chercheurs en sciences sociales. Les articles recueillis permettent de retracer dans un premier temps deux trajectoires du « problème des boues d'épuration », en France et aux USA. Dans un second temps, nous présentons les résultats des enquêtes permettant de cerner l'expérience sociale (c'est-à-dire les connaissances, attitudes, représentations...) des épandages de boues.

7.4.2.1. Les boues d'épuration dans la tourmente

L'épandage agricole des boues d'épuration urbaines a pris son essor dans de nombreux pays développés à partir des années 1970, lorsque les villes commencèrent à s'équiper massivement pour assainir leurs eaux usées avant de les rejeter dans le milieu naturel. En France, l'épandage s'est développé suite à des initiatives locales rapidement encadrées et soutenues par des missions d'assistance technique et avec l'aval de programmes de recherche et d'une directive européenne (86/278) qui en validaient globalement l'intérêt. Les années quatre-vingt-dix semblent marquer un tournant et plusieurs éléments concourent à faire de ces matières et de leur épandage un problème public, appelant une action spécifique des pouvoirs publics. La bibliographie recueillie permet de mettre en regard deux trajectoires nationales du problème, en France et aux USA. Elles présentent un certain nombre de points communs mais semblent obéir à deux logiques assez différentes : dans un cas, la France, la controverse des épandages semble être le résultat assez contingent d'une série de phénomènes ayant offert à la profession agricole un instrument pratique pour renégocier le contrat qui la lie à la société ; aux USA, cette querelle semble principalement alimentée par des lanceurs d'alerte qui tentent d'établir l'existence d'un enjeu posant problème à la fois sur le plan sanitaire et sur le plan de la justice sociale.

La trajectoire française

En France, la déstabilisation de la filière est la conséquence de mobilisations locales – contre les nuisances des épandages ou contre l'importation de boues allemandes –, d'un ensemble d'évolutions réglementaires, et d'un contexte de mise en cause de l'agriculture au regard de nouveaux enjeux sociétaux, pollution de l'eau et sécurité alimentaire. Les nuisances des épandages sont notamment provoquées par de mauvaises conditions techniques de réalisation, elles-mêmes en partie liées au découplage entre l'augmentation des boues produites et celle des moyens mis à disposition des responsables de station ou de leurs prestataires pour les gérer (Borraz, 2000). De manière plus spécifique, les nuisances olfactives posent localement problème dans un espace rural en pleine recomposition, notamment pour une population soucieuse de préserver la qualité du cadre de vie qu'elle est venue chercher à la campagne, comme le montrent Cabaret et Nicourt (2009) dans le cas de la Dordogne. De leur côté, les évolutions réglementaires mettent d'abord en visibilité les épandages, avec leur soumission aux procédures de déclaration ou d'autorisation et donc d'enquête publique par le décret du 29 mars 1993, puis elles changent le statut juridique des boues et les relations nouées autour de ces matières : anciennement matières fertilisantes et supports de culture, les boues deviennent en 1997 des déchets, ce qui permet de faire jouer le principe essentiel de responsabilité du producteur quant à la bonne élimination de ses déchets, mais va aussi les associer à des enjeux de risque et de pollution.

Comme l'expliquent Cabaret et Nicourt (2009), cette transformation satisfait la profession agricole en désignant le producteur de boues comme responsable de l'ensemble de la filière, et lui permet de disposer d'un moyen de pression vis-à-vis des autorités nationales et locales : l'épandage peut être désormais présenté comme un service

rendu et entrer ainsi dans la recomposition du « contrat » qui lie la profession et l'activité agricoles à la société ; c'est un atout appréciable dans un contexte de négociations sur l'instauration d'une taxe et le renouvellement du programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole (Borraz, 2000). Mais cette requalification a aussi comme conséquence de faire entrer les boues dans une problématique de risque, risque environnemental mais aussi risque sanitaire puisque les contaminants peuvent remonter la chaîne alimentaire. De fait, dans un contexte de crise de la vache folle et de controverse sur les OGM, ce levier sanitaire permettra notamment au syndicat majoritaire de demander un moratoire sur les épandages, au nom du principe de précaution. Finalement, à la suite de toutes ces évolutions, les boues quittent leur statut quasi confidentiel, deviennent progressivement un « produit indéterminé », objet de critiques multiples et de l'attention d'acteurs nombreux aux intérêts contradictoires, passibles ce faisant de toutes les surdéterminations stratégiques ou politiques (D'Arcimoles et Borraz, 2003).

Une concertation multilatérale sera organisée au niveau national autour du Comité national sur l'épandage des boues, mais elle se solde par un échec faute de prendre en charge les problèmes locaux et les préoccupations des acteurs de l'agro-alimentaire. La restabilisation de la filière va emprunter plusieurs chemins. Localement, se renégocient les conditions d'une gestion de proximité de boues « attirées à un territoire et à un agriculteur » : la proximité conjuguée à une professionnalisation des pratiques relégitime en quelque sorte la pratique. Par ailleurs, des efforts sont entrepris directement par les professionnels de l'assainissement pour « rendre lisibles les boues urbaines et leur épandage par la filière alimentaire », et plus précisément pour les inscrire dans une logique de traçabilité, de constance dans leur composition, de sécurité (D'Arcimoles et Borraz, 2003). Enfin, le passage au compostage permet d'opérer une « transformation matérielle et symbolique des boues » (Cabaret et Nicourt, 2009), mais au prix de l'ouverture d'un autre front de contestation. En effet, le passage à une gestion centralisée implique d'étendre le territoire de provenance des boues traitées, ce qui soumet le projet à une critique en manquement au principe de proximité qui, depuis la loi déchets de 1992, responsabilise chaque territoire par rapport aux déchets qu'il produit (Nicourt et Girault, 2006). Par ailleurs, la construction d'une telle plate-forme modifie la question olfactive en installant une source potentiellement pérenne de nuisances. Globalement, il semble toutefois que la filière soit redevenue fonctionnelle à l'heure actuelle.

La trajectoire américaine

Pour les Etats-Unis, la littérature recueillie provient essentiellement d'acteurs directement engagés dans la querelle des épandages, qu'il s'agisse d'en assurer la promotion ou de les mettre en cause. La lecture de ces articles (Snyder, 2005 ; Rampton, 2002 ; Goldstein et Beecher, 2007) permet de reconstituer la trame événementielle suivante. La situation de la gestion des boues est devenue plus tendue, notamment dans le Nord-Est du pays, à la suite de l'interdiction par le Congrès de leur déversement dans les océans en 1990. Conjointement avec la fermeture de milliers de décharges, cela a renforcé la pression en faveur des épandages agricoles. Une réglementation fédérale destinée à réguler l'élimination des boues est adoptée en 1993, et les années 1990 et 2000 sont marquées simultanément par deux séries d'événements.

Interviennent tout d'abord des efforts de communication et d'encadrement des pratiques : la *National Biosolids Public Acceptance Campaign* est lancée par une société de relations publiques pour le compte de la *Water Environment Foundation*, une association de professionnels de la qualité de l'eau fondée en 1928 ; c'est dans ce cadre qu'aurait été forgé et popularisé le terme *biosolid*, pour écarter les connotations négatives associées à *sludge*. Par ailleurs, le *National Biosolids Partnership*, regroupant les acteurs du traitement (Association of Metropolitan Sewage Agencies, Water Environment Federation) et l'US EPA, est créé en 1997 avec pour objectif de promouvoir la réglementation et les bonnes pratiques de recyclage. Parallèlement, une série d'alertes et de mises en cause de la capacité de la réglementation fédérale à protéger correctement la santé et l'environnement est le fait d'un certain nombre d'acteurs : en particulier, des éleveurs laitiers mettent en cause les épandages de boues, en 1992 dans le Vermont et l'Etat de Washington, puis en 1998 en Géorgie, pour des baisses de production et une surmortalité de leur cheptel. Ces allégations sont à chaque fois réfutées, et pour les dernières la réfutation prend appui sur une étude financée par l'EPA et qui fera l'objet de contestations ultérieures. Des effets sur la santé humaine, y compris en 1994 le décès d'un jeune garçon, sont également recensés et rendus publics. Un lanceur d'alerte, D. Lewis, d'abord scientifique à l'EPA avant d'en être licencié, est particulièrement actif dans cette mobilisation.

Dans ce contexte controversé, et alors que certaines autorités locales décident d'interdire les épandages sur leur territoire, la réglementation est expertisée, à deux reprises (1996 et 2002), par la *National Academy of Science*. Celle-ci la valide globalement tout en mentionnant également qu'un « *additional scientific work is needed to reduce persistent uncertainty about the potential for adverse human health effects from exposure to biosolids* ».

Opposants et adversaires des épandages prendront chacun appui sur la partie des conclusions qui leur convient. La réglementation est également analysée par des scientifiques de l'université Cornell, en 1997, qui, sans remettre en cause la pratique, recommanderont un usage plus restrictif des épandages.

A partir des années 2000, les promoteurs des épandages accentuent leurs efforts pour professionnaliser les pratiques : paraît ainsi en 2002 l'*US National Biosolids Partnership's Environmental Management System for Biosolids*. Ils adoptent également une nouvelle stratégie vis-à-vis des parties prenantes. La WERF (*Water Environment Research Foundation*), une organisation à but non lucratif destinée à financer la recherche sur les eaux usées et pluviales créée en 1989, organise un *Biosolids Research Summit* de trois jours avec participation de parties prenantes, dont riverains, autorités locales... Il s'agit d'identifier de manière participative les besoins de recherche complémentaires pointés par le rapport de 2002 de la *National Academy of Science*. Elle finance également une vaste étude sur la perception des boues et des épandages, avec une enquête auprès de plus de mille personnes. Le rapport et les publications qui en sont issues recommandent d'abandonner l'ancienne logique descendante et unidirectionnelle – *gaining public acceptance* – et d'opter pour une nouvelle stratégie participative et bi-directionnelle : « *developing public participation and earning trust* », ce qui requiert, expliquent Goldstein et Beecher (2007) une attitude proactive et des interactions régulières avec diverses parties-prenantes. Les facteurs de succès se nomment alors : présence, écoute, fiabilité, honnêteté, contacts informels et personnalisés (visites de stations avec barbecue...) associés à une approche directe des réalités, plus-value pour la communauté (exemple de la restauration d'un terrain abandonné en terrain de jeu), intervention de tiers indépendants pour des opérations de contrôle ou expertises complémentaires...

Malgré cela, la querelle se poursuit et prend une nouvelle tournure à la fin de la décennie, avec une double mise en cause de la dernière expertise (2002) de la *National Academy of Science* sur la réglementation des épandages : d'une part, sous la pression des lobbys selon les opposants, cette évaluation aurait écarté de sa version finale la publication d'un des lanceurs d'alerte sur les effets sanitaires des épandages ; d'autre part, elle a en revanche pris appui sur l'étude qui écartait les allégations des éleveurs laitiers de Géorgie, or cette étude est mise en cause pour fabrication et usage de fausses données. La revue *Nature* se fait l'écho de ces débats et publie un éditorial en 2008, intitulé : « *The Environmental Protection Agency must gather data on the toxicity of spreading sewage sludge* ».

Globalement, cette querelle américaine des épandages semble avoir suivi un développement très différent de la situation française. Les opposants ont globalement construit un récit dans lequel interviennent quelques acteurs clefs réunis au sein d'une « *unholy alliance* » parvenue, grâce à l'aide des justifications fournies par une sorte de « science commandée » et aux efforts constants de relations publiques et de communication ressortissant d'une logique de propagande, à maintenir contre vents et marées et en particulier contre une série d'alertes, une pratique essentiellement intéressante pour son bas coût, mais au prix d'un transfert du « *burden of the nation's water-pollution problems, and their associated risks, to cash-strapped farmers and poor, minority neighborhoods* » (Snyder, 2005). C'est donc la figure du scandale, avec responsables, complices et victimes, davantage que celle de l'instrumentalisation stratégique qui semble ici structurer la querelle des épandages.

7.4.2.2. L'expérience sociale des épandages

Ce que disent les enquêtes

Cette section prend appui sur les résultats de cinq études publiées entre 1999 et 2012 et toutes relatives au contexte nord-américain. Leurs principales caractéristiques sont mentionnées dans le tableau 7-4-1.

Il nous a paru possible d'extraire de ces enquêtes une argumentation générale, même si de nombreuses précautions doivent être prises quant à l'appréciation de la portée des résultats mobilisés pour les raisons suivantes :

- d'une part, certains auteurs indiquent eux-mêmes que leurs résultats peuvent être entachés d'incertitude, eu égard notamment à l'importance des non réponses à certaines questions – elle-même liée au faible degré de connaissance et d'intérêt pour la problématique –, mais aussi au biais de sélection des répondants en cas d'enquête postale (ne répondent que ceux qui ont un intérêt fort, un certain niveau d'éducation...);
- d'autre part, ces enquêtes ne sont pas strictement comparables même si elles s'efforcent globalement de cerner les attitudes, les connaissances ou encore l'acceptabilité des épandages de boues ou de compost de boues : en particulier, selon les cas, les répondants ont ou n'ont pas été directement concernés par des épandages et les éventuelles controverses locales qui les ont entourés.

Tableau 7-4-1. Caractéristiques des enquêtes menées en contexte nord-américain

	Objet de l'enquête	Population enquêtée
Beecher et al., 2005	perception des biosolids et de leur valorisation	1069 personnes (propriétaires et locataires)
Lindsay et al. (2000)	attitudes vis-à-vis des épandages et leurs déterminants	Habitants de 2 communautés du New Hampshire, une plutôt rurale (N=74), l'autre plutôt urbaine (N=266), sans expérience directe d'épandage des boues
Rodriguez et Peterson (1999)	facteurs d'acceptabilité / rejet d'une pratique relativement méconnue et considérée par beaucoup comme dangereuse	588 habitants de l'Iowa
Robinson et al. (2012)	connaissances et attitudes	311 résidents de 2 communautés (Sud-Est USA) pratiquant épandage, 1 rurale avec protestation contre épandages et tentative locale d'interdiction & couverture médiatique, l'autre urbaine sans mobilisation notable
Borden et al. (2004)	Barrières au développement d'un marché des composts de boues pour les particuliers	3419 personnes de la vallée de Las Vegas ayant répondu à un questionnaire envoyé à 15000 ménages

Il semble que l'on puisse tout d'abord qualifier globalement l'expérience sociale des boues et de leur épandage d'informe ou de peu consistante, ce qui tend au demeurant à relativiser l'impact des événements relatés dans la section précédente. D'une part, le faible niveau de connaissance des personnes interrogées sur la question ressort de toutes les enquêtes : Rodriguez et Peterson (1999) par exemple rapportent que « few respondents had much knowledge of sludge. Only one third reported knowing anything about the process of generating and applying sludge ». Un constat globalement identique est dressé par Robinson *et al.* (2012) (« both communities lack a firm understanding of biosolids recycling issues »), même s'ils relèvent cependant une connaissance générale des bénéfices possibles de l'épandage en termes d'amendement et de fertilisation, et si leur enquête permet d'aller plus loin en faisant ressortir un effet de genre sur le niveau des connaissances : les hommes en l'occurrence donnent de meilleures réponses que les femmes aux diverses questions destinées à cerner le degré de connaissance, ce qui peut être expliqué par à une division sexuelle des rôles et des intérêts cognitifs dans une région présentée comme rurale et conservatrice. De manière plus ponctuelle, l'enquête nationale dont rendent compte Beecher *et al.* (2005) indique que seuls 14% des personnes interrogées ont une connaissance du terme « biosolid ». D'autre part, cette relative inconsistance de l'expérience sociale transparaît également dans le fort taux de non réponse aux questionnaires adressés par voie postale, qui traduit un manque de familiarité et d'intérêt pour le sujet selon Lindsay et al., ainsi que dans la propension à fournir des réponses peu tranchées aux questions d'attitude et d'acceptabilité, ce qui conduit Rodriguez et al. à noter un « considerable lack of intensity or attitude commitment ».

Le second point notable de ces enquêtes est que se dégage plutôt un accord de principe sur le recyclage : « when explained to survey respondents, the concept of biosolids recycling is supported » écrivent Beecher et al. (2005), sans toutefois donner de chiffre précis. Ce résultat est confirmé par celui de Borden *et al.* (2004) : dans la vallée de Las Vegas, les trois-quarts des répondants estiment également que « community should be examining sewage sludge recycling options ». Enfin, les résultats aux trois mesures d'acceptabilité élaborées par Rodriguez et Peterson (1999) (*cf.* encadré 7-4-2) sont également largement favorables à l'épandage.

Encadré 7-4-2. Une tentative de mesure de l'acceptabilité des épandages

Pour leur enquête auprès des habitants de l'Iowa, Rodriguez et Peterson (1999) ont construit une approche tridimensionnelle de l'acceptabilité des épandages. Les répondants doivent tour à tour indiquer :

- s'ils accepteraient d'épandre des boues s'ils étaient eux-mêmes agriculteurs (acceptabilité pour soi)
- s'ils accepteraient de servir à leur famille de la nourriture issue de fermes ayant accepté des boues (acceptabilité pour ses proches)
- et enfin s'ils supporteraient une interdiction nationale de toute nourriture issue de telles fermes.

L'hypothèse, qui se vérifie dans les résultats de l'enquête, est que « people may be willing to take personal risks that they would not want to impose on their children or a wider public ».

Cette acceptation de principe est toutefois immédiatement nuancée ou encadrée par deux exigences fortes : d'une part, que soient clairement établis les bénéfices de cette pratique, et que d'autre part soient réduites les incertitudes, notamment celles liées à la présence et au devenir des métaux lourds. Les répondants expriment également un besoin d'information, afin de pouvoir se faire une idée de la balance entre les bénéfices et les risques, ce qui soulève la question des informateurs les plus crédibles aux yeux des personnes interrogées (cf. encadré 7-4-3).

Encadré 7.4.3. En qui les gens ont-ils confiance ?

Dans l'enquête de Beecher et al. (2005), les informateurs privilégiés sont : les amis, voisins, agences gouvernementales et scientifiques. Dans l'enquête de Borden, ce sont les autorités sanitaires et les scientifiques ; la défiance envers tous ceux qui peuvent être suspectés d'être motivés par le profit est forte.

En ce qui concerne les unités de traitement des déchets, (Petts, 1994) cite pour sa part les résultats d'une enquête conduite en 1991 aux USA et qui hiérarchise trois groupes en fonction de la confiance décroissante qui leur est accordée en matière de communication du risque : groupe 1 : médecins et professionnels de santé, universitaires, citoyens proches des enjeux, associations, employés n'appartenant pas au management ; groupe 2 : médias et groupes environnementaux ; groupe 3 : représentants de l'industrie, du gouvernement, consultants privés.

Enfin, les enquêtes permettent d'affiner ce tableau global et d'identifier un certain nombre de paramètres contextuels et individuels qui sont susceptibles d'infléchir positivement ou négativement les attitudes vis-à-vis de l'épandage. On les liste dans le tableau 7-4-2.

Tableau 7-4-2. Paramètres susceptibles d'influer sur les attitudes vis-à-vis de l'épandage

Paramètres favorables à l'acceptabilité	Paramètres défavorables à l'acceptabilité
<i>Paramètres contextuels</i>	
<i>Confiance</i> « trust in industry, in government regulatory agencies, and in science itself figured prominently on decisions to accept or reject (...) Human fallibility was of the most concern to respondents. A history of safe use and industry and regulator integrity are likely to impress the nonexpert far more than improved technical presentations » (Rodriguez et al.)	<i>Traitement médiatique</i> « the more news media reports about land application of biosolids, the less inclined residents were to support this biosolids approach » (Lindsay et al.)
<i>Information et contrôle local</i> « level of concern decreases if they are contacted about the biosolids recycling program in advance and/or if it is supervised locally (reducing uncertainty) » (Beecher et al.)	
<i>Usage minimisant le risque de contact personnel</i> « as distance between application and personal property increase (...) a decrease in opposition of biosolids reuse became evident » (Robinson et al.)	<i>Origine des boues</i> « level of concern increases if biosolids include industrial waste sources or are from a large city » (Beecher et al.)
<i>Paramètres individuels</i>	
<i>Age</i> les plus âgés se montrent globalement plus favorables à l'épandage (Rodriguez)	<i>Genre</i> « female respondents perceived significantly greater health and safety risks from biosolids application than males » (Robinson et al.) ;
<i>Niveau d'éducation et de revenu</i> - les diplômés de l'université sont plus enclins à soutenir l'épandage (Lindsay) ; - « males, individuals with higher incomes and higher education were more supportive of the use of composted biosolids than other categories » (Borden et al.)	
<i>Niveau de connaissance</i> « having accurate knowledge about the whole process of sludge treatment and land use translated into greater acceptance » (Rodriguez et al.)	<i>Rapport au monde et à la société</i> « those who expressed greater antitechnology or alienated attitudes were more likely to reject the practice » (Rodriguez et al.) NB1 : il y a aliénation lorsque l'épandage est vu comme incarnant le « big business and government » ; NB2 : « education correlated with alienation : respondents with lower levels of education felt more alienated from the dominant technical-bureaucratic society »

La question du contact personnel avec des boues rejoint la problématique du risque sanitaire mais également celle du dégoût, cet « inconfort émotionnel provoqué par la proximité avec des stimuli déplaisants »¹². La littérature anglo-saxonne a forgé l'expression *yuck factor* (facteur beurk) pour en rendre compte, notamment pour expliquer certains échecs de projets de recyclage des eaux recyclées ; nous aurons l'occasion d'y revenir dans la partie consacrée aux eaux usées.

Le traitement des boues par les médias

La question de l'information dispensée par les médias joue un rôle important, puisque l'intensité du traitement médiatique du recyclage semble jouer en défaveur de l'acceptabilité (cf. supra). Peut-être est lié au fait que, sur un sujet peu familier, l'intensité de la couverture médiatique peut être interprétée en soi comme un indice de l'existence d'un problème, et induire une attitude de rejet par simple précaution. Des éléments complémentaires sont apportés par deux auteurs, qui ont analysé la manière dont les journaux de trois états américains (Floride, Virginie, Californie) avaient traité de la question des boues sur une période de dix ans, entre 1995 et 2004, avec un corpus total de 262 articles (Goodman et Goodman, 2006). Les auteurs rappellent que les médias, à travers le nombre et le cadrage¹³ des articles qu'ils consacrent à un enjeu, exercent une influence sur la formation de l'opinion, et qu'ils sont en particulier susceptibles d'amplifier ou au contraire d'atténuer la perception d'un risque. Par ailleurs, leur influence est d'autant plus importante que l'expérience personnelle des individus sur un sujet est faible, ce qui est globalement le cas pour les boues. Quels sont les principaux résultats de leur analyse ?

Il apparaît en premier lieu que seule une petite minorité d'articles fournit une définition des biosolids, et qu'elle est alors généralement inadéquate et plutôt connotée négativement. En second lieu, les cadrages dominants sont ceux qui mettent en scène un conflit, qu'il s'agisse de débats sur la réglementation ou sur le management de certains programmes et les nuisances provoquées. Inversement, les cadrages centrés sur les enjeux et menaces pour l'environnement ainsi que sur les résultats des recherches conduites sur le recyclage sont les moins utilisés, ce qui signifie selon les auteurs que les efforts entrepris, notamment par l'industrie, pour garantir scientifiquement l'épandage ne transparaissent pas dans les journaux. Ensuite, les auteurs n'observent pas de changement significatif dans la hiérarchie des cadrages sur toute la période considérée. Là aussi, cela semble traduire selon eux l'incapacité des promoteurs du recyclage à infléchir le traitement médiatique du sujet. En ce qui concerne la tonalité des articles, si elle est neutre dans la très grande majorité des cas, la tonalité négative est ensuite trois fois plus fréquente que la positive, là encore sans changement significatif dans le temps. Enfin, les articles construits sur un cadrage enjeux pour l'environnement / résultats de recherche ne sont jamais associés à une tonalité positive, ce qui s'explique par le fait que la source est alors fréquemment un lanceur d'alerte critique. Les auteurs recommandent enfin aux producteurs de boues et aux autorités de mettre en place vis-à-vis des médias une stratégie davantage proactive.

7.4.3. Les nuisances odorantes

L'odorat, ce « sens chimique » particulièrement complexe selon Lenclud (2006), est susceptible d'être sollicité tout au long de la trajectoire sociale des Mafor, de leur lieu de production à celui de leur épandage en passant par les installations d'entreposage ou de traitement. Mais d'abord, qu'est-ce qu'une odeur ? Jaubert (2005) la définit comme « l'interprétation par le cerveau (perception) des signaux fournis par les récepteurs olfactifs lors de leur stimulation par des substances (potentiellement) odorantes ». L'auteur indique également que, par le jeu de la combinatoire entre la nature des récepteurs et leur distribution sur la muqueuse nasale, cet équipement sensoriel est unique pour chaque individu. Il en résulte qu'avant même que ne se posent des questions sur la plus ou moins grande tolérance aux « mauvaises odeurs », les sensibilités olfactives vont être très singulières, qu'il s'agisse par exemple des niveaux limites de reconnaissance d'une odeur ou des « notes olfactives » qui seront perçues en priorité dans une odeur donnée.

¹² Selon la définition proposée par Angyal en 1941, citée par Po et al. (2003).

¹³ Un « cadre » ou cadrage (frame) désigne une idée directrice autour de laquelle peut s'organiser un récit journalistique, en aidant à sélectionner et mettre en valeur certains contenus et en orientant l'adoption d'une tonalité particulière (positive, négative ou neutre en particulier).

A cette singularité de l'expérience olfactive se rajoute, nous disent Candau et Jeanjean (2006), cette autre caractéristique essentielle de l'odeur qu'est sa « nature profondément subjective » : l'état de conscience produit par une odeur est en effet un événement qui peut être défini comme l'« effet que cela fait » de la sentir, un événement qui serait « entièrement enfermé dans la subjectivité de chaque individu » et d'autant moins partageable avec autrui qu'il n'existe pas, à l'image du vocabulaire des couleurs par exemple, un lexique stabilisé des odeurs permettant « d'abstraire l'odeur de l'expérience primordiale » qu'est la rencontre avec la chose odorante dans un contexte sensoriel et émotionnel donné. Il n'en demeure pas moins que ces expériences olfactives singulières et subjectives sont pour partie orientées par le travail de focalisation et de catégorisation propre à toute culture, qui transmet des « manières de sentir » tout autant que des manières de faire ou de voir et donc oriente en partie le travail d'interprétation réalisé par le cerveau.

Deux dernières caractéristiques des odeurs sont importantes pour notre problématique. D'abord, l'asymétrie entre les « bonnes » et les « mauvaises » odeurs : comme l'explique B. Bonnefoy (2007), « s'il existe un large consensus dans nos sociétés en ce qui concerne les odeurs dites 'bonnes' et 'mauvaises' (...) la diversité d'appréciation est plus prononcée pour les odeurs 'agréables' que pour les odeurs 'désagréables' » ; de même, la tonalité hédonique influence la rapidité de classement de l'odeur en bonne ou mauvaise, le classement étant plus rapide dans ce dernier cas, et les aversions sont plus durables que les préférences. Ensuite, le caractère « intrusif » de l'odeur : toujours selon Candau et Jeanjean (2006), « les difficultés rencontrées pour se protéger des stimuli olfactifs, l'accès immédiat des messages au cerveau, tout concourt à faire de l'odorat un sens de l'intrusion ». Dit autrement, l'odeur « engage intimement le corps », ce qui explique sans doute pour partie la force, voire la violence de certaines réactions émotionnelles que peut susciter une expérience olfactive. Ces bases étant posées, cette section est construite de la manière suivante : après avoir interrogé la formation de la nuisance olfactive à partir du cadre conceptuel des stressors environnementaux, on présentera dans une seconde section les éléments sur la mesure et la gestion des nuisances olfactives.

7.4.3.1. L'odeur comme stressor environnemental.

A l'instar de la pollution sonore, la « pollution osmique » (Jaubert 2005) peut être appréhendée à travers la notion générale de stressor environnemental. Une des premières questions traitées par la littérature concerne les conditions du passage de la pollution osmique (perception de l'odeur) à la gêne olfactive, lequel ne dépend pas uniquement, loin s'en faut, de la combinaison des facteurs hédoniques et d'intensité. Cette question revêt une importance d'autant plus importante que le phénomène pourrait être irréversible : « once the balance tips, and an environmental stressor, such as a livestock odour, becomes a nuisance to an individual, it is very difficult to reverse the process », explique Van Harreveld (2001).

La littérature (Longhurst et al., 2004 ; Jehlickova et al., 2009 ; Jaubert, 2005 ; Shusterman, 1999 ; Pierrette et Moch, 2009) montre que ce passage obéit à une série de déterminants qu'on peut classer, pour simplifier les choses, en déterminants liés à l'émission et à la réception.

Parmi les déterminants liés à l'émission, on peut citer :

- L'intensité perçue et la persistance de l'odeur : l'intensité est appréciée selon une échelle allant de l'absence d'odeur ou d'une odeur très légère à une odeur très forte. Au-delà d'une certaine intensité, même une « bonne odeur » peut devenir source de gêne. Quant à la persistance, elle rend compte du rythme auquel l'intensité perçue décroît en même temps que la concentration de molécules odorantes.
- La durée d'exposition, la fréquence d'occurrence et son caractère plus ou moins imprévisible : ce dernier point est particulièrement important dans la mesure où il est susceptible d'altérer le « sentiment de contrôle de l'environnement », lequel est un « facteur de bien-être psychologique et physique » selon les travaux de Thomson (1981) cité par Pierrette et Moch (2009).
- L'agressivité (offensiveness) de l'odeur, elle-même liée à son caractère hédonique (odeur plaisante ou déplaisante). A cet égard, sans nier l'importance des variations sociales, culturelles ou individuelles dans la perception hédonique, certains travaux ont tenté d'établir que celle-ci présentait une composante innée, notamment sur son versant négatif. C'est ce qu'attesteraient des expériences conduites sur de très jeunes enfants ou l'imagerie médicale : il semble en particulier établi que le système nerveux central réagit de manière différente à des odeurs plaisantes ou déplaisantes (Shusterman, 1999). Comme l'expliquent Candau et Jeanjean (2006), cette sorte de pré-câblage qui nous mettrait en alerte en présence d'odeurs désagréables pourrait être un

phénomène adaptatif lié au fait que, s'il n'est pas systématique, le lien entre pestilence et péril potentiel « n'en est pas moins réel statistiquement parlant ».

- Les conditions météorologiques et atmosphériques : en particulier, les molécules odorantes étant susceptibles d'adhérer à la poussière, réduire la présence de celle-ci dans l'atmosphère ambiante peut réduire fortement la propagation des odeurs.

Naturellement, au regard de ce qui a été dit *supra* sur le caractère éminemment subjectif de l'olfaction, ces déterminants n'auront pas les mêmes effets en fonction des individus. On peut donc en particulier se retrouver en situation de non congruence entre l'exposition effective à une pollution osmique et l'expression d'une gêne, les individus objectivement les plus exposés n'étant pas nécessairement ceux qui exprimeront la gêne la plus forte (Casal, 2006). Ceci nous conduit au listage des facteurs de réception, qui peuvent être de nature à la fois individuels et contextuels ; interviennent ainsi :

- le legs de l'éducation (avec la transmission de valeurs et de sensibilités, de « manières de sentir » variables selon les époques, les cultures, les groupes sociaux ou professionnels¹⁴), conjugué à l'expérience olfactive passée, peuvent avoir des effets sur la sensibilité olfactive et les cadres d'évaluation des odeurs ; en particulier, le seuil de sensibilité peut décroître après une première exposition à une substance odorante (Nimmermark, 2004).

- la tolérance de l'individu, résultant le cas échéant d'une habitude consécutive à une longue exposition, comme on peut l'observer en milieu professionnel, ou au contraire d'éventuelles intolérances, y compris physiques, potentiellement liées à un épisode antérieur de surexposition à une odeur désagréable (Shusterman, 1999) ;

- les caractéristiques sociodémographiques : d'après Pierrette (2009), les études sur les effets de genre et d'âge en lien avec la gêne olfactive sont souvent « contradictoires et confuses ». Cependant, les travaux cités de Cavalini tendent à établir que « les femmes seraient plus gênées que les hommes et les personnes jeunes plus que les personnes âgées ». L'étude de Nimmermark (2004) va dans le même sens : les femmes montrent généralement de meilleurs résultats que les hommes en matière de détection, discrimination et identification des odeurs, et la performance olfactive décroît avec l'âge.

- Le décalage avec les attentes de l'individu : comme l'indique Jaubert (2005), ce décalage peut être de différentes natures : spatial (odeurs de cuisine dans une chambre), temporel (certaines odeurs nous sont plus ou moins agréables en fonction des moments de la journée), sensoriel (« coïncidence avec d'autres données sensorielles qui ne leur sont habituellement pas associées »), et enfin occupationnel (une mauvaise odeur qui survient à l'heure d'un repas pris dans le jardin) ;

- La convergence avec d'autres nuisances (sonores) ou préoccupations : Jehlickova *et al.* notent ainsi que « perception of visual intrusion relating to the source of the odour can aggravate annoyance and complaints about odour » et que « people who report annoyance by waste industry odour are also under the influence of the negative spatial externality field caused by the industry », externalités susceptibles d'inclure la dépréciation immobilière, la poussière, la présence de débris, le trafic de camions... Pierrette (2009) fait état d'une étude de Cavalini (1992) sur une usine d'équarrissage, montrant que « la présence d'autres nuisances, notamment le bruit, augmentait la gêne allouée aux odeurs ». Enfin, l'association de l'odeur à un risque sanitaire majeure également le sentiment de gêne.

- L'attitude vis-à-vis de la source de l'émission odorante : une étude de Tapia (1978) citée par Pierrette et Moch (2009) montre bien que, des deux villages touchés par les émissions d'une usine de pâte à papier, celui où s'exprimait la plus forte gêne n'était pas le plus exposé mais celui qui bénéficiait le moins, en termes d'emploi, de la présence de l'usine. L'attitude vis-à-vis de la source peut être modulée par l'information dispensée, laquelle peut notamment limiter le sentiment de perte de contrôle sur l'environnement¹⁵.

- Les affects associés aux perceptions : on a déjà eu l'occasion (section sur les eaux usées) de mentionner le sentiment de dégoût que peut provoquer le contact avec un stimulus déplaisant, mais la perception d'une odeur peut également être associée à la perception d'un risque, d'une menace (*cf. infra*), et être par ailleurs amplifiée par le sentiment de « viol du territoire » conjugué à la « frustration de l'impuissance à les refouler » ou encore par un « contexte de conflit qui a pu se créer avec l'émetteur (ou celui qui est désigné comme tel) » (Jaubert 2005).

¹⁴ Dans son ouvrage « Le miasme et la jonquille », A. Corbin a bien montré la progressive mise en place avec la modernité d'une nouvelle sensibilité olfactive, et illustré ses effets dans de multiples aspects de la vie quotidienne.

¹⁵ Grâce au couplage de réseaux de mesure et de modèles de dispersion, il est possible d'émettre des « alertes olfactives » à destination de riverains d'un site.

En lien avec la question des nuisances, un débat important concerne l'effet proprement toxique de la pollution osmique : entre la zone de détection d'une odeur par un individu et celle où la concentration des molécules est telle qu'elle peut provoquer des effets de type irritation, de multiples symptômes de type stress, maux de tête, nausées mais également des effets sur l'humeur et les performances cognitives (notamment la capacité à réaliser des tâches complexes), le comportement... sont fréquemment rapportés par des riverains. Toutefois, leur statut et notamment leur reconnaissance comme problème sanitaire par les autorités en charge de la régulation sont incertains car ils ne semblent pas pouvoir être reliés de manière claire à un mécanisme toxicologique ; ils pourraient donc être des effets secondaires de la gêne provoquée par les odeurs. Dans une revue de littérature, Shusterman (1999) rend compte d'un certain nombre de travaux qui tendent à établir ou conforter l'existence de mécanismes physiopathologiques associés à l'exposition aux odeurs : activation différenciée des zones olfactives et limbiques (liées aux émotions) du cortex en fonction de la tonalité hédonique de l'odeur ; sensibilité accrue aux odeurs en période de grossesse ou en lien avec l'asthme ; documentation de réactions d'aversion à certaines odeurs consécutives à une surexposition. Nimmermark (2004) va dans le même sens : si dans certains cas les symptômes rapportés par les riverains, notamment gastriques, apparaissent influencés par la nuisance (*mediated by annoyance*), dans d'autres cas, comme celui des riverains d'une usine d'engrais émettant des odeurs particulièrement agressives, c'est bien la substance odorante elle-même qui serait à la source des problèmes sanitaires rencontrés.

La gêne suscite des stratégies d'adaptation de la part des individus, qui, au regard du cadre conceptuel des stressseurs environnementaux, peuvent être de deux ordres :

- stratégies centrées sur les attitudes et le ressenti : minimisation, relativisation, résignation, colère, indignation... Casal (2006) reprend les diverses « procédures de réassurance et de rationalisation » des individus face à des pollutions atmosphériques, parmi lesquelles : « la comparaison avec des points de référence négatifs [un ailleurs encore plus pollué] ou d'autres sources de risques environnementaux », ainsi que « la croyance dans l'efficacité de mécanismes de régulation naturels [le vent] ».

- stratégies centrées sur le problème et les actions à entreprendre : cela va du changement de certaines habitudes (fermeture des fenêtres...) à la recherche d'information sur la source du problème en passant par des démarches plus offensives : constitution d'un collectif (cf. infra), transmission de « messages » destinées à provoquer une réaction des « pollueurs », qui peut emprunter des canaux formels (plaintes) aussi bien qu'informels (appel à l'élu, réseaux de sociabilité...). On notera que les stratégies offensives sont conditionnées à plusieurs facteurs. Si on s'en tient aux plaintes, un individu ne se plaindra que s'il est conscient de ses droits, et qu'il pense avoir une chance que cela change quelque chose : de fait, « most people never complain » selon Jehlickova et al.

7.4.3.2. La gestion des nuisances odorantes

S'appuyant sur le cas des odeurs d'élevage, Nicourt et Girault (2006) avancent la thèse selon laquelle l'Etat s'est progressivement retiré de la gestion des odeurs, l'abandonnant à une gestion sociale informelle (mobilisant les réseaux sociaux locaux, les notables dont le maire) qui « trouve aujourd'hui ses limites dans le cadre d'un espace rural en recomposition ». La régulation publique des odeurs s'est en effet recomposée au fur et à mesure que le lien des odeurs avec les enjeux sanitaires, très prégnant encore au XIX^e, se distendait, que l'espace public urbain était progressivement désodorisé et que la régulation se concentrait davantage sur les nouveaux risques et dangers. De ce fait, l'odeur a été reconstruite en « problème de voisinage », et la « régulation locale des odeurs » s'appuie sur la « densité des liens sociaux » et les multiples occasions qu'elle offre pour « faire passer des messages » aux agriculteurs et, ainsi, définir collectivement les pratiques acceptables et celles qui ne le sont pas. Les agriculteurs sont conscients de cette question olfactive, et ils craignent une mise en cause globale de leur profession et de leur poids politique (perte de la mairie) s'ils ne parviennent pas à réguler les excès. Ils participent donc de cette régulation qui s'inscrit dans des « dettes de gêne réciproques », et des échanges de service (vider les fosses septiques des voisins). Toutefois, cette régulation trouve ses limites avec, d'une part, la recomposition de l'espace rural et l'arrivée d'habitants porteurs d'un autre rapport au territoire et au cadre de vie et moins insérés dans les réseaux sociaux classiques et, d'autre part, la multiplication des occasions de frictions occasionnée par l'essor de l'élevage intensif et ses conséquences sur le besoin en terres d'épandage des déjections, mais aussi par les épandages de boues.

Même si elle s'est recentrée et en partie désengagée, la réglementation continue toutefois à prendre en compte les « odeurs qui incommode la population » (loi du 02/08/1961) et à tenter de limiter « les nuisances olfactives excessives » (loi du 30/12/1996). A cet effet, une métrologie se développe qui, couplée à des modèles d'émission et

de dispersion, contribue à définir des zones d'impact potentiel, et conduit à prescrire un certain nombre de mesures sur les procédés techniques ou les bâtiments d'une installation, et à fixer des règles d'éloignement des habitations. Il n'en demeure pas moins que le potentiel de nuisance d'une installation ne se laisse pas réduire par cette approche technicienne de la pollution osmique, en raison d'une part de la complexité intrinsèque des phénomènes olfactifs et, d'autre part, de l'intervention de facteurs tels que l'attitude vis-à-vis de la source d'émission, le caractère plus ou moins évitable de l'exposition, les attentes vis-à-vis du cadre de vie... qu'on a listés ci-dessus. De fait, l'article de Longhurst *et al.* (2004) souligne les limites d'une approche exclusivement technique des odeurs générées par les stations d'épuration. Une telle approche repose souvent sur l'externalisation à des consultants externes, la mesure de valeurs d'émission et l'usage de modèles de dispersion, et la focalisation sur l'atteinte des objectifs quantitatifs réglementaires¹⁶. Il résume cette approche à l'aide de la formule : « fit and forget », autrement dit : conformité et oubli. A contrario, l'implication des employés et des riverains dans la collecte et l'exploitation systématiques de rapports d'incidents et/ou de plaintes, peut se révéler un complément très utile pour prendre en compte la variabilité des émissions d'odeurs et mieux contextualiser (météo, conditions de fonctionnement...) les épisodes olfactifs. Cela peut conduire à des améliorations efficaces et peu coûteuses, ce que confirme Jaubert (2005) : cet auteur note par exemple la tendance de la réglementation à se focaliser sur les « émissaires canalisés » (cheminées) et à négliger d'autres sources locales dont une analyse fine et discriminante peut montrer qu'elles exercent une influence plus importante.

Tout le monde s'accorde par conséquent sur la nécessité de coupler l'approche technique à une évaluation qualitative de la nuisance olfactive. Celle-ci peut se faire au moyen de questionnaires standardisés, comme en Allemagne (VDI 3883, 1997), même si leur mise en œuvre peut s'avérer délicate (certains auteurs recommandent de ne pas révéler l'objet réel du questionnaire pour éviter les biais). La réglementation française prévoit de son côté (annexe III de l'arrêté du 12/02/2003) la possibilité de calculer un « indice de gêne ». Le recueil et l'analyse de plaintes peut également apporter une contribution, avec également la difficulté d'en apprécier la représentativité. Interviennent enfin les « réseaux de nez », nez qualifiés mobilisés suivant un protocole normalisé (NF X 43-103) ou nez bénévoles de riverains. L'article de Héroux *et al.* (IWA 2004) relate la mise en place, suite à des plaintes, d'un réseau de nez autour d'un centre urbain de traitement des déchets comprenant une décharge et une plate-forme de compostage. Les observations ont permis de construire une représentation différente de celle qui s'était formée spontanément au sein de la population : la plate-forme de compostage apparaît comme étant la source principale des nuisances, et non la décharge, à l'existence antérieure à celle de la plate-forme de compostage, et contre laquelle se concentraient les plaintes ; enfin, le réseau de nez permet de montrer qu'il y a peu de nuisances sévères (intensité 3 ou plus sur une échelle de 1 à 5). De leur côté, Remy et Estades (2007) montrent que la création d'un réseau de nez permet d'abord d'élaborer un cadre partagé de qualification et d'appréciation de l'intensité des odeurs, détaché des « évocations » plus subjectives par lesquels tout un chacun a appris à qualifier un certain nombre d'odeurs. Elles confirment également que la mise en place de ce jury a permis d'établir une vision plus juste des sources d'émissions odorantes et que les problèmes olfactifs se posent de manière différente à l'intérieur et à l'extérieur de l'entreprise : certaines substances perçues comme problématiques à l'intérieur circulent peu ou diminuent rapidement et donc ne posent pas de problème dans le voisinage ; la situation peut s'inverser par exemple avec certaines substances émises au niveau des cheminées. Globalement, « la pacification entre riverains et entreprise est rendue possible par l'introduction de mesures qui permettent d'introduire de l'objectivité dans un univers subjectif », à quoi il faut tout de même ajouter le fait que la plupart des riverains n'ont jamais exigé le départ d'une usine grande pourvoyeuse d'emplois... ce qui nous ramène à l'attitude vis-à-vis de la source (cf. supra).

7.4.4. Leçons tirées du recyclage des eaux usées¹⁷

La problématique des eaux usées nous permet d'aborder par homologie la dimension de la réception de pratiques de recyclage par des utilisateurs / consommateurs finaux. Rappelons que si les eaux usées recyclées¹⁸ sont généralement destinées à des usages qualifiés de non potables (irrigation, process industriels...), certains

¹⁶ En France, la réglementation sectorielle relative au compostage fixe un objectif sous la forme d'une concentration d'odeur d'une valeur limite de 5 uoE/m³ à ne pas dépasser plus de 2% du temps dans un rayon de 3 km autour de l'installation.

¹⁷ Nous nous appuyons notamment sur Barbier (2009) et sur Barbier et Larrue (2011).

¹⁸ On distinguera les effluents de station d'épuration et les eaux recyclées, ces dernières étant obtenues à l'issue d'un traitement supplémentaire sur les effluents.

programmes les valorisent également pour l'alimentation en eau potable, directement, ou indirectement à travers la réalimentation des nappes souterraines ou des réservoirs d'eau de surface. A côté d'indéniables réussites, certains programmes de recyclage ont rencontré de sérieuses difficultés et même subi des échecs cinglants. A l'image du « syndrome nimby », une expression s'est imposée pour fournir une explication clef en main des résistances rencontrées : le « yuck factor », ou facteur beurk, autrement dit la réaction de dégoût que provoque la perspective d'ingérer une eau ayant eu initialement un contact avec nos propres déchets. Dans cette perspective, le fait que les réfractaires fassent généralement fi des analyses scientifiques montrant que l'eau proposée est parfaitement conforme aux usages envisagés, voire de meilleure qualité que l'eau utilisée jusqu'alors, s'expliquerait ainsi : l'émotion empêche une appréhension raisonnée de l'enjeu et il convient par conséquent de dépassionner le débat, d'éduquer, de persuader les populations de la pertinence des choix opérés par les experts et endossés par les politiques. Pourtant, de la même manière que pour le nimby, l'analyse montre que les choses ne sont pas aussi simples. Nous nous proposons dans un premier temps d'approfondir la problématique du dégoût, avant de montrer avec quels autres éléments elle peut être amenée à composer à l'occasion de projets concrets.

7.4.4.1. Du dégoût considéré comme une réaction de défense

Au même titre que d'autres émotions, le dégoût connaît un net regain d'intérêt au sein des sciences de l'action depuis une vingtaine d'années. Le *yuck factor* renvoie essentiellement à ce que l'on appellera dégoût viscéral, une réaction de défense que Paul Rozin, à qui on doit les travaux les plus fréquemment cités sur ce thème, définit ainsi :

« Revulsion at the prospect of (oral) incorporation of an offensive object. The offensive objects are contaminants ; that is, if they even briefly contact an acceptable food, they tend to render that food unacceptable » (Rozin et al., 1993).

Le dégoût viscéral requiert donc trois éléments pour se manifester : une perspective d'incorporation orale ; un objet offensant, au premier rang desquels les déchets animaux et humains ; enfin, un potentiel de contamination. Chacun de ces éléments renvoie à un ou plusieurs mécanismes psychologiques fondamentaux :

- le rôle particulier de la bouche comme porte d'entrée et donc également gardienne de l'intégrité corporelle ;
- la crainte de devenir semblable à ce que l'on ingère (« on est ce que l'on mange ») ;
- la capacité de la saleté et de l'ordure à mettre en cause la pureté et l'intégrité corporelles (Jones, 1997), et à nous renvoyer aussi à notre animalité et à notre caractère mortel ;
- la loi de la contamination enfin, selon laquelle un objet contaminé par le contact avec l'ordure resterait contaminant, même après qu'il a subi un traitement visant par exemple à le désinfecter : « once in contact [with an offensive object], always in contact ».

Attesté de manière pratiquement universelle, le dégoût viscéral aurait été façonné à partir de la réaction de rejet provoquée par certains aliments et sélectionné par l'évolution en raison de sa capacité à s'opposer au désir de manger, et donc à nous protéger contre des risques d'infection ou de maladie. Sur un autre plan, selon (Jones, 2007), le dégoût peut également traduire une réponse morale instinctive face à une innovation technique perçue comme menaçant l'ordre normal des choses, ce qui est d'une certaine manière bien le cas avec le recyclage : il y a en effet rupture avec les habitudes et représentations inscrites dans notre culture de l'eau, notamment l'opposition eau potable = eau pure *versus* eau usée = déchet à évacuer (Colebatch, 2006).

Certains résultats d'enquêtes sur les échecs de recyclage s'interprètent assez bien avec cette perspective théorique. Ainsi, un des résultats les plus récurrents s'exprime dans une sorte de loi de proximité qu'on peut analyser comme une déclinaison de la structure mise en évidence ci-dessus : plus l'eau recyclée est appelée à être en contact étroit avec l'individu, plus fort est le rejet (Po et al., 2003). Une enquête menée en Australie auprès d'habitants d'un lotissement bénéficiant d'un double réseau est particulièrement spectaculaire de ce point de vue : quand 99% des usagers interrogés se déclarent favorables à l'usage des eaux recyclées pour l'arrosage de la pelouse, le chiffre tombe à 49% pour la lessive et à 0,7% pour la consommation selon McKay et Hurlimann (2003). En termes opérationnels, cette approche conduit à interroger l'efficacité du marketing social basé sur l'accumulation d'informations relatives à la purification technologique de la matière contaminée. Ce type de communication aurait même deux fois tort :

- une première fois parce qu'il néglige la loi de contamination (persistance du caractère offensant) ;

- une seconde fois parce qu'il méconnaît qu'au regard de ce que Rozin (2006) appelle le « sens ordinaire du naturel » l'intervention technologique ne permettra jamais à une matière de prétendre à ce statut « naturel » qui serait la référence en matière d'excellence : en d'autres termes, à composition identique, une eau « technologique » sera jugée intrinsèquement moins bonne qu'une eau présentant dès le départ les mêmes caractéristiques substantielles.

L'accent sera mis au contraire sur la nécessité d'aider les individus à créer des « barrières mentales » ou cadrages cognitifs autour de l'histoire de cette matière, afin de leur permettre d'ignorer (refouler pourrait-on dire) cette sorte de souillure originelle. Outre le fait d'utiliser un vocabulaire approprié, une option peut consister à préférer les usages indirects de l'eau recyclée aux usages directs, le passage dans une nappe phréatique faisant par exemple office de filtre naturel et « naturalisant ».

7.4.4.2. *Risque, confiance et sentiment de justice*

Il semble par ailleurs que certains projets de recyclage ont échoué moins en raison des émotions qu'ils activaient que de la relation qu'ils ne parvenaient pas à établir, notamment en termes de confiance, ou de la relation qu'ils tendaient à reproduire : une relation – réelle ou perçue comme telle – de domination ou d'injustice sociale, ou une relation asymétrique dans l'accès au pouvoir de décision, avec notamment le maintien de l'étanchéité entre les négociations de conception du projet – entre professionnels – et les négociations d'acceptabilité avec les profanes, qui méconnaît l'aspiration contemporaine à la participation.

Le dégoût n'est donc pas, loin s'en faut, la seule variable susceptible d'intervenir dans la formation des réactions à de tels projets. Les croyances relatives aux risques sanitaires méritent naturellement une attention particulière. La question du risque sollicite notamment le rapport de confiance vis-à-vis de la technologie et des professionnels de l'eau, et plus généralement la perception de la fiabilité des systèmes techniques. Sur ce plan, il est utile de mobiliser la distinction entre « trust » et « confidence », deux formes de confiance qui ne s'alimentent pas aux mêmes sources : quand la confiance-*confidence* est gagée sur de bons résultats antérieurs, la confiance-*trust* est quant à elle ancrée dans la perception d'une proximité de valeurs entre soi et autrui (Fife-Schaw et al., 2007). La confiance sollicitée dans des situations nouvelles et relativement incertaines comme le recyclage de l'eau serait donc essentiellement du type *trust*. Les individus ne peuvent pas en effet s'appuyer sur leur expérience de la performance de la technologie, et doivent pourtant décider si, d'une certaine manière, ils remettent ou non leur sort entre les mains de ces derniers. Une telle confiance procède selon Earle et Siegrist (2006) d'une évaluation de la similarité de valeurs entre soi et les gestionnaires, qu'on peut évaluer dans une enquête à travers le degré d'assentiment à des assertions telles que : « les gestionnaires voient le risque associé au recyclage d'une manière complètement différente de moi », ou encore « la santé publique n'est pas très importante pour les gestionnaires ». L'établissement de la confiance-*trust* est décisif pour le gestionnaire d'un système innovant car elle tend à conditionner l'évaluation de la performance de la technologie et celle de la compétence du gestionnaire : si cette confiance est établie, les réussites seront en effet plus facilement et fortement valorisées, tandis que les échecs ou les difficultés seront relativisés ; et la confiance-*confidence* pourra alors émerger et venir conforter la confiance-*trust*.

Enfin, le sentiment de justice semble jouer un rôle important dans l'acceptation ou non des programmes de recyclage. Des mesures s'adressant unilatéralement aux consommateurs domestiques seraient ainsi susceptibles d'être rejetées au nom du fait que, pour de nombreuses personnes, tout projet de recyclage devrait concerner d'abord les gros consommateurs. Le principe de justice qui s'exprime ici est celui de la proportionnalité de l'effort exigible au regard de la responsabilité perçue dans le problème à résoudre. A San Diego, le projet échoua en fait autant sur une controverse liée aux risques sanitaires qu'en raison des campagnes d'opinion affirmant qu'il s'agissait de recycler les effluents des riches pour fournir de l'eau aux pauvres¹⁹. L'autre dimension, procédurale, du sentiment de justice est également importante à prendre en compte. Ce mécanisme, qui conduit à assimiler une décision juste à une décision prise au terme d'un processus lui-même perçu comme juste, peut être activé en particulier par les dispositifs de participation des parties prenantes à la décision. Plus généralement, outre sa contribution à l'équité perçue du projet, la participation peut également en améliorer la

¹⁹ En fait, pour des raisons d'optimum technico-économique, le réservoir sélectionné pour être alimenté par l'eau recyclée était situé dans une zone ethniquement afro-américaine et socialement défavorisée. Cette coïncidence suffit semble-t-il à alimenter la polémique, alors que le réservoir en question desservait bien d'autres quartiers ethniquement et socialement divers, voir Hartley (2006).

qualité, comme à Redwood City aux USA, où la commission citoyenne constituée par les autorités locales suite à l'échec d'un premier projet de recyclage aurait finalement permis d'aboutir à une solution meilleure que celle initialement prévue selon Ingram et al. (2006).

A côté de ces approches essentiellement qualitatives, d'autres travaux ont tenté de mesurer au moyen d'enquêtes quantitatives la contribution d'une série de déterminants, dont ceux que nous venons de lister, à l'intention d'adopter tel ou tel comportement en lien avec les eaux usées (boire de l'eau recyclée ou consommer des aliments ayant été arrosés avec de l'eau recyclée). Le modèle théorique sous-jacent, largement utilisé en psycho-sociologie de l'environnement est celui de l'action planifiée développé par Ajzen : il indique que l'intention d'adopter un comportement dépend des attitudes vis-à-vis de ce comportement, de la pression sociale ressentie en sa faveur et enfin de la capacité perçue à y parvenir plus ou moins facilement. Les extensions du modèle procèdent par extension de la liste de ces déterminants, et peuvent inclure : la perception du risque, le niveau de connaissances sur les enjeux, la confiance, le sentiment perçu de responsabilité dans le problème, le sentiment moral d'obligation d'agir en faveur de l'environnement, le sentiment d'équité... L'article de Nancarrow et al. (2006) présente les résultats d'une telle enquête conduite en Australie. Qu'il s'agisse de boire de l'eau recyclée ou de consommer des produits arrosés à l'eau recyclée, il apparaît que l'intention est principalement déterminée par quatre facteurs : l'émotion provoquée par la pratique envisagée (yuck factor), la pression sociale, l'équité perçue et enfin la perception du risque sanitaire. La confiance intervient pour moduler le poids des émotions et du risque sanitaire. Par contre, le niveau de connaissance – sur les enjeux de gestion de l'eau et le recyclage – n'intervient pas dans la formation de cette intention, ce qui conduit les auteurs à souligner, une nouvelle fois, les limites de la communication persuasive : outre leur justification démocratique intrinsèque, les apports d'information ne sont efficaces que dans la mesure où ils agissent comme des signaux susceptibles de renforcer la confiance dans les autorités et gestionnaires des programmes de recyclage. Enfin, les auteurs relèvent une nouvelle fois un effet genre : les femmes sont moins susceptibles de boire de l'eau recyclée, plus encline à ressentir des émotions négatives, à trouver le recyclage injuste et risqué pour la santé.

7.4.5. Prévenir et gérer les conflits par la participation ?

On a déjà évoqué la question de la participation des parties prenantes et de ses effets potentiels sur l'acceptabilité. On revient ici de manière plus systématique sur ce qui est devenu une norme de l'action publique environnementale, d'abord en présentant les débats qui entourent son institutionnalisation, puis en passant en revue trois dispositifs majeurs²⁰.

7.4.5.1. La participation du public dans la conduite des projets

Débats sur la portée et la signification de la participation

La consécration institutionnelle et juridique de la participation du public aux décisions susceptibles de l'affecter peut être attribuée à la déclaration de Rio en 1992, puis à la Convention d'Aarhus de 1998 qui en fait une norme juridique contraignante et un droit de l'homme. Notons toutefois que les pratiques qu'il est possible d'associer au vocable « participation » sont d'une grande hétérogénéité : elles varient en fonction des finalités assignées à la participation, des choix procéduraux, des productions et effets opérationnels. On y trouve toutefois toujours la dimension d'une organisation *intentionnelle* de l'ouverture des processus de gestion de l'environnement, via une série de dispositifs parmi lesquels des commissions, débats publics, jurys ou panels de citoyens qui, avec le droit à l'information, concourent à donner forme à la démocratie environnementale.

La participation a fait l'objet d'un important travail de justification et de légitimation (Fiorine, 1989), qui s'organise autour des dimensions suivantes :

- *instrumentale* : la participation permet d'éviter des remises en cause ultérieures et coûteuses des projets, dans la mesure où, « bien menée », elle est susceptible d'augmenter la confiance dans les institutions et l'acceptabilité de la décision par le jeu de transfert entre l'équité perçue de la procédure et l'équité perçue de son résultat. Elle

²⁰ On s'appuie ici largement sur Barbier et Larrue (2011).

permet également, sinon d'éliminer, du moins d'atténuer les conflits en modifiant les relations entre protagonistes via une dynamique d'apprentissage social.

- *substantielle* : la participation améliore la qualité des décisions grâce à l'apport du savoir (savoir territorial, expertise d'usage) et des valeurs des parties prenantes et groupes affectés.

- *normative*, dans une logique de « démocratisation de la démocratie » et de consolidation de ce que J.-M. Sauvé (2010) nomme « citoyenneté de la chose publique ».

A l'inverse, pour certains auteurs comme Rumpala (2008), la participation apparaît comme une composante d'une reconfiguration politique plus vaste, caractérisé par deux dimensions principales : une orientation vers la recherche de l'accord associée à une large dépolitisation de la gestion des affaires communes ; une mobilisation et une responsabilisation de tous, qui passe en particulier par la « reconfiguration de la participation populaire en technologie de gouvernement » et porte une redéfinition conjointe, du public comme ensemble de contributeurs, et du citoyen comme « personne censée écouter ce qui lui est dit et tenir compte de ce qui lui est conseillé, tout en s'insérant dans les discussions de la collectivité ».

7.4.5.2. La participation environnementale au concret

Nous passons en revue ici trois types principaux de dispositifs participatifs : les commissions publiques, les débats publics, les jurys citoyens.

Les Commissions publiques : rassembler les différents groupes concernés

Les commissions sont à replacer, au moins pour la France, dans la lignée ancienne de l'administration consultative. P. Rosanvallon (2008) fait de la « commission publique » une institution clef de ce qu'il appelle la démocratie d'interaction, qui renvoie elle-même à cette forme contemporaine de légitimité de l'action publique qu'est la « proximité ». On les retrouve dans le domaine des déchets sous la forme des commissions locales de suivi de site, qui ont pris la succession des commissions locales d'information et de surveillance. Ces commissions sont organisées en collèges représentant les différents intérêts en présence, généralement présidées par un élu ou par le préfet, le plus souvent purement consultatives.

Lynn et Busenberg (1995) ont noté que l'accès à ces instances peut représenter des coûts réels pour les non-professionnels : coûts matériels, en temps et argent, d'autant plus élevés que la multiplication des démarches sollicite un nombre relativement restreint d'associations, et coûts cognitifs d'appropriation de dossiers complexes. La représentativité des collèges d'usagers / riverains est pour sa part sujette à interrogation. Plusieurs analyses soulignent également les difficultés de fonctionnement interne de ces commissions : les objectifs ne sont pas toujours clairement définis ; la « matière à débat » peut faire défaut ; l'animation de ces réunions et des contraintes multiples peuvent les éloigner très fortement des canons de l'idéal délibératif. A l'inverse, on peut souligner des effets positifs parmi lesquels : le développement de l'interconnaissance et de l'apprentissage social, notamment l'apprentissage des interdépendances entre acteurs et de leurs contraintes respectives.

Les débats : construire et mobiliser des publics

Les débats publics, tels qu'ils sont organisés par exemple en France sous l'égide de la commission nationale du débat public (CNDP), visent à recueillir et à organiser de manière très ouverte la parole d'une population concernée par un projet d'envergure, notamment au regard de ses impacts sur l'environnement. Ils s'efforcent de mettre en œuvre les principes délibératifs : publicité, transparence, équivalence (et donc égalité des temps de parole entre protagonistes), neutralité, indépendance et argumentation. Leur légitimité, explique S. Rui (2007), repose d'une part sur la capacité de la commission à « socialiser le public » à une éthique de la discussion, et se renforce par sa « capacité à construire le caractère discutabile des projets » en leur donnant la forme d'une controverse sociotechnique, et en rendant également discutabile les points de vue de tous les protagonistes. Ce travail de configuration de l'objet du débat s'inscrit dans une dynamique plus globale de cadrage, à la fois thématique (la question mise en débat...) et procédural (choix d'un enchaînement et des thèmes des réunions...). L'influence de ce cadrage sur la capacité du débat à faire évoluer un dossier est soulignée par plusieurs auteurs, Cela soulève par ailleurs une interrogation démocratique dans la mesure où ces cadrages sont « négociés avec les acteurs les plus puissants (élus, collectivités, édiles, etc.) », ce qui peut naturellement contribuer à renforcer les asymétries de pouvoir (Revel, 2007). Enfin, la faible articulation du débat à la décision

est soulevée, même si cela ne saurait représenter l'ensemble des effets d'un débat : ceux-ci sont plus riches, et résident notamment dans les apprentissages effectués par les acteurs.

Les jurys : mettre l'idéal délibératif en pratique

Le déroulement d'un jury, tel qu'il tend à être progressivement stabilisé, se présente comme suit : constitué par tirage au sort, en veillant à respecter une diversité de profils socio-démographiques, il reçoit son mandat d'une autorité publique ; ses membres, environ une quinzaine, sont formés à la thématique, généralement au cours d'un week-end ; un second week-end leur permet d'auditionner et de questionner experts, témoins, porteurs d'enjeux ; un dernier week-end est consacré à la délibération et débouche sur la rédaction, plus ou moins assistée par l'équipe d'animation, et la remise d'un avis aux commanditaires ; ces derniers s'engagent en principe à réagir à cet avis en indiquant et en justifiant les suites qu'ils entendent lui donner. L'usage de ce format participatif est relativement récent en France : ce n'est qu'en 2004 qu'il fut utilisé à l'échelon territorial pour aider une collectivité à préciser sa stratégie en matière de gestion des déchets (voir notamment Berbier et al., 2009). Une des difficultés dans la composition des jurys consiste à faire venir des représentants de toutes les catégories socio-démographiques, les jeunes et les plus défavorisés s'avérant difficiles à mobiliser. Si un jury est conçu et animé pour faire vivre une situation optimale de délibération, la réalité des échanges, comme dans le cas des commissions, semble parfois fortement s'en écarter.

L'analyse de B. Flynn (2009) conduit à une appréciation très nuancée de leur portée, sur un plan empirique – peu ont réellement eu des effets sur la décision – mais aussi sur un plan plus théorique. D'un côté, ces mini-publics peuvent être crédités de certains effets notables : une réelle capacité à produire des avis raisonnables, et à favoriser un apprentissage politique chez les décideurs pour lesquels ils constituent une sorte de débat à blanc permettant d'identifier les arguments recevables, les valeurs et les critères d'équité du public... On pourra également ajouter qu'ils contribuent à orienter les échanges vers le bien commun au détriment des intérêts individuels. Toutefois, ce qui fait leur force – leur caractère éminemment artificiel – est aussi ce qui fait leur faiblesse : ces procédures « hors sol » peinent à avoir une prise forte sur les enjeux, faute de canaux et de passeurs leur garantissant une réelle portée dans la suite du processus de décision et dans le débat public qui l'entoure. Le rôle du jury pourrait évoluer dans le sens d'une instance d'arbitrage, dont la légitimité resterait par ailleurs à établir tant aux yeux des décideurs politiques qu'à celui du grand public.

Annexe. Détail des requêtes utilisées pour constituer le corpus bibliographique de la section 7.4

Liste des mots-clefs spécifiques SHS

Social, public acceptab*	Risk*	Representation	Conflict
Trust, social trust	Odor, odour	Perception	Use conflict*
Fairness	smell	Attitude	Siting conflict*
Communication	Yuck factor	Public opinion	Controvers*
Public / citizen participation	Disgust	Behavior	Territor*
Public consultation	Safety		Nimby
Stakeholder involvement	Impact		
Decision making	Nuisance		
Information			

Plus précisément, les différentes étapes ont été les suivantes :

1. Une première interrogation des bases WOS, Econlist, Francis, commune à toutes les SHS, a été conduite en croisant LISTE Mafor (voir annexe du chapitre 7). Il en a résulté après élimination des nombreuses références hors sujet un ensemble de 449 références.

2. Une seconde interrogation, dans les bases WOS et CAB, a combiné la liste des Mafor avec de nouveaux mots-clefs spécifiques à la sociologie : "*social accepta***" or "*siting conflict***" or *attitude**
Il en a résulté un nouvel ensemble d'environ 500 références.

3. Des compléments ont été recherchés dans WOS et CAB en croisant :

- La liste des Mafor et les nouveaux mots clefs suivants :
Trust, public acceptability, odor, odour, disgust, social trust
- la liste des Mafor avec la notion d'épandage et des nouveaux mots clefs SHS :
- *soil spreading, land application, land spreading, soil amend*, soil application, crop* soil*, soil applied, soil improve*, land disposal*
- *Yuck factor, perception, representation, survey, safety, impact, stakeholder involvement, fairness, nuisance, communication*

4. Une interrogation spécifique de la base Francis a été menée avec les mêmes mots-clefs , dont le résultat a été très mince.

5. Enfin, on a procédé à 3 dernières interrogations permettant de récupérer une quinzaine de nouveaux articles :

- bases WOS et CAB : Topic=(*nimby*) AND Topic=(liste des Mafor) NOT Title=("nuclear waste**" or "radioactive waste")

- Topic=(*biosolid**) dans le WOS avec restriction « sciences sociales »

- Topic=(*biosolid**) dans CAB avec les restrictions suivantes: Research Areas=(GOVERNMENT LAW OR PUBLIC ENVIRONMENTAL OCCUPATIONAL HEALTH OR BUSINESS ECONOMICS OR SOCIAL SCIENCES OTHER TOPICS OR PUBLIC ADMINISTRATION OR SOCIOLOGY) AND Research Areas=(PUBLIC ADMINISTRATION OR SOCIOLOGY OR SOCIAL SCIENCES OTHER TOPICS OR HISTORY

Références citées dans le chapitre 7

Section 7.1

- Abou Najm, M.; El-Fadel, M.; Ayoub, G.; El-Taha, M.; Al-Awar, F., 2002a. An optimisation model for regional integrated solid waste management I. Model formulation. *Waste Management & Research*, 20 (1): 37-45.
[Texte intégral](#)
- Abou Najm, M.; El-Fadel, M.; Ayoub, G.; El-Taha, M.; Al-Awar, F., 2002b. An optimisation model for regional integrated solid waste management II. Model application and sensitivity analyses. *Waste Management & Research*, 20 (1): 46-54.
[Texte intégral](#)
- Ademe; Couturier, C.; Brasset, T., 2006. *Gestion et valorisation des cendres de chaufferies bois. Epandage en forêt*. Angers: Ademe; Aquasol; Solagro, 10 fiches.
[Texte intégral](#)
- Ademe; Desplants Rafaëlle (coord.), 2012. *ITOM : les installations de traitement des ordures ménagères en France : résultats 2010*. Angers: Ademe, 19 p.
[Texte intégral](#)
- Alcon, F.; Pedrero, F.; Martin-Ortega, J.; Arcas, N.; Alarcon, J.J.; de Miguel, M.D., 2010. The non-market value of reclaimed wastewater for use in agriculture: a contingent valuation approach. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8: S187-S196.
[Texte intégral](#)
- Allgood, J.H.; Hammond, L.L., 1989. World fertilizer market review and outlook. In: Christianson, C.B., ed. *Soil Fertility and Fertilizer Management in Semiarid Tropical India*. Proceedings of a Colloquium, held at ICRISAT Center, Patancheru, India, October 10-11, 1988 Muscle Shoals: International Fertilizer Development Center, 1-14.
[Texte intégral](#)
- ICRISAT Center, Patancheru, India, October 10-11, 1988 Muscle Shoals: International Fertilizer Development Center, 1-14.
[Texte intégral](#)
- Amon, G.; Aznar, O.; Vollet, D., 2006. Why are some French farmers sludge-takers? Some agronomic and socioeconomic explanations. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 5 (2/3): 289-308.
[Texte intégral](#)
- AMORCE, 2011. *Indicateurs de coûts et de performance de la gestion des déchets organiques. Exemples de schémas de gestion*. Série technique, 35 p.
[Texte intégral](#)
- AMORCE, 2012. *Gestion des boues de stations d'épuration. Co traitement avec les déchets ménagers*: AMORCE, Série technique DT 52, 41 p.
[Texte intégral](#)
- Anon., 2012. Les agriculteurs convertis à l'engrais organique *Ouest-France*, jeudi 19 janvier,
- ATV 49, 2013. *Amendements et engrais organiques : offre du marché 2013 (liste non exhaustive)*. Angers: Chambres d'Agriculture, Fédération Viticole de l'Anjou, Vins de Loire, 10 p.
[Texte intégral](#)
- Bakx, T.; Membrez, Y.; Mottet, A.; Joss, A.; Boehler, M., 2009. *Etat de l'art des méthodes (rentables) pour l'élimination, la concentration ou la transformation de l'azote pour les installations de biogaz agricoles de taille petite/moyenne. Rapport final*. Berne: Confédération Suisse, Office fédéral de l'énergie (OFEN), Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC), (Projet OFEN n°153470), 93 p.
- Bel, F.; Drouet d'Aubigny, G.; Lacroix, A.; Mollard, A., 2004. Efficacité et limites d'une taxe sur les engrais azotés : éléments d'analyse à partir de seize pays européens. *Economie et Prévision*, 166 (5): 99-113.
[Texte intégral](#)
- Buchanan, J.M.; Stubblebine, W.C., 1962. Externality. *Economica*, 29 (116): 371-384.
[Texte intégral](#)
- Buffet, M., 2010. *Analyse sur la Situation du Recyclage Agricole des Boues Résiduaire en Europe*. Mémoire de mastère spécialisé "Gestion, traitement et valorisation des déchets". Spécialité Déchets Industriels. Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement, Strasbourg. 87 p.
[Texte intégral](#)
- Bürgenmeier, B., 2008. *Politiques économiques du développement durable*. Bruxelles: De Boeck (Collection « Ouvertures économiques »), 280 p.
- Butt, E.P.; Morse, G.K.; Guy, J.A.; Lester, J.N., 1998. Co-recycling of sludge and municipal solid waste: A cost-benefit analysis. *Environmental Technology*, 19 (12): 1163-1175.
[Texte intégral](#)
- Cameron, E.; How, N.; Saggar, S.; Ross, C.W., 2004. The cost-benefits of applying biosolid composts for vegetable, fruit, and maize/sweetcorn production systems in New Zealand. *Landcare Research Science Series*, (27): 31 pp.
- Chambre d'Agriculture de Bretagne, 2007. *Les bonnes pratiques d'épandage du fumier*. Rennes: Pôle Agronomie - Productions Végétales des Chambres d'Agriculture de Bretagne, 29 p.
[Texte intégral](#)
- Chambre d'Agriculture Oise, 2013. *Barèmes fourrages 2013 HT, 4 mars*.
- Chambre d'Agriculture Province Côte D'Azur, 2012. *Fientes de Volailles, Matières Organiques*, 19 p.
- Chapman, K., 1998. Restructuring of the European fertilizer industry: National patterns in continental perspective. *European Urban and Regional Studies*, 5 (4): 355-374.
[Texte intégral](#)
- Coble, K.H.; Hanson, T.; Miller, J.C.; Shaik, S., 2003. Agricultural insurance as an environmental policy tool. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 35 (2): 391-406.
[Texte intégral](#)
- Daudin, D.; Fulchiron, D., 2010. *Le compostage en Région PACA : les attentes des acteurs de la filière. Synthèse des résultats et analyse*: GERES, Orgaterre, Ecotechnologie, Accord cadre Etat, ADEME, Région PACA., 29 p.
[Texte intégral](#)
- Delgado, L.; Catarino, A.S.; Eder, P.; Litten, D.; Luo, Z.; Villanueva, A.; European Commission Joint Research Centre, I.f.P., 2009. *End-of-Waste Criteria, Final Report*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, JRC Scientific and Technical Reports, (EUR 23990 EN - 2009), 379 p.
[Texte intégral](#)
- Déprés, C., 2006. *Une approche néo-institutionnelle de la fourniture de services environnementaux: le cas du service d'épandage agricole des boues d'épuration et ses formes d'organisation territoriale*. Thèse de Doctorat en Sciences Economiques. Université de Bourgogne, Dijon.
- Déprés, C.; Aznar, O.; Vollet, D.; Jeanneaux, P., 2008. Identification et notion de coûts d'organisation dans les services collectifs locaux – Étude de cas : le service d'épandage agricole des boues d'épuration. *Ingénieries EAT*, 54: 33-41.
[Texte intégral](#)
- FAO, 2000. *Stratégies en matière d'Engrais*. Rome: FAO, 106 p.
<ftp://ftp.fao.org/aql/agll/docs/fertstrf.pdf>
- Ferry, M.; Wiart, J., 1999. *Les coûts de traitement et de recyclage agricole des boues d'épuration urbaines*. Paris: Ademe, Collection 'Valorisation agricole des boues d'épuration'. 206 p.

- Ferry, M.; Wiart, J., 2002. Coûts d'utilisation agricole des boues d'épuration municipales. *Ingénieries EAT*, 30: 59-69.
- GCL Développement Durable, 2010. *Etats, perspectives et enjeux du marché des engrais*. Paris: Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche ; GCL Développement Durable, 93 p.
[Texte intégral](#)
- GERES; Hébraud, A., 2007. *Le marché des composts en Provence-Alpes Côte d'Azur. Bilan des installations de compostage et étude du marché des engrais organiques*. GERES/ADEME, Conseil Régional Provence-Alpes-Côte d'Azur, 15 p.
[Texte intégral](#)
- Gourmelin, C.; Rieu, M., 2006. Évaluation du coût de la gestion des effluents dans différents types d'exploitations porcines. *Journées de la Recherche Porcine*. Paris.
- Guerrero, R.D., 2008. Vermicomposting improves farm economics. *Biocycle*, 49 (8): 58, 60.
- Haruvy, N., 1997. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 66 (2): 113-119.
[Texte intégral](#)
- Hébraud, A.; Leclerc, B., 2013. *Mission compostage PACA. Enquête auprès des installations de compostage*. Aubagne: GERES, Orgaterre., 13 p.
[Texte intégral](#)
- Hogg, D., 2001. *Costs for municipal waste management in the EU. Final Report, Directorate General Environment, European Commission, Eunomia Research & Consulting, Bristol, Royaume-Uni*.
- Hulugalle, N.; Ghosh, S.; Weaver, T.; Finlay, L.; Daniel, H.; Lockwood, P., 2008. Cattle manure and composted gin trash: benefits and costs. *Australian Cottongrower*, 29 (7): 16-17.
[Texte intégral](#)
- Jacon, M., 2009. *Les effluents équins*. Bourg-en-Bresse: Chambre d'Agriculture de l'Ain, 17 p. + annexes.
[Texte intégral](#)
- Le Bris, B., 2010. Gestion des déjections. Optimiser les chantiers d'épandage. *Cap élevage*, 47: 26-27.
- Le Goffe, M.; Delache, X., 1997. Impacts de l'agriculture sur le tourisme: une application des prix hédonistes. *Economie Rurale*, (239): 3-10.
- Lecuyer, B.; Chatellier, V.; Daniel, K., 2013. Les engrais minéraux dans les exploitations agricoles françaises et européennes. *Economie Rurale*, (333): 147-157.
- Levasseur, P.; Aubert, C., 2006. Contexte, atouts et faiblesses des effluents porcins et avicoles destinés à être exportés. *Techniporc*, 29 (2): 1-11.
- Lie, E., 2008. Market power and market failure the decline of the European fertilizer industry and the expansion of Norsk Hydro. *Enterprise & Society*, 9 (1): 70-95.
[Texte intégral](#)
- Lupton, S., 2011. *Economie des déchets. Une approche institutionnaliste*. Bruxelles: De Boeck (Collection « Ouvertures économiques »), 264 p.
- MEDD, 2006. *La monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets », synthèse du document de travail n° 05-S03*. Paris: MEDD, D4E économie, évaluation, environnement.
- Menegaki, A.N.; Mellon, R.C.; Vrentzou, A.; Koumakis, G.; Tsagarakis, K.P., 2009. What's in a name: Framing treated wastewater as recycled water increases willingness to use and willingness to pay. *Journal of Economic Psychology*, 30 (3): 285-292.
[Texte intégral](#)
- Mishan, E.J., 1969. The Relationship between Joint Products, Collective Goods, and External Effects. *Journal of Political Economy*, 77 (3): 329-348.
[Texte intégral](#)
- Shivakumar, C.; Mahajanashetti, S.B.; Murthy, C.; Basavaraja, H.; Hawaldar, Y.N., 2009. Production and marketing of vermicompost in Dharwad district: an economic analysis. *Karnataka Journal of Agricultural Sciences*, 22 (4): 850-853.
[Texte intégral](#)
- Soulage, D., 2010. *Traitement des ordures ménagères : quels choix après le Grenelle ?*, Rapport d'information N° 571 fait au nom de la Mission commune d'information sur les déchets, déposé au Sénat le 22 juin 2010.
- Soulsby, P.G.; Hickman, G.A.W.; McMahon, P.L., 2002. Economics of recovering value from recycling treated biosolids to land. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management*, 16 (1): 18-24.
- Stenger, A., 2000. Experimental valuation of food safety - Application to sewage sludge. *Food Policy*, 25 (2): 211-218.
[Texte intégral](#)
- Thornsbury, S.D.; Stoffella, P.J.; Minton, T.M., 2000. Economics of organic waste compost utilization in a commercial tomato production system. In: Ogier, J.P., ed. *Proceedings of the Xivth International Symposium on Horticultural Economics*. Leuven 1: International Society Horticultural Science (Acta Horticulturae), 93-99.
- Tziakis, I.; Pachiadakis, I.; Moraitakis, M.; Xideas, K.; Theologis, G.; Tsagarakis, K.P., 2009. Valuing benefits from wastewater treatment and reuse using contingent valuation methodology. *Desalination*, 237 (1-3): 117-125.
[Texte intégral](#)
- Verlicchi, P.; Al Aukidy, M.; Galletti, A.; Zambello, E.; Zanni, G.; Masotti, L., 2012. A project of reuse of reclaimed wastewater in the Po Valley, Italy: Polishing sequence and cost benefit analysis. *Journal of Hydrology*, 432: 127-136.
[Texte intégral](#)
- Weisz, Y.; Mehelmy, A., 2011. Fertilizers. *Food Outlook*, nov.: 79-88.
- Williams, M.; Arnott, J., 2010. A comparison of variable economic costs associated with two proposed biochar application methods. *Annals of Environmental Science*, 4: 23-30.

Section 7.2

- Agreste, 2010b. Grandes cultures - Panorama : Enquêtes sur les principales grandes cultures. *Agreste Les Dossiers*, Dossier n°8: 7-12.
[Texte intégral](#)
- Agreste; Robreau, F.; Massabie, P.; Martin-Houssart, G., 2010a. La gestion des effluents dans les élevages porcins : Les bâtiments d'élevage porcin entre 2001 et 2008. *Agreste Primeur*, (n°248, septembre 2010): 4 p.
[Texte intégral](#)
- Amon, G.; Aznar, O.; Vollet, D., 2006. Why are some French farmers sludge-takers? Some agronomic and socioeconomic explanations. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 5 (2/3): 289-308.
[Texte intégral](#)
- Angus, A.J.; Hodge, I.D.; McNally, S.; Sutton, M.A., 2003. The setting of standards for agricultural nitrogen emissions: a case study of the Delphi technique. *Journal of Environmental Management*, 69 (4): 323-337.
[Texte intégral](#)
- Anon., 1997. Le maire face aux activités agricoles et à leurs nuisances. *Journal des maires et des conseils municipaux*: 49-50.
- Arene, C.J.; Mbata, G.I.O., 2008. An analysis of the profitability and choice of metropolitan waste-use in urban agriculture of the Federal Capital Territory, Abuja, Nigeria. *Agricultural Economics-Zemedelska Ekonomika*, 54 (6): 269-275.
- Aubry, C.; Paillat, J.M.; Guerrin, F., 2006. A conceptual representation of animal waste management at the farm scale: The case of the Reunion Island. *Agricultural Systems*, 88 (2-3): 294-315.
[Texte intégral](#)

- Aznar, O.; Brétière, G.; Jeanneaux, P.; Massardier, L., 2005. Stratégies de traitement collectif des eaux usées et des boues d'épuration : état des lieux et tendances pour les communes du département du Puy-de-Dôme. *Ingénieries EAT*, 42: 23-31.
[Texte intégral](#)
- Barles, S., 2005. *L'invention des déchets urbains: France (1790-1970)*. Paris: Champ Vallon (Collection Milieux), 297 p.
[Texte intégral](#)
- Barles, S., 2007. Feeding the city: food consumption and flow of nitrogen, Paris, 1801-1914. *Science of the Total Environment*, 375 (1/3): 48-58.
[Texte intégral](#)
- Basnet, B.B.; Apan, A.A.; Raine, S.R., 2002. Geographic information system based manure application plan. *Journal of Environmental Management*, 64 (2): 99-113.
[Texte intégral](#)
- Bellehumeur, C.; Vasseur, L.; Anseau, C.; Marcos, B., 1997. Implementation of a multicriteria sewage sludge management model in the southern Quebec municipality of Lac-Mégantic, Canada. *Journal of Environmental Management*, 50 (1): 51-66.
[Texte intégral](#)
- Billen, G.; Chatzimporos, P.; Barles, S.; Garnier, J., 2012. Grain and meat to feed Paris : the changing balance between cereal cultivation and animal farming in the Paris Basin (18th-21st centuries). *Regional Environmental Change*, 12 (2): 325-336.
- Boiffin, J., 2014. Le point de vue de quatre acteurs de l'aide à la décision en matière de fertilisation. Quelles leçons tirer de ces exemples ? In: Pellerin, S.; Butler, F.; Giard-Van Laethem, C., eds. *Fertilisation et Environnement : quelles pistes pour l'aide à la décision ?* Versailles: Quae Editions:ACTA (Matière à débattre-décider), 153-160.
- Brennan, L.E.; Lisson, S.N.; Poulton, P.L.; Carberry, P.S.; Bristow, K.L.; Khan, S., 2008. A farm-scale, bio-economic model for assessing investments in recycled water for irrigation. *Australian Journal of Agricultural Research*, 59 (11): 1035-1048.
[Texte intégral](#)
- Brunet, H., 2013. European and national regulations and policies on organic resources: impacts on production and use of organic fertilisers and soil conditioners. *15th RAMIRAN Congress, 3-6 June, 2013*. Versailles, 21 p.
[Texte intégral](#)
- Brunt, L., 2007. Where there's muck, there's brass: the market for manure in the industrial revolution. *Economic History Review*, 60 (2): 333-372.
[Texte intégral](#)
- Cabrera, V.E.; Jagtap, S.S.; Hildebrand, P.E., 2007. Strategies to limit (minimize) nitrogen leaching on dairy farms driven by seasonal climate forecasts. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122 (4): 479-489.
[Texte intégral](#)
- Capitaine, M.; Boisdon, I.; Alvarez, G.; Vassal, N., 2009. L'utilisation des engrais de ferme sur prairie de montagne en agriculture biologique et conventionnelle : des similitudes. *Fourrages*, (197): 75-84.
[Texte intégral](#)
- Centner, T.J., 2004. Developing institutions to encourage the use of animal wastes as production inputs. *Agriculture and Human Values*, 21 (4): 367-375.
[Texte intégral](#)
- Chalmers, A.G., 2001. A review of fertilizer, lime and organic manure use on farm crops in Great Britain from 1983 to 1987. *Soil Use and Management*, 17 (4): 254-262.
[Texte intégral](#)
- Chassot, G.M.; Gassner, A., 2007. Engrais de ferme et protection des eaux: comparaison internationale des règlements. *Revue Suisse d'Agriculture*, 39 (1): 43-47.
[Texte intégral](#)
- Cofie, O.O.; Kranjac-Berisavljevic, G.; Drechsel, P., 2005. The use of human waste for peri-urban agriculture in Northern Ghana. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 20 (2): 73-80.
[Texte intégral](#)
- Courdier, R.; Guerrin, F.; Andriamasinoro, F.H.; Paillat, J.M., 2002. Agent-based simulation of complex systems: application to collective management of animal wastes. *Jasss-the Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 5 (3).
[Texte intégral](#)
- Delcour, D.; Balny, P.; Rathouis, P.; Guillet, M.; Roussel, F., 2013. *Rapport Plan d'action sur une meilleure utilisation de l'azote en agriculture*. Paris: MEDDE, MAAF, 101 p.
- Dhaouadi, K.; Aubry, C.; Hadjar, D.; Gilliot, J.-M.; Parnaudeau, V.; Sabine, H., 2013. Potential substitution of mineral N fertilizers by organic residues at the territory scale. *15th RAMIRAN Congress, 3-6 June, 2013*. Versailles, 4 p.
[Texte intégral](#)
- Eaton, D.; Hilhorst, T., 2003. Opportunities for managing solid waste flows in the peri-urban interface of Bamako and Ouagadougou. *Environment and Urbanization*, 15 (1): 53-63.
[Texte intégral](#)
- Gouttenoire, L.; Cournot, S.; Ingrand, S., 2011. Modelling as a tool to redesign livestock farming systems: a literature review. *Animal*, 5 (12): 1957-1971.
[Texte intégral](#)
- Guerrin, F., 2001. MAGMA: a simulation model to help manage animal wastes at the farm level. *Computers and Electronics in Agriculture*, 33 (1): 35-54.
[Texte intégral](#)
- Guerrin, F., 2004. Simulation of stock control policies in a two-stage production system - Application to pig slurry management involving multiple farms. *Computers and Electronics in Agriculture*, 45 (1-3): 27-50.
[Texte intégral](#)
- Guerrin, F.; Paillat, J.M.; Mssanzi, 2003. *Modelling Biomass fluxes and fertility transfers: Animal wastes management in Reunion Island*. Nedlands: Univ Western Australia (Modsims 2003: International Congress on Modelling and Simulation, Vols 1-4: Vol 1: Natural Systems, Pt 1; Vol 2: Natural Systems, Pt 2; Vol 3: Socio-Economic Systems; Vol 4: General Systems).
- Haga, K., 1998. Animal waste problems and their solution from the technological point of view in Japan. *Jarq-Japan Agricultural Research Quarterly*, 32 (3): 203-210.
- Harrison, E.Z.; Eaton, M.M., 2001. The role of municipalities in regulating the land application of sewage sludges and septage. *Natural Resources Journal*, 41 (1): 77-123.
- Helias, A.; Guerrin, F.; Steyer, J.P., 2008. Using timed automata and model-checking to simulate material flow in agricultural production systems - Application to animal waste management. *Computers and Electronics in Agriculture*, 63 (2): 183-192.
[Texte intégral](#)
- IFEN; SCEES, 2005. *Etude pilote sur les déchets de l'agriculture en France: rapport final*. Orléans: IFEN, 134 p.
[Texte intégral](#)
- Jackson, L.L.; Keeney, D.R.; Gilbert, E.M., 2000. Swine manure management plans in north-central Iowa: Nutrient loading and policy implications. *Journal of Soil and Water Conservation*, 55 (2): 205-212.
- Joncoux, S., 2013. *Les Produits Résiduaire Organiques » pour une intensification écologique de l'agriculture : ressources, déchets ou produits*. Sociologie des formats de valorisation agricole. Université Toulouse le Mirail, Toulouse.377 p + annexes.
- Jönsson, H.; Ritchert Stintzing, A.; Salomon, E., 2004. *Directives pour une Utilisation des Urines et des Fèces dans la Production Agricole*. Stockholm: SEI, Institut de l'Environnement de Stockholm, (ISBN 91 88714 94 2), 53 p.
[Texte intégral](#)
- JRC; IPTS, 2012. *End-of-waste criteria on Biodegradable waste subject to biological treatment - Third Working Document*. Séville: IPTS, 244 p.
[Texte intégral](#)
- Karagiannidis, A.; Moussiopoulos, N.; Diamandopoulos, G.; Kaggelides, K.; Perkoulidis, G., 2003. Simulation modelling software for integrated solid

- waste management at regional level. In: Lekkas, T.D., ed. *Proceedings of the 8th International Conference on Environmental Science and Technology, Vol B, Poster Presentations*. (Proceedings of the International Conference on Environmental Science and Technology), 346-352.
- Karmakar, S.; Nketia, M.; Lague, C.; Agnew, J., 2010. Development of expert system modeling based decision support system for swine manure management. *Computers and Electronics in Agriculture*, 71 (1): 88-95. [Texte intégral](#)
- Lamy, I., 2009. Bilan d'une approche intégrée de la pollution des sols de la plaine de Pierrelaye : acquis et nouveaux besoins de recherche. *Séance spéciale Académie d'Agriculture, 18 mars 2009*. Paris.
- Lewis, K.A.; Newbold, M.J.; Tzilivakis, J., 1999. Developing an emissions inventory from farm data. *Journal of Environmental Management*, 55 (3): 183-197. [Texte intégral](#)
- Mandinaud, V., 2005. La pollution des sols des champs d'épandage d'eaux usées, contrainte et/ou ressource pour le développement durable en plaine de Bessancourt-Herblay-Pierrelaye. *Développement durable et territoires*, Dossier 4: 13 p. [Texte intégral](#)
- McDougall, F.; White, P.; Franke, M.; Hindle, P., 2001. *Integrated solid waste management: a life cycle inventory*. Blackwell Science, Oxford, United Kingdom.
- Médoc, J.M.; Guerrin, F.; Courdier, R.; Paillat, J.M., 2004. A Multi-modelling approach to help agricultural stakeholders design animal wastes management strategies in the Reunion Island. In: Pahl-Wostl, C.; Schmidt, S.; Rizzoli, A.E.; Jakeman, A.J., eds. *Complexity and integrated resources management. Transactions of the 2nd Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society Osnabrück, Germany, 2004/06/14-17*. Manno, Switzerland: iEMSs, 462-467. [Texte intégral](#)
- Memon, M.A., 2010. Integrated solid waste management based on the 3R approach. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 12 (1): 30-40. [Texte intégral](#)
- Menegaki, A.N.; Mellon, R.C.; Vrentzou, A.; Koumakis, G.; Tsagarakis, K.P., 2009. What's in a name: Framing treated wastewater as recycled water increases willingness to use and willingness to pay. *Journal of Economic Psychology*, 30 (3): 285-292. [Texte intégral](#)
- Merson, J.; Attwater, R.; Ampt, P.; Wildman, H.; Chapple, R., 2010. The challenges to urban agriculture in the Sydney basin and lower Blue Mountains region of Australia. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 8 (1-2): 72-85. [Texte intégral](#)
- Midmore, D.J.; Jansen, H.G.P., 2003. Supplying vegetables to Asian cities: is there a case for peri-urban production? *Food Policy*, 28 (1): 13-27. [Texte intégral](#)
- Morse-Meyer, D.; Garnett, I.; Guthrie, J.C., 1997. A survey of dairy manure management practices in California. *Journal of Dairy Science*, 80 (8): 1841-1845. [Texte intégral](#)
- N'Diènor, M.; Guerrin, F.; Paillat, J.M., 2013. Simulating the management of wastes at a territory level in the peri-urban market gardening systems of Dakar (Senegal): the case of the Rufisque department. *15th RAMIRAN Congress, 3-6 June, 2013*. Versailles, 5 p. [Texte intégral](#)
- N'Diènor, M.; Aubry, C.; Rabeharisoa, L., 2011. Farmers dynamics for building soil fertility in peri-urban market-gardening farming systems in the Antananarivo district (Madagascar). *Cahiers Agricultures*, 20 (4): 280-293. [Texte intégral](#)
- Nesme, T.; Aubry, C., 2014. Comprendre les décisions de fertilisation des agriculteurs. In: Pellerin, S.; Butler, F.; Van Laethem, C., eds. *Fertilisation et environnement : quelles pistes pour l'aide à la décision ?* Versailles: Quae Editions:ACTA (Matériau à débattre-décider), 127-143.
- Paillat, J.M.; Guerrin, F., 2011. Combining individual and collective management of animal manure to reduce environmental impacts on a territory scale. *19th International Congress on Modelling and Simulation (Modsim2011)*: 843-849. [Texte intégral](#)
- Po, M.; Nancarrow, B.E.; Leviston, Z., 2005. *Predicting community behaviour in relation to wastewater reuse : What drives decisions to accept or reject? : Water for a Healthy Country National Research Flagship*. CSIRO Land and
- Quilty, J.R.; Cattle, S.R., 2011. Use and understanding of organic amendments in Australian agriculture: a review. *Soil Research*, 49 (1): 1-26. [Texte intégral](#)
- Rigby, D., 1997. European community guidelines to reduce water pollution by nitrates from agriculture: An analysis of their impact on UK dairy farms. *Journal of Agricultural Economics*, 48 (1): 71-82. [Texte intégral](#)
- Seadon, J.K., 2006. Integrated waste management - Looking beyond the solid waste horizon. *Waste Management*, 26 (12): 1327-1336. [Texte intégral](#)
- Sheriff, G., 2005. Efficient waste? Why farmers over-apply nutrients and the implications for policy design. *Review of Agricultural Economics*, 27 (4): 542-557. [Texte intégral](#)
- Smith, K.A.; Brewer, A.J.; Crabb, J.; Dauven, A., 2001. A survey of the production and use of animal manures in England and Wales. II. Poultry manure. *Soil Use and Management*, 17 (1): 48-56. [Texte intégral](#)
- Smith, K.A.; Brewer, A.J.; Crabb, J.; Dauven, A., 2001. A survey of the production and use of animal manures in England and Wales. III. Cattle manures. *Soil Use and Management*, 17 (2): 77-87. [Texte intégral](#)
- Stonehouse, D.P.; de Vos, G.W.; Weersink, A., 2002. Livestock manure systems for swine finishing enterprises. *Agricultural Systems*, 73 (3): 279-296. [Texte intégral](#)
- Thomas, D., 2002. Special issue: Crop-animal systems in Asia. *Agricultural Systems*, 71 (1-2): 1-4. [Texte intégral](#)
- Towers, W., 1994. Towards a strategic approach to sewage sludge utilization on agricultural land in Scotland. *Journal of Environmental Planning and Management*, 37 (4): 447-460. [Texte intégral](#)
- Van der Straeten, B.; Buysse, J.; Nolte, S.; Lauwers, L.; Claeys, D.; Van Huylenbroeck, G., 2010. A multi-agent simulation model for spatial optimisation of manure allocation. *Journal of Environmental Planning and Management*, 53 (8): 1011-1030. [Texte intégral](#)
- Vayssieres, J.; Bocquier, F.; Lecomte, P., 2009. GAMEDE: A global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises. Part II - Interactive simulation of various management strategies with diverse stakeholders. *Agricultural Systems*, 101 (3): 139-151. [Texte intégral](#)
- Vayssieres, J.; Guerrin, F.; Paillat, J.M.; Lecomte, P., 2009. GAMEDE: A global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises Part I - Whole-farm dynamic model. *Agricultural Systems*, 101 (3): 128-138. [Texte intégral](#)
- Westerman, P.W.; Bicudo, J.R., 2005. Management considerations for organic waste use in agriculture. *Bioresource Technology*, 96 (2): 215-221. [Texte intégral](#)
- Wright, I.A.; Tarawali, S.; Blummel, M.; Gerard, B.; Teufel, N.; Herrero, M., 2012. Integrating crops and livestock in subtropical agricultural systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92 (5): 1010-1015. [Texte intégral](#)

Zelem, M.-C., 2011. La valorisation des matières organiques de la ville. Le cas des petits maraichers de la zone périurbaine de Dakar. (Valorization of the Organic Waste of the City: The Case of the Market-Gardener in the Periphery of Dakar. With English summary.). *Revue d'Etudes en*

Agriculture et Environnement/Review of Agricultural and Environmental Studies, 92 (3): 311-29.
[Texte intégral](#)

Section 7.3

Beauchesne, I.; Blais, J.F.; Mercier, G.; Ouarda, T.B.M.J., 2008. Multicriteria optimization of a chemical leaching process for sewage sludge decontamination. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*, 12 (3): 150-158.

Management, 51 (6): 833-845.
[Texte intégral](#)

Bottero, M.; Comino, E.; Riggio, V., 2011. Application of the Analytic Hierarchy Process and the Analytic Network Process for the assessment of different wastewater treatment systems. *Environmental Modelling & Software*, 26 (10): 1211-1224.

Hokkanen, J.; Salminen, P., 1997. Choosing a solid waste management system using multicriteria decision analysis. *European Journal of Operational Research*, 98 (1): 19-36.

[Texte intégral](#)

Chang, N.B.; Pires, A.; Martinho, G., 2011. Empowering Systems Analysis for Solid Waste Management: Challenges, Trends, and Perspectives. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41 (16): 1449-1530.

Kalavrouziotis, I.K.; Filintas, A.T.; Koukoulakis, P.H.; Hatzopoulos, J.N., 2011. Application of multicriteria analysis in the management and planning of treated municipal wastewater and sludge reuse in agriculture and land development: the case of Sparti's wastewater treatment plant, Greece. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20 (2): 287-295.

Morrissey, A.J.; Browne, J., 2004. Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Management*, 24 (3): 297-308.

[Texte intégral](#)

Demol, R.M.; Vanbeek, P., 1991. An or contribution to the solution of the environmental-problems in the Netherlands caused by manure. *European Journal of Operational Research*, 52 (1): 16-27.

Passuello, A.; Cadiach, O.; Perez, Y.; Schuhmacher, M., 2012. A spatial multicriteria decision making tool to define the best agricultural areas for sewage sludge amendment. *Environment International*, 38 (1): 1-9.

[Texte intégral](#)

El Hanandeh, A.; El-Zein, A., 2010. The development and application of multicriteria decision-making tool with consideration of uncertainty: The selection of a management strategy for the bio-degradable fraction in the municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 101 (2): 555-561.

Pires, A.; Martinho, G.; Chang, N.B., 2011. Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *Journal of Environmental Management*, 92 (4): 1033-1050.

[Texte intégral](#)

Ghinea, C.; Gavrilăseu, M., 2010. Decision support models for solid waste management - An overview. *Environmental Engineering and Management Journal*, 9 (6): 869-880.

Rogers, M.; Grist, B., 2001. Sidelining politicians and community groups: the site selection process for a non-hazardous landfill facility in County Galway. *Municipal Engineer*, 145 (2): 1-4.

Gnoni, M.G.; Mummolo, G.; Ranieri, L., 2008. A mixed integer linear programming model for optimisation of organics management in an integrated solid waste system. *Journal of Environmental Planning and*

Siby, J., 2010. Sustainability-based decision-support system for solid waste management. *International Journal of Environment and Waste Management*, 6 (1/2): 41-50.

Section 7.4

Barbier, R., 2009. Le buveur d'eau et le recyclage des eaux usées. *Espaces et sociétés*, (139): 107-121.

an urban setting. *Compost Science & Utilization*, 12 (1): 48-54.
[Texte intégral](#)

Barbier, R., 2011. Le 'facteur beurk'. Emotions et jugements associés au recyclage des eaux usées. In: Barraqué, B.; Roche, P.A., eds. *Peurs et plaisirs de l'eau*. Paris: Hermann, 355-368.

Borraz, O., 2000. L'utilisation des boues d'épuration en agriculture : les ressorts d'une controverse. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 41: 25-32.

[Texte intégral](#)

Barbier, R.; Bedu, C.; Buclet, N., 2009. Portée et limites du dispositif « jury citoyen » Réflexions à partir du cas de Saint-Brieuc. *Politix - revue des sciences sociales du politique*, (86): 189-207.

Botetzagias, I.; Karamichas, J., 2009. Grassroots mobilisations against waste disposal sites in Greece. *Environmental Politics*, 18 (6): 939-959.

[Texte intégral](#)

Barbier, R.; Larrue, C., 2011. Démocratie environnementale et territoires : un bilan d'étape. *Participations - revue de sciences sociales sur la démocratie et la citoyenneté*, (1): 67-104.

Buclet, N., 2005. Gestion de crise environnementale et démocratie participative : le cas de l'incinération des déchets ménagers. *Politiques et Management Publics*, 23 (2): 91-116.

Barbier, R.; Waechter, V., 2001. Débat autour d'une décharge. *Annales des Ponts et Chaussées - Ingénieur Science Société*, (97): 48-53.

Burningham, K., 2000. Using the Language of NIMBY: A topic for research, not an activity for researchers. *Local Environment*, 5 (1): 55-67.

[Texte intégral](#)

Beecher, N.; Harrison, E.; Goldstein, N.; McDaniel, M.; Field, P.; Susskind, L., 2005. Risk perception, risk communication, and stakeholder involvement for biosolids management and research. *Journal of Environmental Quality*, 34 (1): 122-128.

Cabaret, J.; Nicourt, C., 2009. Les stations d'épuration et usages des boues : un décalage de vision entre scientifiques et citoyens. In: Khallaayoune, K.; Cabaret, J., eds. *Traitement et réutilisation des eaux usées : impact sur la santé et l'environnement*. Rabat: MAR : Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, 37-48.

Bonnefoy, B., 2007. Pourquoi sommes-nous gênés par les odeurs? Le rôle de quelques facteurs psychosociaux. *Air Pur*, (73): 15-18.

Candau, J.; Jeanjean, A., 2006. Des odeurs à ne pas regarder. *Revue Terrain*, 47 : 51-68.

[Texte intégral](#)

Borden, G.W.; Devitt, D.A.; Morris, R.L.; Robinson, M.L.; Lopez, J., 2004. Residential assessment and perception toward biosolids compost use in

- Casal, A., 2006. *Usines d'assainissement des eaux et phénomène Nimby: les conditions environnementales, sociales et individuelles de l'acceptabilité*. Thèse de doctorat. Psychologie sociale et environnementale, Université Paris Descartes, Paris. 177 p.
- Cavalini, P., 1992. *It's ill wind that brings no good*. Groningen: University Press.
- Clark, K.; Lane, L., 2009. L'art de faire avaler la pilule. Enquête sur l'acceptabilité sociale. *Revue Z*, n°1, 10 p.
[Texte intégral](#)
- Colebatch, H.K., 2006. Governing the use of water: the institutional context. *Desalination*, 187 (1-3): 17-27.
[Texte intégral](#)
- Corbin, A., 1982. *Le miasme et la jonquille : l'odorat et l'imaginaire social XVIIIè-XIXè siècles*. Paris: Aubier-Montaigne (Collection Historique), 334 p.
- D'Arcimoles, M.; Borraz, O., 2003. Réguler ou qualifier ? Le cas des boues d'épuration urbaines. *Sociologie du travail*, 45 (1): 45-62.
[Texte intégral](#)
- Earle, T.C.; Siegrist, M., 2006. Morality information, performance information, and the distinction between trust and confidence. *Journal of Applied Social Psychology*, 36 (2): 383-416.
[Texte intégral](#)
- Elliott, S.J., 1998. A comparative analysis of public concern over solid waste incinerators. *Waste Management & Research*, 16 (4): 351-364.
[Texte intégral](#)
- Elliott, S.J.; McClure, J., 2009. There's just hope that no one's health is at risk: residents' reappraisal of a landfill siting. *Journal of Environmental Planning and Management*, 52 (2): 237-255.
[Texte intégral](#)
- Ferreira, C., 2004. Risk, transparency and cover up: media narratives and cultural resonance. *Journal of Risk Research*, 7 (2): 199-211.
[Texte intégral](#)
- Ferreira, S.; Gallagher, L., 2010. Protest responses and community attitudes toward accepting compensation to host waste disposal infrastructure. *Land Use Policy*, 27 (2): 638-652.
[Texte intégral](#)
- Fife-Schaw, C.; Barnett, J.; Chenoweth, J., 2007. Consumer trust and Confidence: Some Recent Ideas in the Literature. *Conférence "Customers' connection"*. Maastricht. juin, 8.
[Texte intégral](#)
- Fiorino, D., 1989. Environmental risk and democratic process: A critical review. *Columbia Journal of Environmental Law*, 14: 501-547.
- Flynn, B., 2009. Planning Cells and Citizens Juries in Environmental Policy: Deliberation and Its Limits. In: Coenen, F., ed. *Public Participation and Better Environmental Decisions. The Promise and Limits of Participatory Processes for the Quality of Environmentally Related Decision-making*. Springer, 57-71.
- Giaccaria, S.; Frontuto, V., 2012. Perceived health status and environmental quality in the assessment of external costs of waste disposal facilities. An empirical investigation. *Waste Management & Research*, 30 (8): 864-870.
[Texte intégral](#)
- Giddens, A., 1994. *Les conséquences de la modernité*. Paris: L'Harmattan, 185 p.
- Goldstein, N.; Beecher, N., 2007. Invest in the social aspects of biosolids management. *Water Practice & Technology*, 2 (4): art 82.
[Texte intégral](#)
- Goodman, J.R.; Goodman, B.P., 2006. Beneficial or biohazard? How the media frame biosolids. *Public Understanding of Science*, 15 (3): 359-375.
[Texte intégral](#)
- Guidotti, T.L.; Abercrombie, S., 2008. Aurum: a case study in the politics of NIMBY. *Waste Management & Research*, 26 (6): 582-588.
[Texte intégral](#)
- Hartley, T.W., 2006. Public perception and participation in water reuse. *Desalination*, 187 (1-3): 115-126.
[Texte intégral](#)
- Héroux, M.; Pagé, T.; Gélinas, C.; Guy, C., 2004. Evaluating odour impacts from a landfilling and composting site: involving citizens in the monitoring. *Water Science and Technology*, 50 (4): 131-137.
- Ingram, P.C.; Young, V.J.; Millan, M.; Chang, C.; Tabucchi, T., 2006. From controversy to consensus: The Redwood City recycled water experience. *Desalination*, 187 (1-3): 179-190.
[Texte intégral](#)
- Jaubert, J.-N., 2005. Les odeurs dans l'air : de la pollution osmique à la gêne olfactive. *Environnement, Risques & Santé*, 4 (1): 51-61.
- Jeanneaux, P.; Perrier-Cornet, P., 2008. Les conflits d'usage du cadre de vie dans les espaces ruraux et la décision publique locale : éléments pour une analyse économique. *Economie Rurale*, 2008/4 (306): 39-54.
[Texte intégral](#)
- Jehlickova, B.; P.J., L.; H., D.G., 2009. Assessing effects of odours: a critical review of assessing annoyance and impact on amenity.
- Johnson, R.J.; Scicchitano, M.J., 2012. Don't Call Me NIMBY: Public Attitudes Toward Solid Waste Facilities. *Public Understanding of Science*, 44 (3): 410-426.
[Texte intégral](#)
- Jones, D., 2007. Moral psychology: The depths of disgust. *Nature*, 447 (7146): 768-771.
[Texte intégral](#)
- Kasperson, R.E.; Golding, D.; Tuler, S., 1992. Social distrust as a factor in siting hazardous facilities and communicating risks. *Journal of Social Issues*, 48 (4): 161-187.
- Lascombes, P., 2007. De l'utilité des controverses socio-techniques. *Journal international de bioéthique*, 13 (2): 68-79.
- Lenclud, G., 2006. La nature des odeurs (remarques). *Terrain*, (47): 5-18.
- Lima, M.L., 2004. On the influence of risk perception on mental health: living near an incinerator. *Journal of Environmental Psychology*, 24 (1): 71-84.
[Texte intégral](#)
- Lima, M.L., 2006. Predictors of attitudes towards the construction of a waste incinerator: Two case studies. *Journal of Applied Social Psychology*, 36 (2): 441-466.
[Texte intégral](#)
- Limoges, C.; Cambrosio, A., 1991. Controverses publiques : les limites de l'information. *Biofutur*, (avril): 87-90.
- Lindsay, B.E.; Zhou, H.J.; Halstead, J.M., 2000. Factors influencing resident attitudes regarding the land application of biosolids. *American Journal of Alternative Agriculture*, 15 (2): 88-95.
[Texte intégral](#)
- Longhurst, P.J.; Cotter, M.; Gostelow, P., 2004. Odour management plans: a risk-based approach using stakeholder data. *Water Science and Technology*, 50 (4): 17-23.
- Lupton, S., 2005. Shared quality uncertainty and the introduction of indeterminate goods. *Cambridge Journal of Economics*, 29 (3): 399-421.
[Texte intégral](#)
- Lynn, F.M.; Busenberg, G.J., 1995. Citizen Advisory Committees and Environmental Policy : What We Know, What's Left to Discover. *Risk Analysis*, 15 (2): 147-162.
[Texte intégral](#)
- McAvoy, G.E., 1998. Partisan probing and democratic decisionmaking: Rethinking the nimby syndrome. *Policy Studies Journal*, 26 (2): 274-292.
[Texte intégral](#)
- McKay, J.; Hurlimann, A., 2003. Attitudes to reclaimed water for domestic use : part 1. Age. *Water*, 30 (5): 45-49.
- Melé, P., 2003. Introduction : Conflits, territoires et action publique. In: Melé, P.; Larue, C.; Rosemberg, M., eds. *Conflits et territoires*. Tours: Presses universitaires François-Rabelais, 13-32.

- Mermet, L., 2005. Les porteurs de projet face à leurs contradicteurs : six critères pour évaluer la concertation. In: Billé, R.; Mermet, L., eds. *Concertation, décision et environnement. Regards croisés. Vol. III*. Paris: La Documentation Française, 37-47.
- Nancarrow, B.E.; Leviston, Z.; Po, M.; Porter, N.B.; Tucker, D.I., 2008. What drives communities' decisions and behaviours in the reuse of wastewater. *Water Science and Technology*, 57 (4): 485-491.
[Texte intégral](#)
- Nicourt, C.; Girault, J.M., 2006. L'usage du principe de proximité comme instrument d'ajustement de la décision publique. Le cas de l'implantation de plateformes de compostage de boues en Dordogne. *Développement durable et territoires*: 17.
[Texte intégral](#)
- Nimmermark, S., 2004. Odour influence on well-being and health with specific focus on animal production emissions. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 11 (2): 163-173.
- Okeke, C.U.; Armour, A., 2000. Post-landfill siting perceptions of nearby residents: a case study of Halton landfill. *Applied Geography*, 20 (2): 137-154.
[Texte intégral](#)
- Petts, J., 1994. Effective waste management - Understanding and dealing with public concerns. *Waste Management & Research*, 12 (3): 207-222.
[Texte intégral](#)
- Pierrette, M., 2009. *L'environnement olfactif : de la perception à la gêne. Le cas d'un site industriel*. Psychologie, Thèse de doctorat. Paris Ouest, 233 p.
[Texte intégral](#)
- Pierrette, M.; Moch, A., 2009. Study of olfactory annoyance predictors around a factory site. *Psychologie Française*, 54 (3): 259-270.
[Texte intégral](#)
- Po, M.; Kaercher, J.D.; Nancarrow, B.E., 2003. *Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse*: CSIRO Land and Water - Technical report 54/03, 39 p.
[Texte intégral](#)
- Pol, E.; Di Masso, A.; Castrechini, A.; Bonet, M.R.; Vidal, T., 2006. Psychological parameters to understand and manage the NIMBY effect. *European Review of Applied Psychology-Revue Européenne De Psychologie Appliquée*, 56 (1): 43-51.
[Texte intégral](#)
- Rampton, S., 2002. Sludge, biosolids, and the propaganda model of communication. *New Solution*, 12 (4): 347-353.
- Reams, M.A.; Templet, P.H., 1996. Political and environmental equity issues related to municipal waste incineration siting. 47 (1-3): 313-323.
[Texte intégral](#)
- Remy, E.; Estades, J., 2007. Nez à nez avec des nuisances odorantes : l'apprentissage de la cohabitation spatiale. *Sociologie du travail*, 49 (2): 237-252.
- Revel, M., 2007. Les dynamiques du débat public : l'exemple de six débats publics. In: Revel, M.; Blatrix, C.; Blondiaux, L.; Fourniau, J.-M.; Dubreuil, B.H.; Lefebvre, R., eds. *Le débat public : une expérience française de démocratie participative*. Paris: La Découverte, 239-251.
- Robinson, K.G.; Robinson, C.H.; Raup, L.A.; Markum, T.R., 2012. Public attitudes and risk perception toward land application of biosolids within the south-eastern United States. *Journal of Environmental Management*, 98: 29-36.
[Texte intégral](#)
- Rodriguez, L.; Peterson, J.W., 1999. Risks From an "Unknown" Technology: How Iowans Perceive Agricultural Sludge. *The Journal of Environmental Education*, 30 (3): 37-42.
[Texte intégral](#)
- Romi, R., 1997. *Droit et administration de l'environnement*. Paris: Montchrestien (Collection Domat Droit Public), 517 p.
- Rosanvallon, P., 2008. *La légitimité démocratique : Impartialité, réflexivité, proximité*. Paris: Seuil, 367 p.
- Rozin, P., 2006. Naturalness judgments by lay Americans: Process dominates content in judgments of food or water acceptability and naturalness. *Judgment and Decision Making Journal*, 1 (2): 91-97.
- Rozin, P.; Haidt, J.; McCauley, C., 1993. Disgust. *Handbook of emotions*: 575-594.
- Rui, S., 1999. L'impasse de l'amont. Débat public et conflits d'aménagement. *Annales des Ponts et Chaussées - Ingénieur Science Société*, (92): 47-52.
- Rui, S., 2007. Ressorts et incidences de l'autorité du garant sur les débats publics. Des commissions de suivi Bianco à la CNDP. In: Revel, M.; Blatrix, C.; Blondiaux, L.; Fourniau, J.-M.; Dubreuil, B.H.; Lefebvre, R., eds. *Le débat public : une expérience française de démocratie participative*. Paris: La Découverte, 101-111.
[Texte intégral](#)
- Sauvé, J.-M., 2010. *Conférence inaugurale du Cycle "La démocratie environnementale aujourd'hui"*. Paris: Conseil d'Etat.
[Texte intégral](#)
- Schively, C., 2007. Understanding the NIMBY and LULU phenomena: Reassessing our knowledge base and informing future research. *Journal of Planning Literature*, 21 (3): 255-266.
[Texte intégral](#)
- Shusterman, D., 1999. The health significance of environmental odour pollution: revisited. *Journal of Environmental Medicine*, 1 (4): 249-258.
- Snyder, C., 2005. The dirty work of promoting "recycling" of America's sewage sludge. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 11 (4): 415-427.
- Tapia, C., 1978. Environnement et odeurs. *Revue Internationale de Psychologie Appliquée*, 27 (1): 39-51.
- Torre, A.; Aznar, O.; Caron, A.; Chia, E.; Galman, M.; Jeanneaux, P.; Melot, R.; Paoli, J.C.; Thion, P.; Bonin, M.; Guérin, M.; Kirat, T.; Lefranc, C.; Salazar, M.I., 2006. Conflits et tensions autour des usages de l'espace dans les territoires ruraux et périurbains : Le cas de six zones géographiques françaises. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, (3): 415-453.
[Texte intégral](#)
- Trom, D., 1999. De la réfutation de l'effet NIMBY considérée comme une pratique militante. *Revue française de sciences politiques*, 49 (1): 31-50.
- Van Harreveld, A.P., 2001. From odorant formation to odour nuisance: new definitions for discussing a complex process. *Water Science and Technology*, 44 (9): 9-15.
- Wakefield, S.; Elliott, S.J., 2000. Environmental risk perception and well-being: effects of the landfill siting process in two southern Ontario communities. *Social science & medicine*, 50 (7-8): 1139-1154.
[Texte intégral](#)
- Wolsink, M.; Devilee, J., 2009. The motives for accepting or rejecting waste infrastructure facilities. Shifting the focus from the planners' perspective to fairness and community commitment. *Journal of Environmental Planning and Management*, 52 (2): 217-236.
[Texte intégral](#)