



La qualité agronomique des digestats

Rapport Final

Décembre 2004

Titre	Qualité agronomique et sanitaire des digestats issus de méthanisation
Convention	03.75C.0048
Date de notification	12/12/03
Commanditaire	ADEME
Responsable	Christine SCHUBETZER
Adresse	Département Agriculture et Alimentation 2 Square Lafayette BP.406 49004 ANGERS Cedex 01
Téléphone	02.41.20.41.20
Télécopie	02.41.87.23.50
Email	ademe@ademe.fr
Rédaction	Sylvain DOUBLET, Blaise LECLERC, Christian COUTURIER, Sylvaine BERGER
Diffusion	ADEME

Résumé

Les digestats sont les produits de digestion anaérobie (méthanisation). Leur épandage sur sols agricoles présente un grand nombre d'avantages liés à la spécificité de la réaction de méthanisation (conditions anaérobies, milieu réducteur, température...). La qualité agronomique d'un produit s'évalue par des critères d'efficacité (caractéristiques physiques, biologiques des sols, effet fertilisants) et d'innocuité (E.T.M., composés organiques, agents microbiologiques).

Au cours de la digestion, les 2/3 de la matière organique biodégradable (lipides, protéides, glucides, cellulose, hémicellulose) est transformée en biogaz (CH₄ et CO₂). Cette transformation minéralise l'azote et le phosphore organique, diminue la teneur en matière sèche et diminue la phytotoxicité des substrats. La méthanisation améliore les critères d'efficacité du substrat traité. Les effets fertilisants sont améliorés : amélioration des rendements, conservation et meilleure utilisation des nutriments (et donc diminution des pertes et des pollutions sous forme NH₃, N₂O, nitrates). Le potentiel d'humification des substrats n'est pas altéré par la méthanisation : la lignine et les autres molécules intervenant dans ce processus complexe ne sont que très peu dégradées lors de la digestion. En ce qui concerne l'innocuité des produits, la méthanisation permet d'obtenir un taux élevé d'élimination des polluants organiques et des germes pathogènes.

Certains points de la valorisation agronomiques sont encore très peu connus (concernant les digestats mais aussi de façon générale) : les effets sur les propriétés physiques et biologique des sols, les précurseurs d'humus formés lors de la maturation des digestats, le devenir du phosphore, etc.

La méthanisation s'inscrit dans une chaîne de traitements de substrats organiques allant de la collecte à l'épandage. Chaque maillon de la chaîne influence la qualité agronomique des produits (traitements thermiques, chimiques, mécaniques, etc.). Il est donc nécessaire de raisonner par filière en fonction d'objectifs de valorisation agronomique et d'intégrer la méthanisation comme un moyen d'optimisation du retour au sol des matières organiques.

Summary

The digestates are the products of anaerobic digestion. Their valorisation in agriculture presents a great number of advantages related to the specificity of the reaction of methanisation (anaerobic conditions, temperature, ...). The agronomic quality of a product is evaluated by criteria of effectiveness (characteristic physical, biological, soils fertilizing effect) and of harmlessness (E.T.M., made up organic, microbiological agents).

During anaerobic digestion, 2/3 of the biodegradable organic matter (lipids, proteins, carbohydrates, cellulose, hemicellulose) is converted to biogas (CH₄ and CO₂). This transformation mineralizes nitrogen and organic phosphorus, decreases the content of dry matter and decreases the phytotoxicity of the substrates. Methanisation improves the criteria of effectiveness of the substrate. Fertilizing effects are improved: improvement of the yield, conservation and better use of the nutrients (and thus reduction of losses and pollution : NH₃, N₂O, nitrates). The potential of humification of the substrates is not deteriorated by methanisation: lignin and the other complex molecules are not degraded during digestion. With regard to the harmlessness of the products, methanisation makes it possible to obtain a high rate of elimination of the organic pollutants and pathogenic germs.

Some agronomic points of valorization are still far from known (concerning the digestates but also in a general way): effects on the physical properties and biological of the grounds, the precursors of humus formed during the maturation of the digestates, etc.

Methanisation is an element of organic matter processing chain organic. Each chain link influences the agronomic quality of products (heat treatments, chemical, mechanical, etc). It is thus necessary to reason by chain according to objectives of agronomic valorization and to integrate methanisation like a means of optimization of agronomic valorisation of organic matter.

SOMMAIRE

1	INTRODUCTION	7
---	--------------------	---

2	TRAITEMENT DE LA MATIERE ORGANIQUE : DIGESTION ANAEROBIE ET COMPOSTAGE	8
2.1	LA DIGESTION ANAEROBIE	8
2.1.1	<i>Rappel : les mécanismes biologiques de la digestion anaérobie</i>	8
2.1.2	<i>La digestion dans le traitement des déchets</i>	9
2.2	LE COMPOSTAGE	10
2.2.1	<i>Quelques rappels sur le compostage</i>	10
2.2.2	<i>Technique de compostage par type de déchets et quantités traitées en France</i>	11
3	CADRE METHODOLOGIQUE POUR L'ANALYSE DE LA VALEUR AGRONOMIQUE DES DIGESTATS :	
	« LA DIGESTION ET LES SOLS »	13
3.1	L'EVOLUTION DE LA MATIERE ORGANIQUE LORS DE LA DIGESTION	13
3.2	LES SOLS ET LES PLANTES	15
3.2.1	<i>La définition de la valeur agronomique</i>	15
3.2.2	<i>Les critères d'innocuité</i>	15
3.2.3	<i>Les critères d'efficacité</i>	15
3.2.4	<i>Les propriétés physiques</i>	16
3.2.5	<i>Les effets sur les propriétés biologiques des sols : biomasse microbienne, activité biologique microbienne, lombrics (biomasse et activité)</i>	19
3.2.6	<i>Les effets fertilisants</i>	21
3.3	ANALYSE, ESSAI AGRONOMIQUE ET APPROCHE GLOBALE	22
4	LA RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE	23
4.1	LES BASES DE DONNEES SCIENTIFIQUES	23
4.2	INTERNET	23
4.3	LA LITTERATURE GRISE.....	23
4.3.1	<i>Données de terrain</i>	23
4.3.2	<i>Données constructeurs</i>	24
4.3.3	<i>Études de langue allemande</i>	24
4.3.4	<i>Recherches complémentaires</i>	24
4.4	L'INVENTAIRE NATIONAL DES ESSAIS AGRONOMIQUES	24
4.5	RESULTATS DE LA RECHERCHE	25
4.6	CLASSEMENT ET GRILLE DE LECTURE	25
4.6.1	<i>Classement</i>	25
4.6.2	<i>Grille de lecture</i>	25
5	LES MATIERES ORGANIQUES DIGEREES OU COMPOSTEES DANS LA REGLEMENTATION	27
5.1	REGLEMENTATIONS GENERALES SUR LES MATIERES FERTILISANTES, LES FILIERES, LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT	27
5.1.1	<i>Réglementation sur les sous-produits animaux et matières fertilisantes</i>	28
5.1.2	<i>Réglementation sur les filières</i>	38
5.1.3	<i>Réglementation sur l'environnement</i>	39
5.2	LA METHANISATION DANS LA REGLEMENTATION	39
5.3	LE COMPOSTAGE DANS LA REGLEMENTATION	41
5.3.1	<i>Références à la plate-forme de compostage et à son environnement</i>	41
5.3.2	<i>Épandage</i>	41
5.3.3	<i>Réglementation du compostage au champ</i>	42
5.3.4	<i>Références au processus de compostage</i>	42
5.3.5	<i>Référence au compost</i>	43
5.4	CONCLUSION SUR LES PRINCIPALES DIFFERENCES REGLEMENTAIRES DES FILIERES METHANISATION ET COMPOSTAGE	44
5.4.1	<i>Références au traitement</i>	44
5.4.2	<i>Références au produit final (compost ou digestat)</i>	44
5.5	SYNTHESE DE LA REGLEMENTATION	45
6	LA VALEUR AGRONOMIQUE DES DIGESTATS	46

6.1	ÉVOLUTION DE LA MATIERE AU COURS DE LA DIGESTION	46
6.1.1	<i>Principes</i>	46
6.1.2	<i>Données chiffrées</i>	47
6.2	INFLUENCE DES TRAITEMENTS COMPLEMENTAIRES (PRE OU POST-TRAITEMENT).....	48
6.2.1	<i>Post-traitement</i>	48
6.2.2	<i>Pré-traitement</i>	48
6.3	L'ÉVOLUTION DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE AU COURS DE LA DIGESTION.....	48
6.3.1	<i>Principes</i>	48
6.3.2	<i>Minéralisation de l'azote des déjections animales</i>	49
6.3.3	<i>La minéralisation de l'azote et du phosphore des boues urbaines</i>	49
6.3.4	<i>Données sur les lisiers digérés</i>	49
6.3.5	<i>Données sur les boues digérées</i>	50
6.4	LES CRITERES D'EFFICACITE	54
6.4.1	<i>Les effets sur les propriétés physiques des sols</i>	54
6.4.2	<i>Les effets sur les propriétés biologiques des sols</i>	55
6.4.3	<i>Les effets fertilisants</i>	56
6.4.4	<i>Le phosphore</i>	58
6.5	LES CRITERES D'INNOCUITE	62
6.5.1	<i>Les éléments traces métalliques (As, Cu, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn)</i>	62
6.5.2	<i>Les micropolluants organiques (hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures aromatiques polycycliques - HAP et leurs dérivés halogénés - certains pesticides, PCB et dioxines, les autres composées organiques - pesticides)</i>	65
6.5.3	<i>Les éléments pathogènes : bactéries, virus, parasites</i>	67
6.5.4	<i>Phytotoxicité</i>	69
6.5.5	<i>Conclusion</i>	69
6.5.6	<i>Remarque : cas des biodéchets</i>	70
6.6	RESULTATS ANALYTIQUES	70
7	CONCLUSION : ANALYSE TRANSVERSALE ET PERSPECTIVES.....	76
7.1	METHANISATION, COMPOSTAGE : SIMILITUDES ET SINGULARITES	76
7.1.1	<i>La méthanisation s'apparente à la phase thermophile du compostage</i>	76
7.1.2	<i>Les propriétés agronomiques des matières organiques digérées sont similaires à celles des matières organiques compostées</i>	77
7.2	DE FORTES SINGULARITES POUR LE CYCLE DES NUTRIMENTS	80
7.2.1	<i>Cas de l'azote et du phosphore</i>	80
7.3	OPPORTUNITES A EXPLORER POUR LA METHANISATION	82
7.3.1	<i>Un moyen d'optimiser la gestion des déjections d'élevage</i>	82
7.3.2	<i>Biodéchets et déchets résiduels municipaux</i>	82
7.3.3	<i>Un potentiel énergétique rendu accessible sans impacts agronomiques négatifs</i>	82
7.3.4	<i>Une étape possible dans le traitement des sous-produits animaux</i>	83
7.3.5	<i>Des techniques de pré-traitement émergentes</i>	83
7.3.6	<i>Adapter la réglementation existante</i>	84
7.4	LES DONNEES MANQUANTES :	85
8	ANNEXE : LA VALEUR AGRONOMIQUE DES COMPOSTS, HORS COMPOSTS DE DIGESTATS (SYNTHESE)	86
8.1	LES CRITERES D'EFFICACITE	86
8.1.1	<i>Les effets sur les propriétés physiques des sols</i>	86
8.1.2	<i>Les effets sur les propriétés biologiques des sols : biomasse microbienne, activité biologique</i>	86
8.1.3	<i>Les effets fertilisants</i>	86
8.2	LES CRITERES D'INNOCUITE	89
8.2.1	<i>Les éléments traces métalliques (ETM) : As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn</i>	89
8.2.2	<i>Les micropolluants organiques (hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures aromatiques polycycliques – HAP et leurs dérivés halogénés – certains pesticides, PCB et dioxines, les autres composées organiques - pesticides)</i>	89
8.2.3	<i>L'assainissement au cours du compostage</i>	90
8.2.4	<i>Les inertes : plastiques, verres, métaux, pierres, terre</i>	92
8.3	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES DE CETTE ANNEXE.....	92

9	ANNEXE : PROPOSITION DE MODIFICATION DE LA NORME NFU 44-051 CONCERNANT LA DEFINITION DE LA METHANISATION ET DE SA PLACE DANS LE TRAITEMENT DES MATIERES ORGANIQUES.....	94
9.1	PROPOSITIONS DE REFORMULATION.....	94
9.2	ARGUMENTAIRE.....	95
10	ANNEXE GRILLES DE LECTURES DES FICHES DE SYNTHESES (CLASSEMENT PAR SOURCE ET CLASSEMENT PAR INTERET AGRONOMIQUE).....	98
11	ANNEXE : FICHES DE LECTURES BIBLIOGRAPHIQUES.....	102
11.1	ANALYTIQUES.....	102
11.1.1	<i>Déjections animales</i>	102
11.1.2	<i>Boues urbaines</i>	112
11.1.3	<i>Biodéchets et ordures ménagères</i>	128
11.1.4	<i>Autres effluents</i>	132
11.1.5	<i>Analyses transversales</i>	136
11.2	ESSAIS AGRONOMIQUES.....	139
11.3	APPROCHES GLOBALES (AG001 A AG100).....	156
12	ANNEXE : FICHES RECAPITULATIVES.....	168

1 Introduction

La méthanisation est une technique de traitement des déchets et des effluents qui aboutit à la formation de 2 composés valorisables : le biogaz et le digestat. La qualité physico-chimique du digestat dépend étroitement de la qualité des déchets et des effluents entrants dans les unités de méthanisation, et qui sont ensuite digérés par voie anaérobie. Elle dépend également des procédés de méthanisation utilisés, et d'un éventuel traitement complémentaire des digestats (maturation aérobie, séchage, etc.).

Des interrogations demeurent sur les qualités agronomiques des digestats notamment dans une réflexion plus globale de retour au sol des matières organiques :

- Quelles sont les **différences** entre le compost issu de méthanisation et le compost aérobie classique ?
- La méthanisation **agit-elle de façon similaire à la phase thermophile du compostage** ? L'évolution des différentes matières organiques est-elle similaire ?
- Quel est l'**impact agronomique** de la méthanisation sur les effluents d'élevage ? La minéralisation plus importante de l'azote est-elle un facteur positif, et dans quelle mesure ? Comment la méthanisation peut-elle influencer sur la gestion des déjections ?
- Comment la méthanisation s'intègre-t-elle dans une chaîne de gestion des boues urbaines ? **Comment se positionne-t-elle**, du point de vue agronomique, vis-à-vis du compostage ?
- En quoi la méthanisation peut-elle offrir de **nouvelles opportunités** pour la valorisation agronomique des déchets et résidus organiques ?
- Dans quelle mesure la méthanisation peut-elle être appliquée au traitement des **sous-produits d'origine animale**, notamment les déchets de classe 2 et 3 selon le règlement européen ?
- Quelles sont les **caractéristiques du digestat d'ordures résiduelles** ? Quelles conséquences sur le stockage en ISD en termes de densité, production de biogaz et lixiviats ?

Le but de cette étude est de réaliser un point sur les connaissances acquises en matière de qualité agronomique des digestats issus des déchets organiques variés : biodéchets des ménages, déchets ménagers, déchets de restauration collectives, déchets et boues industriels et agro-alimentaires, boues de stations d'épuration urbaines, et effluents d'élevage.

2 Traitement de la matière organique : digestion anaérobie et compostage

2.1 La digestion anaérobie

2.1.1 Rappel : les mécanismes biologiques de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie est un processus biologique de dégradation qui permet de transformer des substrats organiques complexes en molécules contenant un seul carbone, telles que le méthane (CH_4) et le dioxyde de carbone (CO_2). Le processus se déroule en quatre phases distinctes, chacune réalisée par une classe de micro-organismes spécialisés, qui se développe en l'absence d'oxygène (facultative ou stricte) :

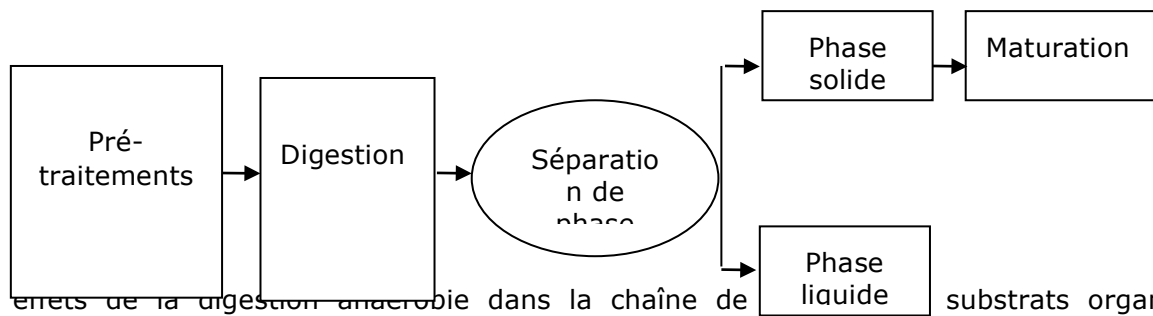
- Étapes 1 et 2 : Hydrolyse et acidogénèse
Dégradation des polymères en monomères puis en acides gras volatiles (AGV). C'est une étape limitante qui peut-être améliorée par un pré-traitement.
- Étape 3 : Acétogénèse
Transformation des AGV, de l'hydrogène et du dioxyde de carbone en acide acétique. Cette étape est très rapide par rapport aux autres.
- Étape 4 : Méthanogénèse
Formation du méthane soit par dégradation de l'acide acétique (70 % de la production), soit par réduction du CO_2 par l'hydrogène des acides (30 % de la production). C'est une étape limitante car elle est très sensible aux variations des conditions d'environnement (pH, température, agents toxiques, variation de concentration d'effluents...).

Les principaux facteurs influençant la digestion anaérobie sont :

- La charge (rapport entre le poids des matières volatiles introduites et le volume du digesteur) qui permet d'apprécier la quantité de matière nutritives introduites par rapport à la biomasse présente.
- Le pH est l'un des facteurs les plus importants. Les bactéries acétogènes restent actives jusqu'à un pH 5, mais les bactéries responsables de la méthanisation sont inhibées dès que le pH descend en dessous de 6,2. C'est pourquoi la zone optimale de pH se situe de 6,8 à 7,2.
- La température : la digestion se décline sous trois types différents suivant la température. La digestion est psychrophile lorsque la température est inférieure à 15°C, mésophile entre 28 et 40°C et thermophile au-delà de 40°C.
- Le couple température-temps de séjour (ou temps de rétention hydraulique). Une élévation de la température entraîne une activation des réactions d'acétogénèse, de méthanisation et de croissance des bactéries. Il en découle une diminution du temps de séjour nécessaire à la stabilisation et une augmentation de la production de gaz.
- Les substances toxiques inhibitrices de la digestion (certains cations et sulfures, certains éléments traces métalliques, certains composés organiques – cyanure phénols phtalates, les antibiotiques, les détergents).

2.1.2 La digestion dans le traitement des déchets

Figure 1 : la digestion dans le traitement des déchets



Les effets de la digestion anaérobie dans la chaîne de substrats organiques sont principalement une transformation de la matière organique en biogaz. Il s'agit principalement des lipides, protéines, glucides, cellulose et hémicellulose, ainsi que certains composés organiques volatiles. Le produit de la digestion est appelé digestat.

Le digestat peut subir ensuite un **post-traitement** qui consiste généralement en :

- Pour les **boues urbaines** : déshydratation mécanique avec retour en tête du centrat (le centrat étant le produit liquide de la centrifugation), suivie éventuellement par un séchage thermique, un chaulage, un compostage...
- Pour les **déchets municipaux** : pressage puis maturation, éventuellement par co-compostage avec des matériaux ligneux.
- Pour les **effluents d'élevage** : éventuellement séparation de phase ; la fraction solide peut être compostée, la fraction liquide est épandue.

D'autres options sont également possibles. Il existe notamment des réalisations qui visent à épurer les effluents d'élevage en associant à la méthanisation diverses technologies permettant de rejeter l'effluent en milieu naturel, soit par concentration des éléments fertilisants (granulés obtenus par évaporation, solutions enrichies par osmose inverse), soit par leur élimination (dénitrification).

Tableau I : la digestion dans le traitement des déchets en France

	Boues urbaines	Déchets municipaux	Déjections d'élevage
Cas types	STEP urbaines en France et en Europe	Quelques dizaines d'usines de méthanisation de biodéchets en Europe	Co-digestion collective (Danemark) ou individuelle (Allemagne, Suisse, Autriche...)
Nombre de cas	Milliers	Dizaines	Centaines
Type de post-traitement			
<i>Déshydratation mécanique</i>	Toujours : centrifugation, filtre bande, filtre presse...	Pressage digestat, centrifugation fraction liquide	Eventuellement : séparation de phase
<i>Chaulage</i>	Fréquent		
<i>Séchage thermique</i>	Occasionnel	(Fraction liquide)	
<i>Compostage</i>	Occasionnel	Maturation, co-compostage avec déchets ligneux	Eventuellement sur fraction solide
Produits générés			
<i>Effluent liquide</i>			Toujours
<i>Boues pâteuses</i>	Fréquent		
<i>Compost</i>	Occasionnel		Occasionnel
<i>Granulés</i>	Occasionnel		

Les substrats organiques peuvent également subir différents **pré-traitements** dans le but :

- de réduire le temps nécessaire à la dégradation de la matière organique sans affecter le potentiel méthanogène des substrats (ozonation, sonication, hydrolyse thermique ou chimique, traitement mécanique) ;
- de garantir l'innocuité du digestat (traitements thermiques).

2.2 Le compostage

2.2.1 Quelques rappels sur le compostage

2.2.1.1 Les quatre phases du compostage (d'après Leclerc, 2001)

Le processus de compostage peut être décomposé en 4 phases.

Plusieurs paramètres (température, pH, taux d'oxygène...) présentent des variations au cours du compostage. L'évolution de la température, qui exprime l'activité de la succession de populations microbiennes liées aux modifications du milieu, est la manifestation la plus perceptible de la dynamique du compostage. Elle permet de distinguer 4 phases :

- la phase mésophile (A) est la phase initiale du compostage. Les matières sont envahies par les micro-organismes mésophiles indigènes (bactéries et champignons essentiellement), absorbant les molécules simples (sucres simples, acides aminés, alcools...) et transformant une partie des polymères (protéines, acides nucléiques, amidon, pectines, hémicellulose, cellulose...). Leur activité engendre une montée en température (de 10-15 °C à 30-40 °C), un dégagement important de CO₂ (d'où la diminution du rapport C/N) ainsi qu'une acidification. La dégradation de la cellulose durant cette phase est responsable de plus de 75 % de la perte de poids sec.

- la phase thermophile (B) est atteinte, au centre du tas, à des températures élevées (de l'ordre de 60 à 70 °C pour les composts agricoles), auxquelles ne résistent que des micro-organismes thermotolérants ou thermophiles (arrêt de l'activité des champignons, développement des actinomycètes et des bactéries thermophiles). Les pertes en azote, minéralisé sous forme ammoniacale (NH₄⁺), qui peut être volatilisé sous forme d'ammoniac (NH₃) dans certaines conditions, ainsi que l'évaporation d'eau, sont plus importantes au cours de cette phase. La libération de CO₂ peut entraîner, à la fin des phases thermophiles, jusqu'à 50 % de perte en poids sec.

Les hautes températures caractérisant la phase thermophile ne concernent que le centre du tas. Les matières présentes en bordure de tas doivent être reprises par un ou deux retournements. Après un retournement, on observe la succession des 3 phases précédentes ; les températures atteintes en phase thermophile sont cependant de moins en moins élevées au fur et à mesure des retournements. Cette technique permet de s'assurer que tous les éléments du tas subissent les différentes phases du compostage afin que le produit final soit homogène et entièrement assaini (cependant, selon le terrain et le réglage du retourneur d'andains, la base du tas n'est pas toujours correctement reprise).

- la phase de refroidissement (C) est la phase intermédiaire entre la phase thermophile et la phase de maturation. Elle prend fin avec le retour à la température ambiante. Le milieu est colonisé de nouveau par des micro-organismes mésophiles. Ils dégradent les polymères restés intacts en phase thermophile et incorporent l'azote dans des molécules complexes.

- la phase de maturation (D) présente peu d'activité microbologique (recolonisation par des champignons) mais est adaptée à la colonisation par la macro-faune, en particulier les lombrics lorsque ceux-ci sont présents dans l'environnement du tas. Les matières organiques sont stabilisées et humifiées par rapport aux matières premières mises à composter. Le pH s'équilibre vers la neutralité (Godden, 1986 ; Gobat *et al*, 1998).

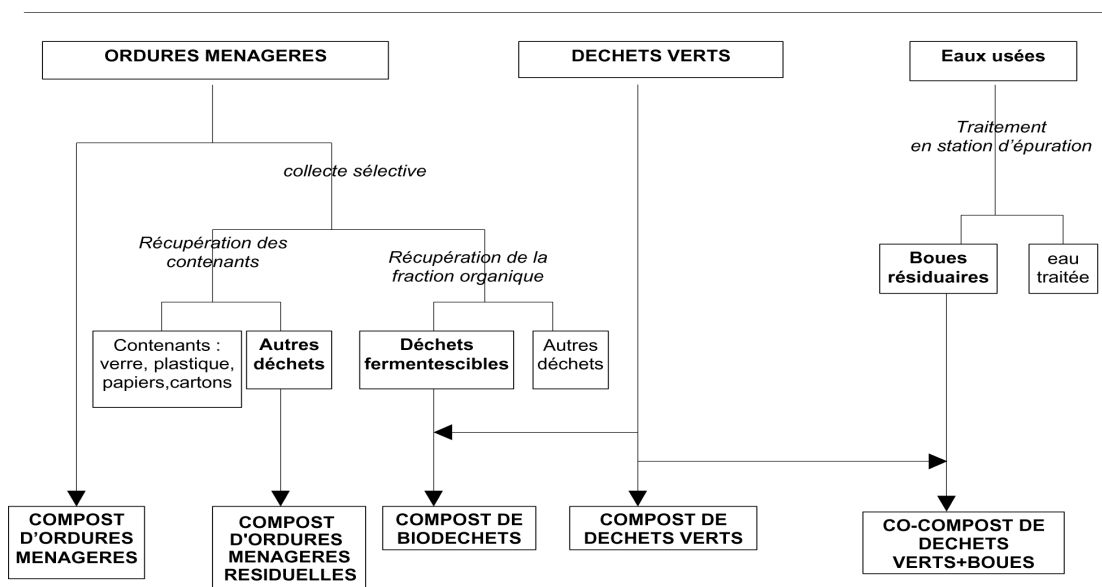
Les trois premières phases sont relativement rapides par rapport à la phase de maturation et interviennent plusieurs fois en cycle après chaque retournement du tas.

Leur durée ainsi que l'amplitude des variations dépendent cependant des matériaux de départ et des conditions techniques dans lesquelles s'effectue le compostage. Les dates des retournements ne peuvent donc être fixées selon un calendrier précis, mais sont déterminées par la baisse de la température.

La phase de maturation se prolonge *a priori* jusqu'à l'épandage du compost. On ne peut définir une durée de maturation puisque cette dernière dépend de la composition des matières premières. On peut cependant distinguer les composts de déchets ligno-cellulosiques (les fumiers), qui peuvent être utilisés au bout de 6 semaines (la phase de maturation est alors très courte, voire inexistante), des composts de déchets ligneux (les déchets verts par exemple) qui ne sont utilisés en général qu'au bout de 6 mois.

2.2.2 Technique de compostage par type de déchets et quantités traitées en France

La figure 2 (Francou, 2003) illustre la diversité des composts d'origine urbaine produits en France. Dans ce paragraphe, nous traiterons successivement du compostage des boues de stations d'épuration, du compostage des autres déchets municipaux (ordures ménagères, déchets verts), et enfin du compostage des déjections animales.



2 Figure 2 : Les principaux types de composts d'origine urbaine (Francou, 2003)
 S (remarque : les co-composts de boues peuvent également être réalisés avec des ites
 al écorces, des palettes, ou des ordures ménagères).

Les boues sont difficiles à composte en raison de leur taux d'humidité élevé (de l'ordre de 80 %) et de leur absence de structuration. Même déshydratées, elles restent très compactes et plastiques, sans porosité. Elles nécessitent donc un mélange avec un agent structurant avant d'être compostées. Le choix de ce structurant se fait selon deux critères : d'une part l'augmentation du C/N du mélange et d'autre part la création d'espaces lacunaires permettant l'aération du tas.

Lors du compostage des boues, les paramètres techniques suivants sont à prendre en compte (Jeuch et al., 2000) :

- Le rapport C/N des boues est souvent compris entre 5 et 8. le mélange à composte doit avoir un C/N de l'ordre de 25 à 30. Ce paramètre oriente donc le choix de l'agent structurant vers un produit à C/N élevé.

- La température : l'hygiénisation des boues est assurée, soit lorsque la température est supérieure à 55°C dans tout le substrat pendant au moins 3 jours, soit lorsque la température de 55°C est atteinte au cœur de l'andain pendant au moins 15 jours sur un total de 21 à 30 jours, avec 5 retournements minimum des andains pendant cette durée.
- Taux d'humidité : le mélange homogène de la boue et de l'agent structurant doit atteindre un taux d'humidité inférieur à 60-75 %.
- Le taux d'oxygène dans l'espace lacunaire doit être supérieur à 5 % pour éviter des conditions d'anaérobiose.

2.2.2.2 Le compostage des déchets des collectivités (ordures ménagères, déchets verts) (d'après Houot et al., 2003)

En 2003, moins de 10 % des 47 millions de tonnes de déchets produits par les collectivités sont traités par compostage. Pour ce qui concerne les ordures ménagères, sur les 670 000 tonnes de composts produites, seules 41 000 tonnes proviennent de collectes sélectives de la fraction fermentescible triée à la source par les particuliers (biodéchets) et des déchets verts collectés sur les déchetteries du même territoire. En 2003, seulement 25 plates-formes de compostage de biodéchets collectés sélectivement existent en France et 64 plates-formes compostent les ordures ménagères résiduelles après collecte sélective des emballages propres et secs. L'extraction de la fraction fermentescible s'effectue alors théoriquement sur la plate-forme au cours du procédé de compostage. Les performances de ce tri mécanique sur plate-forme sont très variables.

2 millions de tonnes de déchets verts sont compostés chaque année sur 350 plates-formes et produisent 900 000 tonnes de compost.

On peut distinguer 3 grandes catégories de déchets des collectivités :

- les composts d'ordures ménagères résiduelles,
- les composts de biodéchets des ménages (après tri sélectif),
- les composts de déchets verts.

2.2.2.3 Le compostage des déjections animales

L'ensemble des déjections animales produites chaque année s'élève à environ 300 millions de tonnes de matière brute, dont 243 millions de tonnes pour les déjections bovines. 1 million de tonnes seulement est valorisé par compostage (850 000 t de fumier de bovins), soit moins de 0,7 % des 150 millions de tonnes captées (les 150 autres millions de tonnes sont émises au pré), pour produire 450 000 tonnes de compost, par l'intermédiaire d'une centaine de CUMA de compostage (David, 2004).

3 Cadre méthodologique pour l'analyse de la valeur agronomique des digestats : « la digestion et les sols »

La réponse à un certain nombre de questions doit permettre de connaître la valeur agronomique des digestats et de situer la digestion par rapport aux différents modes de traitement de la matière organique :

- Quelles sont les **différences** entre le compost issu de méthanisation et le compost aérobie classique ?
- La méthanisation **agit-elle de façon similaire à la phase thermophile du compostage** ? L'évolution des différentes matières organiques est-elle similaire ?
- Quel est l'**impact agronomique** de la méthanisation sur les effluents d'élevage ? La minéralisation plus importante de l'azote est-elle un facteur positif, et dans quelle mesure ? Comment la méthanisation peut-elle influencer sur la gestion des déjections ?
- Comment la méthanisation s'intègre-t-elle dans une chaîne de gestion des boues urbaines ? **Comment se positionne-t-elle**, du point de vue agronomique, vis-à-vis du compostage ?
- En quoi la méthanisation peut-elle offrir de **nouvelles opportunités** pour la valorisation agronomique des déchets et résidus organiques ?
- Dans quelle mesure la méthanisation peut-elle être appliquée au traitement des **sous-produits d'origine animale**, notamment les déchets de classe 2 et 3 selon le règlement européen ?
- Quelles sont les **caractéristiques du digestat d'ordures résiduelles** ? Quelles conséquences sur le stockage en ISD en termes de densité, production de biogaz et lixiviats ?

3.1 L'évolution de la matière organique lors de la digestion

La réponse aux questions ci-dessus passe par l'analyse du devenir des éléments du substrat brut. Dans un premier temps une analyse quantitative s'impose :

Quelle est la proportion des éléments du substrat transformée en biogaz lors de la digestion (% de dégradation) ?

Il est important de répondre à cette question en différenciant la phase de digestion proprement dite et les traitements complémentaires.

Les paramètres suivis sont principalement des macro-molécules carbonées qui en se décomposant vont servir à la constitution des molécules de méthane et de dioxyde de carbone :

- Matière sèche (%)
- Matière sèche volatile (% MS)
- DCO (g/l)
- DBO5 (g/l)
- N total (g/l), N org (g/l)
- P total (g/l), P org (g/l)
- Protéines (% MS)
- Lipides (% MS)
- Glucides (% MS)
- Hémicellulose (%MS)
- Cellulose (%MS)
- Amidon (% MS)
- Lignine (% MS)

- Micropolluants organiques, micropolluants métalliques, germes pathogènes.

Dans un deuxième temps, il est important de suivre les formes chimiques des éléments après la phase de digestion :

Sous quelles formes chimiques se trouvent les éléments après la digestion ?

Les éléments suivis sont ceux qui rentrent dans la nutrition des plantes cultivées (effets fertilisants des digestats) :

- Azote (N total = N organique + N minéral (nitrate + ammonium))
- Phosphore (P tot. = P org. + P min. ; phytodisponibilité du phosphore minéral)
- Potassium
- Chlore (élément non constitutif des végétaux)
- Bore
- Calcium
- Magnésium
- Soufre
- Fer
- Manganèse
- Molybdène
- Cuivre
- Zinc
- Autres oligo-éléments (sodium, aluminium, cobalt, lithium, iode, sélénium, fluor, etc)

Après cette partie de l'étude centrée sur la phase de digestion, il est nécessaire de réaliser la même démarche (quantitative et qualitative) sur les traitements complémentaires avec le souci permanent de boucler les bilans matières pour les principaux éléments.

3.2 Les sols et les plantes

3.2.1 La définition de la valeur agronomique

La valeur agronomique d'un substrat organique se définit dans un premier temps par deux familles de critères fondamentaux :

- des critères **d'efficacité**, qui regroupent les impacts positifs du retour au sol des sous-produits organiques ;
- des critères **d'innocuité**, qui regroupent les risques potentiels du retour au sol des sous-produits organiques.

3.2.2 Les critères d'innocuité

Quels sont les risques de contaminations et de transferts de pollution lors du retour au sol des digestats ?

Quelles sont les précautions à prendre pour s'assurer de leur innocuité ?

Les critères d'innocuité se divisent en quatre points :

- Les éléments traces métalliques (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn).
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures aromatiques polycycliques – HAP et leurs dérivés halogénés – certains pesticides, PCB et dioxines, les autres composées organiques - pesticides).
- Les agents microbiologiques: virus (dont le prion), les bactéries (streptocoques, coliformes, salmonelles, E-coli, etc...), les parasites (œufs d'Ascaris, etc...).
- Les inertes : plastiques, verres, métaux, pierres, terre.

Remarque : pour l'ensemble des critères d'innocuité, nous reprendrons les conclusions de l'étude réalisée en 1999 pour le compte de l'ADEME.

3.2.3 Les critères d'efficacité

Les critères d'efficacité se divisent en trois points :

- Les effets sur les propriétés physiques des sols : rétention en eau, porosité totale, stabilité de la structure, résistance à la compaction, CEC (capacité d'échange cationique), effet sur le pH (relatif au chaulage associé à certains apports).
- Les effets sur les propriétés biologiques des sols : biomasse microbienne, activité biologique microbienne, lombrics (biomasse et activité).
- Les effets fertilisants : teneur en azote (formes minérales de l'azote : nitrate et ammonium), phosphore (phosphore total et phytodisponibilité du phosphore minéral), potassium, soufre, calcium, magnésium et oligo-éléments.

3.2.4 Les propriétés physiques

- Dans quelles mesures les digestats influencent-ils les propriétés physiques des sols ?

3.2.4.1 Rétenition en eau

- Dans quelle mesure les digestats influencent-ils la capacité de rétention en eau des sols ?
- Quels sont les types de sols (textures, structures) les plus influencés ?

3.2.4.1.1 Principes agronomiques

On distingue trois états de l'eau dans le sol :

- l'eau de gravité, qui n'existe que très peu de temps dans les sols après une précipitation et qui occupe la macroporosité des sols ;
- l'eau utilisable par les plantes, retenue par le sol, soit à l'intérieur de fins canaux soit sous forme de films assez épais autour des éléments solides (cette eau est également un habitat pour une partie de la microfaune du sol) ;
- l'eau inutilisable par les plantes, retenue autour des éléments solides en de minces films.

L'objectif est d'optimiser dans un sol la quantité d'eau utilisable par les plantes et les micro-organismes aquatiques. Cette quantité dépend dans une large mesure de la texture (fraction minérale du sol) et de manière plus faible du taux de matière organique.

3.2.4.1.2 Influence potentielle des digestats

L'apport de carbone organique aux sols aura un effet plus important sur la rétention en eau dans les cas suivants :

- Dans les sols à texture grossière en comparaison aux sols à texture fine.
- Aux faibles teneurs en carbone organique, une augmentation de la teneur en carbone va entraîner une augmentation de la rétention en eau dans les sols grossiers et une diminution de la teneur en eau dans les sols à texture fine. Par contre, à des teneurs élevées en carbone, l'augmentation de la teneur en carbone entraînera une augmentation de la rétention en eau pour toutes les textures de sols.

3.2.4.1.3 Indicateurs

- Carbone organique total du digestat
- Texture du sol (grossière ou fine)
- Etat organique du sol (riche ou pauvre)

3.2.4.2 Porosité totale

- Dans quelles mesures les digestats influencent-ils la porosité des sols ?
- Quels sont les types de porosité influencés ?

3.2.4.2.1 Principes agronomiques

La porosité représente l'ensemble des vides du sol qui sont occupés en majeure partie soit par l'eau, soit par l'air. Selon la taille des pores, elle se subdivise en macroporosité (vides remplis par l'eau de gravité rapidement drainée et souvent colonisés par les racines moyennes), mésoporosité (retenant une grande partie de l'eau utilisable pour les plantes) et microporosité (retenant l'eau inutilisable).

Une porosité totale importante est donc primordiale pour la nutrition des plantes et la circulation des gaz dans le sol. La mésoporosité dépend beaucoup de la texture et la macroporosité de la structure.

3.2.4.2 Influence potentielle des digestats

En apportant de la matière organique au sol, les digestats influencent la structure des sols et donc la macroporosité et la capacité d'enracinement des plantes.

3.2.4.2.3 Indicateurs

- Carbone organique total du digestat
- Texture du sol (grossière ou fine)
- Etat organique du sol (riche ou pauvre)

3.2.4.3 Stabilité de la structure

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none">• Quelle est l'influence d'un apport de digestats sur la résistance à la dégradation de la structure des sols ?• Si l'on constate un impact positif, quelle en est sa durée ?• Quels sont les sols concernés ? |
|--|

3.2.4.3.1 Principes agronomiques

La structure d'un sol est le mode d'assemblage à un moment donné de ses constituants solides (agrégats). C'est un état qui peut donc évoluer dans le temps.

La stabilité structurale est la solidité de cet état et donc sa résistance aux agents de dégradations. Ces agents ont tous un rapport avec l'eau (impact des gouttes d'eau, éclatement des agrégats sous l'effet d'une humectation rapide, dispersion des colloïdes, tassement en période humide).

L'objectif est de maintenir et/ou d'augmenter la stabilité de la structure et donc d'augmenter la résistance des agrégats à la dégradation.

3.2.4.3.2 Influence potentielle des digestats

La stabilité est fortement liée à la teneur en matière organique du sol. Plusieurs mécanismes sont à prendre en compte :

- L'apport de matière organique engendre une activité microbienne importante. Ces microbes libèrent dans le sol des matières organiques dits « transitoires », essentiellement des polysaccharides, qui en enrobant les micro-agrégats augmentent leur résistance à la dégradation. L'effet de ces matières organiques est de courte durée (quelques semaines).
- La formation de substances humiques aboutit dans le sol à la création de complexes organo-minéraux (les plus répandus étant les complexes argilo-humiques). Ces derniers dont l'effet sur la résistance à la dégradation est moins intense mais plus stable dans le temps que celui provoqué par les produits « transitoires ».
- En conditions sèches, une réhumectation rapide des agrégats peut provoquer leur éclatement. Le caractère hydrophobe de la matière organique, en ralentissant la vitesse d'humectation, diminue ce phénomène d'éclatement.
- Sur les sols déjà bien pourvus en matière organique (à titre indicatif une teneur en carbone >2,5 %), un apport supplémentaire ne provoque pas d'amélioration de résistance à la dégradation.

Remarques :

- la fragilisation ou le renforcement de la structure a également une cause chimique. L'apport en grande quantité d'ions flocculants, car divalents (2 charges positives : calcium, fer, magnésium) améliorera la stabilité et l'apport d'ions dispersants, car monovalents (une seule charge positive : sodium, potassium) fragilisera la structure.
- Les substances humiques sont des macromolécules de poids moléculaire élevé, peu solubles dans l'eau, portant une grande variété de groupement fonctionnels qui leur confèrent une charge anionique élevée. Elles sont donc chimiquement très réactives : grande capacité d'échange cationique et interaction avec des minéraux.

3.2.4.3 Indicateurs

- Carbone organique total du digestat
- Taux d'humification des digestats (coefficient isohumique K1)
- Texture du sol (grossière ou fine)
- Taux de matière organique des sols, teneur en carbone
- Activité biologique des sols
- Teneur en ions dispersants et floculants des digestats

3.2.4.4 Résistance à la compaction

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">• L'apport de digestats modifie-t-il la résistance à la compaction des sols ? |
|---|

3.2.4.4.1 Principes agronomiques

La compaction est une augmentation de la densité des sols suite aux passages des engins agricoles. Cette densification est néfaste dans la mesure où elle réduit la circulation de l'eau et les échanges gazeux et de plus elle peut perturber l'enracinement des plantes.

Dans le sol, les matières organiques, en augmentant la résistance à la déformation et/ou en augmentant l'élasticité, ont tendance à améliorer la résistance à la compaction. Les phénomènes mis en jeu sont en grande partie identiques à ceux améliorant la résistance à la dégradation de la structure (cohésion des agrégats du sols). Les matières organiques humifiées joue un rôle majeur dans la résistance à la compaction. On doit noter le rôle contradictoire des matières organiques « libres » du sol (non liées à une fraction minérale) qui de ce fait ont une influence négative sur la résistance à la compaction.

3.2.4.4.2 Influence potentielle des digestats

En apportant de la matière organique au sol (et potentiellement de l'humus), les digestats influencent la structure des sols et la plasticité des sols.

3.2.4.4.3 Indicateurs

- Carbone organique total du digestat
- Texture du sol (grossière ou fine)
- Etat organique du sol (riche ou pauvre)

3.2.4.5 CEC (capacité d'échange cationique)

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">• En quoi l'apport de digestats modifie-t-il la CEC d'un sol ?• Quels sont les sols les plus sensibles ? |
|---|

3.2.4.5.1 Principes agronomiques

La CEC d'un sol caractérise le pouvoir de fixation du sol en cations échangeables dont les principaux sont l'hydrogène, le calcium, le fer, le magnésium, le potassium, le sodium, l'ammonium.

3.2.4.5.2 Influence potentielle des digestats

La CEC est directement liée à la richesse en argile et à la richesse en matière organique. En effet, dans les sols légèrement acides ou neutres, la matière organique présente des charges négatives aptes à capter des cations (la CEC de la matière organique est généralement nettement supérieure à celle des argiles). Ces complexes dits « adsorbants » constituent le réservoir de cations échangeables et donc la disponibilité pour les plantes.

3.2.4.5.3 Indicateurs

- CEC de la matière organique du digestat.
- Taux d'argile des sols.

3.2.4.6 Effet sur le pH

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">• Le pH des sols est-il modifié par l'apport de digestats ? |
|---|

3.2.5 Les effets sur les propriétés biologiques des sols : biomasse microbienne, activité biologique microbienne, lombrics (biomasse et activité)

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">• Quelle est l'influence des digestats sur l'activité biologique globale des sols ?• Quelle est l'influence d'un apport de digestats sur chacune des grandes familles composant l'activité biologique d'un sol ? |
|---|

3.2.5.1.1 Principes agronomiques

On dénombre un grand nombre de famille d'organismes vivants dans le sol. La plupart sont des hétérotrophes. Cela signifie qu'ils vont puiser l'énergie dont ils ont besoin dans la matière organique. Il y a donc un lien simple et très important entre le taux de matière organique et l'activité biologique des sols. De cette activité biologique dépendent beaucoup de phénomènes primordiaux pour l'agriculture :

- la mise à disposition pour les plantes des éléments minéraux constitutifs (oxydation et chélation) ;
- la décomposition et la transformation des matières organiques ;
- la fixation d'azote atmosphérique ;
- le transfert d'eau dans les plantes ;
- une partie de la porosité du sol ;
- la défense des végétaux par la sécrétion de substances antibiotiques ou fongicides ;
- l'humification et la formation de complexes argilo-humiques.

On peut classer les organismes vivants en grandes familles :

- La faune
 - les vers de terres,
 - les arthropodes (insectes, arachnides et myriapodes),
 - la micro-faune (protozoaires, nématodes).
- La flore
 - les algues,
 - les champignons,
 - les actinomycètes,
 - les bactéries.

3.2.5.1.2 Influence potentielle des digestats

En apportant de la matière organique au sol, les digestats stimulent l'activité biologique des sols en apportant du carbone et des nutriments.

3.2.5.1.3 Indicateurs

- Evaluation du nombre de lombriciens
- Mesure de la biomasse microbienne
- Mesure de certaines activités (enzymatiques, etc.)
- Mesure de certaines populations indicatrices

3.2.6 Les effets fertilisants

- Quels sont les principaux éléments apportés aux plantes lors du retour au sols des digestats ?
- Sous quelles formes chimiques les principaux éléments sont-ils apportés ?
- Quelle est la phytodisponibilité des éléments apportés ?
- Quelle est la vitesse de minéralisation de la matière organique résiduelle des digestats ?

3.2.6.1.1 Principes agronomiques

L'effet fertilisant peut se définir comme la capacité d'un apport exogène à mettre à disposition pour les végétaux des éléments nécessaires à leur développement, de manière directe ou indirecte. Cet effet est souvent mesuré en comparant un apport de matière organique à un engrais minéral de référence.

3.2.6.1.2 Influence potentielle des digestats

Lors de la digestion, une partie des éléments contenus dans la matière organique se retrouve sous forme minérale. Les conditions de pH et d'anoxie ont pour conséquence la formation de formes chimiques réduites et parfois sous des formes peu solubles (voire insolubles) donc peu utilisables pour les plantes.

D'une manière générale, on s'intéresse à la composition des digestats en éléments fertilisants, en prenant soin de noter la proportion de formes chimiques disponibles pour les végétaux (phytodisponibilité des éléments) :

- Azote (N tot. = N org.+ nitrate + ammonium)
- Phosphore (P tot. = P org. + P min ; phytodisponibilité du phosphore minéral)
- Potassium
- Chlore (élément non constitutif des végétaux)
- Bore
- Calcium
- Magnésium
- Soufre
- Fer
- Manganèse
- Molybdène
- Cuivre
- Zinc
- Oligo-éléments.

On a vu également que la stimulation de l'activité biologique des sols pouvait entraîner une dégradation et une minéralisation de la matière organique du sol (fraîche et/ou humifiée). Cette dégradation met à la disposition des plantes une quantité importante d'éléments nutritifs. On parlera d'effet fertilisant indirect.

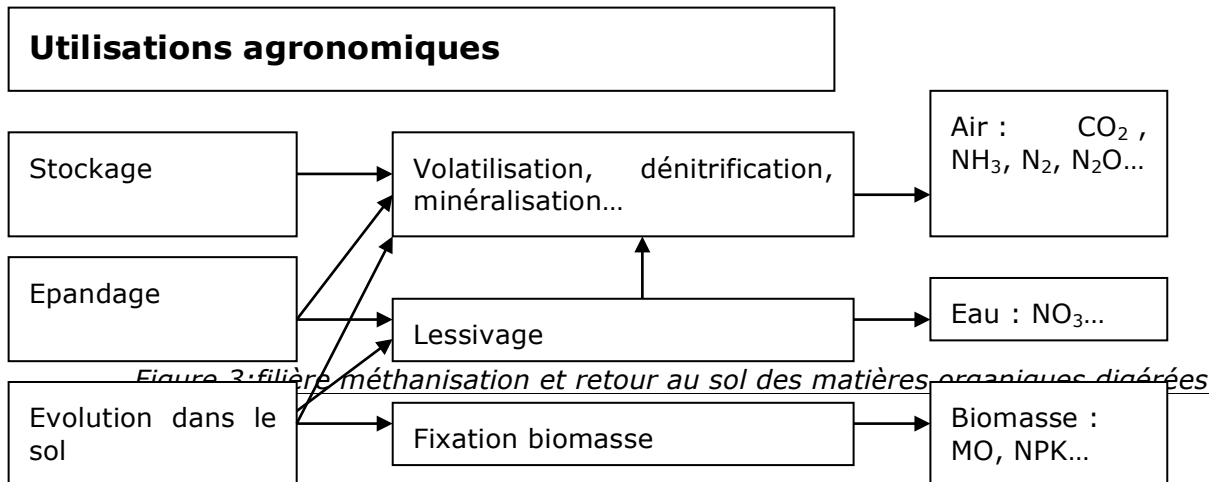
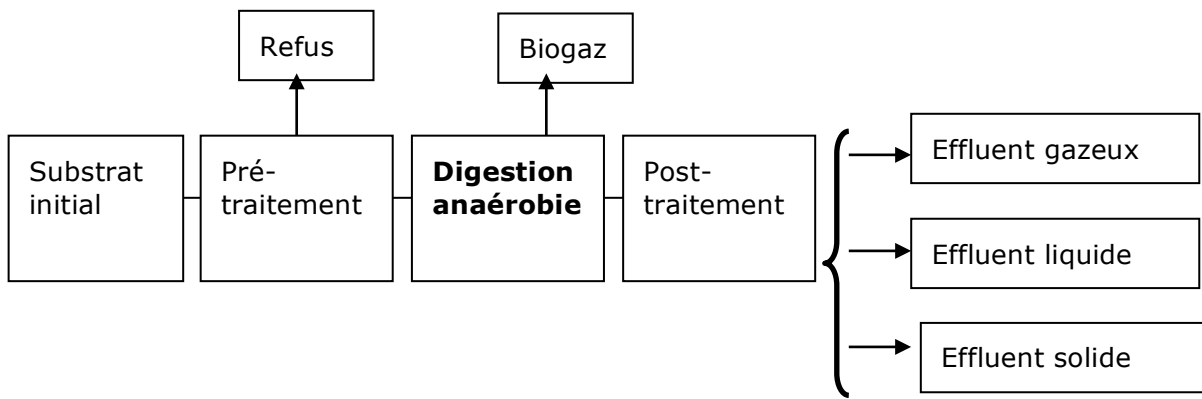


Figure 3 : filière méthanisation et retour au sol des matières organiques digérées

3.3 Analyse, essai agronomique et approche globale

La complexité de la qualification de la valeur agronomique d'une matière organique telle qu'elle est décrite ci-dessus, nous a amené à classer la bibliographie en trois catégories :

- **Analytique** : description d'un ou plusieurs paramètres physico-chimiques d'un digestat permettant de prédire son efficacité et/ou son innocuité.
- **Essai agronomique** : connaissance et suivi d'un ou plusieurs paramètres physico-chimiques d'un digestat après son application à une culture et/ou impact sur la culture (ou sur le sol).
- **Approche globale** : sur la base d'une caractérisation complète d'un digestat, suivi de sa valeur agronomique (critères d'efficacité et d'innocuité).

4 La recherche bibliographique

4.1 Les bases de données scientifiques

En plus des données disponibles à SOLAGRO, à Orgaterre ou à l'ADEME (centre de documentation d'Angers), les recherches ont été menées sur les bases de données suivantes :

- INIST
- CAB Abstract
- Current Contents
- Agricola
- Fontaine (Agence de l'Eau).

Les recherches ont porté sur la période 1990 à 2004 dans tous les champs ou dans le titre.

Les croisements de mots-clés utilisés ont été :

- « Anaerobic digestion » associé avec un critère d'efficacité (« phosphorus », « nitrogen », « organic matter », « structural stability », « water retention », « CEC », « cation exchange capacity », « microbial biomass », « soil microbial communities », « microbial activity », « earthworm, soil »).
- « Anaerobic digestion » associé avec un critère d'innocuité (« aromatic hydrocarbons », « pesticides », « fungicides », « herbicides », « toxic », « pathogens », « weed seed », « virus », « viral », « parasites »).
- « Organic matter » et « digested manure », « sewage sludge », « anaerobic MSW », « MSW », « anaerobic sewage sludge ».
- « MSW » et « anaerobic ».
- « Digested manure ».
- « Farmyard manure ».

4.2 Internet

L'utilisation des moteurs de recherche d'internet nous a servi à rechercher et à compléter des publications d'auteurs connus pour leurs travaux sur la digestion.

4.3 La littérature grise

Trois types de recherches ont été utilisés pour accéder aux données de terrains et études réalisées par des laboratoires ou des exploitants d'installations de méthanisation :

- Données de terrains sur les stations d'épuration urbaine françaises équipées d'une unité de méthanisation et d'un traitement thermique.
- Données des constructeurs.
- Données d'études en langue allemande.

4.3.1 Données de terrain

Les stations d'épuration françaises équipées de méthanisation suivi d'un séchage thermique ont été contactées (Saint-Brieuc, Nancy, Limoges) afin d'obtenir des informations sur les bilans matière du traitement (débit, concentration).

Seules les analyses des boues séchées ont été récupérées sur Nancy et Limoges. En effet, il est rare que des bilans complets soient réalisés sur les stations (bilan DCO, nutriments...).

La station de Saint-Brieuc a déjà fait l'objet de plusieurs mesures. Ces données incomplètes ne permettent pas en l'état de réaliser un bilan complet sur la DCO traitée, l'azote et le phosphore essentiellement, des eaux usées entrantes aux boues séchées (granulés homologués).

4.3.2 Données constructeurs

Plusieurs constructeurs d'installation de méthanisation de déchets ménagers et biodéchets ont été contactés : Linde, OWS, Valorga, BTA.

Chacun d'eux nous a transmis les données en leur possession :

- analyses sur la chaîne de traitement pour Linde,
- analyses du compost pour OWS et approche globale pour le pressat (perte en eau),
- références d'études et de laboratoires allemands travaillant sur la méthanisation pour BTA.

L'analyse croisée de ces résultats permettra d'évaluer les bilans sur la méthanisation des biodéchets.

4.3.3 Études de langue allemande

Une recherche Internet à partir des contacts avec les professionnels allemands et autrichiens (constructeurs, Fachverband Biogas, IFA Tulln) nous a permis de collecter des études et données provenant de colloques en Allemagne et en Autriche principalement.

Certaines informations nécessitant d'être approfondies, certains auteurs ont été contactés par email.

4.3.4 Recherches complémentaires

Trois autres recherches ont été menées :

- une recherche par mots clés au centre documentaire de l'ADEME à Angers ;
- une recherche sur la liste de diffusion Fertiorga regroupant des spécialistes du traitement et de la gestion des matières organiques en agriculture ;
- une recherche ciblée auprès de la société Envirogain au Québec (un des spécialistes nord-américain de la digestion et des techniques de traitement permettant l'expression du potentiel énergétique de la matière organique).

4.4 L'inventaire national des essais agronomiques

L'« inventaire national des essais agronomiques réalisés avec des matières organiques et minérales d'origines urbaines et industrielles » a été consulté pour y repérer les organismes ayant mis en place des essais avec des digestats.

Six fiches citent des boues anaérobies parmi les matières premières testées. Un seul essai (INRA Bordeaux) porte sur une comparaison anaérobie/aérobie, les autres essais comparent les boues anaérobies à du fumier ou à du compost d'ordures ménagères.

4.5 Résultats de la recherche

À ce jour, 86 fiches ont été réalisées (**fiches présentées en annexes**).

La plupart des données sont analytiques et ne concernent qu'un ou deux paramètres :

- beaucoup de travaux concernent l'azote, le phosphore et l'innocuité des digestats ;
- quelques travaux concernent l'impact des digestats sur les propriétés biologiques des sols, sur la stabilité de la structure ;
- très peu de travaux concernent la porosité, la CEC, la résistance à compaction et la qualification biochimique des digestats (ISB).

Il est à noter que la littérature la plus abondante concerne les boues urbaines et les déjections d'élevage liquides (lisier de porcs et de bovins).

Les données récupérées proviennent :

- De la consultation des bases de données scientifiques : 32 %
- De la consultation d'internet : 19 %
- Du fond documentaire de SOALGRO : 34 %
- De données de constructeurs ou d'exploitants : 9 %
- D'autres sources (autres fond documentaires) : 5 %

4.6 Classement et grille de lecture

4.6.1 Classement

Les fiches sont présentées dans la suite du document selon le modèle ci-dessous.

Tableau II : modèle de présentation des fiches de synthèse

Code BDD	Titre		
Auteurs		Date	
Organisme		Nbre pages	
Source		Origine	
Éditeur		Type	
Thème	(analytique – ou- essai agronomique – ou - approche globale) : (substrat) et (thématique)	Intérêt	***>***>*
Résumé			

Les fiches sont classées de la manière suivante :

- **Analytiques (code BDD : A001 à A500)**
 - Déjections animales (code BDD : A001 à A100)
 - Boues urbaines (code BDD : A101 à A200)
 - Ordures ménagères et biodéchets (code BDD : A201 à A300)
 - Autres effluents (code BDD : A301 à A400)
 - Analyses transversales (code BDD : A401 à A500)
- **Essais agronomiques (code BDD : EA 001 à EA 100)**
- **Approches globales (code BDD : AG001 à AG100)**

Dans chacune de ces parties, les fiches sont présentées par ordre décroissant d'intérêt (3, 2, 1).

4.6.2 Grille de lecture

Une grille de lecture (cf. annexe) classe l'ensemble de ces fiches en fonction des thématiques agronomiques abordées.

Chaque fiche y est représentée par un code :

- Nb : code fiche
- A : analytique
- EA : essai agronomique
- AG : approche globale
- Intérêt : ***>**>*

5 Les matières organiques digérées ou compostées dans la réglementation

5.1 Réglementations générales sur les matières fertilisantes, les filières, la protection de l'environnement

Le traitement des matières organiques par méthanisation ou compostage est cité dans de nombreux textes réglementaires concernant des domaines très variés :

- l'utilisation des sous-produits animaux et la mise sur le marché des matières fertilisantes ;
- l'organisation des filières d'élimination des déchets ;
- la protection de l'environnement (eau, air, sol).

Nous présenterons les principaux textes dans ces différents domaines, en distinguant les niveaux réglementaires européens et français. Nous n'aborderons pas ici les normes analytiques, qui sont soit européennes (et rendues d'utilisation obligatoire en France), soit françaises. Elles sont listées dans les documents de normalisation.

On peut distinguer une logique « produit » et une logique « déchet » dans le devenir des effluents et résidus organiques. Le tableau III donne une vue d'ensemble des aspects réglementaires correspondant à ces deux logiques.

Classification des matières

Par rapport à la directive 90/667/CEE, ce règlement propose une nouvelle classification.

Tableau IV : évolution dans la classification des matières

Directive 90/667/CEE	Règlement (CE) n°1774/2002
Déchets animaux	Sous-produits animaux
Haut risque	Catégorie 1 Catégorie 2
Faible risque	Catégorie 3

La catégorie 1 regroupe les sous-produits présentant :

- un risque à l'égard du prion,
- un risque inconnu,
- un risque lié à l'utilisation de substances interdites ou à des contaminations de l'environnement.

La catégorie 2 regroupe des produits présentant un risque microbiologique ou étant lié à des résidus de médicaments vétérinaires.

La catégorie 3 regroupe les sous-produits issus d'animaux sains.

Devenir des sous-produits

Les sous-produits de catégorie 1 sont destinés à :

- incinération, co-incinération (directe ou après transformation) ;
- mise en décharge (sauf animaux suspects ou atteints d'EST) après traitement 133°C, 20 mn, 3 bars.

Les sous-produits de catégorie 2 sont destinés à :

- incinération, co-incinération (directe ou après transformation) ;
- si traitement 133°C, 20 mn, 3 bars :
 - o fertilisation
 - o usine agréée compostage, biogaz
 - o décharge
- lisiers, matières stercoraires :
 - o épandage direct
 - o compostage ou biogaz direct.

Les sous-produits de catégorie 3 sont destinés à :

- incinération (directe ou après transformation) ;
- usine de transformation agréée (usage technique) ;
- usine agréée **compostage** ou **biogaz** ;
- usine agréée fabrication d'aliments pour animaux domestiques (« petfood ») ;
- déchets de cuisine : compostage ou biogaz selon la réglementation nationale.

Cas des lisiers

Dans les dispositions initiales du règlement (CE) n°1774/2002 (1), le lisier est défini comme : « tout excrément et/ou urine d'animaux d'élevage, avec ou sans litière, ainsi que le guano ».

Ils peuvent être soit éliminés au même titre que les autres sous-produits de catégorie 2, soit épandus directement ou compostés/méthanisés sans pré-traitement. S'ils sont destinés à la mise sur le marché (normalisation ou homologation dans le contexte français), ils doivent répondre à certaines obligations (annexe VIII, chapitre III) :

- Obligation de traitement à 70°C pendant 1 heure
- Obligation de résultats microbiologiques :
 - o salmonelles : 0/25 g
 - o entérobactéries : germe aérobie <1000 UFC/g de produit.

La partie de ce règlement concernant les lisiers a été modifiée (modifications pérennes : règlement CE n°808/2003). Une nouvelle définition des lisiers est proposée (annexe I, point 37): « tout excrément et/ou urine d'animaux d'élevage, avec ou sans litière, ou guano pouvant être transformé ou non, conformément à l'annexe VIII, chapitre III, ou transformé dans une usine de production de biogaz ou dans une usine de compostage ».

Ce nouveau règlement précise des dispositions nationales pour les lisiers compostés (annexe VI, chapitre II, point 14) :

- matières considérées comme non transformées ;
- possibilité de mélange à des déchets de cuisine ;
- peuvent être compostés selon la réglementation nationale.

Les installations de compostage et de production de biogaz

Pour leur agrément, les installations de compostage ou de production de biogaz doivent répondre aux critères suivants (dispositions initiales : annexe VI, chapitre II) :

- Obligation de traitement dans un réacteur de compostage fermé
- Obligation de traitement à 70°C pendant 1 heure, pour une taille des particules de 12 mm
- Obligation de résultats microbiologiques :
 - o salmonelles : 0/25 g
 - o entérobactéries : n= 5, c= 2, m= 10, M= 300 (1 g)

Ces obligations ont été par la suite modifiées :

- Modifications pérennes (règlement CE n°808/2003) : possibilité d'avoir recours à des systèmes alternatifs au réacteur fermé (annexe VI, chapitre II, point 2).
- Mesures transitoires (composts de lisiers et de matières de catégorie 3) : règlement CE n°809/2003 :
 - o obligation de réduction générale des pathogènes
 - o obligation de contrôle et d'enregistrement
 - o dérogation jusqu'au 31/12/2005
 - o textes français (réglementation sur les sous-produits animaux et matières fertilisantes).

5.1.1.1.1 Généralités

Le texte fondamental fixant le cadre réglementaire français pour les matières fertilisantes et supports de culture est le **Code Rural** (articles L 255-1 à L 255-11) qui s'est substitué à la loi n°79-595 du 13 juillet 1979 relative à l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et supports de culture. La loi de 1979 a été élaborée de façon à mettre en pratique la Directive Européenne 76-116 relative au rapprochement des législations des pays membres concernant les engrais (uniquement minéraux).

Les articles L 255-1 à L 255-11 du Code Rural donnent des matières fertilisantes et des supports de culture les définitions suivantes :

- Matière fertilisante : produit dont l'emploi est destiné à assurer ou à améliorer la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols.
- Support de culture : produit destiné à servir de milieu de culture à certains végétaux.

L'article L 255-2 indique que la mise sur le marché, l'importation, la distribution même à titre gratuit nécessite l'obtention préalable d'une homologation ou à défaut d'une autorisation provisoire de vente ou d'importation. **L'homologation est donc ainsi posée comme règle générale.**

Cependant, l'article 255-2 indique également que, sous réserve de leur innocuité à l'égard de l'homme, des animaux et de l'environnement, 4 grands cas de dispense sont prévus :

- les produits conformes à une norme rendue d'application obligatoire (exemples : NF U 44-051, NF U 44-095, etc.) ;
- les produits soumis à un texte communautaire (engrais CE), pour l'instant uniquement minéraux ;
- les produits soumis à plans d'épandage par arrêté préfectoral au titre de la loi sur l'eau ou sur les installations classées ;
- les produits organiques bruts et les supports de culture d'origine naturelle, sous-produits d'une exploitation agricole ou d'un établissement d'élevage cédés directement par l'exploitant.

5.1.1.1.2 La normalisation

La procédure d'homologation étant longue et coûteuse, de fait la mise sur le marché des engrais, amendements organiques et supports de culture se fait par la voie de la normalisation.

Les normes rendues d'application obligatoire concernant les matières fertilisantes sont les suivantes :

U 42- engrais, dont engrais organiques et organo-minéraux

1

U 44- *amendements organiques avec ou sans engrais*, dénominations et spécifications

1

U 44- *amendements organiques - composts* contenant des *matières organiques* d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux

5

U 44- produits organiques *supports de culture*, spécifications

1

5.1.1.1.3 La norme NF U 44-051 en cours de révision

La norme NF U44-051 date de 1981. Il fallait la réviser pour y inclure les dernières évolutions techniques concernant les amendements organiques.

L'avant-projet de norme NF U44-051, actuellement en enquête probatoire jusqu'au 5 octobre 2004, fixe les dénominations, les définitions et spécifications, le marquage, les teneurs à déclarer et les doses limites d'emploi des amendements organiques avec et sans engrais. Il n'est pas applicable aux produits destinés à un usage de supports de culture.

Dans l'avant-projet de norme NF U44-051 actuellement en enquête probatoire, les changements majeurs par rapport à la norme NF U44-051 de 1981 sont les suivants :

- les dénominations ont été revues et précisées ;
- le mode d'obtention et les matières utilisées ont été précisés ;
- des critères d'innocuité dans les conditions d'emploi ont été ajoutés, à savoir des critères sur les éléments traces métalliques, sur les agents pathogènes, sur les inertes et sur les composés traces organiques ;
- les éléments de marquage obligatoires et facultatifs sont plus nombreux ;
- une annexe normative a été ajoutée sur les modalités de contrôle des produits commercialisables (cette annexe précise les analyses qui doivent être faites sur les produits et sur leur fréquence) ;
- une annexe informative a été ajoutée qui propose des indicateurs de traitement, pour aider les producteurs à évaluer l'efficacité d'hygiénisation de leur procédé de compostage.

Une fois publiée, la révision de la norme NF U 44-051 remplacera les normes NF U44-051 de 1981 et NF U44-071 de 1981.

La norme en cours de révision précise les conditions de marquage sur les étiquettes, emballages et tous documents d'accompagnement dans le cas des livraisons en vrac. Sont distingués le marquage obligatoire et le marquage facultatif.

Deux annexes complètent cette norme en révision :

- L'annexe A porte sur la modalité de contrôle des produits commercialisables. Elle liste les analyses à effectuer pour chaque famille de produit, en distinguant celles correspondant à une nouvelle mise en marché, de celles qui doivent être réalisées en routine. Dans ce dernier cas, la fréquence des analyses est fonction des tonnages de l'unité de production (0 à 350 t/an, 350 à 3 500 t/an, plus de 3 500 t/an).
- L'annexe B propose des indicateurs de traitement pour évaluer l'efficacité du procédé de compostage. Ces indicateurs sont *Escherichia coli* et les Entérocoques. Des valeurs de référence et méthodes d'analyses sont données pour ces deux agents pathogènes.

5.1.1.1.4 La norme NF U 44-095

Les arrêtés du 18 mars 2004 mettent en application obligatoire la norme NFU 44-095 relative aux composts contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement des eaux (MIATE) :

- Un premier arrêté rend d'application obligatoire la norme NF U 44- 095 de mai 2002.
- Le second précise les vérifications que doit effectuer le responsable de la mise sur le marché des produits :
 - vérification de la conformité des produits à la norme en analysant chaque lot de produit commercialisable ;
 - consignation des résultats par écrit et mise à disposition des services compétents pendant 10 ans ;
 - analyses des matières premières destinées à la fabrication des amendements fixées par l'annexe B de la norme ;
 - mise à jour des registres conformément à l'annexe C de la norme.

À noter que cette norme fait changer le statut des boues traitées par compostage de « déchet » à celui de « produit ».

Tableau V : Références au compostage et à la méthanisation dans la norme NF U 44-051 en cours de révision et dans la norme NF U 44-095

Dénominations	Référence au compostage	Référence à la méthanisation	Textes réglementaires	Remarques
Fumiers et/ou lisiers et/ou fientes compostées	Oui	Oui (en tant que pré-traitement)	Norme NF U 44-051 en cours de révision	Fumiers et/ou lisiers et/ou fientes, bruts ou après pré-traitement anaérobie, ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage avec ou sans ajout de matières végétales MO ≥ 20 % MB
Compost vert	Oui	Oui (en tant que pré-traitement)	Norme NF U 44-051 en cours de révision	Compost obtenu exclusivement à partir de broyats végétaux, issus de l'entretien des jardins et espaces verts (tontes, tailles, élagages, feuilles etc...), bruts ou après pré-traitement anaérobie, ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage MO ≥ 20 % MB
Compost de fermentescibles alimentaires et/ou ménagers	Oui	Oui (en tant que pré-traitement)	Norme NF U 44-051 en cours de révision	Compost obtenu à partir de la fraction fermentescible des déchets ménagers et/ou des déchets alimentaires, collectée sélectivement ou obtenue par tri mécanique, brute ou après pré-traitement anaérobie, et ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage, avec ou sans les autres matières répondant aux dénominations de la présente norme MO ≥ 20 % MB
Compost végétal	Oui	Oui (en tant que pré-traitement)	Norme NF U 44-051 en cours de révision	Mélange de matières végétales, brutes ou après pré-traitement anaérobie, qui a subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage ou mélange de composts de matières végétales Les composts obtenus exclusivement à partir de broyats végétaux, issus de l'entretien des jardins et espaces verts (tontes, tailles, élagages) ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage doivent porter la dénomination "compost vert" et ne sont pas couverts par cette dénomination MO ≥ 20 % MB
Compost de matières végétales et animales	Oui	Oui (en tant que pré-traitement)	Norme NF U 44-051 en cours de révision	Mélange de matières végétales et animales (conformes à la réglementation en vigueur), brutes ou après pré-traitement anaérobie, ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage MO ≥ 20 % MB
Compost contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux (M.I.A.T.E.)	Oui	Oui (en tant que pré-traitement)	Norme NF U 44-095	Amendement organique élaboré obligatoirement à partir d'un mélange M.I.A.T.E. / co-composant (l'incorporation d'un co-composant de type matière végétale es obligatoire dans la mesure où il s'agit d'obtenir un amendement organique). Ce produit est obtenu soit par transformation aérobie soit par transformation anaérobie suivie d'une transformation aérobie. MO (% sur matière brute) : supérieure ou égale à 20 - MO (% sur matière sèche) : supérieure ou égale à 30 MS (% sur matière brute) : supérieure ou égale à 50 MO / N _{org} < 40
Compost contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux avec engrais	Oui	Oui (en tant que pré-traitement)	Norme NF U 44-095	Mêmes spécifications qu'au-dessus, avec complémentation par un engrais après le compostage, dans les limites de 3 % sur brut pour l'azote total, l'anhydride phosphorique et l'oxyde de potassium, et de 7 % sur brut pour l'ensemble de ces trois éléments.

Tableau VI : Références au compostage et à la méthanisation dans le règlement européen n°2092/91 sur l'agriculture biologique (Extrait de l'annexe II "A - ENGRAIS ET AMENDEMENTS DU SOL" du règlement (CEE) n°2092/91, et remarques sur le texte de ce règlement (colonne de droite))

Dénominations	Référence au compostage	Référence à la méthanisation	Textes réglementaires	Description, exigences en matière de composition, conditions d'emploi	Remarques
Compost d'excréments d'animaux solides, y compris les fientes de volaille, et fumiers compostés	Oui	Oui (en tant que traitement à part entière)	Règlement (CEE) n°2092/91	Besoin reconnu par l'organisme de contrôle ou l'autorité de contrôle. Indication des espèces animales. Provenance des élevages hors sol interdite.	D'autre part seuls les fumiers provenant d'élevages extensifs au sens de l'article 6 paragraphe 5 du règlement (CEE) n°2328/91 du Conseil, modifié en dernier lieu par le règlement (CEE) n° 3669/93, sont utilisables tels quels en agriculture biologique. S'ils proviennent d'élevages intensifs (par défaut : ni extensif, ni hors-sol), ils doivent être compostés (par contre, comme indiqué dans le tableau V, les fumiers issus d'élevages, hors-sol ne peuvent pas être utilisés, même compostés). Une définition du compostage est donnée dans le <i>Cahier des charges mode de production biologique des animaux et produits animaux (CC - REPAB - F 4/76 version consolidée --mise à jour du 28.08.2002)*</i>
Déchets ménagers compostés ou fermentés	Oui	Oui (en tant que traitement à part entière)	Règlement (CEE) n°2092/91	Produit obtenu à partir de déchets ménagers triés à la source, soumis à un compostage ou une fermentation anaérobie en vue de la production de biogaz. Uniquement déchets végétaux et animaux. Produit dans un système de collecte fermé et contrôlé, accepté par l'Etat membre. Teneurs maximales de la matière sèche en mg/kg : cadmium : 0,7 ; cuivre : 70 ; nickel : 25 ; plomb : 45 ; zinc : 200 ; mercure : 0,4 ; chrome (total) : 70 ; chrome (VI) : 0 (limite de détermination). Besoin reconnu par l'organisme de contrôle ou l'autorité de contrôle. Uniquement au cours d'une période expirant « le 31 mars 2006.	Les chiffres de teneurs maximales en ETM sont beaucoup plus faibles que ceux proposés dans la norme NF U 44-051 (cadmium : 3 ; cuivre : 300 ; nickel : 60 ; plomb : 180 ; zinc : 600 ; mercure : 2 ; chrome (total) : 120). En revanche aucun flux limites n'est indiqué, ni d'autres critères d'innocuité (agents pathogènes, inertes, CTO, etc.)(mais les critères d'innocuité imposés par la réglementation générale de chaque Etat membre doivent être respectés). Le traitement par fermentation a été récemment introduit dans ce règlement.
Compost de champignonnières	Oui	Non	Règlement (CEE) n°2092/91	La composition initiale du substrat doit être limitée à des produits de la présente liste.	
Déjection de vers (lombricompost) et d'insectes	Oui	Non	Règlement (CEE) n°2092/91		Rappel : les matières premières doivent être contenu dans la liste de cette annexe IIA.
Mélange composté ou fermenté de matières végétales	Oui	Oui (en tant que traitement à part entière)	Règlement (CEE) n°2092/91	Produit obtenu à partir de mélanges de matières végétales, soumis à un compostage ou une fermentation Anaérobie en vue de la production de biogaz. Besoin reconnu par l'organisme de contrôle ou l'autorité de contrôle.	Dans cette catégorie entre ce qu'il est communément appelé « déchets verts ». Dans la norme NF U 44-051 il s'agit des dénominations « compost vert » ou « compost végétal ». Le traitement par fermentation a été récemment introduit dans ce règlement.
Écorces compostées	Oui	Non	Règlement (CEE) n°2092/91	Bois non traités chimiquement après abattage.	

5.1.1.1.5 Qualité du compost dans la réglementation

Les critères d'innocuité qui suivent sont communs à la norme U 44-095 et à la norme U 44-051 en cours de révision, exceptés ceux concernant la microbiologie. Ce sont également ceux qui sont requis pour l'homologation des matières fertilisantes, à deux exceptions près : l'homologation ne préconise que des flux et pas de seuil de concentrations pour les amendements organiques ; les critères microbiologiques de l'homologation sont plus nombreux (ils intègrent les phytopathogènes).

Éléments traces métalliques (E.T.M.)

Les teneurs en E.T.M. inclus dans les apports d'amendements organiques doivent être inférieures :

- aux valeurs limites du tableau VII ;
- aux flux maximaux annuels du tableau VIII.

Les E.T.M. sont mesurés suivant la norme NF EN 13650.

Tableau VII : Qualité du compost, valeurs limites en E.T.M., en mg/kg MS

	NF U 44-051 en révision	Pour information : projet de directive européenne (compost et digestat)	
E.T.M.	Valeurs limites en E.T.M.	Classe 1	Classe 2
As	18	-	-
Cd	3	0,7	1,5
Cr	120	100	150
Cu	300 (600 sur MO)	100	150
Hg	2	0,5	1
Pb	180	100	150
Se	12	-	-
Ni	60	50	75
Zn	600 (1 200 sur MO)	200	400

Pour le cuivre et le zinc, il y a une différenciation par rapport à la matière organique. Les produits utilisant les valeurs limites par rapport à la matière organique doivent avoir un marquage spécifique obligatoire.

NOTE : La Commission d'Etude de la Toxicité a admis le principe d'une dérogation pour le cuivre et le zinc. Cependant, la commission souhaite clairement que les seuils soient revus à la baisse dans un délai maximum de 5 ans après la publication au JORF de l'arrêté de mise en application obligatoire.

Tableau VIII : Qualité du compost, flux limites pour les amendements organiques

	E.T.M. Flux maximal sur 10 ans g/ha	Flux maximal par an g/ha
As	900	270
Cd	150	45
Cr	6 000	1 800
Cu	10 000	3 000
Hg	100	30
Ni	3 000	900
Pb	9 000	2 700
Se	600	180
Zn	30 000	9 000

Critères microbiologiques

Les valeurs limites en agents pathogènes inclus dans les amendements organiques doivent être inférieures aux valeurs limites du Tableau IX. La conformité aux valeurs du Tableau IX est appréciée sur les analyses effectuées sur les produits commercialisables présents sur le site de production.

Tableau IX : Valeurs limites en micro-organismes d'intérêt sanitaire

	Toutes cultures sauf cultures maraîchères	Cultures maraîchères	Méthodes d'analyse normalisées
Agents indicateurs de traitement :			
<i>Escherichia coli</i>	10 ⁴ /g M.B	10 ³ /g M.B	NF V 08-053 (1993)
<i>Clostridium perfringens</i>	10 ³ /g M.B	10 ² /g M.B	NF V 08-056 (1994)
Entérocoques	10 ⁵ /g M.B	10 ⁵ /g M.B	NF V 90-432 (1997)
Agents pathogènes :			
Oeufs d'helminthes viables	Absence dans 1,5 g de M.B	Absence dans 1,5 g de M.B	prXP X 33-017
<i>Listeria monocytogenes</i> (pour la NF U 44-095)	Absence dans 1 g de M.B	Absence dans 25 g de M.B	NF V 08-055 (1997)
Salmonelles	Absence dans 1 g de M.B	Absence dans 25 g de M.B	NF V 08-052 (1993) NF ISO 6579 (1990)

Une annexe informative à la norme NF U 44-051, en cours de révision, a été ajoutée qui propose des indicateurs de traitement, pour aider les producteurs à évaluer l'efficacité d'hygiénisation de leur procédé de compostage.

Inertes

Les valeurs limites en inertes dans les amendements organiques doivent être inférieures aux valeurs limites en % de matière sèche du Tableau X.

Tableau X: Qualité du compost, valeurs limites en inertes (suivant la méthode XP U44-164)

Inertes	Valeurs limites
Films + PSE > 5 mm	< 0,3 % MS
Autres plastiques > 5 mm	< 0,8 % MS
Verres + métaux > 2 mm	< 2,0 % MS

C.T.O.

Les flux limites et les teneurs limites en C.T.O. dans les amendements organiques doivent être inférieurs aux valeurs du Tableau XI.

Tableau XI: Qualité du compost, flux limites annuels moyens sur 10 ans et teneurs limites des Micro-polluants organiques

Micro-polluants organiques	Flux limites g/ha/an	Teneurs limites mg/kg MS
H.A.P. :	6	4
- fluoranthène		
- benzo(b)fluoranthène	4	2,5
- benzo(a)pyrène	2	1,5
Total des P.C.B. (pour la NF U 44-095)	1,2	0,8

Notons par ailleurs que la réglementation Boues (plan d'épandage) ne donne pas les mêmes chiffres (tolérance plus forte sur les flux et les teneurs dans la mesure où l'épandage du déchet est encadré).

5.1.2 Réglementation sur les filières

5.1.2.1 Textes européens

Il s'agit principalement des textes suivants qui font la promotion du **recyclage organique** :

- Résolution du Conseil du 24/02/97 sur une stratégie communautaire pour la gestion des *déchets*¹. Elle propose les sujets et orientations des directives à venir de la Commission européenne, et préfigure une hiérarchisation des actions de *recyclage*, de *valorisation* et d'élimination.
- Directive 91/156/CE du Conseil du 18/03/91² retranscrite en droit français par la loi 92-646.
- Directive 1999/31/CE du 26/04/99 relative à la mise en *décharge* des *déchets ménagers et assimilés*. Elle demande une limitation progressive des apports de *déchets* biodégradables en *décharge* : réduction de 25 % en 2002, jusqu'à 65 % en 2012 par rapport à 1995³.

D'autre part, il existe un projet de directive européenne relative au **traitement biologique des déchets**. Lorsque ce projet sera adopté, cette directive devra être transposée en droit français et c'est lorsque les textes français auront été adoptés qu'elle sera applicable en France. Les objectifs de cette directive sont les suivants :

- promouvoir le *traitement biologique* des *biodéchets* afin de supprimer ou de réduire tout impact négatif sur l'environnement ;
- protéger le sol et faire en sorte que l'utilisation de *biodéchets* traités ou non traités soit bénéfique à l'agriculture ;
- veiller à l'*innocuité* des *biodéchets* de façon à ce que leur utilisation n'affecte pas la santé de l'homme et des animaux et ne soit pas nocive pour les végétaux ;
- garantir le fonctionnement du marché intérieur et éviter les entraves aux échanges ainsi que les distorsions et restrictions de la concurrence au sein de la Communauté.

D'autre part, la révision de la directive 86/ 278/ EEC concernant les boues d'épuration (Draft du 18/12/2003) est rendue nécessaire par :

- l'accroissement des préoccupations en matière d'environnement et de santé publique ;
- l'évolution des pratiques de valorisation et l'amélioration des connaissances scientifiques.

Une révision intégrée à la stratégie sur les sols qui doit donc être cohérente avec les dispositions relatives aux autres intrants du sol (cf. 4.1.3.1.2).

Une révision qui doit sécuriser et pérenniser le retour au sol des boues. Les grandes lignes du projet sont les suivantes :

- Élargissement à d'autres types de boues et aux sols non agricoles.
- Cohérence avec la directive nitrate en matière de flux azoté.
- Révision des seuils en ETM, en pathogènes, introduction de valeurs guides pour les composés organiques...
- Cohérence avec le programme de normalisation horizontale.

5.1.2.2 Textes français (réglementation sur les filières)

Les trois principaux textes français sur les filières sont les suivants :

- Loi 92-646 du 13/07/92, qui modifie la Loi 75-633 du 15/07/75 relative à l'élimination des *déchets* et à la récupération des matériaux.

¹ http://admi.net/eur/loi/leg_euro/fr_397Y0311_01.html

² http://admi.net/eur/loi/leg_euro/fr_391L0156.html

³ http://admi.net/eur/loi/leg_euro/fr_391L0156.html

- Circulaire du 28/04/98 (ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement) relative aux plans départementaux d'élimination des *déchets ménagers et assimilés*. Elle demande une réorientation des plans pour davantage de prévention et de *recyclage*, et un rééquilibrage entre *incinération* et *décharge*. Elle fixe un objectif national de *collecte* pour *recyclage* de 50 % des *déchets*, de la responsabilité des collectivités locales.
- Circulaire du 28/06/01 (ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Aménagement Rural) relative à la gestion des *déchets organiques*, filière à développer en respectant 3 principes : qualité des *amendements organiques* produits, gestion optimisée et durable de la filière, information et concertation au niveau local.

Notons que ces circulaires n'ont aucun poids juridique, et qu'elles sont donc peu ou pas suivies d'effets.

5.1.3 Réglementation sur l'environnement

5.1.3.1 Textes européens

5.1.3.1.1 La directive Nitrates

L'application de la directive Nitrates a conduit les Etats membres à définir des « zones vulnérables », qui imposent :

- des périodes d'épandages définies,
- des quantités d'azote total par hectare limitées,
- l'établissement d'un plan de fumure prévisionnel,
- l'obligation de traiter les excédents dans les ZES,
- des périmètres de protection des eaux.

5.1.3.1.2 La stratégie européenne de protection des sols

Lors de la communication adoptée le 16 avril 2002 par la Commission et intitulée « Vers une stratégie thématique pour la protection des sols », trois menaces prioritaires pour les sols ont été identifiées :

- Érosion
- Contamination
- Perte de matières organiques.

En 2003, cinq groupes de travail ont été créés :

- Surveillance
- Érosion
- Matières organiques et biodiversité
- Contamination
- Recherche.

Les travaux sur les directives boues et traitement biologique sont intégrés dans la stratégie européenne de protection des sols.

5.1.3.2 Textes français

Les principaux textes sont les suivants :

- Règlement Sanitaire Départemental (RSD) - article 158.
- Loi du 19/07/1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE).
- Loi sur l'eau.

5.2 La méthanisation dans la réglementation

La méthanisation en tant que telle est peu abordée par les textes réglementaires. Cela dit elle peut être cadrée indirectement par des règlements traitant des installations de combustion ou de stockage de gaz par exemple.

Dans les normes NF U 44-051 (actuellement en révision) et NFU 44-095, la méthanisation est ainsi définie :

« Pré-traitement anaérobie (méthanisation) : procédé biologique anaérobie (en absence d'air) permettant la stabilisation par dégradation/réorganisation de la matière organique conduisant à l'obtention d'un biogaz (mélange majoritairement composé de méthane et de dioxyde de carbone) et de matière organique digérée appelée digestat (NOTE : dans la norme 44-051, la méthanisation est obligatoirement suivie d'un compostage caractérisé avec ajout de matières végétales). »

On note que le règlement européen 1774/2002/CE ne fait pas de différence entre un traitement de la matière organique par méthanisation et par compostage.

La réglementation ICPE cadre la méthanisation par deux rubriques :

- **La rubrique ICPE 1411** (« Gazomètres et réservoir de gaz comprimés ») précise les seuils de déclaration et d'autorisation en cas de stockage de gaz (seuil de déclaration = 1 000 kg).
- **La rubrique ICPE 2910** (« Combustion ») précise les seuils de déclaration et d'autorisation pour les installations brûlant du gaz. La méthanisation (la valorisation du biogaz : chaudière, moteur, turbine) rentre dans le paragraphe **B** de cette rubrique qui impose une autorisation pour des puissances thermiques supérieures à 100 kW thermiques. La circulaire du 6/12/2000 précise l'application de cette rubrique pour les installations classées (a priori cette circulaire était destinée aux exploitants de décharges).

En ce qui concerne l'épandage des déjections animales digérées, la réglementation ne fait pas de différence entre une matière brute et un digestat. Ce dernier est donc soumis aux mêmes règles (RSD, arrêtés préfectoraux en vigueur).

5.3 Le compostage dans la réglementation

5.3.1 Références à la plate-forme de compostage et à son environnement

Les installations de compostage relèvent d'une part du Règlement Sanitaire Départemental (RDS) -article 158- et d'autre part de la loi du 19/7/1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement et pour certains cas de la loi sur l'eau.

Trois textes réglementaires plus récents viennent compléter le RSD et la loi sur les ICPE :

- arrêté type de déclaration pour la rubrique 2170
- circulaire du 7/01/02 sur le compostage en établissement d'élevage
- rubrique 2171 sur les dépôts de matière organique

Concernant la loi du 19/7/1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement, la Circulaire du 5 janvier 2000 (relative à la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement ; classement des installations de compostage et des points d'apport volontaire de déchets ménagers triés - BO min. Envir. n° 2000/3 du 20 mars 2000) précise que :

- Pour les matières organiques d'origine animale (fumiers, fientes) ou végétale (résidus de jardinage, rebuts de fabrication de l'industrie agroalimentaire végétale), seules ou en mélange avec des boues de station d'épuration urbaine ou la fraction fermentescible des déchets ménagers collectée séparément, la rubrique 2170 (fabrication des engrais et supports de culture) est à retenir, dès lors que le compost obtenu est conforme aux exigences prescrites en application de la loi n°79-595 du 13 juillet 1979, relative au contrôle des matières fertilisantes et des supports de culture. Elle prévoit le régime de déclaration pour 1 à 10 t de compost produit par jour et d'autorisation au-delà de 10 t.
- Pour les ordures ménagères et les autres résidus urbains, la rubrique 322 relative au stockage et au traitement des ordures ménagères et autres résidus urbains s'applique.
- Pour les installations de compostage, la rubrique 2260 (broyage, concassage, criblage, de tous produits naturels) s'applique également. Elle stipule qu'entre 40 kW et 200 kW de puissance installée, l'installation est soumise à déclaration, et au-delà à autorisation.

5.3.2 Épandage

La réglementation varie d'un département à l'autre en fonction du RDS ou des arrêtés préfectoraux en vigueur : distances à respecter vis-à-vis des habitations, par rapport aux cours d'eau. En général, les composts de fumiers bénéficient de surface d'épandage supérieure aux fumiers bruts car ils peuvent être épandus plus près des habitations et des cours d'autres que les fumiers bruts (100 m dans ce dernier cas).

Pour les composts de boues qui resteront en plan d'épandage malgré la norme NF U 44-095, il y a autorisation ou déclaration en fonction du tonnage épandu.

5.3.3 Réglementation du compostage au champ

Composter en andain suppose de pouvoir stocker le fumier au champ. Cette pratique est autorisée par le Code de Bonnes Pratiques Agricoles en zones vulnérables et par le Service des Installations Classées (ministère de l'Environnement, circulaire du 24 mai 1996). Toutefois, cette autorisation est soumise à condition :

Le produit : il s'agit de fumier compact pailleux qui doit tenir en tas et se manipuler à la fourche du tracteur. Toutes les litières accumulées (après 2 mois sous les animaux), ainsi que les fumiers de raclage (après 2 mois sur plate-forme d'égouttage), dont le niveau de paillage est supérieur à 4 kg par UGB et par jour, entrent dans cette catégorie, hormis les mélanges de produits (litière + raclage non pailleux).

Le lieu : le tas doit respecter les distances vis-à-vis des points d'eau (35 m), habitation (100 m) et baignade (200 m). Les parcelles inondables, ou en fortes pentes, sur lesquelles l'épandage est interdit, ne doivent pas être utilisées à cette fin. Le tas doit changer d'emplacement chaque année, même s'il est fait sur la même parcelle.

La durée maximale de dépôt est de 10 mois au niveau national. Cette durée peut être diminuée dans certains départements.

5.3.4 Références au processus de compostage

5.3.4.1 Définitions

Dans la norme NF U 44-051 en cours de révision, le « *compostage caractérisé* » est ainsi défini :

« Processus de décomposition et de transformation contrôlées de produits organiques biodégradables sous l'action de populations microbiennes évoluant en milieu aérobie. Il est caractérisé par :

- une augmentation initiale, nécessaire et transitoire de la température de l'ensemble des produits organiques qui permet son hygiénisation ;
- une perte de masse et de volume ;
- une homogénéisation du produit ;
- la transformation des matières premières organiques selon des processus naturels dans les sols (humification des résidus végétaux par exemple) ;
- un degré de maturité en relation avec l'usage du produit. »

Dans la norme NF U 44-095, le compostage est ainsi défini :

« Transformation aérobie (compostage) : procédé biologique aérobie avec montée en température permettant l'hygiénisation (voir article 6* pour les produits finis) et la stabilisation par dégradation/réorganisation de la matière organique (oxydation biologique avec dégagement de chaleur) conduisant à l'obtention d'un compost. »

(* l'article 6 liste les critères d'innocuité du produit fini)

D'autres définitions du compostage peuvent exister dans les textes réglementaires. À titre d'exemple, nous reprenons ci-dessous celle donnée dans le règlement (CEE) n°2092/91 qui définit au niveau européen les règles de production de l'agriculture biologique.

« Compost (au sens de l'annexe II partie A du règlement CEE/2092/91 modifié) : le processus de compostage est une transformation contrôlée en tas, qui consiste en une décomposition aérobie de matières organiques d'origine végétale et/ou animale hors matières relevant des déchets animaux au sens de l'arrêté du 30 décembre 1991 (J.O.R.F. du 12/02/92, modifié par l'arrêté du 12/03/93, J.O.R.F. du 23/03/93, modifié par l'arrêté du 28/06/96, J.O.R.F. du 29/06/96, modifié par l'arrêté du 06/02/98, J.O.R.F. du 10/02/98).

L'opération de compostage vise à améliorer le taux d'humus. Elle est caractérisée à la fois par :

- une élévation de température ;

- une réduction de volume ;
- une modification de la composition chimique et biochimique ;
- un assainissement au niveau des pathogènes, des graines d'adventices et de certains résidus ;
- elle doit comporter un ajout de matière carbonée et un ajustement de la teneur en eau, si nécessaire. Ni le dépôt de fumier stocké par simple bennage, ni le compostage dit de surface (épandage de fumier sur le sol plus incorporation superficielle) ne peuvent être assimilés à un compostage. ».

5.3.4.2 Processus de compostage

Selon la future directive européenne relative au traitement biologique des déchets, les propositions d'exigences requises pour garantir un niveau suffisant du compost final sont les suivantes :

Tableau XII : exigences pour le compostage

	Température	Durée de traitement	Retournelements
Compostage en andains	> 55°C	2 semaines	5
Compostage en andains	> 65°C	1 semaine	2
Compostage en système fermé	> 60°C	1 semaine	Pas de consigne

5.3.5 Référence au compost

La loi du 13 juillet 1979 sur les matières fertilisantes constitue le texte de base de la réglementation. Elle impose une homologation des produits ou à défaut :

- Le respect de normes d'application obligatoires. Dans le cas présent, c'est la norme NF U 44-051 « amendements organiques » en cours de révision qui s'applique le plus couramment ; pour les composts issus de boues d'épuration, la récente norme NF U 44-095 est d'application obligatoire depuis le 18 mars 2004.
- Le respect de la loi sur l'eau (3/1/92) ou de la loi sur les installations classées (19/7/76). Dans ce cas, l'épandage est régi par des arrêtés avec obligation de plans d'épandage. C'était le cas pour tous les compost de boues jusqu'à la mise en application obligatoire de la norme NF U 44-095. Aujourd'hui ces composts de boues peuvent rester en plan d'épandage (soit pour non respect de la NF U 44-095, soit pour des raisons de traçabilité exigées localement).

5.4 Conclusion sur les principales différences réglementaires des filières méthanisation et compostage

5.4.1 Références au traitement

Il y a plus de données réglementaires au niveau du compostage que de la méthanisation dans la réglementation.

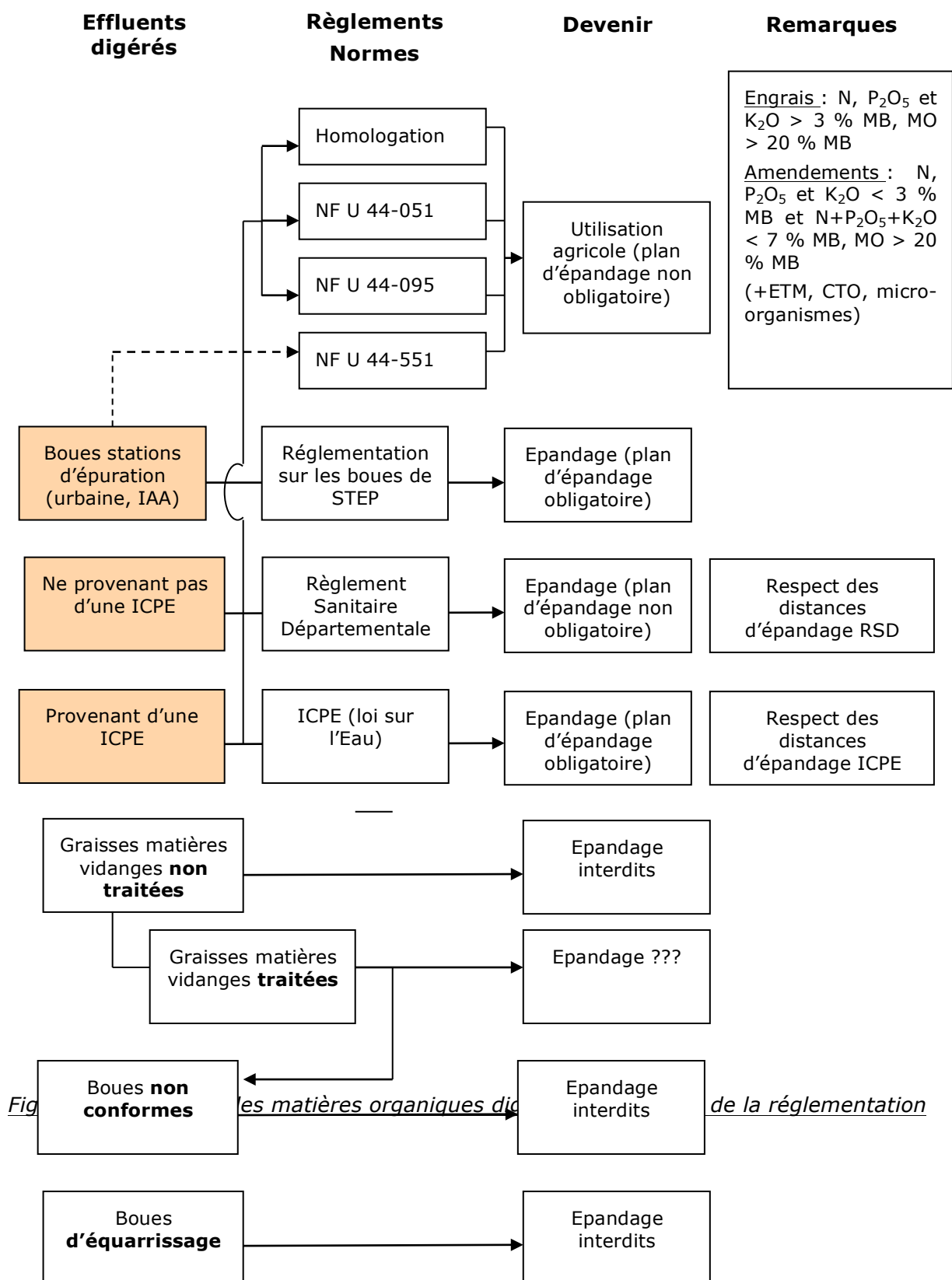
Parmi les freins réglementaires concernant la digestion, on note :

- Que dans la définition du pré-traitement anaérobie (point 3.2.2) dans la NF U 44-051 en cours de révision : « ce pré-traitement est obligatoirement suivi d'un compostage caractérisé avec ajout de matières végétales » (le compostage est également obligatoire dans le cadre la norme NF U 44-095).
- Que les rubriques ICPE donnent des seuils d'autorisation et de déclaration qui orientent la filière méthanisation, soit vers de très petites installations (puissance thermique <100 kWth), soit vers des grandes installations. Ce qui pénalise notamment la filière de méthanisation individuelle à la ferme (installation de petites et moyennes puissances qui ne peuvent pas supporter financièrement et techniquement les règles définies dans les rubriques ICPE).
- Que la méthanisation ne fait pas l'objet d'une rubrique ICPE à part entière, ce qui oblige les acteurs de la filière à faire un amalgame complexe entre plusieurs réglementations. La solution serait alors, soit de créer une rubrique ICPE spécifique à la méthanisation, soit de compléter celle qui concerne le compostage.
- Que la méthanisation n'est pas reconnue officiellement comme un procédé d'atténuation des odeurs (et que l'on doit en faire la preuve par des mesures olfactométriques).

5.4.2 Références au produit final (compost ou digestat)

Au niveau européen, le projet de directive traite ensemble la qualité des composts et des digestats (voir teneurs limites en ETM des classes 1 et 2). De même, le règlement (CEE) n°2092/91 définissant l'agriculture biologique donne des critères identiques pour les « déchets ménagers compostés ou fermentés ».

5.5 Synthèse de la réglementation



6 La valeur agronomique des digestats

Rappel : des données sur la valorisation agronomique des composts sont présentées en annexe.

6.1 Évolution de la matière au cours de la digestion

6.1.1 Principes

Au cours de la digestion, la matière organique est transformée en biogaz. Il s'agit principalement des lipides, protéines, cellulose et hémicellulose, ainsi que de certains composés organiques volatiles. Selon les procédés et substrats, cette transformation porte sur une part importante (2/3) des matières biodégradables hors lignine et corps réfractaires.

Cette minéralisation conduit à la formation de composés réduits, notamment d'ammoniac, d'hydrogène sulfuré. Une partie de ces composés (H_2S) est évacuée avec le biogaz. De nombreuses réactions conduisent à la formation de sulfures métalliques, de complexes ioniques, etc.

Si la digestion est suivie d'une étape de maturation, les composés organiques peuvent théoriquement se recombinaison pour former des acides humiques ou des précurseurs de ces acides humiques. Au cours de la digestion, le taux d'humification (rapport entre la somme des acides humiques et fulviques, et le carbone organique total) varie peut et la concentration en acides humiques et fulviques diminue.

Il est à noter que la plupart des molécules à l'origine de la formation de composés humiques sont issues de la dégradation biologique de la lignine par des champignons. Ces derniers se développant exclusivement dans des conditions aérobies, la digestion proprement dite n'a pas d'effet positif sur l'humification (contrairement à la maturation aérobie de la matière). Par contre la digestion, permet la dégradation des molécules facilement dégradables (cellulose, hémicellulose, acides gras), ce qui va augmenter indirectement le coefficient d'humification (K_1 : pourcentage du tonnage de MS apportée chaque année au sol transformé en humus) du produit traité (par concentration de la teneur en lignine du produit digéré).

Cet abattement de la matière organique a également deux autres conséquences :

- Une diminution de la siccité et donc une amélioration de la fluidité du digestat par rapport au substrat (ce qui peut avoir des conséquences agronomiques positives en facilitant l'infiltration dans le sol des lisiers digérés par exemple).
- Une réduction des odeurs dont l'origine est la dégradation de molécules organiques facilement métabolisables dans le sol. Cette dégradation ayant lieu dans l'espace clos du digesteur, les nuisances olfactives liées au stockage et à l'épandage des matières organiques sont considérablement réduites.

6.1.2 Données chiffrées

Tableau XIII : évolution de la matière organique au cours de la digestion

Référence bibliographique	Substrat digéré	Résultats
A005	Lisier bovin	Réduction des acides volatiles de 86,1 % Réduction de la DCO de 41,9 %
A006	Lisier porcin	Réduction de la MSV comprise entre : 40 % et 60 % Réduction de la DCO comprise entre : 35 % et 80 % Taux de dégradation des macromolécules (digestion mésophile TRH 15 jours) : cellulose (64 %), hémicellulose (65 %), lipides (69 %), amidon (94 %), protéines (47 %) , lignine (3 %).
A007	Lisiers	Réduction de la matière organique facilement dégradabile responsable des odeurs : 30 % (lisier de bovins) à 67 % (lisier de volailles). Abattement de la quantité d'acides organiques : 68 % (lisier de bovins laitiers) à 88% (lisier de porcs + déchets gras).
A123	Déchets municipaux	Les résultats du traitement par digestion (38°C. pendant 2,5 semaines, phase solide) : MO (-61 %), cellulose (- 78%), protéines (- 65 %), lipides (- 55 %), lignine (0 %).
AG002	Lisiers	Le coefficient d'humification (K1) est 25 % plus important (1,04 contre 0,82) pour du lisier digéré par rapport à du lisier brut.
A104	Boues STEP	Les résultats montrent clairement que la MO change beaucoup plus rapidement pendant le compostage que pendant la digestion anaérobie (au sens strict, sans phase de maturation). Le taux d'humification (rapport entre la somme des acides humiques et fulviques, et le carbone organique total) varie très peu entre des boues en cours de digestion et des boues digérées (boues en cours de digestion : 12,1 % et 16,2 % ; boues digérées : 12,9 % et 15,3 %). Pour les boues compostées (avec de la paille), les valeurs des taux d'humification varient entre 13,8 % en début de compostage et 25,3 % après 80 jours de maturation.
A113	Boues STEP	Les principaux effets de la digestion anaérobie : perte de MO (30-50 %), de masse (15-30 %).
A101	Boues STEP	Données chiffrées sur l'évolution de la composition entre l'effluent brut et la boue digérée-déhydratée-séchée : la digestion détruit 42 % de la matière organique .

6.2 Influence des traitements complémentaires (pré ou post-traitement)

6.2.1 Post-traitement

Les post-traitements sont soit des techniques de séparation de phases, soit des techniques de maturation (dont la principale est le compostage). Les techniques séparatives sont multiples : centrifugation, évaporation sous vide, traitements chimiques (($Al_2(SO_4)_3$), $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, $Ca(OH)_2$), pressage, déshydratation. Ces traitements ont pour conséquence la concentration des éléments : les éléments solubles sont piégés dans la fraction liquide et les insolubles dans la fraction solide (cf. **fiche A003**).

6.2.2 Pré-traitement

La plupart des pré-traitements ont pour objectif une amélioration du taux de dégradation de la matière organique (jusqu'à 30 %) lors de la digestion. Cela a comme conséquence technique, soit de diminuer le temps de rétention hydraulique (TRH) en conservant un abattement constant, soit d'augmenter l'abattement avec un TRH constant. Ces traitements ne modifient pas le potentiel de production de gaz mais améliorent sa production lors de la digestion -jusqu'à 20 %- (cf. **fiches A106, A117, A125, A307**).

Parmi les pré-traitements, on retrouve des procédés chimique, biologique et physique : collision (cf. **fiche A106**), ozonation (cf. **fiche A307**), hydrolyse enzymatique (cf. **fiche A118**), hydrolyse chimique (cf. **fiche A307**), température (cf. **fiche A125**), ultrasons, UV (cf. **fiche A307**).

6.3 L'évolution de l'azote et du phosphore au cours de la digestion

6.3.1 Principes

La transformation des 2/3 de la matière organique en conditions anaérobies entraîne une minéralisation de l'azote dans les mêmes proportions. Une part importante de l'azote organique (principalement inclus dans les protéines et dans l'urée) se retrouve sous forme d'ammonium (NH_4^+). Cette dernière est une forme transitoire incontournable dans le cycle de l'azote, qui par la suite évolue vers des molécules très variées selon les conditions de stockage ou de traitement des digestats :

- formation de nitrates (NO_3^-) en conditions aérobies avec des formes intermédiaires plus ou moins stables comme les nitrites (NO_2^-) ou le protoxyde d'azote (N_2O – molécule à haut pouvoir effet de serre) ;
- formation d'ammoniac (NH_3^+).

L'ammonium est une forme soluble de l'azote. Lors d'une séparation de phase (pressage, centrifugation ou déshydratation), la majorité de l'azote minéralisé se retrouve donc dans la fraction liquide, tandis que l'azote organique va être dans la fraction solide (ou pâteuse).

En termes de gestion de l'azote :

- plus la digestion sera performante (pré-traitements, durée, température), plus le taux de minéralisation de l'azote organique sera important,
- plus la séparation de phase sera poussée, plus les formes organiques et minérales de l'azote seront séparées.

De manière identique à l'azote, le phosphore organique se minéralise pour partie lors de la destruction de la matière organique fermentescible. Contrairement aux formes minérales de l'azote qui sont en grande partie des formes solubles, le phosphore minéral se trouve en majorité lié aux particules de la fraction solide. De plus, le phosphore peut prendre des formes chimiques minérales très variées.

6.3.2 Minéralisation de l'azote des déjections animales

Pour les déjections animales digérées, plus de la moitié de l'azote organique est transformée en ammoniac par la digestion anaérobie. Le digestat contient la même quantité globale d'azote que le substrat initial, aux exportations près (de l'ordre de 10 à 20 %), lorsqu'une séparation de phase est pratiquée.

Tableau XIV : la minéralisation de l'azote dans les déjections d'élevage au cours de la digestion

Référence bibliographique	Substrat	Résultats
A002	Lisier porcin et bovin	La forte concentration en NH₄ (56 % contre 44 % pour du lisier frais) ainsi qu'un pH plus élevé (un augmentation entre 0,25 et 0,6 point et des pH proche de 8)
A005	Lisier bovin	Augmentation de la concentration en éléments minéraux (+ 33,4 % N-NH₄ , +23 % orthophosphate)
A007	Lisier bovin et volaille	Conversion de l'azote organique en azote ammoniacal : proportion de N-NH₄ de 50 à 85 % par rapport à N total

6.3.3 La minéralisation de l'azote et du phosphore des boues urbaines

Pour les boues urbaines, le fait que celles-ci soient systématiquement déshydratées conduit à une diminution des flux d'azote dans les boues. La grande solubilité de l'ammoniac conduit en effet à renvoyer dans la file de traitement des eaux l'essentiel de la fraction ammoniacale. Cette fraction se volatilise durant son séjour dans la file de traitement, d'où une diminution importante des quantités d'azote minérale. La quantité de matières sèches et matières organiques diminue également, mais dans une moindre proportion : d'où une teneur en azote plus faible que dans le produit initial, et d'autant plus faible que la déshydratation est efficace.

La mise en place d'unité de déphosphatation des eaux usées dans les stations d'épuration conduit nécessairement à la modification de la valeur phosphatée des boues (une augmentation importante de la quantité de P récupérée et de boues, surtout en cas de déphosphatation physico-chimique). En particulier, la forme chimique du phosphore (la spéciation) est susceptible d'évoluer sous l'influence de traitements physico-chimiques. Par ailleurs, les autres traitements présents dans la chaîne de traitement sont de nature à modifier la concentration en phosphore des boues. La stabilisation conduit mécaniquement à une augmentation de la teneur en P.

6.3.4 Données sur les lisiers digérés

Tableau XV : composition des lisiers digérés (synthèse)

Lisiers digérés	Lisier	Lisier bovin	Lisier porcin
MS (%)	3,91	4,18	3,03
N tot (% MS - % MB)	8 - (0,32)	6,29 - (0,26)	12 - (0,37)
P tot (% MS - % MB)	1 - (0,1)	1,03 - (0,04)	2 - (0,06)

MB)			
K tot (% MS - % MB)	7 - (0,26)	6,36 - (0,3)	6 - (0,27)

6.3.5 Données sur les boues digérées

Les données indiquées ici sont issues de « Connaissances actuelles en matière d'utilisation agricole des boues résiduelles urbaines », **IRH, 1978**, pour le ministère de l'Environnement. Ce document qui n'est pas récent, présente néanmoins l'avantage de faire la différence entre les boues digérées et non digérées.

Le document indique que sur 2.273 stations enquêtées sur 62 départements, la répartition est la suivante :

Tableau XVI : répartition des type de boue dans les stations d'épuration urbaines

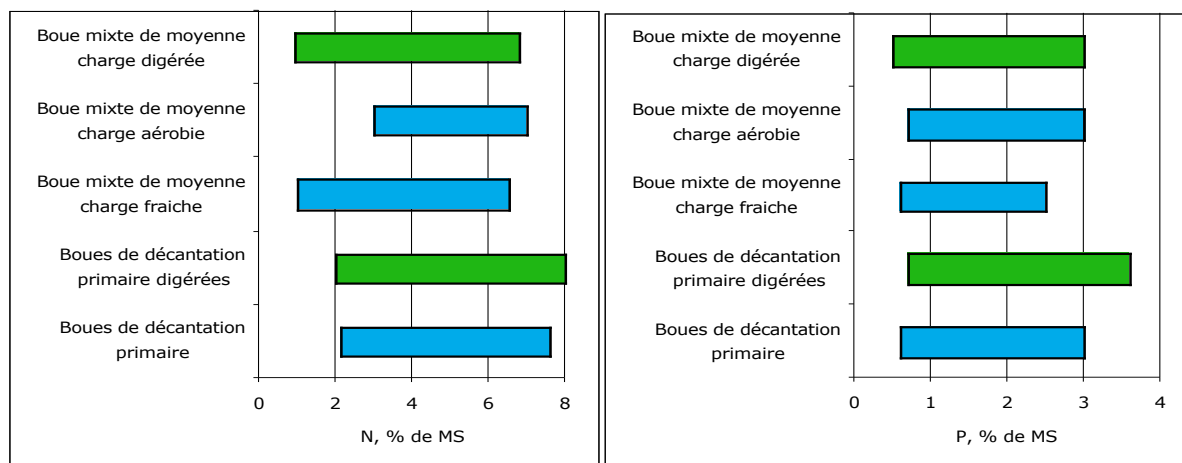
Boues digérées :	% nbre stations	% population concernée
De décantation primaire	0,77	4,58
De stations à boues activées à moyenne ou forte charge	5,11	49,03
De stations à lits bactériens ou biodisques	17,64	6,12
De décanteurs digesteurs	3,87	1,19
Total	27,39	60,92

Boues liquides :

Les teneurs en azote et en phosphore des boues liquides digérées sont similaires à celles des boues non digérées de même origine (primaires ou mixtes de moyenne charge).

Elles ne dépendent pas de la technologie de traitement des boues (la digestion est une technologie conservative des éléments minéraux), mais de l'origine de celles-ci (concentration en N et P dans l'effluent initial, file de traitement de l'eau).

Figure 5: Teneurs en azote et phosphore des boues liquides digérées



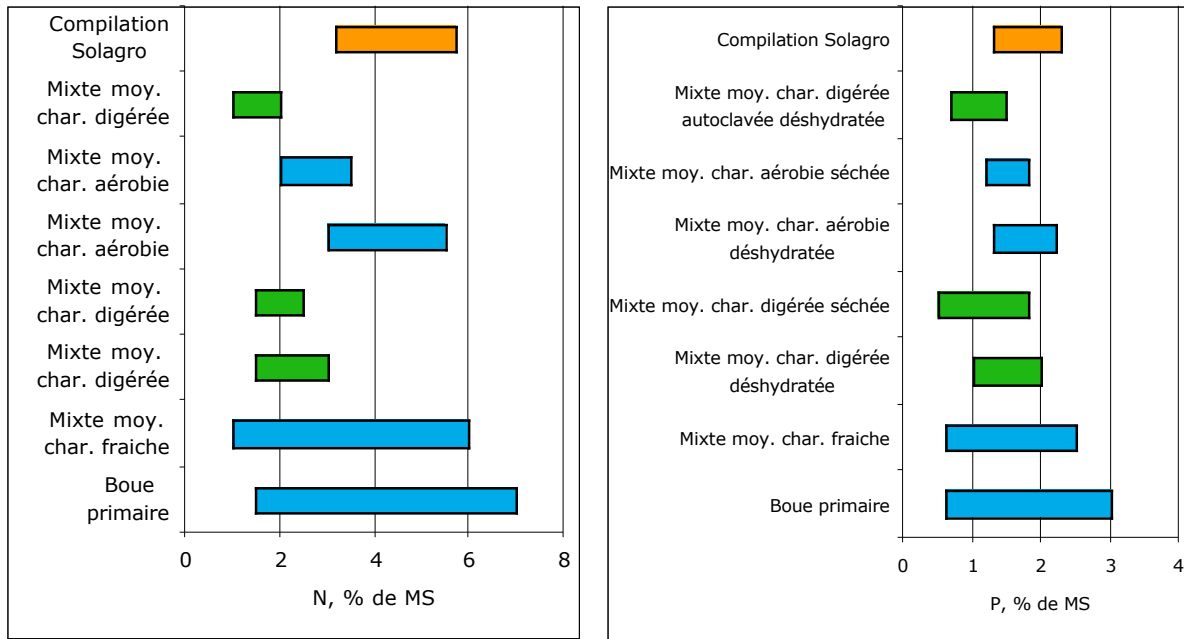
Boues « solides » :

La teneur en phosphore et surtout en azote est plus faible pour des boues digérées déshydratées.

Le phosphore est en effet présent dans des formes solubles ou non solubles (formes précipitées ou cristallines), tandis que l'azote ammoniacal l'est principalement sous forme soluble, et donc renvoyé vers la file eau lors de la déshydratation.

Cet appauvrissement en azote et phosphore est encore plus important si on considère non pas la concentration, mais le flux : les valeurs exprimées ici sont rapportées aux quantités de matières sèches, qui diminuent lors de la digestion anaérobie.

Figure 6 : Teneurs en azote et phosphore des boues solides digérées



Cependant, ces valeurs anciennes ne sont pas corroborées par les valeurs compilées récemment par **SOLAGRO, 2000**, ni pour l'azote, ni pour le phosphore.

À Castres, Albi, Mont-de-Marsan, les concentrations en azote sont de 5,7 % de la MS. La moyenne des valeurs compilées est de 4,5 %, soit le double de la valeur donnée dans la littérature.

Ces valeurs sont plus conformes à la fourchette indiquée par **OTV, 1997** : 2 à 7 % de N pour des boues digérées.

De même, la valeur moyenne pour P₂O₅ est de 5,3 %, soit 1,9 % de MS exprimé en P total, soit près de 30 % de plus que la valeur de la littérature.

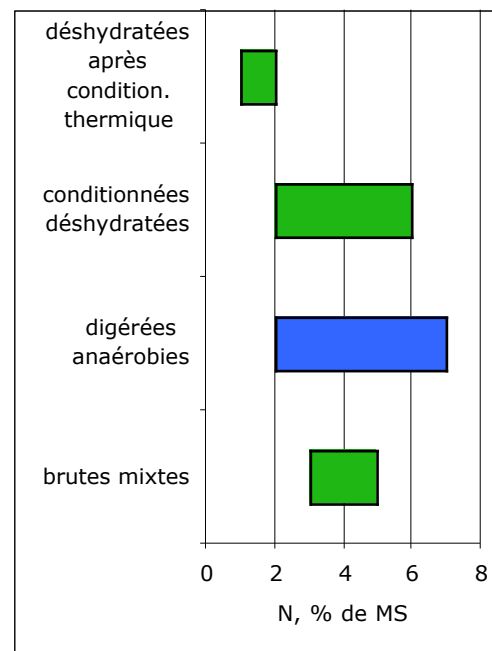


Figure 7 : Teneurs en azote des boues

On trouve mention de la teneur en phosphore dans « La valeur phosphatée des boues d'épuration urbaines » (ADEME,1996 - Fiche A102), valeurs issues de diverses sources bibliographiques (exprimées en P, % de MS) : « biologiques anaérobies » 3,3 % (0,5-14,3), « mixtes digérées » 0,83 (0,04-0,34), « stabilisées anaérobies liquides » 2,6 (2,1-3).

La teneur moyenne en phosphore est de 2 % sur MS en France, étroitement corrélée pour les boues aérobies avec la teneur en MS : $P / MS = 0,018$ (P et MS exprimés dans les mêmes unités, la formule donnée pour P2O5 est convertie en P par le ratio 2,3).

Le document indique que la corrélation est moins bonne pour les boues digérées, avec une formule : $P / MS = 0,0049 + 0,39 / MS$ (P et MS exprimés en g/kg).

Tableau XVII : évolution de l'azote et du phosphore dans les digestats (lisiers et boues)

Référence bibliographique	Substrat	Résultats
A113	Boues STEP	Les effets de la digestion anaérobie : conserve les matières minérales dont le phosphore ; conversion de 40 % de Norg en NH₄⁺
A101	Boues STEP (Saint Brieuc)	Données chiffrées sur l'évolution de la composition entre l'effluent brut et la boue digérée-déshydratée-séchée : la concentration en NH₄⁺ passe de 0,045 mg/l à 2,81 mg/l et la concentration en N total passe de 0,053 mg/l à 51,4 mg/l
A005	Lisier bovin	Augmentation de la concentration en éléments minéraux (+ 33,4 N-NH ₄ , +23 % orthophosphore)
A101	Boues STEP	Données chiffrées sur l'évolution de la composition entre l'effluent brut et la boue digérée-déshydratée-séchée : la concentration en phosphore (P2O5) passe de 0,010 mg/l à 43,2 mg/l
A102	Boues STEP	On note que la centrifugation des boues anaérobies ne s'accompagne pas de pertes significatives de phosphore (Chartres, 1991), contrairement au séchage sur lit ou sous vide qui favorise l'élimination du P soluble . Le phosphore soluble est en effet peu présent : 0,7 % à 1,5 % de P total, l'essentiel étant sous forme liée aux composés organiques (Nancy, 38 %) et sous forme de phosphate de calcium (Nancy, 28 % ; Achères, 63 %). 20 % de P est sous forme organique.
A105	Boues STEP	Le phosphore soluble dans les boues digérées représente moins de 10 % de Ptot . La digestion de boues « pures » (issue du traitement biologique anoxie – aérobie) entraîne une concentration importante de P _{sol} (20 à 25 % du P _{tot}). L'ajout de boues primaires (fraîches) dans le pilote entraîne une insolubilisation du phosphate par la formation de formes complexées (P _{sol} < 10 % du P _{tot})
A112	Boues STEP	Différentes valeurs de concentration en azote total et la proportion d'ammoniac des différents types de boues urbaines

6.4 Les critères d'efficacité

D'une manière générale, il y a très peu de données concernant l'influence de l'apport de digestats sur les propriétés physiques et biologiques des sols (contrairement aux données concernant la fertilisation). Malgré le peu de données, il semble que l'apport de matière organique au sol via les digestats soit positif pour les propriétés physiques des sols.

Une étude portant sur l'utilisation des digestats compostés en agriculture montre que les propriétés biologiques et physiques du sol sont améliorées : amélioration de la respiration du sol et de la stabilité des agrégats dans les mois d'été, augmentation de la population de lombrics, augmentation du taux d'humus (+0,03 % à 0,05 %/an), amélioration de l'infiltration de l'eau (Cf. **fiche AG005**).

6.4.1 Les effets sur les propriétés physiques des sols

6.4.1.1 Rétention en eau

Nous n'avons pas de donnée concernant cette caractéristique. Théoriquement, La matière organique ayant une bonne capacité de rétention, l'apport de digestat devrait augmenter la capacité de rétention en eau des sols légers (sableux, sablo-limoneux). Dans les sols plus argileux ayant une capacité de rétention importante, l'apport de matière organique en grande quantité risque de diminuer la capacité de rétention (dilution de l'argile).

6.4.1.2 La porosité des sols

Une seule publication fait état du lien entre l'apport de digestat brut et composté et la porosité des sols.

L'objectif (cf. **fiche EA002**) de ces essais de plein champ (sol sablo-limoneux et sol limono-argileux) était d'évaluer les changements de structure du sol (microporosité et macroporosité) à la suite d'apport de boues urbaines aérobies et anaérobies, de composts de boues urbaines aérobies et anaérobies + ordures ménagères, de lisier et de fumier de porc. Concernant les boues anaérobies :

- La microporosité (pores de stockage) est la meilleure suite aux apports de fumier ou de compost de boues anaérobies (par rapport au sol sans apport).
- La macroporosité (pores de transmission) est plus faible uniquement pour les boues anaérobies, expliquée par la présence de composés organiques de type lignine, cellulose ou lipides non modifiés par la digestion anaérobie. Le fumier est le traitement ayant le plus d'effet sur la macroporosité.

6.4.1.3 Stabilité de la structure

Les publications convergent vers une augmentation de la teneur en matière organique des sols. Les résultats concernant l'amélioration de la stabilité de la structure sont moins évidents. Cette amélioration (lorsqu'elle est constatée) serait due à la fois à une augmentation des produits transitoires (effet de courte durée) et à une augmentation des substances humifiées (effet longue durée).

Les effets de cinq amendements organiques (cf. **fiche EA005**) aux doses recommandées ou habituelles d'utilisation (24 t/ha par an de compost d'ordures ménagères, boue digérée anaérobie et fumier d'ovins, 2,4 t/ha/an de lombri-compost du commerce, et 100 l/ha/an d'une solution commerciale d'acides humiques) sur la teneur en MO du sol, en substances humifiées totales, en acides humiques, en polysaccharides et en gommés microbiennes, et la stabilité structurale des agrégats ont été recherchés. 4 et 5 ans après le début de l'expérimentation, des augmentations significatives de la plupart des paramètres ont été trouvées suite à l'application des résidus organiques, alors que les deux produits du commerce n'ont produit aucun changement significatif, suggérant que les quantités recommandées par les fabricants et imposées par leurs prix élevés sont trop basses pour provoquer un effet. Le compost d'ordures ménagères conduit aux plus grandes augmentations, même si la quantité de matière organique apportée avec le fumier d'ovins était très voisine. La matière organique et les polysaccharides semblent

être les paramètres les plus liés à la stabilité des agrégats.

L'application des deux boues (cf. **fiche EA011**) à moyenne (400 kg d'N/ha/an) et fortes doses (800 et 1200 kg d'N/ha/an) a augmenté significativement la teneur en matière organique, les substances humifiées et les acides humiques, mais n'a pas eu d'effet sur les polysaccharides, les gommés microbiennes et la stabilité des agrégats. Concernant les activités enzymatiques, seule l'activité phosphodiestérase est significativement augmentée avec l'apport élevé de boue aérobie, et les apports moyens et élevés de la boue anaérobie. Par rapport à la boue aérobie (47,1 % MO/MS), la boue anaérobie (32,3 % MO/MS) conduit à un accroissement plus important du taux de MO dans le sol.

Des apports réguliers, durant 6 ans, d'une boue digérée anaérobie (cf. **fiche EA012**) liquide ont été effectués sur des lysimètres. Les apports cumulés, équivalents à 298 t/ha (MS), ont fait passer la teneur en carbone organique du sol de 0,95 à 2,29 %. La fraction lipidique de la matière organique du sol, qui représentait seulement 1,67 % du carbone organique au départ de l'expérience, atteignait 11,9 % après 6 ans d'apports répétés. Cette fraction (graisses, cires, etc.), plus résistante à la biodégradation, a donc tendance à s'accumuler.

6.4.1.4 Résistance à la compaction

Nous n'avons pas de donnée concernant cette caractéristique. L'augmentation du taux de matière organique constatée avec l'apport de digestats devrait avoir un impact positif sur la résistance à la compaction des sols.

6.4.1.5 Capacité d'échange cationique

Une seule publication fait état du lien existant entre l'apport de digestats et la CEC des sols. Une fois de plus, c'est l'augmentation du taux de matière organique (dont la CEC est importante) qui peut, soit augmenter la CEC des sols légers (dont la CEC est faible), soit diminuer celle des sols lourds (la CEC des argiles pouvant être très importante).

L'étude (cf. **fiche EA010**) montre que dans le cas d'apport de boues résiduelles, l'augmentation de la CEC est proportionnelle à l'enrichissement du sol en matière organique. La corrélation relativement étroite entre la teneur en carbone des sols des différents traitements et leur CEC permet d'évaluer la CEC de la matière organique à environ 103 mEq/100 g MO. C'est moitié moins que pour la matière organique native du sol, mais cela peut augmenter de façon importante la CEC de sols légers.

6.4.1.6 Effet sur le pH

Nous avons très peu de données concernant cette thématique. Seule une publication fait état d'une augmentation du pH du sol suite à l'apport de digestats compostés de biodéchets ménagers (cf. **fiche AG004**).

6.4.2 Les effets sur les propriétés biologiques des sols

Il existe peu de données sur l'effet des digestats sur les propriétés biologiques des sols (faune et flore). Il semble cela dit que comme tout apport de matière organique, les digestats ne diminuent pas l'activité biologique mais au contraire la stimulent.

Une étude démontre une augmentation de la population de lombrics suite à un apport de digestats compostés (cf. **fiches AG004**).

Des tests microbiologiques (cf. **fiche EA013**) de sols ayant reçu des biodéchets ménagers traités par digestion anaérobie ont été effectués (SIR : Substrate Induced Respiration -respiration induite par le substrat, qui donne un indicateur global de l'activité microbiologique, et PAO : Potentiel Ammonium Oxidation, plus spécifique à certaines espèces). Les auteurs montrent que l'apport de résidus de digestion a plutôt tendance à augmenter le SIR. Le PAO n'est pas affecté, mais une inhibition des bactéries oxydantes de l'ammoniac a été mise en évidence pour des doses tests élevées (correspondant à 1.400 kgN/ha). Ils concluent que l'activité microbienne globale est maintenue, mais que l'activité des bactéries dénitrifiantes diminue immédiatement après l'application du digestat, ce qui serait dû à des substances inhibitrices non identifiées, nécessitant des travaux complémentaires.

6.4.3 Les effets fertilisants

6.4.3.1 Cycle de l'azote

Lors de la digestion, la minéralisation de l'azote (sous forme NH₄) et la diminution de la teneur en matière sèche ont des conséquences positives sur la valorisation agronomique du digestat, sauf pour les pertes par volatilisation :

- Le **lessivage** est réduit par l'utilisation de produits digérés (les pertes sont de 10 % pour du lisier digéré contre 14 % pour du lisier brut) : le potentiel de lessivage étant principalement lié à la minéralisation progressive de l'azote organique, il est plus faible dans le cas de produits digérés dans la mesure où celui-ci est minéralisé lors de la digestion (cf. **fiches EA006, AG003**).
- La **dénitrification** est réduite (d'un facteur 3 à 4) : la dénitrification est liée à des phénomènes d'anoxie dans le sol. L'emploi de digestats où la matière organique fermentescible est largement dégradée, diminue la compétition pour l'oxygène entre les micro-organismes aérobies et limite le développement d'une flore anaérobie responsable de la dénitrification (cf. **fiche AG003**).
- **L'infiltration** est améliorée : le produit est plus fluide après la digestion et son infiltration s'en trouve améliorée (cf. **fiche AG003**).
- Les **odeurs** sont nettement atténuées du fait de la destruction dans le réacteur des matières organiques facilement dégradables responsables des nuisances olfactives lors de l'épandage de produits frais (il existe très peu de bibliographie scientifique sur le sujet).
- **L'immobilisation** est réduite : dans le sol, il y a compétition entre les cultures et la biomasse bactérienne du sol pour l'utilisation de l'azote : une partie ne sera disponible qu'après la minéralisation de cette dernière. Le digestat ayant été minéralisé au préalable, la proportion de l'azote ainsi immobilisée diminue (il existe très peu de bibliographie scientifique sur le sujet).
- **L'assimilation** est améliorée : l'azote étant sous une forme minérale rapidement assimilable par les plantes (après nitrification de l'ammonium en nitrate) et les pertes étant réduites, une part plus importante de l'azote total du produit est valorisable (il existe très peu de bibliographie scientifique sur le sujet).
- La **volatilisation** de l'ammoniac : une grande partie de l'azote minéral se trouve sous forme ammoniacale dans le digestat. L'ammoniac se volatilise au contact de l'air, en particulier lorsque le pH est supérieur à 7 (ce qui est le cas des digestats). Le digestat est donc très sensible à la volatilisation. Cela dit avec des techniques adaptées (couverture de fosses et infiltration dans le sol lors de l'épandage), on peut réduire à 1 ou 2 % les pertes d'azote sous forme d'ammoniac (cf. **fiches A011, EA004, EA 007, EA022, AG002, AG003**).

6.4.3.2 Utilisation d'azote par les plantes et les effets sur la croissance

Les déjections d'élevage

On estime le niveau d'utilisation d'azote par les plantes par un coefficient. Le coefficient

d'équivalence azote engrais minéral permet d'estimer le pourcentage d'azote contenu dans un fertilisant organique qui sera utilisé par le couvert végétal. Ce coefficient est déterminé pour un couvert végétal donné, par rapport à l'absorption d'azote d'un engrais minéral de référence (ce coefficient est de 100 % pour un engrais minéral). Pour un même produit, ce coefficient varie d'un couvert végétal à l'autre.

Dans le cas de l'azote, la digestion anaérobie augmente le coefficient d'équivalence azote d'un produit (plus grande proportion d'azote ammoniacal du digestat). Cette augmentation est dépendante de la qualité du digestats, mais également des pratiques culturales (limitation des pertes d'azote) et de la période d'épandage. L'application la plus efficace est l'épandage au printemps (cf. **fiche AG003**), avant le semis, ce qui permet l'incorporation rapide au sol. L'injection directe est recommandée, car la volatilisation ammoniacale peut être importante même si l'incorporation est rapide (20 à 35 % de N total si l'incorporation a lieu 24 h après l'épandage).

Il est à noter qu'à apport d'azote égal, la production végétale est le plus souvent identique (voire supérieure pour certaines cultures) pour du lisier digéré et des engrais minéraux et inférieure avec du lisier brut (cf. **fiche A009, AG003**).

Des résultats en Allemagne (cf. **fiche EA015**) montrent sur des essais sur céréales, des coefficients d'équivalence azote minéral pour des conditions optimales (lisier incorporé au sol) de 79 à 101 pour du lisier digéré contre 35 à 42 pour du lisier brut, soit 2,3 fois plus en moyenne ; et en conditions défavorables (épandage, vent) de 31 à 43 contre 27 à 35, soit 22 % de plus en moyenne.

Au Danemark, de nombreux tests ont été effectués (cf. **fiche AG003**). Sur des cultures **d'orge**, l'efficacité de l'azote est de l'ordre de **65 %** pour du **lisier bovin digéré** contre 50 % pour du lisier brut, ce qui correspond à l'accroissement de la fraction ammoniacale (essais 3 ans, ferme, Danemark). D'autres essais ont montré que l'efficacité est beaucoup plus élevée en cas d'application avant semis, et beaucoup plus en cas d'injection directe (avant semis) ou de pendillard (après semis), plutôt que d'épandage par aspersion. Elle est respectivement de 38 et 22 % sur des cultures **d'avoine** (Suède). À apport d'azote égal, la production est identique pour du lisier digéré et des engrais minéraux (57,5 et 58,1 quintal/ha), et inférieure de 26 % (42,3 ql/ha) avec du lisier brut.

Sur du **blé d'hiver**, les variations en fonction de la date et de la technique d'application (avant/après semis, injection ou pendillard/épandage) et du produit (lisier digéré/non digéré/fertilisant minéral) sont faibles, à quantité d'azote appliquée égale.

Sur **prairies**, la récolte après injection directe avant semis est similaire entre lisier digéré et fertilisant minéral, de même que l'application après la première fauche (quelle que soit la technique d'application).

Maïs et betterave fourragère sont les cultures où l'emploi de lisier digéré est optimal : semis en avril, longue durée de culture (ce qui favorise la consommation par les plantes de l'azote organique au fur et à mesure de sa minéralisation). 12 essais ont montré, qu'à quantité d'azote égale, la production était supérieure avec le lisier digéré par rapport aux engrais minéraux pour la betterave, ce qui est expliqué par le fait que la betterave consomme de l'azote jusqu'au moment de la récolte.

En France (**fiche EA022**) des tests menés sur maïs ont montré que l'emploi de la fraction liquide d'un lisier digéré (ayant subi une séparation de phase) permettait d'avoir de meilleurs rendements (+ 11 %) qu'avec un apport équivalant d'azote sous forme ammoniac gazeux.

Les boues urbaines

Les boues représentent un apport nutritif bon marché pour les plantes, mais la valeur fertilisante peut varier considérablement en fonction des caractéristiques des boues entrant dans les stations d'épuration et des différents traitements appliqués.

Au Danemark (cf. **fiche EA003**), un essai de plein champ a été réalisé, dans lequel les boues digérées et les boues activées de la même origine ont été appliquées à un champ d'avoine (*Avena sativa* L.). La valeur fertilisante de l'azote des boues digérées correspondait à 32 % et celle des boues activées à 53 % de l'azote total contenu dans les boues.

6.4.4 Le phosphore

6.4.4.1 Phytodisponibilité du phosphore et CRU (Coefficient Réel d'utilisation)

Les racines prélèvent leur phosphore minéral dans la solution du sol sous forme d'ion PO_4^{3-} échangeable. Le phosphore minéral étant en grande partie lié aux particules du sol, la quantité d'ion PO_4^{3-} dans la solution du sol est fonction, d'une part de la capacité des différentes formes minérales à évoluer vers des ions PO_4^{3-} (solubilité) et, d'autre part à la capacité des différents compartiments solides du sol à échanger ces ions avec la solution du sol (mobilité).

La quantité d'azote disponible est aussi un facteur influençant indirectement la quantité de phosphore assimilée, en diminuant la croissance végétale et/ou en mobilisant le phosphore assimilable dans la biomasse microbienne. D'après Morel et al. (cf. **fiche A109**), il existe une étroite dépendance entre la phytodisponibilité à court terme du phosphore contenu dans les déchets et les transformations de l'azote dans le système sol-déchets conditionnées, en particulier par la nature et la stabilité de la matière organique du déchet. Étant donné que les produits digérés sont stabilisés (diminution du rapport C/N - cf. **fiche A112**), elle n'entraîne pas de compétition pour l'azote entre la biomasse et le végétal et permet théoriquement une meilleure assimilation du phosphore.

Dès lors, selon sa forme chimique et le type de sol, le phosphore contenu dans les boues est plus ou moins disponible pour les plantes dans les conditions du champ : modification de la quantité de phosphore assimilable (ou de la phytodisponibilité du phosphore des boues). La valeur fertilisante du phosphore d'un intrant est donc une grandeur relative qui exprime la phytodisponibilité du phosphore par rapport à un produit de référence dans des conditions pédologiques équivalentes et sur une période donnée.

Remarque : sur un sol déficitaire en phosphore assimilable, la valeur fertilisante sera meilleure que sur sol bien pourvu en phosphore assimilable.

Le coefficient réel d'utilisation (CRU) est une mesure possible de l'assimilation du phosphore par les végétaux, il représente la proportion de phosphore des boues effectivement prélevées par les plantes. Le CRU peut également être relativisé par rapport à celui d'un engrais de référence, on parlera alors d'efficacité : CRU mesuré par l'efficacité relative au phosphate monocalcique (par exemple). Le CRU ou l'efficacité peuvent également être mesurés sur une période plus ou moins longue.

Remarque : la littérature est peu abondante sur la composition en phosphore de déjections animales digérées.

6.4.4.2 Cas des boues urbaines

6.4.4.2.1 Origine et teneur

Une restriction de plus en plus forte des rejets de phosphates (entrée en zone sensible à l'eutrophisation) oblige les stations d'épuration à traiter le phosphore contenu dans les eaux usées par voie biologique ou physico-chimique. Dans la plupart des cas, le traitement biologique constitue plus de 60 % du traitement, il est parfois complété par un traitement physico-chimique.

Principe du traitement biologique

Le traitement biologique s'effectue sur des boues d'aération prolongée par le passage des eaux, tout d'abord, dans un bassin privé d'oxygène (zone anoxie : relargage du phosphore) puis dans une zone aérée (zone aérobie : réassimilation du phosphore). Le principe de l'élimination vient du fait que les bactéries, en aérobiose, réabsorbent plus de phosphore qu'il n'en a été relargué en phase d'anaérobiose. Le phosphore se trouve dans les boues en excès sous forme de polyphosphates.

Principe du traitement chimique

Le traitement chimique consiste à ajouter des sels de fer ou d'alumine (sulfates ferreux, chlorure ferrique...) ou de chaux pour permettre la précipitation du phosphore en complexes insolubles. Le rendement de l'élimination physico-chimique du phosphore varie de 70 % à plus de 90 %. Ce traitement augmente la quantité de boues par rapport à un traitement biologique. Le phosphore se trouve précipité dans les boues en excès sous forme de minéraux phosphatés (phosphates d'alumine, phosphates calciques, de fer...).

Les boues issues de ces deux types de traitement réagissent différemment en digestion anaérobie.

Wheatley (1997) donne les résultats suivants concernant la teneur en phosphore dans le surnageant et dans les boues suivant le traitement subi :

Tableau XVIII : Teneur en phosphore suivant le type de traitement Wheatley (1997)

Type de traitement	Fraction soluble Psoluble/Ptot en %	Précipitation dans les boues digérées en g P/kg boue sèche
Physico-chimique	2,4	36
Biologique	19	11
Aucun	15	9

Le phosphore, fixé dans les boues par un traitement physico-chimique, est très faiblement relargué au moment de la fermentation anaérobie par rapport au phosphore issu d'un traitement biologique.

Il est vrai que, d'après le schéma principe du traitement biologique du phosphore, la digestion anaérobie devrait donner lieu à un fort relargage du phosphore. Or, des études montrent que seulement 1/3 du phosphore est relargué et rendu soluble dans le surnageant, les 2/3 restants sont fixés dans les boues digérées sous forme de struvites (MAP : Magnésium ammonium Phosphate) et d'hydroxyapatites (HAP : Phosphates de calcium) (Comeau, 1990).

De plus, plusieurs auteurs (Scopenewsletter, n°41) affirment que 20-30 % du phosphore en tête de station proviennent des retours en tête du traitement des boues.

Effacité et coefficient réel d'utilisation

Les valeurs d'efficacité relevées dans la bibliographie concernant les boues urbaines varient de 25 à 106 % (cf. **fiches A102, A103, A109, A110, A112**).

Les boues digérées anaérobies ont une concentration en phosphore total de 2 à 7 % de la MS. On le retrouve sous la forme minérale, lié au Ca, Al, Fe, groupes fonctionnels de la matière organique par des ponts cationiques (OTV, 1997).

Dans une étude sur la valeur phosphatée des boues, Frossard et al. (1991) ont mesuré l'efficacité relative de plusieurs types de boues résiduelles urbaines par rapport à un engrais minéral, le phosphate monocalcique (PMC), qui sert de référence (cf. tableau ci-dessous). Il donne aussi le coefficient réel d'utilisation.

Tableau XIX : Coefficients réels d'utilisation et efficacité du phosphore de plusieurs types de boues (Frossard et al. 1991)

Types de boues	CRU %	Efficacité relative % par rapport au phosphate monocalcique
Phosphate monocalcique	11-12	100
Boues primaires (Orléans)	9,0	74
Boues biologiques		
Boue d'aération prolongée (Briare)	8,2	71
Boue activée (Blois)	12,0	100
Boue activée compostée (Blois)	12,5	100
Boues biologiques avec traitement physico-chimique :		
Boues digérée conditionnée thermiquement et filtrée sur filtre presse (Achères)	2,9	25
Boues d'aération prolongée, flocculée FeSO ₄ , centrifugée et flocculée avec un polymère organo-cationique (Châteauroux)	9,5	78
Boue activée conditionnée à Ca(OH) ₂ et Fe(HClO ₄) ₃ et déshydratée sous vide (Amiens)	7,7	62
Boue activée, digérée , flocculée par un polymère organo-cationique puis déshydratée sur filtre bande (Besançon)	13,2	106
Boue flocculée à FeSO ₄ , digérée et déshydratée sur filtre à bande (Orléans)	7,6	62
Boue flocculée à FeSO ₄ , digérée et déshydratée sur filtre presse (Thonon)	8,5	70
Boue digérée flocculée avec un polymère et filtrée sous vide (Nancy)	7,4	63
Boues physico-chimique :		
Boue flocculée avec Ca(OH) ₂ + FeCl ₃ et un polymère organo-cationique, déshydratée sous filtre presse (Arcachon)	9,7	79

Frossard et al. (1991) concluent que la floculation des boues (boues biologiques avec traitement physico-chimique) entraîne la précipitation des ions PO_4^{3-} sous forme de phosphate de fer, identifié comme étant de la vivianite, où les ions sont piégés à l'intérieur d'un réseau cristallin et sont donc très peu disponibles. Cet effet est d'autant plus marqué que la dose de sels est importante. Le cas des boues de Besançon peut s'expliquer par le fait que la floculation par polymère cationique aurait une action moins négative car le phosphore serait plus disponible à moyen terme. Les boues ayant subi une déphosphatation biologique contiennent un phosphore particulièrement disponible. En revanche, un conditionnement thermique est pénalisant vis-à-vis du phosphore assimilable (boues d'Achères).

D'autre part, les formes du phosphore associées au calcium seraient plus disponibles que celles associées à l'aluminium et au fer (Soon et al., 1978)⁴.

D'après ces analyses sur différents types de boues, il apparaît que ce sont les conditionnements (floculation, conditionnement thermique), plus que le traitement biologique proprement dit (aération, digestion anaérobie) qui influent sur la fixation ou non des ions phosphates dans les boues. Cependant, des recherches scientifiques et des études pilotes sont en cours pour permettre la récupération du phosphore sous forme de cristal directement commercialisable sur des boues issues d'une digestion anaérobie ou d'une aération.

⁴ cité dans *La valeur phosphatée des boues résiduaires de stations d'épuration urbaines*, ADEME, 1996

6.5 Les critères d'innocuité

Rappel : Les résultats présentés ci-après sont la synthèse d'une étude réalisée en 1999 par SOLAGRO, l'ARM, l'ENVY et l'ENSAT dans le cadre du programme « Santé-Déchet » de l'ADEME. Ces résultats ne font donc pas référence aux fiches bibliographiques réalisées (exception faite de la fiche **A401** correspondant à cette étude sur l'innocuité et de données récentes sur le prion et la phytotoxicité).

6.5.1 Les éléments traces métalliques (As, Cu, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn)

6.5.1.1 Spéciation des micropolluants métalliques

La toxicité des métaux et notamment des métaux lourds, est liée non seulement à leur concentration, mais aussi et surtout à la forme (ou « spéciation ») dans laquelle ils se trouvent. Seule la forme libre du métal comporte un risque de toxicité, et la concentration en métaux solubles n'est généralement que de 0,5 à 4 % de la concentration totale en métaux. La digestion anaérobie ne détruit pas les métaux, mais elle modifie leur spéciation par différents mécanismes chimiques et surtout biologiques : adsorption par chimisorption, précipitation chimique ou biologique, complexation intracellulaire ou extracellulaire sur des composés organiques ou inorganiques.

6.5.1.2 Phénomènes en jeu

Les ions sulfures sont le principal agent précipitant chimique des métaux, qui conduit à la formation de sulfates métalliques non solubles. Les carbonates conduisent aussi à des précipités. La précipitation peut également être d'origine biologique : elle est alors liée à la production de sulfures par les enzymes bactériennes⁵, ce qui conduit à la précipitation de métaux à la surface cellulaire.

La complexation résulte d'un échange de cations métalliques avec des protons (H⁺). Elle peut s'opérer à l'extérieur des cellules, sur des molécules organiques comme inorganiques, ou à l'intérieur des cellules. Notamment, les molécules extracellulaires de haut poids moléculaire synthétisées par les bactéries⁶ présentent de nombreux sites disponibles. La matière organique forme ainsi des complexes avec les métaux⁷.

L'adsorption des métaux à la surface des cellules serait due à un mécanisme de chimisorption par des groupements fonctionnels d'acides organiques. Son importance est liée à la quantité de matière solide présente, et au degré d'affinité de chaque métal⁸.

D'autres mécanismes sont susceptibles d'intervenir lors de la méthanisation, sans que leur importance n'ait été pour le moment clairement démontrée, comme la biométhylation, l'exocytose, le rôle des plasmides.

La biométhylation consiste à fixer un ion métallique⁹ par un groupement méthyl. Il s'agit d'un processus de détoxification, peu étudié en digesteur anaérobie. Le mécanisme de l'exocytose, connu pour de nombreux métaux¹⁰, est basé sur la synthèse de biopolymères par les cellules, capables de piéger les métaux dans les vacuoles. Dans un second temps, ces polymères assurent le transport des métaux hors de la cellule. Enfin, on a démontré l'existence de plasmides dans au moins 3 bactéries méthanogènes : elles assurent une meilleure résistance cellulaire à la toxicité dans le cas d'un stress engendré par la présence de métaux.

6.5.1.3 Effet des micropolluants métalliques sur les phénomènes de fermentation

À forte concentration, les micropolluants métalliques peuvent être toxiques pour la

⁵ sulfates réductases contenues dans la membrane cellulaire

⁶ polysaccharides, protéines, acide ribonucléique

⁷ 99 % du Cuivre sera fixé par la matière organique lors de la méthanisation, le Cuivre restant sera principalement sous forme chlorée (CuCl) ou hydroxylée (Cu(OH)x).

⁸ de la plus forte à la moins forte affinité : plomb > cuivre > cadmium > fer, zinc ou nickel

⁹ mercure, plomb, arsenic, chrome, étain...

¹⁰ cuivre, zinc, fer, nickel, cobalt, cadmium, mercure...

biomasse microbienne et donc inhiber la fermentation¹¹. Les seuils d'inhibition sont plus élevés avec des substrats réels qu'en cultures pures utilisées en laboratoire¹², du fait des nombreux mécanismes qui conduisent à réduire la teneur en métaux sous forme soluble.

Le mode d'alimentation du digesteur joue également un rôle important : une alimentation « pulsée » est plus sensible qu'une alimentation progressive. Les populations bactériennes sont en effet capables de s'acclimater à des concentrations plus élevées, sous réserve d'un temps de séjour suffisant. En outre, l'inhibition est réversible : les métaux ont un effet bactériostatique et non bactéricide. On notera enfin que les fermentations thermophiles sont généralement plus sensibles aux risques d'inhibition que les fermentations mésophiles.

Par ailleurs, les éléments métalliques n'ont pas que des effets négatifs, puisqu'un certain nombre d'entre eux est essentiel au déroulement des réactions enzymatiques, car ils entrent dans la composition de l'enzyme en tant que cofacteurs métalliques¹³.

En sortie de digestion, la majeure partie des métaux est contenue dans la fraction insoluble des boues, et notamment dans le milieu intracellulaire¹⁴. Pour la majorité des espèces, très peu se retrouvent sous forme biodisponible dans la fraction soluble.

¹¹ Des tests ont montré que le nickel est inhibiteur à 10 mg/l, le cuivre à 40 mg, le chrome hexavalent à 130 mg/l

¹² le seuil d'inhibition passe de 200 mg/l pour le chrome pour un TRH de 17 jours, à 300 mg pour un TRH de 21 jours

¹³ comme le Fer, le Nickel, le Cobalt

¹⁴ une étude montre que 90 % des métaux se retrouvent au sein de particules de plus de 100 microns. D'autres travaux montrent que Cuivre, Nickel, Zinc et Mercure se retrouvent à 99,5 à 99,8 dans la phase solide, et 75 % pour le chrome.

6.5.1.4 Données chiffrées : teneur en micro-polluants organiques des boues digérées

Il s'agit de données recueillies auprès d'exploitants de stations d'épuration (France, SOLAGRO, 2000).

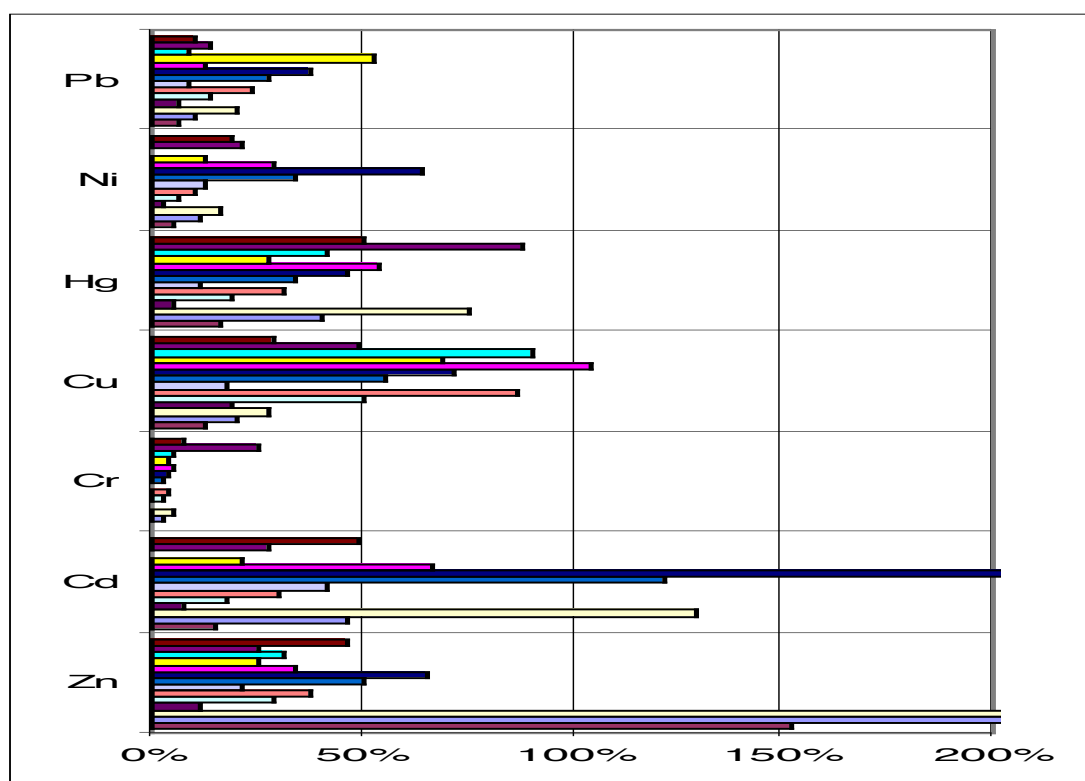
Il s'agit de données hétérogènes : certaines sont des analyses ponctuelles, d'autres des moyennes annuelles, et d'autres indiquent l'ensemble des valeurs hautes et basses obtenues sur une même station sur l'année considérée.

L'échelle indique la concentration mesurée par rapport à la valeur limite réglementaire (plan d'épandage).

Les valeurs élevées obtenues pour le Zinc proviennent toutes d'une même station (AM), située dans une zone industrielle importante. Les boues sont ordinairement incinérées.

On note également un seul dépassement pour le Cuivre (station CA) et 3 pour le Cadmium (stations LF et AM, boues ordinairement incinérées), par rapport à la valeur limite de 10 mg/kg MS applicable à partir du 01/01/04.

Figure 8 : teneur en ETM des boues digérées



6.5.2 Les micropolluants organiques (hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures aromatiques polycycliques - HAP et leurs dérivés halogénés - certains pesticides, PCB et dioxines, les autres composés organiques - pesticides)

6.5.2.1 Dégradation des micropolluants organiques

La plupart des hydrocarbures aliphatiques¹⁵ sont biodégradables par fermentation anaérobie. C'est le cas bien entendu des acides organiques, aldéhydes, alcools, amines, cétones, esters... C'est aussi le cas des aromatiques monocycliques¹⁶. Ainsi, les micro-organismes présents dans les boues urbaines sont capables de dégrader entièrement l'acide benzoïque et les composés phénoliques en méthane et gaz carbonique.

Les micropolluants halogénés aliphatiques¹⁷ et mono-aromatiques¹⁸ sont dégradés par digestion anaérobie, par des mécanismes biologiques (les plus répandus), ou chimiques, et parfois les deux (cas des composés du brome par exemple). Les halogénés possédant 1 à 2 atomes de carbones sont biodégradables à 90 % par fermentation anaérobie en quelques jours. Ils sont transformés en méthane et gaz carbonique, et en chlore ionique¹⁹.

Les hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA) et leurs dérivés halogénés (notamment les pesticides, PCB et dioxines) sont plus toxiques et persistants. Ils résistent également mieux à la digestion anaérobie²⁰.

Les HPA halogénés subissent généralement la déhalogénéation réductrice, avec le plus souvent formation de composés moins riches en atomes halogénés, plus ou moins biodégradables, et plus ou moins toxiques. Certains sont totalement biodégradables en quelques dizaines de jours. D'autres, comme le DDT et le Lindane convertis respectivement en DDD et tétrachlorocyclohexane, aboutissent à des composés moins toxiques. La dégradation anaérobie de la dioxine 2,3,7,8-tétraCDD a été étudiée dans des sédiments. Elle est transformée en une autre dioxine, la 2-monoCDD, dont l'impact environnemental n'est pas démontré²¹. Une étude française récente confirme que les HPA peuvent être dégradés par digestion anaérobie : 50 % pour le fluoranthène par exemple.

6.5.2.2 Phénomènes en jeu lors de la digestion anaérobie

La dégradation des composés halogénés se déroule souvent en plusieurs phases : après une première étape de dé-halogénéation, le produit intermédiaire est à son tour dégradé en molécule simple (par exemple de l'acétate), puis ensuite en biogaz²². Dans d'autres cas, la conversion n'est pas complète²³.

La dégradation dépend du temps d'acclimatation des bactéries capables de transformer le

¹⁵ chaînes non cycliques.

¹⁶ benzène, toluène, benzoates, benzaldéhydes, phénols, phtalates, nitrobenzène...

¹⁷ composés de synthèse, toxiques voire cancérigènes

¹⁸ qui entrent par exemple dans la composition des pesticides. Toxiques, génotoxiques

¹⁹ Par exemple, la biodégradation de 1,2 Dichloroéthane : $C_2H_4Cl_2 + \frac{3}{2} H_2O \rightarrow \frac{3}{4} CO_2 + \frac{5}{4} CH_4 + 2 H^+ + 2 Cl^-$

²⁰ une expérience montre que 3 composés sur 14 testés ont été significativement réduits par voie anaérobie. Le phénomène en jeu est ici chimique. La non dégradabilité n'est pas imputable à un problème de durée d'acclimatation. Une autre expérience conclut à la dégradation de l'antracène et du pyrène en 20 à 72 heures, selon des voies biologiques. Ces résultats contradictoires ne permettent donc pas de conclure de façon univoque quant au devenir de ces composés en digestion anaérobie.

²¹ Il se pourrait toutefois que les composés néoformés aient d'autres effets toxiques que la molécule de départ, et en particulier des effets mutagènes

²² le 3-CBA (acide 3-chlorobenzoïque), molécule présente aussi bien dans les boues urbaines, papetières que dans les lixiviats de décharge, est dégradée d'abord en chlore ionique et acide benzoïque. L'acide benzoïque à son tour est transformé en acétate, hydrogène et gaz carbonique. Suivent enfin les voies classiques de méthanogénèse qui transforment ces composés en méthane et gaz carbonique

²³ le tétrachloréthylène perd un atome de chlore et est transformé en trichloréthylène. Les chlorophénols sont transformés en méthane, gaz carbonique, 4-chlorophénol et phénol

composé en question²⁴.

Les phénomènes en jeu sont les suivants :

- D'abord une déhalogénéation réductrice, qui aboutit à la formation d'un composé non (ou moins) halogéné.
- Ensuite, dans le cas de composés monocycliques, une rupture du noyau aromatique qui génère des composés aliphatiques.
- Ces composés sont ensuite dégradés par les mécanismes classiques de la méthanogénèse.

On pense que les deux premiers mécanismes sont biologiques plutôt que chimiques. Les bactéries méthanogènes sont riches en cofacteurs métalliques réducteurs et pourraient catalyser les réactions de déchlorination réductive en milieu anaérobie.

En conclusion, la digestion anaérobie permet de dégrader ou de transformer en composés non ou peu toxiques la plupart des composés aliphatiques ou monoaromatiques, halogénés ou non, sous réserve d'une durée de digestion suffisante pour permettre l'acclimatation des bactéries. Les composés polycycliques sont plus résistants et partiellement dégradés. Ils perdent une partie de leurs atomes halogènes et forment en général des composés moins toxiques.

En milieu aérobie, certains composés aromatiques halogénés ont tendance à polymériser, et les molécules ainsi formées sont résistantes à toute autre attaque bactérienne. Cependant, certaines expériences montrent que les mécanismes aérobies peuvent attaquer des molécules qui ne sont pas biodégradables par voie anaérobie. D'où l'intérêt de poursuivre un traitement anaérobie par un post-traitement aérobie (ou de le faire précéder d'un pré-traitement aérobie), pratiques d'ailleurs fréquentes : maturation du digestat de biodéchets municipaux, finition aérobie du traitement d'effluents industriels, compostage de boues urbaines digérées.

6.5.2.3 Effet des micropolluants organiques sur les phénomènes de fermentation

La présence de micropolluants organiques peut théoriquement inhiber la digestion, soit par modification du milieu (pH, potentiel rédox), soit par action directe sur l'activité microbiologique. Aucun cas d'inhibition n'a été mis en évidence, les seuils d'inhibition sont plus élevés que les concentrations rencontrées pour les boues²⁵. Si nécessaire, on peut recourir à des pré-traitements pour diminuer le pouvoir toxique de ces composants²⁶.

²⁴ Le temps nécessaire pour dégrader le 3,4 et 3,5 chlorophénol passe de 6 semaines à 14 jours lorsque les bactéries sont acclimatées. Dans le cas du 4-chlorophénol, cette durée passe de 16 semaines à 8, durée cependant supérieure au temps de séjour habituel dans un digesteur.

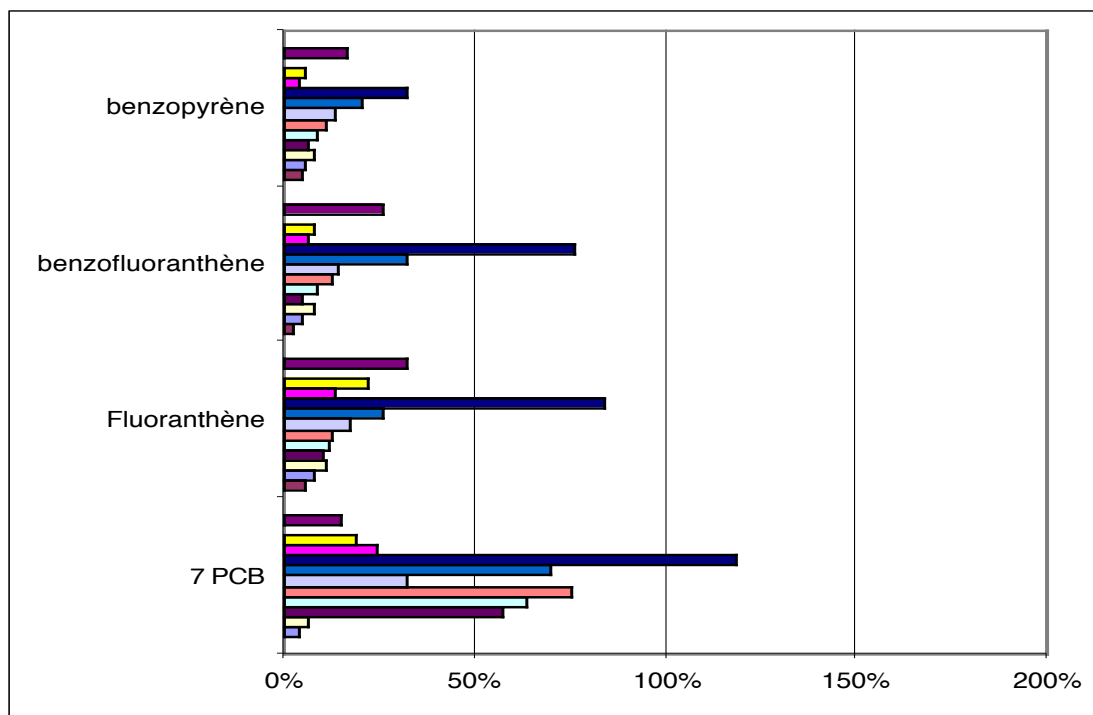
²⁵ le seuil d'inhibition par 2-chlorohénol est supérieur à 100 mg/l.

²⁶ par exemple par oxydation chimique, ozonisation, etc.

6.5.2.4 Données chiffrées : teneur en micro-polluants organiques des boues digérées

Il s'agit de données recueillies auprès d'exploitants (France, **SOLAGRO, 2000**). Les valeurs données ci-après indiquent la concentration mesurée par rapport à la valeur limite réglementaire (plan d'épandage) .

Figure 9 : teneur en MPO des boues digérées



On note un seul dépassement (station LF, boues incinérées) pour les PCB. Tous les autres paramètres sont conformes à la réglementation.

On peut comparer les valeurs compilées par SOLAGRO aux valeurs moyennes de l'ADEME, 2001. Bien entendu, cette comparaison ne peut être que purement indicative, s'agissant de données hétéroclites. On constate néanmoins que, en tendance, les boues digérées (SOLAGRO, 2000) sont plus concentrées qu'en moyenne (ADEME, 2001) : ce qui est conforme aux attentes. Le facteur de concentration, si l'on prend la moyenne pour tous les composés, est de 1,7, ce qui correspond exactement au facteur calculé pour un taux d'abattement moyen des MS de 40 % par digestion anaérobie.

6.5.3 Les éléments pathogènes : bactéries, virus, parasites

6.5.3.1 Pathogénicité

La pathogénicité est la capacité pour un microorganisme d'induire une maladie, c'est-à-dire de s'implanter, se multiplier chez l'hôte et produire des troubles. Cette possibilité d'être pathogène dépend en premier lieu du degré d'exposition : il faut mettre en relation un hôte sensible et une dose suffisante d'agent pathogène. La pathogénicité propre à chaque agent dépendra donc de caractères intrinsèques : durée de survie, possibilité de se multiplier, existence d'hôte intermédiaire, de formes de résistances ou extrinsèques : milieux de vie rencontrés, charge en pathogène.

6.5.3.2 Élimination des pathogènes

L'essentiel des travaux de recherche sur le devenir des pathogènes au cours de la digestion anaérobie, porte sur ceux qui sont susceptibles d'affecter l'homme et les animaux.

Les principaux paramètres d'élimination des agents pathogènes sont le temps et la température.

Globalement, la digestion mésophile classique (autour de 37°C) permet d'éliminer en ordre de grandeur 99 % des germes pathogènes (facteur 100), et la digestion thermophile (autour de 55°C) 99,99 % (facteur de réduction de 10.000)²⁷.

Cependant, ces termes recouvrent des plages de température larges : ainsi, la zone « mésophile » est souvent comprise au sens large, parfois à partir de 25°C, d'où des résultats pouvant être très variables au sein de la zone dite mésophile.

On peut observer également de grandes disparités dans l'efficacité rapportée au temps de séjour. La notion habituellement utilisée est le temps de rétention hydraulique (TRH), durée moyenne de séjour du substrat dans le digesteur. Dans la pratique, les cheminements préférentiels conduisent à extraire des produits qui ont séjourné plus ou moins longtemps que la durée moyenne. D'où le recours à la notion de temps de rétention minimum garanti (TRMG), durée minimale de séjour²⁸, plus représentative que le TRH en termes de réduction des agents pathogènes.

Les agents pathogènes les plus résistants sont les clostridium et les bacillus cereus, qui résistent à la digestion thermophile, ainsi que les entérovirus et parvovirus qui résistent à la digestion mésophile. Résistent également certaines formes sporulées, que l'on trouve cependant largement à l'état naturel.

Dans l'état actuel des connaissances, on ne peut pas considérer que la méthanisation permette un traitement final des déchets animaux à haut risque : elle peut néanmoins être employée comme pré-traitement permettant de réduire et assainir les déchets avant traitement final.

6.5.3.3 Phénomènes en jeu

D'autres facteurs, comme la concentration en matières sèches, en azote, en acides gras volatiles ou le pH, peuvent intervenir. Pour les virus, le pH lié à l'augmentation de la teneur en ammoniac pourrait jouer un rôle²⁹. De même, concentration en AGV, condition de pH et absence d'oxygène, seraient fatales aux oocystes.

Le taux de réduction dépend de nombreux autres paramètres intervenant dans la pratique : concentration initiale en agent pathogène, mode d'alimentation du digesteur, compétition avec les autres microorganismes.

Il existe peu de travaux sur le devenir des phytopathogènes, susceptibles de parasiter les plantes. Les rares résultats disponibles sont très satisfaisants : le *Fusarium oxysporum* (champignon), le *Corinobacterium michiganense* (bactérie) et le *Globodera pallida* (nématode) sont totalement éliminés à 35°C en respectivement 4, 7 et 10 jours.

6.5.3.4 Maîtrise de la température et des temps de séjour

La méthanisation permet donc de réduire significativement la concentration en germes pathogènes. Le fait de disposer d'un gaz combustible stockable offre en outre deux avantages fondamentaux.

Le maintien de la température de consigne est assuré par le chauffage du digesteur, isolé thermiquement, et peut donc être assuré de façon totalement fiable, indépendamment des processus microbiologiques. Dans les procédés aérobies (compostage), le niveau de température dépend directement des processus microbiologiques et est affecté par les conditions climatiques, ce qui nécessite une parfaite maîtrise du processus (homogénéisation, températures en surface), et un suivi attentif.

²⁷ Les streptocoques fécaux sont ainsi réduits de 4 log10 (c'est-à-dire de 99,99 %) en thermophile, contre 1 à 2 log 10 en mésophile (soit 90 à 99 %).

²⁸ Lorsqu'un digesteur est alimenté 1 fois par jour, par exemple, le TRMG est de 24 heures. De même, en digesteur « piston », le temps minimum de séjour se rapproche de la durée moyenne, ce qui n'est pas le cas avec les digesteurs infiniment mélangés

²⁹ par exemple l'agent d'élimination de F2 Coliphage serait l'ammoniac

Si une hygiénisation plus poussée est nécessaire, il est possible d'utiliser le biogaz pour pasteuriser le substrat, sans dépenses supplémentaires de fonctionnement. La pasteurisation peut intervenir avant ou après digestion : la première solution pourrait être plus appropriée, dans la mesure où la digestion favorise le développement d'une population microbiologique susceptible d'entrer en compétition avec les agents pathogènes.

6.5.3.5 Cas du prion

Des essais de méthanisation en laboratoire (cf. **fiche 301**) ont été réalisés sur un effluent d'abattoir contaminé par la protéine prion PrP^{Sc}. Ils montrent que :

- le prion est réduit de 1 à 2 ordres d'importance sous condition thermophile pendant 350 heures ;
- aucune réduction sous condition mésophile.

L'auteur conclut que la méthanisation ne peut être considérée comme une alternative à la **pasteurisation** (20 min à 133°C), du fait de la lenteur de la dégradation (1000 fois plus long par méthanisation). Les auteurs décrivent aussi plusieurs procédés de méthanisation (mésophile/thermophile, 1 et 2 étages) de déchets d'abattoir et les comparent. Ils concluent que, du fait des seuils de détection du prion, il semble impossible, à l'heure actuelle de contrôler ce paramètre après le traitement des eaux usées ou des déchets d'abattoir.

6.5.4 Phytotoxicité

La phytotoxicité exprime le fait qu'un produit puisse avoir un impact négatif sur la croissance des végétaux. Les mesures de phytotoxicité sont souvent des tests de germination. Malgré le peu de données, il semble que la digestion diminue la phytotoxicité du produit.

Des tests ont été menés (cf. **fiche EA 106**) sur des digestats de déchets municipaux, comparés à du compost aérobie. Les taux de germination et d'émergence (*Zea mays*) sont de 96 % pour le digestat (2,5 semaines anaérobie + 2,5 semaines aérobie) contre respectivement 68 % et 28 % pour le compost aérobie (6 semaines).

6.5.5 Conclusion

La méthanisation présente plusieurs atouts fondamentaux, liés :

- À la puissance des mécanismes biologiques mis en jeu, qui assurent un taux de dégradation élevé de la matière organique, y compris synthétique (composés organiques volatils).
- Aux conditions chimiques particulières de l'anaérobiose (milieu réducteur, production d'hydrogène sulfuré, d'ammoniac...) qui interviennent directement dans les mécanismes chimiques ou biologiques (déhalogénéation réductrice, précipitation des sulfures métalliques...).
- Au fait de travailler en réacteur fermé, qui limite les risques d'exposition aux micropolluants organiques et germes pathogènes, et permet d'assurer une température homogène et constante.
- À la disponibilité en énergie, qui permet de contrôler les températures sans contraintes économiques ou météorologiques, et de mettre en œuvre des traitements complémentaires (pasteurisation, séchage thermique).
- La méthanisation permet d'obtenir des taux élevés d'élimination des polluants organiques et des germes pathogènes. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont partiellement dégradés, les quantités résiduelles sont fixées à la matière solide, avec une très faible sortie vers la phase liquide. Les micropolluants métalliques ne sont pas éliminés mais fixés dans la fraction solide sous une forme non biodisponible.

- La digestion thermophile est considérée comme un traitement hygiénisant des produits à haute concentration en agents pathogènes. La digestion mésophile convient pour des produits peu contaminés, mais elle peut être complétée par des traitements hygiénisants (pasteurisation, post-compostage...) si nécessaire.
- La méthanisation constitue donc une réponse adaptée pour le retour au sol des déchets potentiellement contaminés par des micropolluants organiques et les organismes pathogènes.

6.5.6 Remarque : cas des biodéchets

La possibilité de produire du compost répondant aux normes, à partir de déchets résiduels, fait l'objet d'un débat.

Sur l'usine de méthanisation Valorga d'Amiens, qui traite des ordures ménagères non triées, le compost produit (45.000 tonnes) est conforme à la norme NFU 44-051 actuellement en vigueur. Il est valorisé sur les terres agricoles de la région. Si les agriculteurs sont demandeurs de ce compost aux qualités agronomiques intéressantes, toutefois les indésirables présents donnent une image peu appréciée par les riverains. C'est pourquoi dans le cadre de la révision en cours de la norme NFU 44-051, l'exploitant poursuit avec Amiens Métropole différentes études pour améliorer la qualité de son produit : notamment à travers la modernisation du traitement amont (obsolescence des broyeurs à marteaux) et aval (affinage et maturation). Une étude sur les perspectives de débouchés du compost est également en cours au regard de la qualité du compost attendue après modernisation du site.

Sur l'usine de méthanisation Valorga de Varennes-Jarcy, la combinaison entre un biostabilisateur et la méthanisation, était censée représenter une excellente solution : elle est pratiquée pour le compostage des déchets résiduels, avec de bons résultats. Il s'avère que ce n'est pas le cas. Le digestat, humide et compact, se prête mal à l'affinage et contient encore des plastiques et du verre qui lui donne un aspect médiocre. Des travaux d'amélioration sont en cours et devraient permettre d'aboutir au résultat recherché.

Différentes études montrent qu'il serait possible de produire du compost conforme aux normes à partir de déchets résiduels, ayant fait l'objet d'un tri de type « propres et secs » et/ou « déchets ménagers spéciaux », complété par un tri en usine.

La suppression du broyage en tête, qui disperse les polluants métalliques dans l'ensemble de la masse, est réputée la principale évolution récente des chaînes de tri. La combinaison de tri granulométrique, aérolitique, magnétique, permet d'extraire par exemple les piles intactes, et d'une façon générale l'essentiel des produits susceptibles de polluer le produit final.

Cela dit, en 2003, aucun compost produit à partir d'ordures résiduelles ne satisfait aux prescriptions envisagées par le projet de révision de la norme NFU 44-051. Il semblerait que certaines usines modifiées (criblage fin, pas de broyage en tête, mise en place de biostabilisateur) récemment y parviennent maintenant (à confirmer par un bilan analytique complet).

6.6 Résultats analytiques

Tableau XX : La composition des digestats de biodéchets- Comparaison à la norme NFU-44-051

Critères	Repère (NF U-44-051)	Nbre de réf. (AG010)	Digestats de biodéchets moy. (min-max)	Nbre de réf. (AG010)	Digestats de biodéchets compostés moy. (min-max)

Efficacité	MO > 20 % MB	21	21,5 (19,5-20,5)	16	20,8 (14,9-24,3)
	MO > 30 % MS	21	54,1 (38,5-69,3)	16	37,7 (24,5-58,5)
	N < 3 % MB	21	0,6 (0,4-0,7)	16	0,66 (0,29-0,7)
	P2O5 < 3 % MB	21	0,34 (0,19-0,42)	16	0,48 (0,33-0,51)
	K2O < 3 % MB	21	0,22 (0,1-0,29)	16	0,38 (0,14-0,42)
	N + P2O5 + K2O < 7 % MB	21	1,17 (0,7-1,4)	16	1,52 (0,76-1,63)
Innocuité					
ETM	As 18				
mg/kg MS	Cd 3	21	1,02 (0-1,4)	16	0,66 (0-1,1)
	Cr 120	21	28 (15-58)	16	27 (16-59)
	Cu 300	21	41 (15-82)	16	42 (21-74)
	Hg 2	21	0,23 (0-0,74)	16	0,16 (0-0,38)
	Pb 180	21	52 (21-110)	16	60 (23-121)
	Se 12				
	Ni 60	21	12 (8-16)	16	12 (8-17)
	Zn 600	21	191 (98-380)	16	205 (120-330)

Tableau XXI : La composition de digestats de biodéchets, d'OM et de FFOM-
Comparaison à la norme NFU-44-051

Critères	Repère (NF U-44-051)	Biodéchets + déchets verts 1	Biodéchets + déchets verts 2	OM Amiens 2002-2004	FFOM Engelskirchen
Efficacité	MO > 20 % MB	14,2	11,76	24,3	28
	MO > 30 % MS	29	21	49,4	47
	MO/Norg < 55				38
	MS	49	56	49,2	59
	N < 3 % MB	0,33	0,63	0,6	0,82
	P2O5 < 3 % MB	0,23	0,29	0,3	0,63
	K2O < 3 % MB	0,62	0,69	0,6	0,6
	N + P2O5 + K2O < 7 % MB	1,18	1,61	1,5	2,05
Innocuité					
ETM	As 18	2,9	nc		
mg/kg MS	Cd 3	0,5	0,5	1,1	0,73
	Cr 120	24	23	56,8	23,6
	Cu 300	27	27	156,4	44,2
	Hg 2	0,2	0,1	1,4	0,3
	Pb 180	143	67	391	62,3
	Se 12	5,2	5	0,8	
	Ni 60	10	7,6	19,7	16,9
	Zn 600	149	194	410,7	203
CTO	H.A.P. 4			0,8	
mg/kg MS	P.C.B. 1,2			0,3	
Microbiologie	E-Coli 104/g MB	75	nc		
	Œufs d'helminthes (abs. ds 1,5 g MB)			1 (10 g MS)	
	Salmonelles (absence ds 1 g MB)	Absence dans 25 g		3 (10g MS)	

1 = Tilburg-Procédé Valorga 2sem. (A205)

2 = Tilburg-Procédé Valorga 12 sem. (A205)

Commentaire : Pas de problème en général en ce qui concerne le respect des critères de la norme NFU 44-051 (certains produits présentent un taux de matière organique par rapport à la matière brute très proche de la limite des 20 %). A noter que le digestat d'ordures ménagères d'Amiens ont une teneur en plomb supérieure au seuil fixé par la norme.

Tableau XXII : La composition des digestats de lisiers (porcins et bovins) et de la fraction solide de lisier - Comparaison à la norme NFU-44-051

Critères	Repère (NF U-44-051)	Nbre de réf. AG006	Digestat lisier bovin	Nbre de réf. AG006	Digestat lisier porcine	Nbre de réf. A002	Digestat lisier	Digestat lisier Fraction solide (EA022)
Efficacité	MO > 20 % MB	47	< 20	16	< 20	96	< 20	19,32
	MO > 30 %MS							62,9
	MS (%)	47	4,18 (1,1-9,8)	16	3,03 (0,52-6,66)	96	3,91	
	MO/Norg < 55							24,07
	N < 3 % MB	47	0,26	16	0,37	96	0,32	1,7
	P2O5 < 3 % MB	47	0,09	16	0,13	96	0,15	1,6
	K2O < 3 % MB	47	0,3	16	0,3	96	0,3	0,24
	N + P2O5 + K2O < 7 % MB	47	0,65	16	0,8	96	0,77	3,54
Innocuité								
ETM	As 18							
mg/kg MS	Cd 3	47	0,56 (0,19-1,82)	16	1,8 (0- 19,5)	96	0,77	
	Cr 120	47	7,6 (2,2- 536)	16	31,8 (3,9- 161,4)	96	23	
	Cu 300	47	73 (7-225)	16	189 (19,3- 454)	96	97,2	
	Hg 2							
	Pb 180	47	6,7 (1,7-16,4)	16	8,9 (2,1-41,2)	96	6,14	
	Se 12							
	Ni 60	47	8,1 (0-50)	16	16,1 (6,5-34,9)	96	9,97	
	Zn 600	47	304 (122- 1118)	16	865 (229- 1171)	96	396,4	

Tableau XXIII : La composition des digestats de lisiers (données danoises)-
Comparaison à la norme NFU-44-051

Critères	Repère (NF U-44-051)	Nbre de réf. AG001+AG003	Digestat lisier bovin AG001-AG003	Nbre de réf. AG001+AG003	Digestat lisier porcin AG001-AG003	Nbre de réf. AG001+AG003	Digestat lisier AG001-AG003
Efficacité	MO > 20 % MB	53+25	< 20	134+51	< 20	41+23	< 20
	MO > 30 %MS						
	MS (%)	53+25	7-7	134+51	4,1-3,8	41+23	4,6-4,9
	MO/Norg < 55						
	N < 3 % MB	53+25	0,42-0,43	134+51	0,46-0,48	41+23	0,44-0,46
	P2O5 < 3 % MB	53+25	0,08-0,08	134+51	0,1-0,11	41+23	0,09-0,1
	K2O < 3 % MB	53+25	0,36-0,34	134+51	0,24-0,25	41+23	0,27-0,28
	N + P2O5 + K2O < 7 % MB	53+25	0,8-0,79	134+51	0,8-0,84	41+23	0,8-0,84

Commentaires : Pour respecter les critères de la norme, les digestats de lisiers doivent subir une séparation de phase pour augmenter leur teneur en matière sèche. Les lisiers de porcs présentent des valeurs supérieures aux seuils de la norme pour le zinc, le cuivre, le chrome et de cadmium. Les lisiers de bovins présentent des valeurs supérieures aux seuils de la norme pour le zinc et le chrome.

Tableau XXIV : La composition des digestats de boues (brutes ou séchées)- Comparaison à la norme NFU-44-051

Critères	Repère (NF U-44-095)	Nbre de réf.	Boues brutes	Nbre de réf.	Boues séchées ou déshydratées
Efficacité	MO > 20 % MB				
	MO > 30 %MS		58 (41-70)		60 (52-63)
	MS (%) > 50%	9	23 (16-35)	5	64 (24 -94)
	MO/Norg < 40	9		5	
	N < 3 % MB	9	1,06 (0,74-1,16) -	5	
	P2O5 < 3 % MB	9	1,1 (0,7-2,3)	5	
	K2O < 3 % MB	9	0,3 (0,1-0,4)	5	
	N + P2O5 + K2O < 7 % MB	9	2,15 (1,64-3,31)	5	
Innocuité				5	
ETM	As 18			5	
mg/kg MS	Cd 3	9	6 (1-24)	5	3,4 (2,5-4,9)
	Cr 120	9	31 (0-51)	5	92 (44- 249)
	Cu 300	9	496 (127-1050)	5	431 (290-504)
	Hg 2	9	3 (0-8)	5	4 (2-9)
	Pb 180	9	152 (50- 421)	5	208 (82-339)
	Se 12	9	2 (0-5)	5	
	Ni 60	9	38 (5- 129)	5	35 (21-47)
	Zn 600	9	2 888 (321-12500)	5	1 089 (738-1 390)
CTO	H.A.P. 4	9		5	
mg/kg MS	P.C.B. 1,2	9	0,34 (0-0,95)	5	0,13 (0,12-0,16)

Commentaire : Les boues brutes doivent être séchées ou déshydratés pour respecter les critères de la norme concernant la matière sèche (> 50 %) et la matière organique (>20 % MB). Les valeurs recueillies pour le cadmium, le cuivre, le mercure, le plomb, le nickel et le zinc sont supérieures (ou très proches) aux seuils fixés par la norme NFU 44-095 (mais restent conforme à la réglementation concernant les plans d'épandage).

7 Conclusion : Analyse transversale et perspectives

7.1 Méthanisation, compostage : similitudes et singularités

7.1.1 La méthanisation s'apparente à la phase thermophile du compostage

7.1.1.1 Des processus similaires de décomposition de la matière organique

La méthanisation et la phase thermophile du compostage constituent toutes les deux une phase de décomposition de la matière organique – cellulose, hémicellulose, protéines, lipides...- en gaz sous l'action de consortium de microorganismes, en absence d'air pour la méthanisation, en présence d'air pour le compostage.

Dans l'état actuel des techniques, **les taux de décomposition sont similaires** pour les deux voies : les deux-tiers environ de la matière organique non réfractaire (c'est-à-dire hors lignine, cires, matière synthétique...).

7.1.1.2 Formation de composés réduits par méthanisation, oxydés par compostage

La méthanisation opère en conditions réductrices et aboutit à la **formation de composés réduits** : méthane, hydrogène sulfuré, ammoniac (la production de gaz carbonique est liée à la présence de l'oxygène constitutif de la matière organique). Le compostage en revanche conduit à des composés oxydés (gaz carbonique).

7.1.1.3 Énergie thermique in situ pour le compostage, ou sous forme de méthane stockable

Lors du compostage, la totalité du carbone dégradé est transformée en gaz carbonique, générant ainsi une production de chaleur. Lors de la méthanisation, l'énergie dégagée l'est principalement sous la forme de méthane, et en faible proportion sous forme thermique.

Le compostage est donc plus fortement exothermique : d'où une production intense de chaleur lors du compostage, qui peut assurer l'hygiénisation du produit et son évaporation, au cours du process de compostage.

Hygiénisation et évaporation peuvent également être assurées avec la méthanisation, en utilisant une partie du biogaz produit, avant, pendant ou après l'étape de méthanisation proprement dite.

La principale différence ne porte pas sur la quantité d'énergie produite, mais sur la forme dans laquelle celle-ci est disponible : chaleur générée in situ, ou méthane extrait et stockable.

7.1.1.4 Des impacts comparables sur les agents pathogènes et les composés organiques volatils

La réduction des agents pathogènes - bactéries, virus, parasites - est liée essentiellement au **couple température-durée**, et secondairement à d'autres facteurs tels que le pH, la concentration en ammoniac ou en oxygène.

Le niveau de température atteint lors du compostage est étroitement dépendant du process lui-même. Avec la méthanisation, **ce niveau de température peut être choisi par une consigne de fonctionnement** afin d'assurer le degré d'hygiénisation voulu : la digestion mésophile autour de 37°C permet d'éliminer la majorité des pathogènes, mais il est possible de choisir des consignes plus élevées (digestion thermophile). La digestion thermophile présente la même efficacité que la phase thermophile du compostage :

- Disparition E. Coli
- Destruction Entérocoques
- Destruction salmonelles
- etc.

Dans les procédés actuels de méthanisation, le substrat est homogénéisé, brassé et chauffé en permanence, ce qui garantit une température uniforme pendant une durée connue, de manière indépendante des conditions extérieures (météo).

L'utilisation du biogaz permet également d'effectuer, en général après la digestion, une pasteurisation, un étuvage à 133°C, ou encore d'opter pour le séchage thermique, sans recourir à une énergie extérieure.

Compostage et méthanisation dégradent également de nombreux composés organiques volatils. On note certaines différences, notamment pour les molécules les plus réfractaires, certaines étant décomposées par l'une ou l'autre voie. On notera que la méthanisation opérant en milieu clos, **les émissions de COV dans l'atmosphère sont nulles** (les émissions des usines de méthanisation proviennent des étapes préalables ou ultérieures à la digestion, par exemple lors de la maturation).

Des essais concluent également à une réduction de la phytotoxicité du compost de biodéchets méthanisés par rapport à du compost aérobie.

7.1.2 Les propriétés agronomiques des matières organiques digérées sont similaires à celles des matières organiques compostées

7.1.2.1 Quelle que soit la chaîne de traitement, l'humification de la matière organique se déroule lors de la phase de maturation, distincte de la phase de décomposition

L'humification est l'étape qui suit la phase de décomposition : les molécules organiques subsistantes (ou néo-formées) se recombinent en composés plus complexes. Cette réorganisation est effectuée de manière presque exclusive à partir de molécules (aromatiques ou aliphatiques) issues de la décomposition de la cellulose et de la lignine par des champignons (en conditions **aérobies** et au-dessous de **40°C**).

Cette étape est donc nécessairement distincte des étapes précédentes, que ce soit du point de vue des populations microbiologiques mises en jeu ou du point de vue de la température.

Lors du compostage, la maturation peut suivre immédiatement et de manière progressive l'étape de décomposition, sur le même mode opératoire (retournement d'andain par exemple). Après méthanisation en revanche, la maturation est une étape physiquement séparée.

Ceci explique la confusion souvent constatée entre les différentes étapes du compostage, et l'opinion répandue selon laquelle la méthanisation ne constituerait qu'un pré-traitement avant compostage. En réalité, la méthanisation comme la phase thermophile du compostage sont les étapes de décomposition qui précèdent toutes deux une étape similaire, pour ne pas dire identique, de maturation (recombinaison) de la matière organique.

En général, le produit obtenu après la phase thermophile du compostage est sec, et présente une grande perméabilité à l'air, ce qui facilite la maturation. En revanche, le digestat frais est humide (la siccité d'un digestat en sortie de digesteur ne dépasse jamais 30 %), d'où la nécessité de le déshydrater et de l'aérer si l'on souhaite obtenir un produit a priori équivalent à un compost mûr.

La maturation requiert des conditions aérobie et des températures inférieures à 40°C. La maturation nécessite la présence dans le digestat de molécule de lignine et/ou de cellulose (dégradées ou non). Des digestats pâteux et pauvres en lignine (digestats de lisier et de boue de STEP) nécessiteront donc théoriquement pour leur maturation l'ajout

de matière organique végétale structurante et riche en lignine (mais il ne s'agit en aucun cas d'un compostage caractérisé).

Il est théoriquement possible qu'il existe des différences entre les molécules organiques issues de la méthanisation et de la phase thermophile du compostage, et entre les produits mûrs issus de deux chaînes de traitement. La littérature permettant ces comparaisons est peu abondante ou inexploitable (pas de différenciation de la phase de digestion anaérobie) concernant un domaine aussi complexe et mal connu que celui de la formation de composés humiques au cours de la phase de maturation du compostage ou des digestats (on dispose de peu de données permettant d'étudier l'évolution des matières organiques lors de chacune des quatre phases du compostage).

7.1.2.2 Les effets des composts aérobie et digestats maturés sur les sols sont similaires

L'influence de la matière organique sur les propriétés physiques et biologiques des sols fait l'objet d'une littérature scientifique abondante, mais mal différenciée selon l'origine (lisiers, fumiers, boues, biodéchets...) et le mode de traitement (aérobie/anaérobie...).

Les effets semblent directement proportionnels à la quantité de matière organique stable apportée, avec quelques nuances selon l'origine et le mode de traitement des substrats.

Pour plusieurs paramètres, il existe quelques informations concernant l'apport de produits digérés :

- La **porosité** des sols : quelques essais indiquent un effet avec des boues digérées plus favorables sur la microporosité, et moins favorables sur la macroporosité, comparée à d'autres types d'apports organiques ;
- La **stabilité** de la structure : celle-ci dépend principalement de la quantité de matière organique et de polysaccharides apportés. Quelques essais indiquent un effet plus favorable avec des boues digérées, par rapport à des boues compostées.
- La **capacité d'échange cationique** : elle augmente sur les sols légers (sableux) ; mais inversement, elle peut diminuer pour les sols argileux dont la capacité d'échange cationique est importante.
- L'augmentation du **pH**, de **l'activité microbologique**, et de la population de **lombrics** a été observée pour des biodéchets méthanisés ; un apport à très haute dose (1,4 t N/ha) montrerait une diminution de l'activité de bactéries dénitrifiantes.

Pour plusieurs paramètres, nous n'avons pas trouvé d'information concernant l'apport de produits digérés. On peut penser que **l'apport de produits digérés joue le même rôle que celui reconnu généralement aux apports de matière organique** :

- La **capacité de rétention** en eau, comme la CEC, augmente sur sols légers et diminue sur sols argileux.
- La **résistance à la compaction** est améliorée.

7.1.2.3 Le besoin de maturation dépend du couple sol-culture

La plupart des propriétés des sols influencées par les matières organiques (rétention en eau, CEC, résistance à la compaction, etc.) est due à leur stock, et donc à la stabilité des matières organiques apportées au sol.

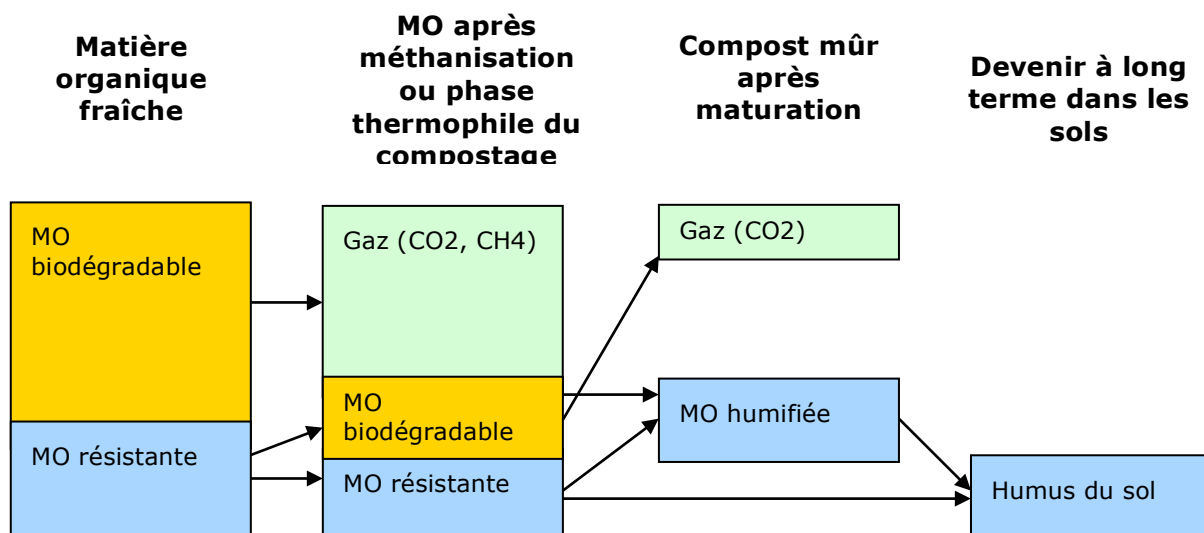
En effet, non seulement la fraction très biodégradable de la matière organique n'apporte pas d'humus aux sols, mais elle suscite en outre :

- une compétition sur les éléments minéraux entre plantes et microorganismes : c'est notamment le phénomène de « faim d'azote » constaté avec l'apport de matières fraîches ;
- une augmentation importante de l'activité biologique, qui peut conduire à la destruction du stock d'humus des sols et provoquer l'effet contraire à celui recherché.

Le besoin de maturation répond donc à des impératifs agronomiques (besoins en matière stable), réglementaires (normalisation), ou commerciaux.

Cependant, il n'est pas indispensable si la réglementation ne l'impose pas, et si le couple sol-culture visé nécessite ou tolère de la matière organique partiellement stabilisée. Le processus d'humification se poursuit dans le sol : à terme, la matière organique résistante à la biodégradation conduit à la formation d'humus.

Figure 10 : type d'évolution des formes de matières organiques simplifiées (« biodégradable »/« résistante ») au cours de la chaîne de traitement



En conclusion :

- Une chaîne de méthanisation suivie d'une maturation aboutit très vraisemblablement à un produit de mêmes propriétés agronomiques qu'une chaîne de compostage complète comportant une étape identique de maturation.
- La méthanisation des matières organiques fraîches et rapidement biodégradables est préférable à leur épandage direct.
- Si le couple sol-culture considéré tolère ou nécessite un apport de matières organiques fraîches, l'étape de digestion suffit à obtenir un produit suffisamment stable pour ne pas générer d'effets contre-productifs et l'étape de maturation ne s'impose pas.

7.2 De fortes singularités pour le cycle des nutriments

7.2.1 Cas de l'azote et du phosphore

La transformation de l'azote organique en ammoniac, compte tenu des propriétés de ce corps, constitue une singularité de la méthanisation.

L'azote organique est transformé en ammoniac lors de la digestion. À la différence des traitements aérobies, il n'y a pas de transformation en azote atmosphérique, protoxyde d'azote, nitrates, nitrites. La méthanisation est un procédé conservatif de l'azote.

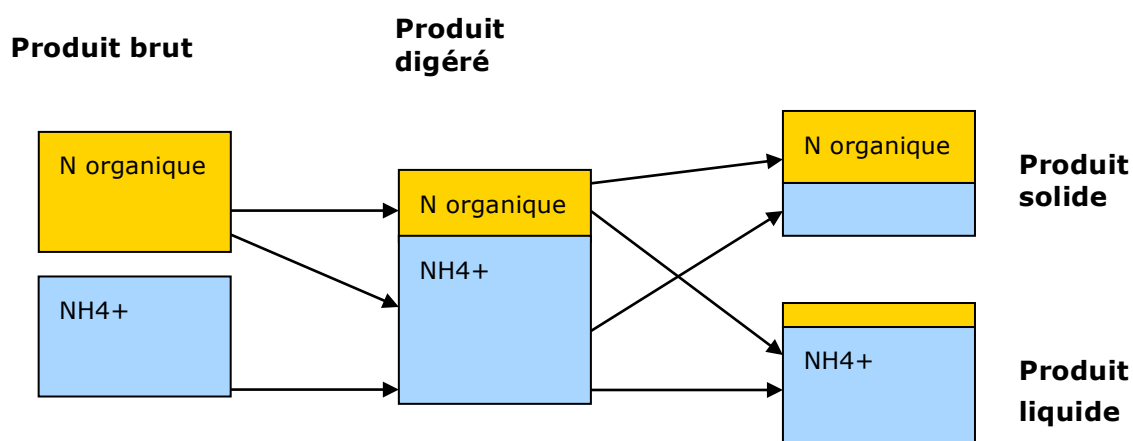
L'ammoniac est un corps soluble dans l'eau et volatil.

Selon le traitement appliqué au digestat (épandage direct, maturation, déshydratation, séchage, chaulage, stockage, acidification), la teneur en azote et en ammoniac dans les différents produits obtenus (par exemple fraction solide/fraction liquide) va donc varier en fonction de nombreux paramètres, et **il est nécessaire de raisonner filière par filière pour apprécier l'effet de la digestion.**

Schématiquement, on peut calculer la concentration en azote organique (Norg) et ammoniac au cours du traitement d'un substrat :

- L'azote organique (présent dans la matière organique) est transformé en ammoniac (soluble) en proportion de la dégradation des matières volatiles, principalement des protéines.
- Après séparation de phase ou déshydratation, la quantité d'ammoniac dans les phases liquide et solide est proportionnelle à la quantité d'eau présente dans chaque phase (qui dépend du taux de déshydratation) ; de même, la quantité d'azote organique est proportionnelle à la quantité de matières organiques dans chaque phase (qui dépend du taux de capture des matières sèches dans le produit solide).

Figure 11 : type d'évolution des formes d'azote simplifiées (organique/ammoniac) au cours de la chaîne de traitement



7.2.1.1 L'optimisation de l'azote in situ

La méthanisation offre des spécificités dont il faut tenir compte dans une stratégie de valorisation.

La méthanisation des déjections d'élevage est susceptible de permettre une meilleure utilisation de leur potentiel fertilisant (optimisation du transfert de fertilité).

La méthanisation des déjections est susceptible de permettre une **meilleure utilisation de l'azote** :

- réduction du lessivage, de la dénitrification, de l'immobilisation de l'azote dans les sols, amélioration de l'infiltration ;
- augmentation du taux d'utilisation de l'azote, comparé à l'apport de déjections brutes.

En revanche, le risque de volatilisation est accru : d'où la nécessité de **recourir à des méthodes de stockage** (couverture des fosses de stockage du digestat, acidification...) **et d'épandage** (pendillards, enfouissement...) qui réduisent la volatilisation.

7.2.1.2 Codigestion, séparation de phase : des stratégies d'optimisation

La séparation de phase après digestion permet de séparer une fraction solide riche en matière organique stable et en phosphore, d'une fraction liquide riche en ammoniac (Cf. fiche EA022). Elle permet donc de disposer, d'une part d'un **produit utilisable comme amendement de fond**, et d'autre part d'un **produit similaire à un engrais azoté liquide**, et donc d'optimiser les apports (en fonction du couple sol-culture).

De même, la codigestion, consistant à associer plusieurs produits complémentaires, et/ou de constituer un maillon dans une optique de **redistribution au niveau territorial** des matières fertilisantes, sont des pratiques qui relèvent d'une stratégie d'optimisation du potentiel fertilisant des matières organiques.

7.2.1.3 La valeur fertilisante des boues dépend étroitement de la chaîne de traitement

Les boues digérées, une fois déshydratées, possèdent une plus faible teneur en azote que des boues non stabilisées, dans la mesure où une partie de l'azote organique a été minéralisée et renvoyée dans la file eau avec le centrat (la proportion est directement proportionnelle au degré de dégradation des matières volatiles et au degré de déshydratation).

Ceci peut être considéré comme un facteur négatif (perte de potentiel fertilisant, adaptation nécessaire de la file eau) ou positif (diminution de la quantité d'azote à évacuer), selon le point de vue.

Rappelons que plus de 80 % de l'azote entrant en station d'épuration ne sont pas évacués dans les boues, quel que soit leur mode de traitement. Si l'objectif est de maximiser la quantité d'azote valorisable, il conviendrait de rechercher des valorisations de la fraction liquide ou de pratiquer l'épandage de boues liquides.

La teneur en phosphore quant à elle dépend du processus choisi pour la file eau : les « retours en tête » sont pauvres en phosphore dans le cas d'une déphosphatation physico-chimique, et restent modérés en cas de déphosphatation biologique. Dans le premier cas, les boues digérées sont riches en phosphore, mais en partie sous une forme peu soluble ; dans le second cas, c'est l'inverse.

7.3 Opportunités à explorer pour la méthanisation

7.3.1 Un moyen d'optimiser la gestion des déjections d'élevage

Les **avantages agronomiques de la méthanisation pour les déjections d'élevage sont nombreux**.

Outre les effets pré-cités sur la gestion des nutriments minéraux, les effets hygiénisants, les impacts agronomiques positifs, citons :

- Diminution des odeurs, qui permet en outre une augmentation des zones d'épandages, ce qui contribue à l'optimisation globale de la gestion de la fertilisation.
- Augmentation de la fluidité, d'où une meilleure reprise des déjections stockées et une diminution du colmatage des fosses.
- Réduction de l'utilisation de pesticides liée à l'arrêt de la chaîne d'infestation.
- Réduction des substances phytotoxiques, du fait de la dégradation des acides organiques.

7.3.2 Biodéchets et déchets résiduels municipaux

Le produit issu de la méthanisation de biodéchets municipaux fait généralement l'objet d'une maturation, par exemple par « co-compostage » avec les déchets verts. Il relève de la **même problématique que celui issu du compostage** de ces mêmes produits.

Le compost issu de la méthanisation des déchets résiduels (résultat d'un tri des indésirables tels notamment les déchets ménagers spéciaux) peut faire l'objet d'une valorisation agronomique, mais il existe une controverse en la matière sur la compatibilité avec la réglementation, notamment sur les éléments-traces. Ici encore, la problématique est la même que pour celle portant sur le compost par voie aérobie.

Ce digestat peut, dans le cas contraire, être stocké en centre de stockage des déchets. Qu'il soit obtenu par voie aérobie ou par voie anaérobie, ses caractéristiques sont voisines : le déchet stabilisé doit respecter les mêmes contraintes (législation européenne en cours d'élaboration), il possède des caractéristiques similaires (densité).

Plusieurs différences doivent être soulignées :

- Le **bilan hydrique** de la méthanisation des biodéchets est normalement excédentaire. L'effluent est riche en ammoniac, ce qui constitue une contrainte (traitement des eaux usées).
- Le digestat est humide. Les **techniques de maturation, de séparation, d'affinage** à mettre en œuvre sont différentes de celles utilisées habituellement sur les usines de compostage.
- La possibilité d'utiliser le biogaz pour le **séchage** du digestat et/ou pour la **déshydratation** de l'effluent hydrique (avec récupération de l'ammoniac) sont des voies à explorer.

7.3.3 Un potentiel énergétique rendu accessible sans impacts agronomiques négatifs

La nécessité du recyclage de la matière organique vers les sols est un argument souvent évoqué comme limite au potentiel énergétique de la biomasse.

La méthanisation permet de transformer la matière organique volatile en énergie, tout en laissant intact son potentiel fertilisant : que ce soit du point de vue de la matière organique (humus) que ce celui des éléments minéraux.

Elle constitue donc une voie de valorisation énergétique de produits tels que déjections d'élevage et résidus de culture, dont le retour au sol est jugé indispensable.

Non seulement le potentiel agronomique n'est pas dégradé, mais il est au contraire amélioré par la possibilité de gérer un produit stabilisé jouant le rôle d'amendement (effet à long terme sur le maintien de la fertilité des sols) et un produit fertilisant très proche d'un engrais minéral.

Les traitements phytosanitaires de certaines cultures limitent la décomposition des résidus. Dans ce type de situation, la méthanisation non seulement n'est pas en concurrence avec le retour au sol des matières organiques, mais elle peut permettre ce retour.

La méthanisation offre donc une solution de **valorisation énergétique de la biomasse qui, loin d'être en concurrence avec les impératifs agronomiques, est au contraire en synergie avec ceux-ci.**

7.3.4 Une étape possible dans le traitement des sous-produits animaux

7.3.4.1 Un avantage comparatif pour les sous-produits de catégorie 2

Les sous-produits animaux de catégorie 2 au sens du règlement européen 1774, peuvent faire l'objet d'un traitement par méthanisation ou compostage, moyennant un traitement complémentaire normalisé (étuvage à 133°C pour les produits potentiellement concernés). Ce traitement peut être assuré grâce au biogaz de manière économique. **Cette contrainte représente en réalité un atout comparatif** vis-à-vis du compostage : la méthanisation peut alors constituer une alternative à d'autres moyens de traitement, notamment l'incinération.

7.3.4.2 Un pré-traitement possible pour les sous-produits de catégorie 1

Les effets de la méthanisation sur le Prion ne sont pas nuls, mais ils restent très insuffisants pour prétendre en faire un moyen acceptable d'élimination du Prion.

En revanche, rien n'interdit d'envisager la méthanisation comme mode de **pré-traitement des sous-produits frais**, avant transformation en farine. Il s'agit ici d'une option à analyser du point de vue du bilan énergétique.

7.3.5 Des techniques de pré-traitement émergentes

Diverses techniques ont été testées afin d'augmenter la dégradation des matières organiques lors de la méthanisation, afin d'améliorer la production de biogaz, de diminuer le temps de séjour, de réduire les quantités restantes. Rares sont celles qui ont dépassé le stade du laboratoire ou du pilote industriel : on peut citer l'emploi d'ultrasons pour les boues urbaines, pratiqué sur plusieurs stations notamment en Allemagne.

D'une façon générale, les incidences sur le plan agronomique que l'on peut entrevoir sont les suivantes :

- L'augmentation de la dégradation augmente la stabilité du produit.
- Elle devrait également augmenter la conversion de l'azote organique en azote minéral, ce qui renforce encore l'intérêt de rechercher des solutions pour la valorisation des fractions liquides issues de la méthanisation.

7.3.6 Adapter la réglementation existante

7.3.6.1 La législation européenne place en général compostage et méthanisation sur un pied d'égalité

La réglementation française est relativement silencieuse au sujet de la méthanisation et la considère comme un pré-traitement du compostage.

La législation européenne considère souvent les deux voies de traitement biologiques – méthanisation et compostage – sur le même plan d'égalité : pour le règlement 1774 comme pour la directive « biodéchets » en cours d'élaboration.

Remarque : pour les ordures ménagères ou les biodéchets, les obstacles au développement de la méthanisation sont plus d'ordre technico-économique que réglementaire. En effet la méthanisation des ordures ménagères nécessite au moins en amont un tri des impuretés en amont

7.3.6.2 Projet de norme NF U 44-051

En France, le projet de norme NF U 44-051 stipule que la méthanisation est un « pré-traitement » qui doit être impérativement suivi d'un compostage (**cf. annexe**) .

En fait, pour obtenir un compost normalisé, il faut et il suffit que la méthanisation soit suivie d'une maturation permettant de produire du compost (obligation de résultat), et que la chaîne de traitement comporte une étape où le couple durée-température soit suffisant pour obtenir un niveau d'hygiénisation identique (obligation de moyen), mais qui ne soit pas nécessairement concomitante avec l'étape biologique (il peut s'agir d'une digestion thermophile ou d'une étape spécifique de pasteurisation).

7.3.6.3 ICPE « méthanisation »

Il n'existe aucune rubrique spécifique à la méthanisation dans la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement.

Deux solutions sont envisageables :

- Créer une rubrique spécifique méthanisation.
- Ou inclure la méthanisation dans la rubrique concernant le compostage, qui deviendrait alors une rubrique traitant des voies biologiques de traitement, incluant les deux familles aérobie et anaérobie.

7.4 Les données manquantes

- La spécification claire dans l'ensemble des publications de la place de la digestion dans la chaîne de traitement. Des publications (notamment celles concernant les boues urbaines) font état de résultats pour lesquels on suppose qu'il y a eu une phase de digestion mais qui sont inexploitable du fait du manque de précisions sur les procédés.
- Les effets sur les propriétés physiques des sols (rétention en eau, porosité, stabilité de la structure, résistance à la compaction, CEC et pH) et biologique (biomasse microbienne, activité biologique et lombriciens).
- Des essais agronomiques de longues durées pour évaluer l'impact sur les propriétés physique et biologique des sols.
- Le devenir de la matière organique lors de la maturation aérobie des digestats (humification, minéralisation, etc.).
- Les effluents d'élevage : composition des fumiers digérés et plus généralement la teneur en phosphore des digestats.
- Les boues urbaines : la teneur en azote et la minéralisation de l'azote.
- Les biodéchets et déchets verts : très peu de données.
- Des bilans matières C, N, P pour les filières de traitements comprenant une phase de digestions.
- Des résultats économiques sur les fermes qui travaillent avec des digestats (économies de fertilisants, de pesticides, de fioul, etc.).
- Des connaissances plus fines sur les communautés bactériennes présentent lors de la digestion anaérobie.

8 Annexe : la valeur agronomique des composts, hors composts de digestats (synthèse)

8.1 Les critères d'efficacité

8.1.1 Les effets sur les propriétés physiques des sols

La littérature scientifique est très pauvre sur les relations entre des apports de composts et les effets induits sur les propriétés physiques ou biologiques des sols. Il existe par contre une littérature plus importante concernant l'impact des matières organiques présentes dans le sol sur les propriétés de ces derniers (Houot et al., 2004).

Composts de boues de stations d'épuration des eaux

Les apports de composts pour lesquels l'amélioration de la structure du sol a été étudiée et démontrée sont des apports excessifs, de l'ordre de dix fois les doses agronomiques couramment utilisées. Ces dernières sont de l'ordre de 2 à 5 t MS/ha/an (elles ne peuvent guère dépasser plus pour pouvoir respecter les seuils de flux d'ETM de la réglementation). Il n'y a pas encore eu d'études spécifiques sur l'impact de doses agronomiques sur les propriétés des sols (Jeuch et al., 2000). Par contre les études comparatives boues compostées - boues non compostées montrent que les composts de boues améliorent davantage sur le long terme les propriétés du sol que les boues non compostées. Pagliai et Antisari (1993) montrent que le compost de boues anaérobies augmente plus la microporosité du sol que le compost de boues aérobies.

Composts de biodéchets des ménages

Une étude sur 25 composts de biodéchets (Houot et al., 2003) a montré que la stabilité de leur matière organique est très variable, puisque la minéralisation varie de 5 à 49 % du C organique de ces composts en 91 jours d'incubation.

8.1.2 Les effets sur les propriétés biologiques des sols : biomasse microbienne, activité biologique

Les effets d'apports de composts sur les propriétés biologiques des sols sont liés à la fourniture d'énergie apportée par les matières organiques des composts. Tout apport de compost contribuera donc à augmenter la biomasse microbienne et l'activité biologique du sol (des microorganismes, des lombrics). Cependant, par comparaison aux matières organiques brutes avant compostage, les quantités de carbone apportées au sol sont moindres (perte de CO₂), et présentes en partie dans des composés humifiés, moins disponibles pour les êtres vivants du sol. Ainsi l'activité biologique augmente moins après un apport de compost qu'après un enfouissement d'engrais vert. De même les lombrics consomment plus facilement du fumier que du compost de fumier (Hacala, 2002).

8.1.3 Les effets fertilisants

Les composts de boues de stations d'épuration

Les variations de moyennes des résultats d'analyses de composts de boues de stations d'épuration, issus de différentes enquêtes rassemblés par Jeuch et al. (2000) sont les suivantes :

- MS : entre 40 et 60 %,
- MO : entre 50 et 70 % de la MS,
- N : entre 1,5 et 2,6 % de la MS,
- K₂O : entre 0,8 et 1 % de la MS,
- P₂O₅ : entre 1,8 et 4,2 % de la MS.

C'est la teneur en phosphore qui varie le plus d'un compost de boue à un autre, notamment en raison de la nature de la boue d'origine (déphosphatation ou non opérée en station d'épuration). La teneur en azote ammoniacal varie également de façon très importante, ce qui révèle des degrés de maturité très différente d'un compost à un autre. Les mêmes auteurs rapportent que la minéralisation de l'azote est toujours inférieure à 20 % d'azote minéralisé dans l'année, et le plus souvent autour de 10 %. Le phosphore des composts de boues est principalement minéral.

Les composts des déchets des collectivités (biodéchets des ménages, déchets verts)

Le tableau 1 donne la moyenne des teneurs en N ; P et K des composts de biodéchets en France (Houot et al., 2003).

Tableau 1 : Statistiques descriptives des teneurs en éléments fertilisants dans les composts de biodéchets (Houot et al., 2003).

	Ntot (g/kg MS)	P ₂ O ₅ (% MS)	K (% MS)	C/N
Echantillons	25	25	25	25
Moyenne	16,7	0,9	1,8	13,7
CV (%)	31 %	37 %	29 %	23 %
Minimum	8,2	0,4	0,8	10,6
Maximum	32,3	1,7	2,9	22,8

Minéralisation de l'azote

Pour la majorité des composts de biodéchets la cinétique d'évolution de l'azote minéral au cours d'incubations en conditions contrôlées est parallèle à celle observée dans un sol sans apport. La minéralisation de l'azote est donc très faible. Dans quelques cas, on observe une immobilisation de l'azote en début d'incubation. Cela correspond aux composts pour lesquels la minéralisation du C organique est la plus intense. L'apport de compost au sol stimule l'activité microbienne du sol qui minéralise le C facilement dégradable des composts et immobilise une partie de l'azote minéral présent dans le sol. Cette phase d'immobilisation est transitoire.

Houot et al. (2002) montrent que la dynamique de minéralisation de l'azote de différents composts est conditionnée par l'état de stabilité de la MO de ces composts. Ainsi l'azote organique des composts les plus stabilisés se minéralise lentement (0,29 mg N/kg.jour), avec une vitesse similaire à celle du sol seul (0,26 mg N/kg.jour), sans évolution avec l'âge du compost. Pour les composts moins stables, la vitesse de minéralisation du N minéral est supérieure, toujours sans évolution avec l'âge des composts (0,4 mg N/kg.jour). Ces composts auront des faibles valeurs fertilisantes immédiates en azote avec des coefficients apparents d'utilisation de l'azote (CAU_N) proches de 0 mesurés au champ. Ils contribueront à augmenter la fourniture en azote du sol via l'augmentation du stock de MO dans les sols.

Le compost d'ordures ménagères résiduelles a un comportement complètement différent. A 3 et 4 mois, le manque de stabilité de leur MO provoque une phase transitoire d'immobilisation de l'azote suivie d'une minéralisation plus rapide (0,5 mg N/kg.jour). Après 6 mois, la phase d'immobilisation a disparu. La moins grande stabilité de ce compost explique sa disponibilité plus importante en azote au champ, avec des CAU_N supérieurs, mais qui restent faibles : de l'ordre de 5 % la première année et 8 % la seconde année après apport.

Les composts de déjections animales

L'azote des fumiers et composts de fumiers est principalement contenu sous forme organique. Les effets directs de l'azote contenu dans ces produits sont faibles à court terme. Après plusieurs années d'apports sur prairies, l'effet cumulatif sur la pousse de l'herbe pourra être de 20 à 80 % de l'azote total apporté annuellement (Hacala, 2002).

L'effet direct des fumiers est obtenu en multipliant les doses d'apport par la teneur en élément fertilisant puis par le coefficient d'équivalence à l'engrais minéral ou effet direct l'année de l'apport. (voir tableau 2).

Tableau 2 : Effet direct (l'année de l'apport) de l'azote contenu dans les fumiers et composts (Bodet et al., 2001)

Période d'épandage	Climat océanique avec déficit hydrique estival		Climat océanique bien arrosé	
	Fumier bovin brut	Fumier bovin composté	Fumier bovin brut	Fumier bovin composté
Automne – hiver	10 %	5 %	15 %	10 %
Printemps	5 %	0 %	10 %	5 %
	Fumier de porc brut	Fumier de porc composté	Fumier de porc brut	Fumier de porc composté
Automne – hiver	40 %	20 %	40 %	20 %

L'effet direct azote d'un compost est très faible, voire nul (5 à 10 %) selon les conditions climatiques après l'apport. Il s'agit d'un amendement organique plus stable que le fumier.

Aussi bien avec les fumiers qu'avec les composts, l'effet azote est d'autant plus marqué que les apports sont réguliers (tous les 2 ans).

Il est difficile de prédire le niveau de l'arrière effet, il est pris en compte dans la minéralisation de l'azote organique du sol. Pour les fumiers et composts de bovins, les arrières effets de la minéralisation de l'azote organique sur les campagnes suivantes dépendent de la fréquence des apports, de la quantité épandue, du type de sol et du climat.

La concentration en N, P₂O₅, K₂O des fumiers varie d'un élevage à l'autre en fonction du paillage, de l'alimentation, du type de bâtiment ou du mode de stockage (tableau 3).

Tableau 3 : Valeurs des fumiers et composts en N, P₂O₅, K₂O, CaO et MgO (en kg/t de matière fraîche) (Bodet et al., 2001)

	N Total	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
Fumier bovins compact pentes paillées	4 à 6	1,5 à 2,7	5 à 10	3 à 8	1 à 4
Fumier bovins mou logettes	3,5 à 5,5	1,3 à 4,5	3 à 9	3 à 8	1 à 4
Fumier de porcs, litière, paille	7,2	7,0	10,2	très variable	
Fumier composté bovins	8	5	14	5 à 8	1 à 4
Fumier composté porcs, litière, paille	7,6	10,2	14,7	très variable	5 à 8

8.2 Les critères d'innocuité

8.2.1 Les éléments traces métalliques (ETM) : As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn

Composts de biodéchets des ménages et Composts d'ordures ménagères résiduelles

Le tableau 4 (données ADEME, 2003, et Houot et al., 2003) rassemble les valeurs moyennes d'ETM des composts de biodéchets (avec tri à la source) et des composts d'ordures ménagères résiduelles fabriqués en France. On peut noter que la variabilité des concentrations en certains ETM est très importante (plomb et mercure). Quel que soit l'ETM, les concentrations ont tendance à augmenter quand la teneur en MO diminue. Les valeurs d'ETM déterminées dans les composts d'ordures ménagères résiduelles sont en moyenne 2 à 5 fois plus élevées que celles déterminées dans les biodéchets (tableau 4). On note que les teneurs déterminées sur les *composts de biodéchets* triés sont toutes inférieures aux limites proposées dans le projet de norme NF U 44-051, tandis que celles déterminées dans les *composts d'ordures brutes* les dépassent pour la plupart des ETM.

Tableau 4 : Teneurs en éléments traces métalliques (ETM) du compost d'ordures ménagères brutes et du compost de biodéchets des ménages (en mg/kg de MS), et valeurs-limites citées dans le projet de norme NF U 44-051

ETM	Composts d'ordures ménagères résiduelles ³⁰		Composts de biodéchets des ménages ³¹		Valeur-limite projet norme NF U 44-051
	Moyenne	CV* (%)	Moyenne	CV* (%)	
Cd (cadmium)	2,2	76	0,7	46	3
Cr (chrome)	153	83	39	91	120
Cu (cuivre)	275	240	71	92	300
Hg (mercure)	1,5	327	0,3	139	2
Ni (nickel)	37	155	19	75	60
Pb (plomb)	425	78	119	149	180
Zn (zinc)	639	115	235	50	600

Composts de déjections animales

Par rapport aux composts d'origine urbaine, les composts de déjections animales présentent souvent des teneurs plus élevées en cuivre et en zinc, notamment s'ils contiennent des déjections de porcs, dont l'alimentation est enrichie en cuivre et/ou en zinc pour augmenter les performances de croissance.

8.2.2 Les micropolluants organiques (hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures aromatiques polycycliques – HAP et leurs dérivés

³⁰ Campagne d'analyses ADEME auprès de 64 sites de tri-compostage d'ordures résiduelles (2003)

³¹ Houot et al.-APCA – communication du 4 Décembre 2003 : « Aperçu de la qualité des composts de biodéchets français en 2003 ».

* CV : coefficient de variation (écart-type x 100 / moyenne)

halogénés – certains pesticides, PCB et dioxines, les autres composés organiques - pesticides)

Teneurs en composés traces organiques dans les composts de biodéchets

Les statistiques descriptives des teneurs en HAP et PCB sont rassemblées dans le tableau 5. Les teneurs en fluoranthène (FLT), benzo(b)fluoranthène (B(b)F) et benzo(a)pyrène (B(a)P) sont largement inférieures aux seuils prévus dans la norme NF U 44 095 et qui pourraient être retenus dans la norme NF U 44 051 révisée. Les concentrations en HAP sont corrélées entre elles : les concentrations les plus élevées en FLT sont observées dans les mêmes composts que celles en B(b)F et B(a)P. Les teneurs en PCB sont largement inférieures au seuil de 0,8 mg/kg MS retenus dans la norme NF U 44 095.

Tableau 5 : Statistiques descriptives des teneurs en composés traces organiques des composts de biodéchets (teneurs exprimées en mg/kg MS avec correction à 30% de matière organique quand indiqué) (Houot et al., 2003).

	FLT	B(b)F	B(a)P	9 HAP	9HAP _{30MO}	7PCB	7PCB _{30MO}
Echantillons	25	25	25	25	25	25	25
Moyenne	0,46	0,24	0,15	2,01	2,25	0,03	0,04
Médiane	0,51	0,19	0,12	2,13	2,19	0,02	0,02
CV (%)	60%	82%	77%	65%	61%	113%	110%
Minimum	0	0	0	0,11	0,15	0	0
Maximum	1,06	0,87	0,47	5,91	6,10	0,14	0,15
1 ^{er} Quartile	0,18	0,10	0,05	0,93	1,22	0	0
3 ^{ème} Quartile	0,68	0,37	0,24	2,68	3,13	0,06	0,07

8.2.3 L'assainissement au cours du compostage

Un critère d'innocuité important lié à l'utilisation des composts est l'assainissement qui a lieu au cours du compostage, qui peut apporter un avantage du produit composté par rapport au produit d'origine non composté. Ce critère est important pour les déjections animales, qui sont majoritairement épandues sans avoir été compostées, donc avec certains risques vis-à-vis des adventices ou des agents pathogènes.

Assainissement vis-à-vis des adventices

La combinaison entre hautes températures et libération de facteurs biochimiques inhibiteurs au cours du compostage assure la destruction des graines. Les quelques références bibliographiques disponibles ne révèlent la présence d'aucune graine de mauvaise herbe en fin de compostage lorsque la température dépasse 55 à 60 °C (Hegberg *et al*, 1991 ; Ragdale *et al*, 1992). Le temps nécessaire pour détruire les graines, lorsque le centre du tas a atteint cette température, dépend de leur emplacement dans le tas : plus de 24 jours pour les graines placées en surface, 24 jours en moyenne à 30 cm et 3 jours à 90 cm du bord (Wiar, 1997). Une recolonisation par les graines véhiculées par le vent est possible après la phase de refroidissement.

Assainissement vis-à-vis des phytopathogènes

L'élimination des pathogènes est le fait d'un ou plusieurs des facteurs suivants :

- la chaleur atteinte durant la phase thermophile,
- les antagonismes microbiens,
- la toxicité de certains composés formés durant la décomposition des matériaux,
- l'action d'antibiotiques.

Les mécanismes autres que la température (antagonismes microbiens, antibiotiques, etc.), qui sont beaucoup plus difficiles à mesurer, expliquent que l'élimination des pathogènes (et des graines d'adventices) s'observe aussi bien au centre que sur les bords du tas où la température est plus basse.

Dans le sol, la plupart des pathogènes végétaux sont éliminés par un traitement de seulement 30 minutes à 55 °C. La dose temps-température nécessaire varie avec la densité de population du pathogène et peut donc être moindre dans certains cas. Certains organismes demandent de plus hautes températures ou de plus longues durées d'exposition à la chaleur et, dans ces rares cas, l'élimination complète par le compostage n'a pas toujours été prouvée. Citons par exemple les organismes suivants (Duval, 1992) :

- Les différentes souches de *Fusarium oxysporum*, la fusariose qui attaque les tomates en serre et qui aime les sols chauds. Pour sa destruction, la température dans le compost doit se maintenir à au moins 60 °C pendant 30 minutes.
- *Plasmodiophora brassicae*, l'hernie du chou, qui exige de 72 à 96 heures à 54 °C pour sa destruction.
- *Olpidium brassicae*, une autre maladie du chou, qui est en plus un vecteur viral.
- *Pyrenochaeta lycopersici*, qui provoque les racines liégeuses de la tomate. Dans des recherches néerlandaises citées par Bollen (1984), cet organisme a survécu dans un cas où la température du compost n'a pas dépassé 65°C, mais a été détruit dans un autre cas où la température a atteint 73°C.

Assainissement vis-à-vis des agents pathogènes et parasites des animaux

Les déjections animales contiennent les agents pathogènes et les parasites des animaux malades ou sains en état latent. L'épandage de ces déjections pour la fertilisation présente donc un risque de dissémination et de contamination pour les animaux (parasites, bactéries, virus, ...) ou pour l'homme (colliformes totaux, streptocoques totaux, ...), aussi bien sur l'exploitation que dans le voisinage (transport par ruissellement des eaux de surface). La contamination est plus forte dans les lisiers que dans les fumiers, mais le compostage des fumiers est un atout.

Ce problème empêche bien souvent l'épandage des matières organiques sur prairie, ce qui les prive d'une possibilité de fertilisation et réduit les surfaces d'épandage (Hacala, 1998).

Les parasites (strongles, douves) sont détruits rapidement avant épandage puisqu'ils ont besoin d'un hôte pour survivre (Vallet, 1994). Les parasites protozoaires qui ont une forme de résistance (coccidies et cryptosporidies) peuvent se maintenir mais elles n'atteignent que les jeunes animaux, lesquels sont traités systématiquement en agriculture conventionnelle (Tharaldsen & Helle, 1989).

Le danger majeur concerne certaines bactéries, comme *Clostridium tyrobutyricum* (butiriques), *Clostridium botulinum* (botulisme), rare en élevage bovin mais observé dans les élevages avicoles, les *Listeria* ou les Salmonelles. Leurs conditions de vie sont très diverses (pH, température) et certaines souches sont résistantes pendant plusieurs semaines (Hacala, 1998). Les formes de résistance de *Clostridium botulinum*, sous formes de spores, sont en effet très résistantes à la chaleur et ne sont pas détruites au cours du compostage.

Les conditions de développement de *Salmonella typhimurium*, *Salmonella anatum* et des *Listeria* au cours du stockage ou du compostage des fumiers de bovins ont été étudiées par l'Institut de l'Élevage et le GDS de Mayenne (1994 à 1996). Des études similaires ont été réalisées sur des fumiers de volailles par la Chambre d'Agriculture du Morbihan, sur les lisiers de bovins et de porcs frais par l'Institut de l'Élevage et la Chambre d'Agriculture du Morbihan (Hacala, 1998).

L'élimination des Salmonelles et *Listeria* de déjections pures (lisiers) est lente. Pour assainir un lisier, il serait souhaitable de la laisser en fosse pendant 2 mois sans ajout de

lisier frais, ce qui pose des problèmes de stockage. L'agriculteur peut avoir recours au traitement à la cyanamide calcique afin de sécuriser son produit (Marly *et al*, 1995).

Les essais ont révélé que les déjections avec litière sont, en revanche, susceptibles de s'auto-nettoyer sans adjonction au mélange. Pour les troupeaux de bovins très contaminés en salmonelles (10^4 à 10^6 salmonelles pour 100 g), un compostage de 6 semaines à 2 mois, avec 2 retournements à 7 jours d'intervalle, dans de bonnes conditions météorologiques (pas de pluie après retournement ou protection du tas), est une garantie d'assainissement quel que soit le type de Salmonelle concerné. L'efficacité sera maximale si la température est maintenue au-dessus de 50°C pendant 3 à 4 semaines. Il suffit en effet d'une heure à plus de 67°C pour détruire les Salmonelles, mais la durée minimale se monte à 40 jours à 41°C. L'homogénéisation du tas est importante : la couche superficielle, si ce dernier n'est retourné qu'une seule fois, demeure contaminée faiblement en Salmonelles et *Listeria*. C'est pourquoi le compostage donne un résultat plus fiable que le fumier stocké plusieurs mois (Hacala, 1998).

Les expérimentations de la Chambre d'Agriculture du Lot (Lorthios, 1998) ont été conduites sur fumier ovin, plus sec, retourné 3 fois à 1 mois d'intervalle.

Les analyses bactériologiques montrent que le compostage est à l'origine de :

- la disparition de la population d'*Escherichia coli* (coliformes fécaux provoquant des diarrhées chez les jeunes animaux) ;
- la destruction de la population d'Entérocoques (streptocoques fécaux du groupe D pouvant engendrer des mammites) ;
- la destruction partielle des anaérobies sulfite-réducteurs (*Clostridium*) ;
- la destruction totale des Salmonelles.

Du point de vue des parasites, le compostage réduit fortement la population d'Helminthes après 1 mois, mais il reste à vérifier si elle est détruite en totalité après plusieurs mois de compostage. La population de coccidies est en revanche complètement éliminée.

Globalement, le compostage améliore de façon significative les problèmes de pollution des eaux liée à des pathogènes ou des parasites.

Pour conclure, le compostage ne garantit l'hygiénisation du produit d'origine de certains parasites que s'il est réalisé dans de bonnes conditions. C'est la température qui sert d'indicateur mais, comme nous l'avons signalé dans le cas de la destruction des phytopathogènes ou des graines d'adventices, il existe d'autres facteurs d'hygiénisation (antagonismes microbiens, etc.) beaucoup plus difficiles à mesurer. Pour le compostage du fumier de bovins, il faut ainsi 6 semaines à plus de 50°C pour détruire la plupart des pathogènes (Hacala *et al*, 1999) :

- température inférieure à 40°C pendant 6 semaines = pas d'hygiénisation ;
- température comprise entre 40°C et 50°C pendant 6 semaines = destruction des vers parasites ;
- température supérieure à 50°C pendant 6 semaines = destruction des virus, bactéries et parasites.

Rappelons que deux retournements sont indispensables pour que tout le compost de fumier ait chauffé.

8.2.4 Les inertes : plastiques, verres, métaux, pierres, terre.

Teneurs en inertes dans les composts de biodéchets

Tous les composts (23 échantillons) de l'étude déjà citée (Houot *et al.*, 2003) ont des teneurs en « Film + PSE > 5 mm » et « Autres plastiques > 2 mm » respectivement inférieures à 0,3 et 0,8 % de leur MS, mais 22 % des composts ont des teneurs en « Verres + Métaux > 2 mm » supérieures à 2 % MS et ne répondent donc pas aux critères de qualité prévus dans la norme NF U 44-051 en cours de révision.

8.3 Références bibliographiques de cette annexe

BODET J.M., HACALA S., AUBERT C., TEXIER C., 2001. Fertiliser avec les engrais de ferme. Institut de

- l'élevage, ITAVI, ITCF, ITP, en collaboration avec l'AGPM, le CETIOM et l'ITB, ISBN 2-86492-441-2, 104 pages.
- DUVAL J. (1992). L'élimination des phytopathogènes par le compostage. Fiche AGRO-BIO - 310 - 03. 3 pages.
- HACALA S. (1998). Le compostage du fumier en exploitation d'élevage. In Le compostage à la ferme des effluents d'élevage. Faisabilité technique et valorisation agronomique. Recueil des interventions du 15 décembre 1998. Paris. ACTA/ADEME/Ministère de l'Agriculture et de la Pêche : 28-43.
- HACALA S., FARRUGGIA A., LE GALL A. & PFIMLIN A. (1999). Le compost, mieux qu'un engrais de ferme. Technipel éditions, 12 pages.
- HACALA, S., 2002. Fumier vieilli et compost de fumier sur prairies. Echo-MO n° 36, juillet-août 2002, pp. 3-4.
- HEGGERG B.A., HALLENBERCK W.H. , BRENNIMAN G.R. & WADDEN R.A. (1991). Setting standards for yard waste compost. Biocycle. February 1991 : 58-61.
- HOUOT S., FRANCOU C., LINÈRES M., LE VILLIO M., 2002. Gestion de la maturité des composts : conséquence sur leur valeur amendante et la disponibilité de leur azote - seconde partie -. Echo-MO n° 35, mai-juin 2002, pp. 3-4.
- HOUOT S. (1), THAUVIN P. (2), BERNET N. (1), BODINEAU G. (1), 2003. Aperçu de la qualité des composts de biodéchets français en 2003. APCA - 4 Décembre 2003 - (1) UMR INRA-INA-PG Environnement et Grandes Cultures, 78850 Thiverval-Grignon, (2) ADEME - Gestion Biologique des déchets, 49004 Angers.
- HOUOT S. et al., 2004. Gestion biologique des déchets et carbone dans le sol (stockage ; effets sur ses propriétés physiques, chimiques et biologiques), Rapport du Marché ADEME n °0375C0062, à paraître.
- JEUCH C., JOLY Y., SAGE S., WIART J., 2000. Composts de boues de stations d'épuration municipales : qualité, performances agronomiques et utilisations. Document ADEME - collection « Données et références », réf. n° 3276, ISBN 2-96817-380-2, 423 pages.
- LORTHIOS P. (1998). Hygiénisation des fumiers d'ovins lors du compostage. In Le compostage à la ferme des effluents d'élevage. Faisabilité technique et valorisation agronomique. Recueil des interventions du 15 décembre 1998. Paris. ACTA/ADEME/Ministère de l'Agriculture et de la Pêche : 91-95.
- MARLY J., VALLET A., PARDON P. (1995). Evolution des contaminations des lisiers bovins par les salmonelles. Renc. Rech. Ruminants. N° 2 : 307-310.
- Pagliari M. & Antisari L.V., 1993. Influence of waste organic matter on soil micco- and macrostructure. Bioresource Technology 43 (1993) 205-213.
- RAGDALE J.V., STASIS P., RUDD M.J. & BRADSHA W. (1992). Mulch production from yardtrash. Biocycle. September 1992 : 34-37.
- THARALDSEN J. & HELLE O. (1989). Survival of parasite eggs in livestock slurry utilized for compost heat. Acta agric. Scand. 39 : 381-387.
- VALLET A. (1994). Les risques de transmission de maladies infectieuses ou parasitaires par les effluents d'élevage de ruminants. Fourrages. N° 140 : 431-442.
- WIART J. (1997). Qualité, maturité et efficacité agronomique des composts de déchets verts : synthèse de références. Session de formation : Valeur Agronomique des Composts. 17 au 21 mars 1997. Trie-Château. APCA/ADEME.

9 Annexe : Proposition de modification de la norme NFU 44-051 concernant la définition de la méthanisation et de sa place dans le traitement des matières organiques

Projet de norme NF U 44-051

Avis de SOLAGRO

15 Septembre 2004

Nous notons avec intérêt la mention de la méthanisation dans le projet de norme NF U 44-051, dans sa version n°5.

Nous souhaitons proposer des modifications de certaines formulations, argumentées ci-dessous.

9.1 Propositions de reformulation

- **Nous proposons de reformuler l'article 3.2.2 de en caractérisant la méthanisation comme un mode de traitement au même titre que le compostage caractérisé ou le lombri-compostage**

digestion anaérobie (méthanisation) caractérisée

processus de décomposition et de transformation contrôlées de produits organiques biodégradables sous l'action de populations microbiennes évoluant en milieu anaérobie (en absence d'air) conduisant à l'obtention d'un biogaz (mélange essentiellement composé de méthane et de dioxyde de carbone).

Une chaîne de méthanisation destinée à produire un compost ou un amendement, est caractérisée par :

- Une hygiénisation de l'ensemble des produits par l'action de la température
- une perte de masse
- une perte de volume;
- une homogénéisation du produit;
- la transformation des matières premières organiques selon des processus naturels dans les sols (humification des résidus végétaux par exemple)
- un degré de maturité en relation avec l'usage du produit

Ces différentes fonctions peuvent être assurées au moyen de techniques adaptées, notamment :

- Le choix du mode de digestion, thermophile ou mésophile,
- une pasteurisation du digestat
- Une déshydratation mécanique ou thermique du digestat.
- Une étape de maturation aérobie du digestat

- **Nous proposons de traiter sur un pied d'égalité les différentes techniques de traitement**

Article 4.1 :

Compost de fermentescibles alimentaires et/ou ménagers

Remplacer :

« Compost obtenu à partir de la fraction fermentescible des déchets ménagers et/ou des déchets alimentaires, collectée sélectivement ou obtenue par tri mécanique, brute ou

après pré-traitement anaérobie, et ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage, avec ou sans les autres matières répondant aux dénominations de la présente norme »

Par :

« Compost obtenu à partir de la fraction fermentescible des déchets ménagers et/ou des déchets alimentaires, collectée sélectivement ou obtenue par tri mécanique, brute, et ayant subi un procédé de compostage caractérisé, de méthanisation caractérisée, ou de lombri-compostage, avec ou sans les autres matières répondant aux dénominations de la présente norme »

[idem pour les autres dénominations]

9.2 Argumentaire

- **La méthanisation est une technique ancienne qui connaît de nouvelles applications**

La méthanisation est une technique appliquée depuis un siècle pour le traitement des déchets. L'application la plus ancienne concerne les boues de stations d'épuration urbaines, et la plus récente les déchets municipaux (biodéchets ou déchets résiduels).

Il existe plusieurs milliers de stations d'épuration urbaine en Europe ayant recours à la digestion anaérobie, et environ 80 usines de méthanisation de déchets.

Le produit de la méthanisation, boues digérées ou digestat, est souvent valorisé comme amendement ou matière fertilisante, lorsqu'il n'est pas contaminé par des éléments-trace présents dans le produit de départ.

Il s'agit de la destination usuelle, mais d'autres débouchés sont possibles : mise en décharge, incinération. Les boues digérées et le digestat peuvent faire l'objet de traitements complémentaires : déshydratation, chaulage, séchage par exemple.

L'étape de méthanisation constitue généralement un maillon clé d'une chaîne de traitement comportant différentes étapes, obéissant à des fonctions spécifiques.

- **La méthanisation agit sur la matière organique de façon similaire à la phase thermophile du compostage**

La fonction de la méthanisation est avant tout d'assurer la décomposition de la matière organique. Usuellement, **les deux-tiers environ des matières biodégradables** (cellulose, hémicellulose, protéines, lipides) **sont converties en biogaz**.

La méthanisation peut s'effectuer sous différents régimes de température. Le régime habituel est le régime mésophile, autour de 35°C. La réduction de la teneur en agents pathogènes est sensible, de l'ordre de 2Log.

L'étape de méthanisation peut également être thermophile, à 55°C. L'efficacité sur les agents pathogènes est alors équivalente à celle d'un compostage traditionnel.

La méthanisation agit sur la matière organique **de la même manière que la phase thermophile du compostage** : il s'agit d'une étape de décomposition.

Le degré de stabilité du digestat s'apparente à celle d'un compost frais.

- **Pour obtenir un compost mur, le compostage comme la méthanisation doivent être suivis d'une phase de maturation**

Lors de cette phase, la température ne dépasse pas **40°C** ; elle fait appel à des **populations microbiologiques spécifiques** capables notamment d'attaquer la lignine (champignons).

Il s'agit, quelle que soit la voie (aérobie ou anaérobie) d'une phase distincte sur le plan biologique et thermique de la phase de décomposition.

- **Les composts issus de produits digérés présentent les mêmes propriétés que les composts obtenus par voie aérobie**

Il existe de **nombreux travaux** sur les composts de produits digérés : analyses, tests agronomiques, essais plein champs... Ces travaux démontrent que les composts obtenus par voie anaérobie possèdent des propriétés équivalentes à celles des composts obtenus par voie aérobie.

Lorsque l'on constate des différences, celles-ci ne sont jamais univoques (elles sont favorables pour certains paramètres et défavorables pour d'autres). Surtout, ces différences ne peuvent être imputées au mode de traitement des produits : elles **peuvent provenir des différences sur la nature du produit traité**.

Rien ne permet d'affirmer que le compost issu de la méthanisation serait agronomiquement inférieur à un compost issu d'un traitement aérobie. Au contraire, les résultats seraient plutôt statistiquement en faveur de la méthanisation.

Les différences entre un compost issu de méthanisation et un compost aérobie, ne sont pas plus importantes que les différences entre des composts issus de deux traitements aérobies (différant par exemple sur la durée de la maturation ou la fréquence du retournement d'andains), ou de deux produits différents (par exemple biodéchet comportant ou non des papiers cartons).

- **La méthanisation constitue un moyen de traitement de la matière organique, au même titre que les différentes techniques de compostage**

Les techniques de compostages sont diverses. Il existe de profondes différences entre une plateforme de compostage en andais de déchets verts et une usine de compostage en box avec aération forcée de biodéchets par exemple. Qu'il s'agisse des conditions opératoires (température homogène et garantie dans la durée), des caractéristiques du produit final...

Une installation de compostage peut également comporter des étapes de pré-traitement ou de post-traitement, selon le type de produits traités (déshydratation de boues urbaines, tri de déchets municipaux) et d'objectif de production (affinage, degré de maturation...).

La méthanisation peut être considérée comme une variante de ces traitements, où la phase de décomposition est assurée en voie anaérobie.

- **Le projet de norme NF U 44-051 mentionne la méthanisation comme « pré-traitement »**

Le projet de norme NF U 44-051 mentionne la méthanisation comme « pré-traitement » possible, devant être « obligatoirement suivi d'un compostage caractérisé avec ajout de matière végétale ».

Cette formulation laisse supposer que la méthanisation doit donc être suivie par un traitement complet, avec montée en température et réduction de masse.

Or :

- **la réduction de masse et l'homogénéisation sont assurées par l'étape de méthanisation.**
- La **réduction de volume** est assurée, sur les usines de méthanisation, par la **déshydratation mécanique** du digestat (pressage, centrifugation...). Elle est proportionnée à la réduction de masse due à la méthanisation.
- La nécessité d'une montée en température est liée aux besoins d'assainissement du produit. Il est nécessaire d'assurer sur la chaîne de traitement un couple durée-température suffisant. Ce **couple durée-température** peut être obtenu par une méthanisation **thermophile**, ou par une étape spécifique de **pasteurisation** à 70°C. Rien ne justifie que les fonctions de décomposition et d'assainissement soient réunies en une même étape.

Une usine de méthanisation comportant des étapes de digestion thermophile, déshydratation et maturation ; ou bien des étapes de digestion mésophile, pasteurisation, déshydratation et maturation, assure des fonctions équivalentes à celle d'une chaîne de compostage caractérisée avec montée en température et comportant une étape de maturation.

Il n'est donc **pas nécessaire de faire suivre la méthanisation par une étape de compostage caractérisé**, puisqu'une partie des fonctions du compostage caractérisé sont déjà assurées par la méthanisation, ou peuvent l'être par d'autres moyens que le compostage.

La formulation actuelle défavorise la méthanisation. L'un des intérêts de cette technique est de permettre la décomposition des matières organiques en milieu totalement clos, sans émissions d'aérosols, microorganismes et composés organiques volatiles dans l'atmosphère (et les risques sanitaires et nuisances associées) ; ni d'émissions de protoxyde d'azote.

Imposer un compostage caractérisé obligerait de surajouter des moyens, donc des coûts et contraintes, à ceux qui sont mis en œuvre.

Même si elle n'en constitue qu'une étape dans une chaîne de traitement, la phase de décomposition est une étape clé, qu'il s'agisse de la voie aérobie ou de la voie anaérobie. Il ne s'agit pas d'un pré-traitement, mais du cœur même du traitement.

- Les textes législatifs européens traitent sur un même pied d'égalité compostage et méthanisation

Le projet de directive européenne sur les biodéchets comme le règlement 1774 concernant les sous-produits animaux, parlent d'usine de biogaz ou de compostage en termes strictement équivalents.

La norme NF U 44-095, de même, parle de « transformation anaérobie » et de « transformation aérobie », sans préciser que la méthanisation ne constitue qu'un pré-traitement.

Il y aurait incohérence entre la formulation actuelle de la norme 44-051, et la formulation employée dans les autres textes de même nature.

10 Annexe Grilles de lectures des fiches de synthèses (classement par source et classement par intérêt agronomique)

Classement par intérêt agronomique

Valeur agronomique des	Lisiers	Fumiers	Bovins (lisiers)	Porcins (lisiers)	Boues urbaines	Odures ménagères	Bio-déchets	Déchets verts	Effluents abattoir	Autres déchets
Propriétés physiques										
rétenion eau										
Porosité					EA002(3)					
Stabilité structure	EA005(2), AG002(3)	EA005(2)			EA002(3), EA011(3)	EA005(2)	AG004(3), AG005(3)			
Résistance à la compaction						EA008(2)				
CEC					EA010(2)					
pH							AG004(3)			
Propriétés biologiques			AG008(2)							
Biomasse microbienne							EA013(2), AG004(3), AG005(3)			
Activité biologique					EA003(3), EA011(2)		AG004(3), AG005(3)			
Activité lombriciens	AG002(3)						AG004(3), AG005(3)			
Effets fertilisants			AG008(2)			AG010(3)	AG010(3)			
Azote	A002(3), EA004(3), EA015(2), EA018(1), EA021(3), AG001(3), AG002(3), AG003(3), AG006(3)	EA014(2)	EA018(1)	EA007(2), EA018(1), EA022(3)	A112(1), EA001(2), EA003(3), EA006(2), EA009(2), EA017(1), EA020(1), AG009(2)	EA008(2), EA016(1)				
Phosphore	EA021(3), AG001(3), AG002(3), AG006(3)				A103(3), A109(2), EA003(3)	EA008(2), EA016(1)				
MO du sol	AG002(3)				EA012(2), AG007(2)	EA016(1)				
Critères d'innocuité	A401(3)	A401(3)	A401(3)	A401(3)	A401(3)	A401(3), EA013(2), A204(1)	A401(3)	A401(3)	A401(3)	
ETM	A003(3)		AG006(3)	AG006(3)	A101(1), A116(1), A124(1), A108(2)	EA008(2)				
MPO	A001(3), A002(3)				A119(1)	A202(2)				
Pathogènes	A002(3)	A005(2)							A301(3)	
Inertes										
Toxicité	EA019(1)	EA019(1)	EA019(1)	EA019(1), EA022(3), AG006(3)	EA019(1)	EA019(1)	EA019(1)	EA019(1)	EA019(1)	EA019(1)
Caractérisation du digestats	EA021(3), AG006(3)		AG006(3)	EA022(3), AG006(3)		AG010(3)	AG010(3)			A301(1), A304(1)
Biochimique (ISB, CBM)										
azote	A002(3), A003(3), A007(2), A011(1), EA018(1)	A005(2), A011(1)	EA018(1)	A006(2), EA018(1)	A101(1), A106(2), A109(2), A110(2), A112(1), A113(1), A114(1), A120(1), A121(1), EA017(1)	A202(2), A205(1), A206(1)	A201(3)			
Phosphore	A002(3), A003(3)	A005(2)	A002(3)	A006(2)	A101(1), A102(3), A103(3), A105(2), A106(2), A107(2), A109(2), A110(2), A111(1), A112(1), A113(1), A114(1), A115(1), A120(1), A121(1)	A202(2), A205(1), A206(1)	A201(3)			
Autres nutriments	A002(3), A003(3)			A006(2)	A101(1)	A205(1), A206(1)	A201(3)			
carbone (MO)	A002(3), A003(3), A007(2), A010(1)	A012(1), A010(1)	A010(1)	A004(2), A006(2), A010(1)	A101(1), A104(2), A106(2), A120(1), A122(1), A125(1), EA017(1)	A202(2), A205(1), A206(1)	A201(3)	A302(2)		A307(1)
Autres (pH, odeur, etc)	A011(1), EA018(1), AG006(3)	A005(2), A011(1), A013(1), EA018(1)	EA018(1), AG006(3)	A004(2), EA018(1), AG006(3)	A101(1), A120(1)					
Epanchage	A002(3), EA004(3), A009(1)	A009(1)	A009(1)	A009(1)						
Pré-traitement		A013(1)			A106(2), A110(2), A117(1), A118(1), A123(1), A125(1)		A208(1)	A305(1)		
Post-traitement	A003(3)	A005(2)		A004(2), EA022(3)	A101(1)	A207(1)				
Modélisation					A105(2)					
Réglementation	A008(1), A402(2), A403(1), A404(1)	A402(2), A404(1)	A403(1), A404(1)	A403(1), A404(1)	A402(2), A403(1), A404(1)	A403(1), A404(1)	A403(1), A404(1)	A403(1), A404(1)	A403(1), A404(1)	A403(1), A404(1)
(A/EA/AG)-Nb	code base de données									
A	Analytique									
EA	Eassai Agronomique									
AG	Approche Globale									
(1),(2),(3)	Intérêt de la publication									

Code BDD	Type	Titre	Origine	année	Intérêt	Source
A001	analytique	Organische Schadstoffe in Biogasanlagen – Eintrag und Risikopotential	Autriche	2004	3	internet
A002	analytique	Biogasproduktion – Energiegewinnung und veredelung von Wirtschaftsdüngern	Autriche	2004	3	internet
A003	analytique	Separation of slurry – a potentiel option for animal production sector	DK	2003	3	Fond documentaire SOLAGRO
A004	analytique	Pig slurry concentration by vacuum evaporation: Influence of previous mesophilic anaerobic digestion process	Espagne	2003	2	BD scientifique
A005	analytique	A comparaison of dairy cattle manure management with and without anaerobic digestion and biogas utilization	USA	2003	2	internet
A006	analytique	Anaerobic treatment of piggery slurry	USA	1998	2	internet
A007	analytique	Verwertung der Gärrückstände	D	2003	2	internet
A008	analytique	L'utilisation des lisiers digérés et digestats en agriculture – Bases réglementaires Der sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückstand in der Landwirtschaft – Rechtliche Grundlagen	Autriche	2004	1	internet
A009	analytique	Méthanisation à la ferme en Autriche – Tour d'horizon actuel Biogasanlagen in Österreich – ein aktueller Überblick	Autriche	2004	1	Fond documentaire SOLAGRO
A010	analytique	Biogas processes for sustainable development	Israël	1992	1	internet
A011	analytique	Ammonia volatilization from slurry during storage and in the field	DK	1991	1	internet
A012	analytique	La Fermentation méthanique, chapitre « Utilisation des effluents de la digestion »	FR	1976	1	Fond documentaire SOLAGRO
A013	analytique	Effect of temperature and pH on the kinetics of methane production, organic nitrogen and phosphorus removal in the batch anaerobic digestion process of cattle manure	D	2000	1	BD scientifique
A101	analytique	Bilan de flux sur la STEP urbaine de Saint-Brieuc	FR	2004	1	Données exploitants
A102	analytique	La valeur phosphatée des boues résiduelles des stations d'épuration urbaines	FR	1996	3	Etudes
A103	analytique	Etude de la valeur phosphatée des boues urbaines biologiques issues de STEP équipées d'un traitement de déphosphatation des eaux usées	FR	1992	3	Etudes
A104	analytique	Evolution of organic matter in sewage sludge: a study based on the use of humification parameters and analytical electrofocusing	?	1993	2	BD scientifique
A105	analytique	PREDICTION OF RECYCLE PHOSPHORUS LOADS FROM ANAEROBIC DIGESTION	Suisse	1997	2	BD scientifique
A106	analytique	Mechanical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process	Corée	2000	2	BD scientifique
A107	analytique	Anaerobic co-digestion of combined sludges from a BNR wastewater treatmentplant	Canada	1998	2	BD scientifique
A108	analytique	A survey of toxic organics in Norwegian sewage sludge, compost and manure	NO	1998	2	Fond documentaire SOLAGRO
A109	analytique	Physodisponibilité et valeur fertilisante du phosphore des déchets urbains	FR	2003	2	Fond documentaire SOLAGRO
A110	analytique	Etat de l'art de la digestion anaérobie des boues urbaines	FR	2001	2	Données exploitants
A111	analytique	Phosphorus content of suldge from Swiss sewage treatment plants.	Suisse	1981	1	BD scientifique
A112	analytique	Capacité d'acceptation des sols cultivés et des plantes.	FR	1994	1	Fond documentaire SOLAGRO
A113	analytique	Produire des boues utilisables en agriculture	FR	1988	1	Fond documentaire SOLAGRO
A114	analytique	Connaissances actuelles en matière d'utilisation agricole des boues résiduelles urbaines	FR	1978	1	Fond documentaire SOLAGRO
A115	analytique	Measuring metal and phosphorus speciation in P-rich anaerobic digesters	UK	2001	1	Fond documentaire SOLAGRO
A116	analytique	Sludge digestion strategy in Flandres	BE	2001	1	Fond documentaire SOLAGRO
A117	analytique	[articles sur le pré-traitement]	?	2001	1	Fond documentaire SOLAGRO
A118	analytique	Enzyme supported digestion of municipal sludges at the WWTP Aachen Soers	D	1999	1	Fond documentaire SOLAGRO
A119	analytique	Development of a methanogenic process to degrade exhaustively municipal residual refuse...	D	1999	1	Fond documentaire SOLAGRO

Intérêt : 3 =Fort ; 2 = Moyen ; 1 =Faible

Code BDD	Type	Titre	Origine	année	Intérêt	Source
A120	analytique	Management of biosolids from anaerobic digestion vs aerobic digestion in land application in Catalonia	SP	1999	0	Fond documentaire SOLAGRO
A121	analytique	Comparative study of the anaerobically and aerobically stabilised sludge quality	SP	1999	1	Fond documentaire SOLAGRO
A122	analytique	La digestion anaérobie des boues de STEP urbaines : cas de la station de Nancy Maxeville	FR	1995	1	Fond documentaire SOLAGRO
A123	analytique	Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature	DK	2003	1	BD scientifique
A124	analytique	Metal-organic associations in two extracts from nine soils amended with three sewage sludges	DK	1994	1	BD scientifique
A125	analytique	Studies on anaerobic digestion mechanism : Influence of pretreatment temperature on biodegradation of waste activated sludge	Japon	1997	1	BD scientifique
A201	analytique	Bilan de déshydratation du digestat sur une usine de méthanisation de biodéchets	FR	2004	3	Données constructeurs
A202	analytique	Anaerobic Digestion of Municipal Solid Wastes	USA	1996	2	internet
A203	analytique	Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste	D	2000	1	BD scientifique
A204	analytique	Good practice in quality management of AD residues from biogas production	DK / IEA		1	Fond documentaire SOLAGRO
A205	analytique	Traitement des déchets organiques ménagers triés à la source par le procédé Valorga : résultats de l'installation de Tilburg	F / NL	1996		Fond documentaire SOLAGRO
A206	analytique	Traitement et valorisation de cultures agricoles et de mélange de substrats organiques par fermentation méthanique	FR	1997	1	Etudes
A207	analytique	PHYSICAL AND MATHEMATICAL MODELLING OF ANAEROBIC DIGESTION OF ORGANIC WASTES	UK	1997	1	BD scientifique
A208	analytique	Independent review of retrofitting Cambi to MAD	DK	2002	1	internet
A301	analytique	Perspectives of anaerobic digestion in the treatment of animal by-products possibilities and limits of AD-technology. Is a TSE post-treatment monitoring possible ?	Autriche	2004	3	internet
A302	analytique	Distribution of nutrients in anaerobic digestion of vine shoots	FR	1993	2	BD scientifique
A303	analytique	State of the art and future perspectives of thermophilic anaerobic digestion	DK / USA	2001	1	Fond documentaire SOLAGRO
A304	analytique	Limites of anaerobic biodegradation	USA	2001	1	Fond documentaire SOLAGRO
A305	analytique	Increase of anaerobic degradation of particulate organic matter in full-scale biogas plants by mechanical maceration	DK / USA	1999	1	Fond documentaire SOLAGRO
A306	analytique	Natural post-composting of the digested matter produced by methane-producing treatment of waste	FR	1988	1	Fond documentaire SOLAGRO
A307	analytique	Purification kinetics of winery wastes by ozonation, anaerobic digestion and ozonation plus anaerobic digestion	USA	1999	1	BD scientifique
A401	analytique	Etat des connaissances sur le devenir des germes pathogènes et des micropolluants au cours de la méthanisation des déchets et sous-produits organiques (programme ADEME 1999)	FR	1999	3	Etudes
A402	analytique	Caractéristiques de qualité des composts et des digestats provenant du traitement des déchets organiques - Directive ASIC 2001	Suisse	2001	2	Données constructeurs
A403	analytique	ASCP Guidelines 2001 - Quality criteria for composts and digestates from biodegradable waste management	Suisse	2001	2	Données constructeurs
A404	analytique	Liste des intrants autorisés et recommandés en agriculture biologique	Suisse	2004	1	Données constructeurs
AG001	approche globale	Centralized co-digestion and efficient nutrient recycling	DK	1997	3	Fond documentaire SOLAGRO
AG002	approche globale	Biogaswirtschaft im ökologischen Landbau - Pflanzenbauliche Aspekte, N-Haushalt, Spurengasemission	D	2001	3	internet
AG003	approche globale	The use of digested slurry within agriculture	DK	2000	3	Fond documentaire SOLAGRO
AG004	approche globale	Introduction of composted digestates in agriculture	D	1999	3	internet
AG005	approche globale	Utilisation de digestats compostés en agriculture Einsatz kompostierten Gärreste in der Landwirtschaft	D	2002	3	internet

Code BDD	Type	Titre	Origine	année	Intérêt	Source
AG006	approche globale	Caractéristiques et qualités des digestats Stoffliche Zusammensetzung und Ausbringungseigenschaften von Gärückständen aus Biogasanlagen	Autriche	2004	3	internet
AG007	approche globale	La valeur organique des boues d'épuration. Caractéristiques et évolution dans le sol. Effets sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol	FR	1996	2	internet
AG008	approche globale	Fertilizer value and weed seed destruction potentiel of digested manure	USA		2	Fond documentaire SOLAGRO
AG009	approche globale	Essai de détermination au laboratoire de l'aptitude à la minéralisation d'azote des boues résiduaires urbaines.	FR	1981	2	?
AG010	approche globale	Etude sur la qualité et l'utilisation de digestats <i>Untersuchung zur Qualität und Anwendung von Gärreststoffen</i>	D	2000	3	Etudes
EA001	essais agro	Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge	Espagne	2002	3	BD scientifique
EA002	essais agro	Influence of waste organic matter on soil micro and macrostructure.		1993	2	Fond documentaire SOLAGRO
EA003	essais agro	Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge	DK	2003	3	BD scientifique
EA004	essais agro	EFFECTS OF APPLICATION TECHNIQUE AND ANAEROBIC DIGESTION ON GASEOUS NITROGEN LOSS FROM ANIMAL SLURRY APPLIED TO RYEGRASS (LOLIUM PERENNE)	DK	1996	3	BD scientifique
EA005	essais agro	Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil	Espagne	2001	2	BD scientifique
EA006	essais agro	Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment	USA	2003	2	BD scientifique
EA007	essais agro	Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry	Canada	2004	2	BD scientifique
EA008	essais agro	Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: Carbon, heavy metals, nitrogen, and phosphorus accumulation	FR	2002	2	BD scientifique
EA009	essais agro	EFFECT OF SEWAGE SLUDGE AND AMMONIUM NITRATE ON WHEAT YIELD AND SOIL PROFILE INORGANIC NITROGEN ACCUMULATION	USA	1997	2	BD scientifique
EA010	essais agro	Residual effects of irrigating corn with digested sewage sludge.	?	1979	2	BD scientifique
EA011	essais agro	Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years	Espagne	2002	2	BD scientifique
EA012	essais agro	The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of Blount silt loam.	?	1978	2	BD scientifique
EA013	essais agro	Toxicity of anaerobic digestion residues	SE	2001	2	Fond documentaire SOLAGRO
EA014	essais agro	etude de la valeur agronomique des résidus de la fermentation méthanique	FR	1980	1	Fond documentaire SOLAGRO
EA015	essais agro	Environmental aspects of biogas technology	D	2000	2	Fond documentaire SOLAGRO
EA016	essais agro	Digestion anaérobie des déchets solides	B	2002	1	Données exploitants
EA017	essais agro	Aerobic post-composting of digestates from AD of paper mill sludge and the OfMW	Mexique	1999	1	Fond documentaire SOLAGRO
EA018	essais agro	Limits and merits of sludge utilisation – Land application	suisse	2004	1	internet
EA019	essais agro	Phytotoxins during stabilization of organic matter.		1984	1	BD scientifique
EA020	essais agro	Nitrogen fertilizer replacement value of sewage sludge, composted household waste and farmyard manure	DK	2003	1	BD scientifique
EA021	essais agro	Valorisation du digestat et aspects agroéconomiques de la biométhanisation agricole	B	2003	3	Etudes
EA022	essais agro	Evaluation de l'intérêt agronomique de l'effluent de méthanisation – Partie II	FR	2004	3	Etudes

11 Annexe :

Fiches de lectures bibliographiques

11.1 Analytiques

11.1.1 Déjections animales

A001	Polluants organiques dans les installations de méthanisation – Nuisances et risques <i>Organische Schadstoffe in Biogasanlagen – Eintrag und Risikopotential</i>		
Auteurs	Zethner G.	Date	2004
Organisme	UBA Wien	Origine	Autriche
Source	10. Alpenländisches Expertenforum 18-19 Mars 2004 in Irdning	Nbre pages	6
Editeur	BAL Gumpenstein	Type	Article
Thème	Analytique : déjections d'élevage (lisiers), co-substrats et éléments traces organiques	Intérêt	***
Concentration en éléments traces organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques, composés chlorés) des digestats de lisiers et co-substrats de 13 installations de biogaz à la ferme en Autriche.			

A002	Production de biogaz – Production d'énergie et économies réalisées sur l'apport d'engrais <i>Biogasproduktion – Energiegewinnung und Veredelung von Wirtschaftsdüngern</i>		
Auteurs	Pötsch E.	Date	2004
Organisme	BAL Gumpenstein	Origine	Autriche
Source	Ökosoziales Forum Österreich, Aigen im Ennstal, Wintertagung 2004	Nbre pages	5
Editeur	Ökosoziales Forum Österreich	Type	Article
Thème	Analyse : déjections (lisiers) et azote – engrais - hygiénisation	Intérêt	***

Le rapport **C/N, faible** pour les digestats, est rapidement dégradé dans le sol et une grande partie des nutriments rapidement absorbés par les plantes. De plus, les digestats ont de meilleures qualités du point de vue de la **fluidité** et de l'infiltration dans le sol. Ce sont des produits sans odeurs (voisinage).

La forte concentration en NH₄ (56 % contre 44 % pour du lisier frais) ainsi qu'un pH plus élevé (entre 7,3 et 9) augmente les possibilités de **volatilisation** de l'azote. **L'épandage** doit être réalisé selon des règles précises pour limiter ce phénomène : par temps froid, peu pluvieux et sans vent.

Nutriments

À quantité égale de matière sèche, la concentration en nutriments est plus élevée dans le lisier digéré : +90% pour l'azote , +58 % pour le phosphore, +33 % pour le potassium, +60 % pour le calcium et +75 % pour le magnésium. Par rapport à la matière brute, il n'y a aucune différence pour l'azote et le magnésium, en revanche, -17 % pour le phosphore, -32 % pour le potassium et -15 % pour le calcium.

Métaux lourds

Pour le lisier digéré la concentration en fer et cadmium est plus faible, et plus haute pour le cuivre, le zinc, le manganèse, le chrome, le nickel et le plomb.

Pathogènes

Un digestat est considéré comme hygiénisé, si :

- 1 Dans 50 g de digestat brut, aucune **salmonelle** n'est décelée.
- 2 Dans 1 g de digestat brut, moins de 5.000 colonies **d'entérobactéries** par gramme sont détectées.
- 3 Dans 1 g de digestat brut, aucun **œuf** n'est décelé.

87 essais ont été réalisés sur du lisier et des co-substrats (détail non donné) montrent que :

- Dans 17,2 % des essais, la quantité d'entérobactéries est supérieure à 5.000 colonies/g.
- Dans 7 % des essais, la présence de salmonelles est décelée et la quantité d'entérobactéries est supérieure à 5.000 colonies/g.
- Dans 12,6 % des essais, la présence de salmonelles est décelée.
- Dans tous les essais, aucun œuf n'est décelé.
- 63,2 % des essais sont hygiénisés.
- L'auteur insiste sur le fait que le mélange de co-substrats doit faire l'objet d'attention.

A003	Separation of slurry – a potentiel option for animal production sector		
Auteurs	Al Seadi T., Møller H.	Date	2003
Organisme	University of Southern Denmark, Danish Institute of Agricultural Science	Origine	DK
Source	The Future of Biogas in Europe, II. European Biogas Workshop, Esbjerg, 2-4 Oct. 2003	Nbre pages	
Editeur	University of Southern Denmark	Type	Proceedings
Thème	Analytique : déjections d'élevage (lisier porcins – bovins) et séparation de phases	Intérêt	***

Discussion sur **l'intérêt des techniques séparatives (centrifugation et voie chimique) après digestion** (lisier porcin et bovin), d'après Møller, 2002 et 2003. La digestion améliore l'efficacité de la séparation par centrifugation pour la plupart des **éléments traces** et des nutriments, sauf pour certains : N total, **P lisier bovin, Mg lisier porcin**... La **fraction solide** est plus concentrée (MS, MM, P, Ntotal, NH₄, Cu, Zn) après centrifugation et digestion qu'après une centrifugation seule.

A004	Pig slurry concentration by vacuum evaporation : Influence of previous mesophilic anaerobic digestion process		
Auteurs	BONMATI August, FLOTATS Xavier	Date	2003
Organisme	Laboratory of Environmental Engineering, Department of Environment and Soil Science, University of Lleida	Nbre pages	11
Source	Journal of the Air & Waste Management Association : (1995). [J. Air Waste Manage. Assoc. : (1995)] , 2003 , vol. 53, no 1 , pp. 21 - 31 [11 pages]	Origine	Espagne
Editeur	Air & Waste Management Association, Pittsburgh, PA, Etats-Unis	Type	Article
Thème	Analytique : déjections (lisiers de porcs) et post-traitement (évaporation)	Intérêt	**

L'eau peut être enlevée des lisiers de porc par évaporation. A part obtenir un concentré, présentant évidemment une concentration en nutriments plus grande que le lisier d'origine, l'autre objectif est d'obtenir un condensat qui peut être réutilisé.

L'objectif de ce travail était d'étudier l'évaporation sous vide de la fraction liquide de lisiers de porc et d'évaluer la composition du condensat en fonction à la fois du pH (4, 5 et 6) et du type de lisier (lisier frais et lisier digéré).

Les essais ont montré que les caractéristiques du condensat, l'azote ammoniacal total, les acides gras volatils, et la demande chimique en oxygène étaient fortement dépendants du pH initial du lisier. De plus la digestion anaérobie présente l'avantage de fournir de l'énergie thermique.

La consommation des acides gras volatils et des autres composés organiques volatils pendant la digestion anaérobie a réduit la volatilisation de MO pendant l'évaporation et produit, en conséquence, un condensat de plus haute qualité.

A005	A comparaison of dairy cattle manure management with and without anaerobic digestion and biogas utilization		
Auteurs	John H. Martin	Date	2003
Organisme	U.S. Environmental Protection Agency	Nbre pages	45
Source	AgSTAR Program	Origine	USA
Editeur		Type	Article
Thème	Analytique : déjections (liser bovin lait) et azote – pathogènes - odeurs	Intérêt	**

Cet article met en avant les avantages et les inconvénients de la digestion anaérobie pour **le traitement et la valorisation des fumiers** (faiblement pailleux – semisolid dairy cattle). L'étude porte sur deux exploitations bovin lait.

Dans le premier cas le fumier est digéré (**digesteur Lagon**), pressé (**séparation de phases**) et la phase solide est compostée.

Dans le second cas, le fumier subit une séparation de phases (drum type separator) et la phase solide est compostée.

Les résultats portent sur :

- les odeurs (diminution importante) ;
- les émissions de GES (réduction importante des émissions de méthane ; N₂O pas d'effet significatif) ;
- les émissions d'ammoniac (pas d'effet significatif) ;
- la DCO (réduction importante – 41,9 %) ;
- les pathogènes (réduction importante des coliformes fécaux 99,9 %) ;
- les nutriments (pas d'effet significatif) ;
- l'économie (accroissement des revenus – vente d'électricité - de 82 \$/vache/an).

Une analyse de la composition du fumier et du digestat permet de suivre l'évolution de :

- l'azote total, l'ammonium (+ 33,4 % de la concentration), l'azote organique ;
- le phosphore total et l'orthophosphate (+23 % de la concentration) ;
- le pH, la DCO (-41,9 %) , la MS (-25 %), acides volatiles (-86,1 %) ;
- les pathogènes (coliformes fécaux et avium paratuberculosis).

L'ensemble de ces paramètres est suivi après la séparation de phases (pour les 2 exploitations) : 95 % de l'azote et du phosphore se retrouve dans la fraction liquide.

A006	Anaerobic treatment of piggery slurry		
Auteurs	Chynoweth, Wilkie, Owens	Date	1998
Organisme	Dept. of agricultural and biological engineering, university of Florida, Gainesville, Florida	Nbre pages	39
Source	Eighth World Conference on animal production. Management of feed resources and animal waste for sustainable animal production in Asia-pacific region beyond 2000 (Seoul, Korea)	Origine	USA
Editeur		Type	Proceedings
Thème	Analytique : déjection (Lisier de porcs) et azote – phosphore – MO (MSV, DCO)	Intérêt	**

Quel est l'état de l'art et l'avenir de **la digestion dans le traitement des lisiers de porcs** à travers le monde ? Cette publication apporte une partie de la réponse en comparant notamment les performances des **différents types de digesteurs** utilisables (anaerobic lagoon, batch, infiniment mélangé, attached-film, UASBstaged – two phases).

Il s'agit d'une compilation de données reprenant de façon systématique :

La qualité du lisier entrant (MS, MSV, DBO₅, N, NH₄-N, P₂O₅, K₂O).

Les éventuels pré-traitements (séparation de phases).

Les paramètres de la digestion (digesteur, température, TRH, qualité du gaz produit-% CH₄).

L'influence de la digestion sur les caractéristiques du lisier (MS, MSV, DCO, azote, phosphore).

39 tests sont ainsi compilés et traités, couvrant la période 1979-1997. La plupart des références concernent la digestion mésophile en infiniment mélangé, ou en « attached film » et avec un TRH très variable allant de 1 à 78 jours.

Les principaux résultats font état :

D'une réduction de la MSV comprise entre : 40 % et 60 %

D'une réduction de la DCO comprise entre : 35 % et 80 %

Cette revue d'expérience ne permet pas de connaître et de suivre les différentes formes d'azote et de phosphore).

Dans cette même publication, on trouve les taux de dégradatin des principales macromolécules au cours de la digestion (mésophile TRH, 15 jours) : cellulose : 64 %, hémicellulose 65 %, lipide 69 %, amidon 94 %, protéines 47 % , lignine 3 %.

A007	Valorisation des digestats <i>Verwertung der Gärrückstände</i>		
Auteurs	Roschke M.	Date	2003
Organisme	Landesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft	Origine	Allemagne
Source	Leitfaden Biogas p. 29-33	Nbre pages	5
Editeur	Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung (MLUR) www.mlur.brandenburg.de	Type	Article
Thème	Analytique : déjections (Lisiers : bovins, volailles) et azote	Intérêt	**

Caractéristiques des digestats :

- **Abattement de la matière organique** facilement dégradable responsable des odeurs : **30 %** (lisier de bovins) à **67 %** (lisier de volailles).
- Abattement de la quantité **d'acides organiques** : **68 %** (lisier de bovins laitiers) à **88%** (lisier de porcs + déchets gras).
- Amélioration des caractéristiques **rhéologiques**.
- Conversion de l'azote organique en azote ammoniacal : proportion de N-NH₄ de 50 à 85 % par rapport à N total.

L'auteur donne quelques caractéristiques agronomiques (%MS, %MO, N_{tot}, P₂O₅, K₂O, MgO) ainsi que les éléments traces métalliques (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Zn) pour du lisier non digéré, digéré et des biodéchets méthanisés.

A008	L'utilisation des lisiers digérés et digestats en agriculture – Bases réglementaires <i>Der sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückstand in der Landwirtschaft – Rechtliche Grundlagen</i>		
Auteurs	Pfundtner E.	Date	2004
Organisme	LWVIE AGES Wien	Origine	Autriche
Source	10. Alpenländisches Expertenforum 18-19 Mars 2004 in Irdning	Nbre pages	4
Editeur	BAL Gumpenstein	Type	Article
Thème	Analytique : déjections animales et réglementation (hygiénisation)	Intérêt	*
Guide sur la réglementation applicable pour l'épandage de digestats (Seuils en métaux lourds, hygiénisation, fréquence d'analyse, méthodes conseillées...)			

A009	Méthanisation à la ferme en Autriche – Tour d'horizon actuel <i>Biogasanlagen in Österreich – ein aktueller Überblick</i>		
Auteurs	Resch R., Pötsch E., Pfundtner E.	Date	2004
Organisme	BAL Gumpenstein	Origine	Autriche
Source	10. Alpenländisches Expertenforum 18-19 Mars 2004 in Irdning	Nbre pages	4
Editeur	BAL Gumpenstein	Type	Article
Thème	Analytique : déjections d'élevage et pratiques agricoles	Intérêt	*
<p>Etat des lieux de la méthanisation à la ferme en Autriche :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Nombre et caractérisation des installations. - Type de substrats. - Production d'électricité et de chaleur. <p>Epandage des digestats : 58 % sur des prairies et 40 % sur des cultures.</p> <p>Caractéristiques des digestats :</p> <ul style="list-style-type: none"> - 33 % des installations réalisent une analyse de composition chimique (nutriments, métaux lourds...). - 52 % des installations considèrent que l'effet des digestats sur la croissance est très bonne, 32 % bonne. - 81 % des installations considèrent que l'écoulement et l'infiltration dans le sol sont très bonnes. - 71 % des installations considèrent que l'effet sur la diminution de l'odeur est très bonne, 18 % bonne. 			

A010	Biogas processes for sustainable development		
Auteurs	Marchaim U.	Date	1992
Organisme	MIGAL Galilee Technological Centre Kiryat Shmona	Origine	Israel
Source	www.fao.org/docrep/t0541e/T0541E00.htm#Contents	Nbre pages	10
Editeur	©FAO, ISBN 92-5-103126-6	Type	Livre
Thème	Analytique : déjections et MO	Intérêt	*
Etude pour la FAO axée principalement sur le biogaz en Chine et en Inde. Détail de la composition en acides aminés , effluent entrée / sortie digestion.			

A011	Ammonia volatilization from slurry during storage and in the field		
Auteurs	Sommer S.	Date	1991
Organisme	Askov Experimental Station	Origine	DK
Source	Nitrogen and agriculture ; International Workshop, 9-12 Avril 1991, Schleswig, Allemagne, p. 17-28	Nbre pages	10
Editeur	Batic Marine Environment Protection Commission, Danish Environmental Protection Agency, ISSN 0357-2994	Type	Proceedings
Thème	Analytique : déjections d'élevage et volatilisation de l'ammoniac	Intérêt	*

Les résultats montrent que la volatilisation est liée de manière exponentielle à la température de l'air dans les 6 premières heures après l'application (et de manière linéaire dans les heures suivantes) et qu'elle augmente avec la vitesse du vent. La pluie (ou l'irrigation) réduit les pertes quand le lisier est approté en surface. La volatilisation est proportionnelle au taux de matière sèche et au pH du lisier. Il semblerait que la volatilisation soit plus liée à l'alcalinité du lisier (capacité de la solution à résister aux variations de pH) qu'à son pH.

Cette étude montre également qu'il n'y a pas de différence de la quantité d'ammoniac volatilisée entre un lisier frais et un lisier digéré (Comparaison des émissions d'ammoniac lors du stockage de lisier : identiques au bout de 48 h entre lisier digéré (émissions plus fortes au début car pH 7,8 contre 7,5)).

A012	La Fermentation méthanique, chapitre « Utilisation des effluents de la digestion »		
Auteurs	Lagrange	Date	1976
Organisme		Nbre pages	
Source		Origine	FR
Editeur		Type	Livre
Thème	Analytique : déjections (fumier) et MO	Intérêt	*
<p>Cite la position de Nature et Progrès à l'époque « tant que des études chiffrées et scientifiques n'auront pas été faites sur le gaz de fumier et surtout sur l'évolution de la matière cellulosique employée, l'agriculture biologique ne pourra être d'accord sur la diffusion de ce procédé ». Il évoque la perte de cellulose entraînant la perte d'humus, dans un pourcentage à déterminer, et la formation de produits réduits (NH₄ et H₂S) a priori malsains en agriculture biologique.</p>			

A013	Effect of temperature and pH on the kinetics of methane production, organic nitrogen and phosphorus removal in the batch anaerobic digestion process of cattle manure		
Auteurs	Sanchez E., Borja R., Weiland P., Travieso L., Martin A.	Date	2000
Organisme		Nbre pages	
Source	INIST	Origine	D
Editeur		Type	Article
Thème	Analytique : déjections (fumier de bovins) et pré-traitement (pH, température)	Intérêt	*
<p>Etude de l'influence du pH (7 et 7,6) et de la température (35°C. et 60°C) sur la cinétique de production de méthane et la minéralisation de l'azote organique du fumier de vache (réacteur batch).</p> <p>Cette étude montre que la minéralisation de l'azote (la production d'ammoniac) augmente d'un facteur 3,6 lorsque la température passe de 35°C. à 60 °C. à pH 7,0 et d'un facteur 12 à pH 7,6.</p> <p>Cette augmentation de la concentration en ammoniac provoque une inhibition partielle de la réaction de méthanisation (la constante de la cinétique de production de méthane diminue d'un facteur 2,6 lorsque la température passe de 35°C. à 60 °C. à pH 7,0 et d'un facteur 7,2 à pH 7,6).</p>			

11.1.2 Boues urbaines

A101	STEP urbaine de Saint-Brieuc		
Auteurs	Solagro	Date	2004
Organisme		Origine	France
Source	Données exploitant + étude séchage	Nbre pages	
Editeur		Type	Calcul
Thème	Analytique : boues urbaines de Saint-Brieuc (bilan, matière, nutriment, métaux)	Intérêt	*

STEP de Saint-Brieuc (22) : méthanisation de boues primaires (BP) et boues biologiques (BB)

Chaîne de traitement : Epaissement (statique sur BP et centrifugation sur BB) + digestion mésophile + centrifugation + séchage.

Les concentrations en matière, nutriments, métaux lourds et débits aux différentes étapes du procédé permettent la réalisation d'un bilan de flux.

Les bilans matières ne sont pas réalisables du fait d'un manque de donnée sur les débits et les flux.

Données chiffrées sur l'évolution de la composition entre l'effluent brut et la boue digérée-déhydratée-séchée :

- La concentration en NH₄⁺ passe de 0,045 mg/l à 2,81 mg/l
- La concentration en N kej. passe de 0,053 mg/l à 51,4 mg/l
- La concentration en phosphore (P₂O₅) passe de 0,010 mg/l à 43,2 mg/l
- La digestion détruit 42 % de la matière organique

A102	La valeur phosphatée des boues résiduares des stations d'épuration urbaines		
Auteurs		Date	1996
Organisme	INRA, ADEME, ENSAIA	Origine	FR
Source		Nbre pages	172
Editeur		Type	Brochure
Thème	Analytique : boues urbaines et phosphore	Intérêt	***

Nombreuses valeurs, bien que très disparates, sur la teneur (p. 49, 52) et la **spéciation** en phosphore (p. 58, 62, 64) des boues urbaines, dont boues digérées, ainsi que sur le **coefficient réel d'utilisation** (p. 77). La stabilisation conduit mécaniquement à une augmentation de la teneur en P. Inversement, le conditionnement dilue le phosphore. Les traitements de **déphosphatation** conduisent à une augmentation importante de la quantité de P récupérée, et de boues, surtout en cas de **déphosphatation physico-chimique**.

On note que la **centrifugation** des boues anaérobies ne s'accompagne pas de pertes significatives de phosphore - p. 51 (Chartres, 1991), contrairement au **séchage** sur lit ou sous vide qui favorise **l'élimination du P soluble**. Le phosphore soluble est en effet peu présent : 0,7 % à 1,5 % de P total, l'essentiel étant sous forme **liée aux composés organiques** (Nancy, 38 %) et sous forme de **phosphate de Calcium** (Nancy, 28 % ; Achères, 63 %). 20 % de P est sous forme organique. Il en va de même pour les boues compostées, alors que les boues activées ou stabilisées par aérobie comportent une proportion inverse de P organique (jusqu'à 75 %).

L'analyse de la **proportion assimilable** (p. 65) fait apparaître une hiérarchie voisine : les boues activées ou issues de déphosphatation biologique sont rapidement assimilables (hydrolyse rapide des polyphosphates), alors que les boues floculées - physico-chimiques, primaires, anaérobies ou non - sont **d'autant moins assimilables que la dose - calcium, polymères cationiques, et surtout fer, aluminium- est élevée**.

Le **CRU** (mesuré par rapport à l'efficacité relative au phosphate monocalcique) des boues digérées est très variable : **25 à 50 % à Achères**, mais **106 % à Besançon**, d'où l'interrogation sur un éventuel effet favorable du polymère organo-cationique (p. 77, 75). On constate d'ailleurs les mêmes écarts avec des boues compostées, biologiques ou physico-chimiques.

Cependant, la diminution de la mobilité des phosphate par floculation ne se traduit pas nécessairement par une **baisse des rendements des cultures** (p. 73).

Bibliographie : voir notamment travaux de Frossard, Morel (thèse 1977, Uni. Nancy), Zhang (thèse 1991 INPL Nancy).

A103	Etude de la valeur phosphatée des boues urbaines biologiques issues de STEP équipées d'un traitement de déphosphatation des eaux usées		
Auteurs		Date	1992
Organisme	ENSAIA, INRA	Origine	FR
Source		Nbre pages	
Editeur	Ministère de l'Environnement, Agences de l'Eau	Type	Brochure
Thème	Analytique : boues urbaines et phosphore	Intérêt	***

L'étude compare la valeur phosphatée de 4 boues urbaines biologique, dont 2 issues d'une digestion anaérobie (Orléans et Thonon), floculées par sulfate (FeSO_4).

À **Orléans**, le phosphore dans les boues physico-chimiques digérées est fixé en partie sous forme cristalline peu disponible (**Vivianite** : $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ hydraté), ce qui explique un coefficient réel d'utilisation sur 1 an un peu plus faible que pour des boues non digérées (70 % à 80 % des ions PO_4^{3-} ne peuvent pas être échangés sur des périodes inférieures à 1 an). Inversement, la teneur totale en P est plus importante (presque le triple de la boue primaire) du fait d'une libération importante lors de la digestion et de la floculation **par sulfate de fer**, d'où un piégeage global plus efficace sans diminution de la valeur phosphatée de la boue (60 % à 70 % du CRU mesuré par rapport au phosphate monocalcique dans un sol à fort pouvoir fixateur – 70 % à 80 % dans un sol à faible pouvoir fixateur).

Les boues de **Thonon**, qui subissent le même procédé floculation + digestion, montrent que **la teneur en flocculant influe directement sur la disponibilité en P** (moindre proportion de **vivianite**). Les boues de **Châteauroux** (aération prolongée, floculation au sulfate de fer et polymère) sont les plus riches en P des 4 boues étudiées, avec le plus fort CRU, qui est d'autant plus élevé que la teneur en N est grande.

Il est noté également qu'aucune des boues étudiées n'augmente le pouvoir fixateur des sols. Les quantités de fer apportées au sol par les boues restent négligeables devant les quantités d'oxydes de fer initialement présentes.

A104	Evolution of organic matter in sewage sludge : a study based on the use of humification parameters and analytical electrofocusing		
Auteurs	GOVI M., CIAVATTA C., GESSA C.	Date	1993
Organisme		Nbre pages	6
Source	Bioresource technology. [Bioresourc. technol.], 1993 , vol. 44 , no 2 , pp. 175 - 180	Origine	
Editeur		Type	Article
Thème	Analytique : boues urbaines et MO (humification : degré, index, taux)	Intérêt	**

Le degré d'humification, l'index d'humification, et le taux d'humification ont été déterminés pour 17 échantillons de boues et de composts de boues.

Les résultats montrent clairement que la MO change beaucoup plus rapidement pendant le compostage que pendant la digestion anaérobie. Le taux d'humification (rapport entre la somme des acides humiques et fulviques, et le carbone organique total) varie très peu entre des boues en cours de digestion et des boues digérées (boues en cours de digestion : 12,1 % et 16,2 % ; boues digérées : 12,9 % et 15,3 %). Pour les boues compostées (avec de la paille), les valeurs des taux d'humification varient entre 13,8 % en début de compostage et 25,3 % après 80 jours de maturation.

A105	Prediction of recycle phosphorus loads from anaerobic digestion		
Auteurs	Wild D., Kislikova A., Siegrist H.	Date	1997
Organisme	Swiss Federal Institute for Environmental science and technology	Nbre pages	9
Source	Water Ressources vol. 31 N°9 pp2300-2308, 1997	Origine	Suisse
Editeur	Elsevier Science Ltd	Type	Article
Thème	Analytique : boues urbaines et phosphore	Intérêt	**

Modélisation de la **dynamique du phosphore lors de la digestion anaérobie** des boues urbaines en condition **mésophile**.

Sur la base de tests sur un pilote (17 l) les auteurs évaluent les principaux paramètres qui entrent en jeu au cours de la digestion et de la mise en solution du phosphore contenu dans la matière organique, les polyphosphates, phosphate ferreux (FeII-P), vivianites, zéolites A et le phosphate de calcium. La modélisation fait apparaître 2 phases principales dans la dynamique du phosphore : une phase de **solubilisation** (P_{sol} > 50 % P_{tot}) et une phase de « **re-fixation** » avec la formation de formes complexées (Al-P, FeII-P, MAP, P adsorbé, Ca-P). Le **phosphore soluble** dans les boues digérées représente moins de **10 % de P_{tot}**.

La digestion de boues « pures » (issue du traitement biologique anoxie – aérobie) entraîne une concentration importante de P_{sol} (20 à 25 % du P_{tot}). L'ajout de boues primaires (fraîches) dans le pilote entraîne une insolubilisation du phosphate par la formation de formes complexées (P_{sol} < 10 % du P_{tot}).

Pour la modélisation, la caractérisation de la boue fraîche est indispensable (...) et certains paramètres sont cruciaux (la **dureté de l'eau** – Ca actif, et la présence de **zéolites**). Le **temps** de digestion est un paramètre important pour permettre une **hydrolyse** complète des produits phosphatés et ensuite une **recombinaison** du P soluble.

A106	Mechanical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process		
Auteurs	IN WOOK NAH K.-Y. , YUN WHAN KANG K.-Y. , HWANG K.-Y. , SONG W.-K.	Date	2000
Organisme	Division of Environment and CFC Technology, Korea Institute of Science and Technology, PO Box 131	Nbre pages	8
Source	Water research : (Oxford). [Water res. : (Oxf.).] , vol. 34 , no 8 , pp. 2362 - 2368	Origine	Corée
Editeur	ELSEVIER OXFORD	Type	Article
Thème	Analytique : boues urbaines activées et pré-traitement mécanique – azote – phosphore – MO (DCO, carbone)	Intérêt	**

Le traitement mécanique des boues urbaines activées par brassage et collision (30 bars), améliore leur solubilisation.

En plus des effets sur la fluidité, les auteurs ont cherché à connaître l'effet de ces traitements sur la qualité des boues et l'efficacité de la digestion anaérobie. Plusieurs paramètres ont été suivis dont : les matières en suspension, la DCO soluble, carbone organique soluble, l'azote et le phosphore total et le pH.

Les traitements mécaniques permettent de diminuer le TRH (de 13 à 6 jours), sans modifier ni le potentiel de méthane, ni la qualité des boues digérées.

A107	Anaerobic co-digestion of combined sludges from a BNR wastewater treatmentplant		
Auteurs	MAVINIC D.S., KOCH F.A., HALL E.R., ABRAHAM K., NIEDBALA D.	Date	1998
Organisme	Department of Civil Engineering, University of British Columbia, 2324 Main Mall	Nbre pages	10
Source	Environmental technology. [Environ. technol.], vol. 19 , n° 1 , pp. 35 - 44	Origine	Canada
Editeur	Selper London	Type	Article
Thème	Analytique : boues urbaines activées et phosphore (insolubilisation)	Intérêt	**

Lors de la co-digestion des « primary fermenter » et de boues activées, 80 % du phosphore insolubilisé lors du traitement biologique est remis en solution et se retrouve dans le surnageant. 2 TRH ont été testé (20 jours et 10 jours), et n'influencent pas ce pourcentage de solubilisation du phosphore.

Des tests en batch ont permis de tester l'efficacité de certains produits chimiques pour diminuer la concentration de phosphore soluble dans le surnageant : chaux, chlorure d'aluminium et chlorure de fer. La dose la plus efficace (pour maîtriser à la fois le phosphore soluble, la DCO et « le TSS »), semble être du chlorure de fer à 2 g/l.

A108	A survey of toxic organics in Norwegian sewage sludge, compost and manure		
Auteurs	Paulsrud B. et al	Date	1998
Organisme	Norwegian Water Technology Centre AS	Origine	NO
Source	RAMIRAN 98 : 8^{ème} conférence internationale sur les stratégies de gestion des déchets organiques en Agriculture, Rennes, 26-29 Mai 1998	Nbre pages	
Editeur	Cemagref Editions	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues urbaines et innocuité (micropolluants organiques)	Intérêt	**

L'article compare les teneurs en micropolluants organiques (**PCB, HAP, ALKYLPHÉNOLS, PHTALATES, LAS**) dans des boues urbaines (dont **6/8 provenant de digestion anaérobie**), déjection et composts, analysés dans le cadre d'une étude commanditée par le Ministère de l'Agriculture, qui a conduit à ne pas fixer de valeurs limites pour les toxiques organiques pour les boues et composts. Les teneurs en **dioxines, furanes, PCB, HAP, LAS**, sont très inférieures aux normes allemandes ou suédoises, sauf exceptions ponctuelles. Les concentrations en alkylphénols dans les boues (nonylphénol) et les lisiers (3-4 méthylphénol), en phtalates dans les boues, sont sur certains échantillons, supérieures aux normes.

A109	Phytodisponibilité et valeur fertilisante du phosphore des déchets urbains		
Auteurs	Morel C. et al.	Date	2003
Organisme	INRA, ENSAIA, Université de technologie de Lulea (SE)	Origine	FR
Source	Les Dossiers de l'Environnement n°25, p35-44	Nbre pages	9
Editeur	INRA	Type	Article
Thème	Analytique : boues urbaines et phosphore (phytodisponibilité)	Intérêt	**

Indique la **valeur fertilisante** de boues digérées : 71 %, écart-type 20 %. L'étude concerne notamment 5 échantillons de boues digérées et traitées aux **sels de fer**, dont 2 aux **sels de chaux** et 4 conditionnées **thermiquement** (45 min x 195°C x 18 bars). L'étude conclue que la **phytodisponibilité** du phosphore est liée à la teneur totale en phosphore, même si la présence de fer, **calcium**, etc..., **réduit sa solubilité** et sa mobilité sur le court terme.

En revanche, la **disponibilité est étroitement corrélée avec la minéralisation de l'azote**. Les boues conditionnées thermiquement présentent un rapport **C/N org. élevé**, d'où organisation de l'azote au moment de l'apport, qui mobilise le phosphore au détriment des plantes.

A110	Etat de l'art de la digestion anaérobie des boues urbaines		
Auteurs	Couturier C., Berger S.	Date	2001
Organisme	SOLAGRO	Origine	France
Source	SOLAGRO	Nbre pages	72
Editeur	Agence de l'Eau Adour-Garonne	Type	Brochure
Thème	Analytique : boues urbaines et pré-traitement - AD (mésophile, thermophile) – cycle des nutriments (phosphore, azote)	Intérêt	**

Etat de l'art sur les pré-traitements : amélioration de la dégradabilité de la matière organique => diminution du temps de séjour/volume des digesteurs/quantité de boues à traiter, amélioration de la déshydratation selon procédé, augmentation de la production de biogaz.

- Hydrolyse **thermique** : Cambi process, installations Nord Europe (Sorensen, Tholstrup et Andreasen, 1999)
- Hydrolyse **enzymatique** : laboratoire (Scheidat, 1999)
- Pré-traitement **aérobie thermophile** : laboratoire (Pagilla et al., 2000)
- **Désintégration mécanique** : laboratoire (Müller et al., 1998)
- **Ultrasons** : laboratoire (Tiehm, 1998), en 2004 plusieurs procédés existent avec quelques références, notamment en Allemagne (quinzaine d'installations sur STEP urbaines)

Etat de l'art sur la méthanisation :

- **Mésophile vs thermophile** : thermophile plus hyginisant mais pas plus efficace en terme d'abattement de la matière organique et de production de biogaz, tendance à mousser, à être peu stable et à générer des boues moins aptes à être déshydratées (Sorensen, Tholstrup et Andreasen, 1999)
- Digestion en **2 phases** (mésophile + thermophile) : 10 installations en Allemagne, augmentation du taux de dégradation de la matière organique (60 % contre 50 % pour 1 phase), augmentation de la production de gaz (Pagilla et al., 2000).

Déshydratation et retours en tête :

- **Azote** : une grande partie de l'azote ammoniacal se retrouve dans le surnageant
- **Phosphore** : 1/3 du phosphore soluble est relargué dans le surnageant, 2/3 se trouve sous forme organique (**struvites, hydroxyapatites**) dans les boues (Wheatley, 2001, Comeau, 1990, Wild et Siegrist, 1996)
- **Efficacité du phosphore (relative au PMC) : de 25 à 106 %**

A111	Phosphorus content of sudge from Swiss sewage treatment plants		
Auteurs	Furrer O.J., Bollinger R.	Date	1997
Organisme		Nbre pages	16
Source	Phosphorus in Sewage Sludge and Animal Waste Slurries. 1981. p. 91-98	Origine	CH
Editeur		Type	Article
Thème	Analytique : boues urbaines et valeur phosphatée	Intérêt	*

Cette étude portant sur plus d'un millier d'échantillons de boues montre la grande diversité des teneurs du phosphore des boues urbaines.

La teneur moyenne du phosphore est de 5,7 % P₂O₅ (soit 2,5 % P) dans la matière sèche. La valeur fertilisante des boues, surtout celles issues de stations avec traitement de déphosphatation chimique, est principalement due à leur teneur en phosphore.

D'un point de vue économique, 70 % en moyenne de la valeur fertilisante des boues est à mettre en relation avec la teneur en phosphore. L'épandage de boues calculé uniquement sur leur teneur en azote, amène à un excès de phosphore par rapport aux besoins des cultures.

A112	Capacité d'acceptation des sols cultivés et des plantes		
Auteurs	Linères M.	Date	1994
Organisme	INRA	Origine	FR
Source	Les boues des stations d'épuration urbaine. Session de formation continue, ENGREF, 7-10 Nov. 1994	Nbre pages	
Editeur	ENGREF	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues urbaines et valeur fertilisante (N, P)	Intérêt	*

Mention de la **valeur azotée** (d'après Chaussod, 1980) et **phosphatée** (d'après Zhang 1990, Frossard 1991) des boues digérées.

L'azote est présent surtout sous forme organique, sauf pour les boues digérées liquides, qui possèdent par conséquent la plus **forte fraction N disponible** la première année : 100 % de NH₄ et 15 % de Norg. Les boues fraîches se décomposent rapidement et sont susceptibles **d'immobiliser l'azote du sol**. Ce phénomène peut être fugace, ou persister plusieurs mois (boues autoclavées). Les boues stabilisées aérobies ou anaérobies ont la meilleure valeur fertilisante (**C/N bas**).

A noter les différences de CRU et d'efficacité très variables pour la même boue (digérée, floculée, filtrée) selon que le sol soit déficitaire en phosphore assimilable (CRU 7,4 % et efficacité 63,8 %) ou bien pourvu en phosphore assimilable (CRU 3,2 % et efficacité 48,5 %)

A113	Produire des boues utilisables en agriculture		
Auteurs		Date	1988
Organisme	AGHTM	Origine	FR
Source		Nbre pages	9
Editeur		Type	Brochure
Thème	Analytique : boues urbaines et MO – phosphore – azote	Intérêt	*
Aborde de manière très synthétique les principaux effets de la digestion anaérobie : perte de MO (30-50 %), de masse (15-30 %) ; conserve les matières minérales dont le phosphore ; convertit 40 % de Norg en NH ₄ ; pas de fermentation ultérieure, faible désinfection.			

A114	Connaissances actuelles en matière d'utilisation agricole des boues résiduares urbaines		
Auteurs		Date	1978
Organisme	IRH	Origine	FR
Source		Nbre pages	
Editeur	Ministère de l'Environnement	Type	Brochure
Thème	Analytique : boues urbaines et azote – phosphore	Intérêt	*
Comparaison de teneur en N et P de boues digérées et boues non digérées.			

A115	Measuring metal and phosphorus speciation in P-rich anaerobic digesters		
Auteurs	Carliell-Marquet C.M et al	Date	2001
Organisme	University of Birmingham, University of Loughborough	Origine	UK
Source	9th World Congress Anaerobic Digestion 2001, Antwerpen, 2-6 Sept. 2001, vol. I, p.639-644	Nbre pages	
Editeur	Technologisch Instituut vzw ISBN 90-76019-16-9	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues et phosphore	Intérêt	*
La digestion de boues de déphosphatation biologiques relargue de grandes quantités d'orthophosphates solubles, le magnésium et de potassium. L'article donne des indications sur les spéciations du phosphore.			

A116	Sludge digestion strategy in Flandres		
Auteurs	Weemaes M . et alii	Date	2001
Organisme	Aquafin NV	Origine	BE
Source	9th World Congress Anaerobic Digestion 2001, Antwerpen, 2-6 Sept. 2001, vol. I, p.247-252	Nbre pages	
Editeur	Technologisch Instituut vzw ISBN 90-76019-16-9	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues urbaines et innocuité (éléments traces)	Intérêt	*
Teneurs en ET de boues digérées.			

A117	[articles sur le pré-traitement]		
Auteurs		Date	2001
Organisme		Origine	
Source	9th World Congress Anaerobic Digestion 2001, Antwerpen, 2-6 Sept. 2001, vol. I	Nbre pages	
Editeur	Technologisch Institut vzw ISBN 90-76019-16-9	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues urbaines et pré-traitement	Intérêt	*
P55 : effet de l'hydrolyse sur les graisses, effluents abattoirs.			
P60 : effet de différents pré-traitements sur boues urbaines (collision, cisailage, ozonation, ultrason...) : le plus efficace est une digestion thermophile 65°C x 15 heures, ainsi que les ultrasons et l'ozonation . Mise en œuvre prévue sur la STEP de Tallin (Estonie).			

A118	Enzyme supported digestion of municipal sludges at the WWTP Aachen Soers		
Auteurs	Rademacher et ali	Date	1999
Organisme	WWTP Aachen, Eneco Evoservice	Origine	D
Source	II International Symposium of Anaerobic Digestion of Solid Waste, vol. I, p. 356	Nbre pages	7
Editeur	J. Mata-Alvarez, A. Tilche, F. Cecchi	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues urbaines et prétraitement (hydrolyse enzymatique)	Intérêt	*
Essais taille réelle, hydrolyse enzymatique de boues urbaines, p. 356. Plusieurs STEP équipées en Allemagne. Essais sur 1 an à Aachen. +13 % de production de biogaz. Amélioration de la filtrabilité (capillary suction time). Analyse économique. Adoption de la technique par la STEP d'Aachen suite à ces études.			
Voir aussi : Essais labo, hydrolyse enzymatique sur des boues primaires , p. 161			
Voir aussi : Essais pilote labo, hydrolyse thermique de déchets municipaux , p. 169.			

A119	Development of a methanogenic process to degrade exhaustively municipal residual refuse...		
Auteurs	Scherer PA et alii	Date	1999
Organisme	University of Applied Sciences (Hamburg), Laboratory for Env. Biotech. (Nordhausen)	Origine	D
Source	II International Symposium of Anaerobic Digestion of Solid Waste, vol. II p. 65-74	Nbre pages	10
Editeur	J. Mata-Alvarez, A. Tilche, F. Cecchi	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues urbaines et microbiologie (pathogènes, enzymes)	Intérêt	*
<p>Caractéristiques microbiologiques de déchets résiduels méthanisés. Le process (hydrolyse 4,2 jours, méthanisation 14,2 jours, 55°C) élimine E. Coli, les entérocoques, et réduit de 2 Log les bactéries coliformes. Indications sur la présence de bactéries cellulolytiques (10^5 à 10^8/gMS) et leur activité (0,1 à 3 g de cellulose par 10^9 bactéries/jour).</p>			

A120	Management of biosolids from anaerobic digestion vs aerobic digestion in land application in Catalonia		
Auteurs	Llagostera R et al.	Date	1999
Organisme	SEARSA, Facultat de Farmacia, Fundacio AGBAR (Barcelone)	Origine	SP
Source	II International Symposium of Anaerobic Digestion of Solid Waste, vol. II p. 286-289	Nbre pages	4
Editeur	J. Mata-Alvarez, A. Tilche, F. Cecchi	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues urbaines et azote – phosphore – MO - pH	Intérêt	*
<p>Analyse de boues urbaines. Indique que la teneur en N et K est plus faible en digestion anaérobie, et la teneur en P plus élevée. [le taux de 63 % de MO dans les boues digérées laissent planer un doute sur l'efficacité de la digestion]. Les teneurs en ET sont assez voisines.</p>			

A121	Comparative study of the anaerobically and aerobically stabilised sludge quality		
Auteurs	Folch M et al.	Date	1999
Organisme	SEARSA, Facultat de Farmacia, Fundacio AGBAR (Barcelone)	Origine	SP
Source	II International Symposium of Anaerobic Digestion of Solid Waste, vol II p. 290-293	Nbre pages	4
Editeur	J. Mata-Alvarez, A. Tilche, F. Cecchi	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues urbaines et azote – phosphore – MO - pH	Intérêt	*
<p>Comparaison de boues urbaines stabilisées par voie aérobie et anaérobie en Catalogne sur 3 ans. La teneur en N et K est plus basse pour des boues anaérobies, ainsi que la MO, et plus élevée en P. Les tests de respirométrie sont 0 pour les boues digérées, et de 2,45 à 11,92 t O₂ par jour pour les boues aérobies (14-22 jours de TRH à température ambiante). Le pH des boues anaérobies est de 6,9 à 7,2, et de 5,5 pour les boues aérobies.</p>			

A122	La digestion anaérobie des boues de STEP urbaines : cas de la station de Nancy Maxéville		
Auteurs	Orain J.C.	Date	1995
Organisme	Ville de Nancy	Origine	F
Source	Valorisation des déchets fermentescibles, Metz (F) / Tilburg (NL), 9-10 Fév. 1995 p.39-56	Nbre pages	17
Editeur	Collectif d'Information sur le Traitement des Déchets (Metz)	Type	Proceedings
Thème	Analytique : boues urbaines et MO (MV)	Intérêt	*
<p>Analyses des boues digérées séchées de la STEP de Nancy Maxéville. La composition est à rapporter au taux de dégradation des matières volatiles : 42,3 %.</p>			

A123	Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature		
Auteurs	Gavala, H. N., Yenal U., Skiadas I.V.	Date	2003
Organisme	CIVIL AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING DEPARTMENT, UNIVERSITY COLLEGE CORK	Nbre pages	12
Source	INIST : 8940A	Origine	DK
Editeur	ELSEVIER OXFORD	Type	Article
Thème	Analytique : boues urbaines et pré-traitement thermique	Intérêt	*
<p>Le potentiel méthanogène et la production de méthane de boues primaires et secondaires en conditions mésophile ou thermophile avec ou sans pré-traitement (hydrolyse thermique à 70 °C.).</p> <p>Les conclusions portent sur l'influence significative :</p> <ul style="list-style-type: none"> du pré-traitement pour la digestion des boues secondaires (amélioration du taux de méthane produit) ; du pré-traitement pour la digestion mésophile des boues secondaires (amélioration du potentiel méthanogène). 			

A124	Metal-organic associations in two extracts from nine soils amended with three sewage sludges		
Auteurs	KEEFER R. F. , MUSHIRI S. M. , SINGH R. N.	Date	1994
Organisme		Nbre pages	13
Source	INIST : 16535	Origine	DK
Editeur		Type	Article
Thème	Analytique : boues urbaines et innocuité (métaux lourds) - matières organiques	Intérêt	*
<p>L'objectif de cette étude est d'évaluer la complexation des métaux lourds provenant de boues urbaines (digérées ou non) avec la matière organique du sol. 9 sols ont été amendés avec 3 types de boues dont 2 digérées. Par extraction des ETM de la matière organique des sols, on évalue la proportion fixée provenant des boues.</p> <p>La boue aérobie présente le meilleur taux de complexation avec la matière organique du sol.</p>			

A125	Studies on anaerobic digestion mechanism : Influence of pretreatment temperature on biodegradation of waste activated sludge		
Auteurs	WANG Q. , NOGUCHI C. , HARA Y. , SHARON C. , KAKIMOTO K. , KATO	Date	1997
Organisme	Department of Applied Chemistry, Faculty of Engineering, Kyushu Institute of Technology, 1-1, Sensui-cho, Tobata-ku	Nbre pages	9
Source	INIST : 19606	Origine	Japon
Editeur	Selper UK	Type	Article
Thème	Analytique : boues urbaine activées et pré-traitement (température) - MO	Intérêt	*
<p>Les auteurs ont testé les effets de la température (de 60°C. à 120°C.) en pré-traitement de la digestion anaérobie de boues urbaines activées, sur la production de biogaz et la dégradation de la matière organique. La durée de l'hydrolyse thermique varie entre 5 et 60 minutes.</p> <p>Ils enregistrent un effet significatif de l'hydrolyse thermique sur les paramètres étudiés. Une hydrolyse à 60°C., pour un TRH de 8 jours, la production de méthane augmente de 52,1 % et la destruction de la matière organique augmente de 26,6 %.</p>			

11.1.3 Biodéchets et ordures ménagères

A201	Bilan de déshydratation du digestat sur une usine de méthanisation de biodéchets		
Auteurs	SOLAGRO	Date	2004
Organisme		Origine	France
Source	Données Linde	Nbre pages	
Editeur		Type	Calcul
Thème	Analytique : biodéchets ménagers et bilan matière (MO, MS, nutriments)	Intérêt	*
Données (MO, MS, nutriments) de la déshydratation à partir des données constructeurs de méthaniseurs.			

A202	Anaerobic Digestion of Municipal Solid Wastes		
Auteurs	Chynoweth D.	Date	1996
Organisme	Department of Agricultural and Biological Engineering University of Florida	Origine	USA
Source	Chapter prepared for « Microbiology of Solid Waste »	Nbre pages	45
Editeur	CrC Press, Inc. Boca Raton, FL.	Type	Article
Thème	Analytique : déchets ménagers et pathogènes - éléments traces - MO	Intérêt	**
La méthanisation permet de réduire les composés halogénés (chlorobenzoates, chlorphénols, chloroéthylènes, chlorméthanes, chloroéthanes et hydrocarbures fluorés) par la phase réductrice de déhalogénéation. L'auteur donne une caractérisation des déchets en constituants organiques et le taux d'abattement par la méthanisation.			

A203	Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste		
Auteurs	PICHLER M., KÖGEL-KNABNER I.	Date	2000
Organisme	Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München	Nbre pages	8
Source	Journal of environmental quality. [J. environ. qual.], 2000 , vol. 29 , no 4 , pp. 1337 - 1344 [8 pages]	Origine	D
Editeur	American Society of Agronomy, Madison, WI	Type	Article
Thème	Analytique : OM et MO (glucide, lipides, protéines, lignine, humus)	Intérêt	*

Cette étude porte sur la minéralisation, la transformation, et la stabilisation de la matière organique (MO), d'ordures ménagères au cours de 4 types de traitements aérobies et anaérobies. Les traitements étaient (i) compostage en andain avec (ii) sans aération forcée, (iii) traitement aérobie et anaérobie en bioréacteurs, et (iv) digestion anaérobie dans un système de fermentation en phase solide.

Les pertes de MO ont varié de 53 à 75 % selon le. Les glucides ont représenté la perte en masse la plus importante pendant les traitements (71 à 88 %). Les pertes de lipides et de protéines ont été plus faibles en raison des « resynthèses » microbiennes et de leur résistances à la dégradation. La dégradation de la lignine était peu importante. Les résultats du traitement par digestion (38°C. pendant 2,5 semaines) : MO (-61 %), cellulose (- 78%), protéines (- 65 %), lipides (- 55 %), lignine (0 %).

En résumé pendant la dégradation des ordures ménagères, la composition des MO va des composés facilement dégradables aux récalcitrants, indiquant une stabilisation des ordures ménagères. En comparaison de la MO humifiée des horizons de surface de sols naturels, les ordures ménagères traitées ont montré des teneurs légèrement plus hautes en cellulose et en lipides. L'aération forcée a été essentielle pour obtenir les taux de dégradation optimale pendant le compostage aérobie. La digestion anaérobie combine des taux de dégradation élevés et une possible production de méthane.

A204	Good practice in quality management of AD residues from biogas production		
Auteurs	Al Saedi T. et al.	Date	
Organisme	University of Southern Denmark	Origine	DK / IEA
Source		Nbre pages	32
Editeur	IEA Bioenergy	Type	Brochure
Thème	Analytique : déchets municipaux et innocuité	Intérêt	*

Quelques indications générales sur les **protocoles de contrôle**. Tableau de synthèse sur la durée de décimation des pathogènes, basé sur [Bendixen 1999].

A205	Traitement des déchets organiques ménagers triés à la source par le procédé Valorga : résultats de l'installation de Tilburg		
Auteurs	Fruteau, H. et al.	Date	1996
Organisme	Valorga	Origine	F/NL
Source	Journées Industrielles sur la Digestion Anaérobie, CFRP/INRA/CQVB, 17-19 Juin 1996, Narbonne.	Nbre pages	9
Editeur	INRA (Narbonne)	Type	Proceedings
Thème	Analytique : déchets municipaux et caractéristiques	Intérêt	*
<p>Analyses du digestat de l'usine de Tilburg (collecte sélective des fractions fermentescibles des ordures ménagères) :</p> <p>On remarque une faible teneur en matière organique du digestat (29 % après 2 semaines de stockage) due à la faible teneur en matière organique des déchets de départ. Concernant l'hygiénisation du produit, la digestion mésophile permet l'obtention d'un digestat dont la qualité microbiologique satisfait les règles de la CEE du 14/11/94 pour l'attribution du label écologique communautaire aux amendements pour sols.</p> <p>Autres données : MS (49 %), C/N (16,7), N tot (6,7 % MS), P₂O₅ (4,7 % MS)</p>			

A206	Traitement et valorisation de cultures agricoles et de mélange de substrats organiques par fermentation méthanique		
Auteurs		Date	1997
Organisme	Steinmüller VALORGA	Nbre pages	29
Source		Origine	F
Editeur	SOLAGRO	Type	Rapport d'étude
Thème	Analytique : OM – déjection (lisier) – végétaux et valeur fertilisante (N, P)	Intérêt	*
<p>Essais batch : potentiel méthanogène des cultures (blé, luzerne, ray grass).</p> <p>Expérimentation en continu (pilote 21 l et fermenteur 2 l) : l'objectif est d'évaluer l'influence du TRH (28 jours et 18 jours) et de la température (40°C. et 60 °C.) sur la matière organique.</p> <p>La valeur agronomique des digestats repose sur l'analyse de la matière sèche, de la matière sèche volatile, du carbone organique total, des fibres, des éléments fertilisants (NTK, N-NH₄, NO₃, P₂O₅, K₂O, CaO, MgO,) et des composés humiques (humines, acides fulviques, acides humiques). En plus des 3 cultures testées en PM, les analyses ont porté sur du maïs ensilé, du lisier et des OM.</p>			

A207	Physical and Mathematical Modelling of anaerobic digestion of organic wastes		
Auteurs	KIELY G. , TAYFUR G. , DOLAN C. , TANJI K.	Date	1997
Organisme	CIVIL AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING DEPARTMENT, UNIVERSITY COLLEGE CORK	Nbre pages	7
Source	INIST : 8940A	Origine	UK
Editeur	ELSEVIER OXFORD	Type	Article
Thème	Analytique : codigestion (FFOM - boues urbaines) et modélisation	Intérêt	*
<p>Modélisation de la digestion de la fraction organique des déchets municipaux et de la co-digestion avec des boues urbaines (détermination de la production de méthane et de différents paramètres).</p>			

A208	Independent review of retrofitting Cambi to MAD		
Auteurs	Evans	Date	2002
Organisme	Tim Evans Environment	Nbre pages	10
Source		Origine	DK
Editeur		Type	Article
Thème	Analytique : biodéchets (Co-digestion) et pré-traitement (hydrolyse thermique) - DCO	Intérêt	*
<p>Le centre de traitement de la matière organique (co-digestion) de WwTW de Fredericia au Danemark a modernisé son installation (digestion mésophile) en mettant en place un pré-traitement thermique de la matière organique (hydrolyse thermique). L'amélioration des performances se traduit essentiellement par un meilleur abattement de la DCO (réduction de 62 % avec l'hydrolyse thermique , contre 30 % avant).</p>			

11.1.4 Autres effluents

A301	Perspectives of anaerobic digestion in the treatment of animal by-products possibilities and limits of AD-technology. Is a TSE post-treatment monitoring is possible ?		
Auteurs	Kirchmayr R., Baumann F., Braun R.	Date	2004
Organisme	IFA-Tulln Institute for Agrobiotechnology Dept. Environmental Biotechnology	Origine	Auriche
Source	10. Alpenländisches Expertenforum 18-19 Mars 2004 in Irdning	Nbre pages	7
Editeur	BAL Gumpenstein	Type	Article
Thème	Analytique : effluents d'abattoir et prion, hygiénisation	Intérêt	***

Des essais de méthanisation en labos ont été réalisés sur un effluent d'abattoir contaminé par la protéine **prion PrP^{Sc}**.

Ils montrent que :

- **le prion est réduit de 1 à 2 ordre d'importance sous condition thermophile pendant 350 heures ;**
- **aucune réduction sous condition mésophile.**

L'auteur conclut que la méthanisation ne peut être considérée comme une alternative à la **pasteurisation** (20 min à 133°C) du fait de la lenteur de la dégradation (1000 fois plus long par méthanisation).

Les auteurs décrivent aussi plusieurs procédés de méthanisation (mésophile/thermophile, 1 et 2 étages) de déchets d'abattoir et les comparent.

Ils concluent que, du fait des seuils de détection du prion, il semble impossible, à l'heure actuelle de contrôler ce paramètre après le traitement des eaux usées ou des déchets d'abattoir.

A302	Distribution of nutrients in anaerobic digestion of vine shoots		
Auteurs	Jiménez Gomez S., Cartagena Causapé Ma. C., Arce Martinez A.	Date	1993
Organisme	Department of Chemical and Agricultural Analysis, ETSI, Agronomos, Madrid	Nbre pages	5
Source	Bioresource Technology 45 (1993) 93-97	Origine	FR
Editeur	Elsevier Science Publishers Ltd, England	Type	Article
Thème	Analytique : déchets verts (vigne) et MO (lignine, rapport C/N)	Intérêt	**

Une comparaison du potentiel fertilisant après digestion anaérobie de racines de vigne brutes et de racines traitées pour éliminer la lignine a été réalisée.

L'analyse des éléments dans les boues et les effluents liquides après digestion a montré que les rapports C/N étaient réduits de 76 à 23 pour les racines brutes et de 115 à 27 pour celles traitées.

Durant le procédé de digestion aucune perte significative n'a eu lieu. Les boues digérées pourraient être particulièrement intéressantes comme amendement organique, mais le produit non digéré aurait également une valeur fertilisante.

A303	State of the art and future perspectives of thermophilic anaerobic digestion		
Auteurs	Ahring B. and al	Date	2001
Organisme	UCLA, Technical Univerisy of Denmark, City of LA Bureau of Sanitation	Origine	DK / USA
Source	9th World Congress Anaerobic Digestion 2001, Antwerpen, 2-6 Sept. 2001, vol. I, p.455 - 460	Nbre pages	
Editeur	Technologish Institut vzw ISBN 90-76019-16-9	Type	Proceedings
Thème	Analytique : digestion et biosolide	Intérêt	*

Alors que la digestion **thermophile** est couramment employée en Europe, elle a perdu de son attractivité aux USA suite à des dysfonctionnements survenus sur plusieurs opérations. Les nouvelles demandes sur la gestion des **biosolides** pourrait lui rendre son intérêt : y compris la **digestion thermophile extrême à 65°C**. Des tests sur 2 étages (hyperthermophile / thermophile) montrent que les performances seraient accrues de près de 10 % par rapport au thermophile seul.

A304	Limits of anaerobic biodegradation		
Auteurs	Fild Jim	Date	2001
Organisme	University of Arizona	Origine	USA
Source		Nbre pages	
Editeur		Type	Proceedings
Thème	Analytique : digestion et lignine – plastique	Intérêt	*
De nouvelles capacités des organismes anaérobies ont été découvertes pour dégrader des composés récalcitrants (lignine, plastiques, de haute masse moléculaire).			

A305	Increase of anaerobic degradation of particulate organic matter in full-scale biogas plants by mechanical maceration		
Auteurs	Hartmann H et al.	Date	1999
Organisme	Technical University of Denmark, UCLA	Origine	DK/USA
Source	II International Symposium of Anaerobic Digestion of Solid Waste, vol. I p. 129-136	Nbre pages	7
Editeur	J. Mata-Alvarez, A. Tilche, F. Cecchi	Type	Proceedings
Thème	Analytique : codigestion et MO – pré-traitement (mécanique et chimique)	Intérêt	*
Indique la répartition de la matière organique au cours de la digestion : 58 % de dégradation (dont 27 sous forme dissoute et 31 sous forme particulaire), 10-15 % synthèse microbienne, 8-10 % non biodégradable (lignine), 25 % non dégradé. Des essais de macération mécanique ont été menés sur les usines de codigestion danoises, qui ont conclu à une augmentation de 25 % de la production de gaz, résultat d'une augmentation de la surface de contact (l'effet provient plus du cisailage que du coupage).			
Voir aussi article suivant : augmentation de la production par comminution pour les produits riches en fibres peu dégradables.			
Voir aussi p. 375 sur le même programme : macération mécanique, traitement chimique la soude et NH ₄ OH.			

A306	Natural post-composting of the digested matter produced by methane-producing treatment of waste		
Auteurs	Bourgoin JF, Montedeguy A. Cayrol F.	Date	1988
Organisme	VALORGA	Nbre pages	Poster
Source / Editeur	CEC Workshop on compost processes in waste management, 13-15-Sept 1988	Origine	FR
Editeur		Type	Poster
Thème	Analytique : déchets municipaux	Intérêt	*
Fait état des essais réalisés par le CEMAGREF et l'ITCF sur le digestat			

A307	Purification kinetics of winery wastes by ozonation, anaerobic digestion and ozonation plus anaerobic digestion		
Auteurs	Benitez F. J., Beltran-Heredia J., Real F.J., ACERO	Date	1999
Organisme	Universidad de Extremadura	Nbre pages	19
Source	INIST 15710 A – journal of environment science and health Vol. 34 n°10, pp 2023-2041	Origine	Espagne
Editeur	Dekker NY	Type	Article
Thème	Analytique : effluents de distillerie et pré-traitement (ozonation, UV, oxydation)	Intérêt	*
<p>La dégradation de la matière organique (suivi par la mesure de la DCO) lors des pré-traitements, varie de 20 % (traitement par ozonation simple) à 30 % (en combinant l'ozonation, les UV et l'ajout de péroxyde d'hydrogène).</p> <p>L'ozonation en pré-traitement permet d'augmenter le rendement de production de méthane de 15 % (de 187 à 215 ml Ch₄/g DCO dégradée).</p>			

11.1.5 Analyses transversales

A401	Etat des connaissances sur le devenir des germes pathogènes et des micropolluants au cours de la méthanisation des déchets et sous-produits organiques (programme ADEME 1999)		
Auteurs		Date	1999
Organisme	SOLAGRO – ARM – ENVT - ENSAT	Nbre pages	98
Source	Programme ADEME Santé-Déchets	Origine	FR
Editeur		Type	Rapport d'étude
Thème	Analytique : digestats et innocuité (métaux lourds, pathogènes, polluants organiques)	Intérêt	***

Effet de la méthanisation sur les micropolluants et les germes pathogènes (recherche bibliographique -près de 300 articles référencés- et états des connaissances) :

Micropolluants organiques (aliphatiques, aromatiques, halogénés, HPA)

Micropolluants métalliques (spéciation, complexation, adsorption) : éléments traces (plomb, cuivre, zinc, cadmium, fer, nickel, mercure, arsenic, étain, chrome, brome)

Germes pathogènes (pathogénicité, élimination) : virus, bactéries (E. Coli, coliformes, enterocoques, salmonelle, streptocoque, ...), parasites.

Conclusion

La méthanisation présente plusieurs atouts fondamentaux, liés :

À la **puissance des mécanismes biologiques mis en jeu**, qui assurent un taux de dégradation élevé de la matière organique, y compris synthétique (composés organiques volatils).

Aux **conditions chimiques particulières de l'anaérobiose** (milieu réducteur, production d'hydrogène sulfuré, d'ammoniac...) qui interviennent directement dans les mécanismes chimiques ou biologiques (déhalogénéation réductrice, précipitation des sulfures métalliques...).

Au fait de travailler en **réacteur fermé, qui limite les risques d'exposition** aux micropolluants organiques et germes pathogènes, et permet d'assurer une température homogène et constante.

à la **disponibilité en énergie, qui permet de contrôler les températures** sans contraintes économiques ou météorologiques, et de mettre en œuvre des traitements complémentaires (pasteurisation, séchage thermique).

La méthanisation permet d'obtenir des taux élevés d'élimination des polluants organiques et des germes pathogènes. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont partiellement dégradés, les quantités résiduelles sont fixées à la matière solide, avec une très faible sortie vers la phase liquide. Les micropolluants métalliques ne sont pas éliminés mais fixés dans la fraction solide sous une forme non biodisponible.

La **digestion thermophile est considérée comme un traitement hygiénisant** des produits à haute concentration en agents pathogènes. La **digestion mésophile convient pour des produits peu contaminés**, mais elle peut être complétée par des traitements hygiénisants (pasteurisation, post-compostage...) si nécessaire.

La méthanisation constitue donc une réponse adaptée pour le retour au sol des déchets potentiellement contaminés par des micropolluants organiques et les organismes pathogènes.

A402	Caractéristiques de qualité des composts et des digestats provenant du traitement des déchets organiques – Directive ASIC 2001		
Auteurs		Date	2001
Organisme	Association Suisse des Installations de Compostage (ASIC) et le Forum Biogaz Suisse	Nbre pages	11
Source		Origine	Suisse
Editeur		Type	Directive
Thème	Analytique : digestats - composts et hygiénisation	Intérêt	**

Il s'agit d'une mise à jour des instructions et recommandation de la FAC de 1995. Cette directive récapitule les exigences des différentes qualités de composts et de digestats provenant du traitement des déchets organiques (hors boues urbaines et déchets verts de voiries notamment).

En ce qui concerne l'hygiénisation des digestats, les exigences sont les suivantes :

- 24 heures de TRH à au moins 53 °C. ;
- 14 jours de TRH à moins de 53 °C. ;
- 10 heures à au moins 55 °C. (ou 5,5 heures à au moins 60 °C.).

Ces normes sont le résultat des travaux de recherche mettant en avant 3 facteurs essentiels d'hygiénisation des digestats : température supérieure à 52 °C., une répartition particulièrement homogène de la température dans les digesteurs et un taux élevé d'ammonium (>300 mg/kg matière fraîche) qui peut pénétrer sous forme d'ammoniac par tous les pores des cellules.

Ces normes se basent sur les ordonnances danoises (Statutory Order N° 823) et les directives suédoises (RVF-Quality Assurances System).

Cette directive propose également des éléments de mesure de la valeur humique des matières organiques digérées ou compostées.

A403	ASCP Guidelines 2001 - Quality criteria for composts and digestates from biodegradable waste management		
Auteurs	Fuchs J., Galli U., Schleiss K., Wellinger A.	Date	2001
Organisme	Association if Swiss Compost Plants (ASCP) in collaboration with Swiss Biogas Forum	Origine	Suisse
Source	ASCP et Swiss Biogas Forum	Nbre pages	11
Editeur	ASCP et Swiss Biogas Forum	Type	Guide
Thème	Analytique : Digestats - compost et réglementation	Intérêt	*
<p>Guide 2001 sur les critères d'épandage de compost et digestat de biodéchets ménagers. Définition de compost et digestat :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Compost : excepté le bois, aucun substrat ne doit être reconnaissable à l'œil et à l'odeur. La concentration en ammonium (N-NH₄) est inférieure à 300 mg/kg brut. - Digestat : pas de post-maturation. La concentration en ammonium (N-NH₄) est souvent supérieure à 300 mg/kg brut <p>Critères sur différents paramètres : matière sèche, matière organique, pH, salinité, C/N, densité, couleur de l'extrait (indice d'humus), concentration en azote, SO₂, en métaux lourds, impuretés, hygiénisation.</p>			

A404	Liste des intrants autorisés et recommandés en agriculture biologique		
Auteurs	Berner A.	Date	2004
Organisme	Institut de recherche de l'agriculture biologique (www.fibl.ch)	Origine	Suisse
Source	www.fibl.ch	Nbre pages	55
Editeur	www.fibl.ch	Type	Guide
Thème	Analytique : Digestats et réglementation	Intérêt	*
<p>Liste exhaustive et contraignante des intrants que les producteurs de BIO SUISSE et de Migros-Bio-Production ont le droit d'utiliser. (Le FIBL décline expressément toute responsabilité en rapport avec l'utilisation des intrants de cette liste).</p> <p>Caractéristiques digestat, classé en « autres amendements » et de pressat classé en « engrais liquides », (en % sur matière fraîche).</p> <p>Digestat (issu des usines Kompogas) : 30-50 % MO ; 0,6 % N ; 0,2 % P₂O₅ ; 0,5 % K₂O ; 3,5 % Ca ; 0,4 % Mg. Distance de transport : 80 km du lieu de fabrication</p> <p>Fraction liquide issue de la déshydratation du digestat (issu des usines Kompogas) : 6 % MO ; 0,4 % N ; 0,2 % P₂O₅ ; 0,5 % K₂O ; 0,5 % Ca ; 0,1 % Mg.</p>			

11.2 Essais agronomiques

EA001	Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge		
Auteurs	HERNANDEZ T., MORAL R., PEREZ-ESPINOSA A. , MORENO-CASELLES J. , PEREZ-MURCIA C. , GARCIA C.	Date	2002
Organisme	Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, (CSIC), Apartado 4195	Nbre pages	7
Source	Bioresource technology. [Bioresour. technol.], 2002 , vol. 83 , no 3 , pp. 213 - 219 [7 pages.]	Origine	
Editeur	Elsevier Science, Oxford, Royaume-Uni	Type	Article
Thème	Essai agronomique : Boues urbaines et minéralisation de l'azote (sol sableux et argileux)	Intérêt	**

La minéralisation de l'azote organique a été étudiée dans deux sols de différentes textures (sol sableux et sol argileux) pour deux boues (aérobie et anaérobie) à deux doses différentes (30 et 50 g de boues par kg de sol).

La minéralisation a été déterminée en incubation fermée durant 20 semaines.

La minéralisation de l'azote a été influencée par le type de sol. Elle est plus grande en sol sableux (de 30 à 41 %) qu'en sol argileux (de 13 à 24 %). Les taux de minéralisation baissent rapidement les deux premières semaines, suivis par une baisse plus lente en fonction du temps. Bien que la minéralisation totale augmente avec l'addition de boues, la minéralisation nette décroît, probablement en raison de pertes par dénitrification.

La boue aérobie a donné des taux de minéralisation d'azote organique plus élevés que la boue anaérobie après 20 semaines (Cf. Tableau ci-dessous).

Tableau : Minéralisation à 20 semaines (azote organique minéralisé des boues - % N org) dose 30 = 120t/ha, dose 50 = 200 t/ha

	Sol sableux	Sol argileux
Boue aérobie 30	55,8	14,9
Boue aérobie 50	30,8	6,3
Boue anaérobie 30	30,9	11,3
Boue anaérobie 50	15,05	1,4

Note : l'azote minéralisé « récupérable » tient compte des pertes d'azote minéral pendant les 20 semaines d'étude.

EA002	Influence of waste matter on soil micro-and macrostructure		
Auteurs	Pagliai M., Antisari L.V.	Date	1993
Organisme	Instituto per la Chimica del Terreno, Pisa Istituto di Chimica Agraria (Universita Bologna, Italie)	Origine	Italie
Source	Vu dans Compost de boues de stations d'épuration (ADEME 2000)	Nbre pages	9
Editeur	Bioressource Technology. No. 43, pp.205-213	Type	Article
Thème	Essai agronomique : boues urbaines et porosité - propriétés du sol	Intérêt	***

Cette étude montre l'impact d'apports de **matière organique sur la structure du sol**. Le fumier est le meilleur amendement, suivi par les composts et les **boues**, mais sans différences importantes entre traitements.

L'objectif des essais plein champ (sol sablo-limoneux et sol limono-argileux) est d'évaluer les changements de structure du sol (microporosité et macroporosité) à la suite d'apport de boues urbaines aérobies et anaérobies, de composts de boues urbaines aérobies et anaérobies + ordures ménagères, de lisier et de fumier de porc.

Concernant les **boues anaérobies** :

- La **microporosité (pores de stockage) est la meilleure** suite aux apports de fumier ou de compost de boues anaérobies.
- La **macroporosité (pores de transmission) est plus faible uniquement pour les boues anaérobies**, expliquée par la présence de composés organiques de type lignine, cellulose ou lipides non modifiés par la digestion anaérobique. Le fumier est le traitement ayant le plus d'effet sur la macroporosité.

EA003	Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge		
Auteurs	PETERSEN Siren O. PETERSEN Jens, RUBAEK Gitte H.	Date	2003
Organisme	Department of Agroecology, Danish Institute of Agricultural Sciences, P.O. Box 50.	Nbre pages	9
Source	Agriculture, ecosystems & environment. Applied soil ecology. [Agric., ecosyst. environ., Appl. soil ecol.] , 2003 , vol. 24 , no 2 , pp. 187 - 195 [9 pages]	Origine	DK
Editeur	Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas	Type	article
Thème	Essai agronomique : boues urbaines et nutriments (azote, phosphore) - absorption par la culture (avoine)		***

Les boues représentent un apport nutritif bon marché pour les plantes, mais la valeur fertilisante peut varier considérablement. Un essai plein champ a été réalisé, dans lequel les boues digérées et les boues activées de la même origine ont été appliquées à un champ d'avoine (*Avena sativa* L.). Les doses d'application avec les boues digérées étaient d'environ 120 kg de P par ha, 20 kg de NH₄⁺-N et de 130 kg de N total par ha.

Avec les boues activées, les consommations de P et de NH₄⁺-N étaient identiques aux boues digérées, mais la consommation de N total était de 50 kg supérieur. L'azote et le phosphore minéral du sol, l'azote, le phosphore et le carbone de la biomasse microbienne ainsi que l'absorption par les plantes de l'azote et du phosphore ont été enregistrés entre mi-avril et fin juin.

5 semaines après l'application des boues, l'azote minéral du sol avait augmenté de 25 à plus de 60 kg par ha dans les deux traitements du fait de la minéralisation des composants des boues. L'azote et le phosphore de la biomasse microbienne du sol ont augmenté temporairement avec les boues activées, mais fin juin l'azote de la biomasse avait diminué de 28 à 34 kg d'azote par ha par rapport au niveau de pré-amendement. Une augmentation du phosphore de la biomasse a été observée après l'apport de boues activées, mais la dynamique générale du phosphore était masquée par une teneur élevée du phosphore dans le sol.

La croissance et l'apport nutritif des cultures avaient plus augmenté avec l'application des boues activées qu'avec l'application des boues digérées. L'azote de la biomasse microbienne a diminué et le rapport C/N de la biomasse a augmenté pendant la période d'apport d'azote à la culture, indiquant la compétition pour l'azote entre les plantes et les microorganismes. La valeur fertilisante de l'azote des boues digérées correspondait à 32 % et celle des boues activées à 53 % de l'azote total contenu dans les boues.

EA004	Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (Lolium perenne)		
Auteurs	RUBAEK G. H., HENRIKSEN K., PETERSEN J., RASMUSSEN B., SOMMER	Date	1996
Organisme	DEPARTMENT OF SOIL SCIENCE, THE DANISH INSTITUTE OF PLANT AND SOIL SCIENCE, RESEARCH CENTRE FOULUM, PO BOX 23	Nbre pages	12
Source	JOURNAL OF AGRICULTURAL SCIENCE. [J. Agric. Sci.], 1996, vol. 126, pp. 481 - 492	Origine	DK
Editeur	Cambridge University Press	Type	Article
Thème	Essai agronomique : déjections (lisier) digérées et azote (dénitrification, volatilisation, absorption, épandage) - ray-grass	Intérêt	***

La volatilisation de l'ammoniac et la dénitrification ont été mesurées dans un champ de ray-grass au Danemark après une injection directe et un épandage de lisier non traité et de lisier digéré à la fin mai début juin 1993 et 1994. La volatilisation de l'ammoniac a été mesurée sous tunnel 8 jours après l'épandage de lisier. La dénitrification a été mesurée 21 jours après l'épandage de lisier. Dans une parcelle voisine, l'absorption de l'azote a été déterminée dans les deux premières coupes de ray-grass récoltées après l'épandage de lisier.

Les pertes d'azote par volatilisation de l'ammoniac ont été plus élevées en 1993 qu'en 1994 à cause des différences de conditions climatiques. La volatilisation de l'ammoniac a été fortement réduite (47-72 %) quand la boue a été injectée en comparaison d'une application en surface. En 1993 la perte en provenance du lisier digéré était seulement de 35 % du total de l'azote ammoniacal, au lieu de 47 % pour le lisier non traité.

Dans les autres essais, il n'y avait pas de différence significative de volatilisation de l'ammoniac entre les deux types de lisiers.

Les pertes d'azote par dénitrification étaient basses (inférieures à 2 % de l'azote ammoniacal total), mais il y avait des différences nettes entre les pertes selon le type de lisier, de la méthode d'application et de l'année de l'essai. L'injection de lisier a donné une absorption d'azote plus grande dans la 1^{ère} coupe d'herbe en comparaison de l'application de surface. En 1993 l'absorption d'azote, pour la 1^{ère} coupe, avec le lisier digéré était significativement plus grande que celle du lisier non traité.

EA005	Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil		
Auteurs	Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F.	Date	2001
Organisme	Departamento de Recursos Naturales, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA)	Nbre pages	5
Source	Bioresource Technology 76 (2001) 125-129	Origine	Espagne
Editeur	Elsevier	Type	article
Thème	Essai agronomique : 5 effluents (boue digérée, fumier d'ovins, compost d'ordures ménagères, lombricompost) et stucture du sol (stabilité des agrégats, acides humiques, polysaccharides, matière organique totale)		**

Les effets de cinq amendements organiques aux doses recommandées ou habituelles d'utilisation (24 t/ha par an de compost d'ordures ménagères, boue digérée anaérobie et fumier d'ovins, 2,4 t/ha/an de lombricompost du commerce, et 100 l/ha/an d'une solution commerciale d'acides humiques) sur la teneur en MO du sol, en substances humifiées totales, en acides humiques, en polysaccharides et en gommes microbiennes, et la stabilité structurale des agrégats ont été recherchés.

4 et 5 ans après le début de l'expérimentation, des augmentations significatives de la plupart des paramètres ont été trouvées suite à l'application des résidus organiques, alors que les deux produits du commerce n'ont produit aucun changement significatif, suggérant que les quantités recommandées par les fabricants et imposées par leurs prix élevés sont trop basses pour provoquer un effet.

Le compost d'ordures ménagères conduit aux plus grandes augmentations, même si la quantité de matière organique apportée avec le fumier d'ovins était très voisine.

La matière organique et les polysaccharides semblent être les paramètres les plus liés à la stabilité des agrégats. Pas de comparaison avec une boue non digérée. Manque la texture du sol.

EA006	Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment		
Auteurs	ADEGBIDI Hector G, BRIGGS Russell D.,	Date	2003
Organisme		Nbre pages	9
Source	Biomass & bioenergy. [Biomass bioenergy] , 2003 , vol. 25 , no 6 , pp. 665 - 673	Origine	USA
Editeur	Elsevier Science, Oxford, Royaume Uni	Type	article
Thème	Essai agronomique : boues urbaines et azote (minéralisation)		**

L'objectif de cette étude était d'estimer les taux de minéralisation de l'azote de 4 résidus organiques dans une serre sous environnement contrôlé : fumier de volailles composté, boues compostées et boues digérées de 2 municipalités différentes.

36 semaines après l'application (250 m³/ha, soit entre 26 et 47 tonnes de boues digérées par hectare), une perte de la masse appliquée au départ variait de 20 % à 50 %. Les taux bruts de minéralisation de l'azote (masse d'azote libérée exprimée en pourcentage d'azote appliqué au départ) varient de 12 % à 57 %.

Les traitements non compostés ont libéré un total plus important d'azote que les traitements compostés. Parmi les traitements compostés, l'azote net rejeté était estimé à 325 kg d'azote par ha pour le fumier de volaille et de 86 kg d'azote par ha pour les boues.

Les boues de Syracuse et de New-York, avec des taux bruts de minéralisation de respectivement 57 % et 30 %, ont fourni respectivement environ 360 et 240 kg d'azote disponible pour les plantes par ha. Ces calculs d'azote rejeté suggèrent que les doses d'application pourraient être réduites de moitié et que l'azote nécessaire serait fourni pour répondre aux besoins des cultures et réduire les pertes par lessivage.

EA007	Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry		
Auteurs	CHANTIGNY Martin H., ROCHETTE Philippe, ANGERS Denis A. , MASSE Daniel , COTE Denis	Date	2004
Organisme	Agriculture and Agri-Food Canada	Nbre pages	7
Source	Soil Science Society of America journal. [Soil Sci. Soc. Am. j.] , 2004, vol. 68 , no 1 , pp. 306 - 312	Origine	Canada
Editeur	Soil Science Society of Amarica, Madison, WI, USA	Type	Article
Thème	Essai agronomique : déjections (lisier de porc) et azote (volatilisation) - sol limoneux	Intérêt	**

La volatilisation de l'ammoniac intervient très rapidement après l'application de lisiers de porc. Plusieurs caractéristiques du lisier et du sol font varier l'intensité de cette réaction et leur effets sur la volatilisation est encore difficile à prédire.

Le but de ce travail était de comparer la volatilisation après application de lisiers de porc digérés et stockés en anaérobiose sur un sol limoneux. Malgré des changements de propriétés marqués du lisier, la digestion anaérobiose ne modifie pas la proportion d'azote du lisier perdu sous forme d'ammoniac.

EA008	Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards : Carbon, heavy metals, nitrogen, and phosphorus accumulation		
Auteurs	KORBOULEWSKY Nathalie, DUPOUYET Sylvie, BONIN Gilles	Date	2002
Organisme	Laboratoire de Biosystématique et Ecologie Méditerranéenne (LBEM)	Nbre pages	6
Source	Journal of environmental quality. [J. environ. qual..], 2002 , vol. 31 , no 5 , pp. 1522 - 1527	Origine	FR
Editeur	American Society of Agronomy	Type	Article
Thème	Essai agronomique : déchets ménagers et innocuité (métaux lourds) - azote (minéral, lessivage) - phosphore	Intérêt	**

Les ordures ménagères sont appliquées aux vignobles pour remplacer la matière organique. Toutefois, il apparaît que cette pratique peut augmenter la concentration en macronutriments et en métaux lourds dans le sol, lesquels peuvent lessiver.

Les auteurs ont évalué l'effet sur l'environnement du compost de boues appliquées en mars 1999 à 10, 30 et 90 Mg/ha de poids de frais dans un vignoble du sud-est de la France. La matière organique du sol a augmenté dans toutes les parcelles après l'apport. Ni les concentrations en métaux lourds total, ni celles en métaux lourds disponibles n'ont augmentées dans le sol.

L'azote minéral dans la couche supérieure du sol des parcelles amendées avec 10, 30 et 90 t par ha ont augmenté respectivement de 5, 14 et 26 kg (NO₃-N + NH₄-N) par ha le premier été et de respectivement 2, 5 et 10 kg (NO₃-N + NH₄-N) par ha le second été, comparé aux témoins. Aux doses recommandées, les risques de lessivage de l'azote sont très faibles, mais le phosphore est apparu être le facteur limitant. Le phosphore a augmenté significativement, seulement dans les parcelles amendées avec les plus fortes doses dans les couches supérieures et inférieures du sol. A plus faibles doses, on a aussi observé des différences non significatives, le phosphore ajouté était plus important que les quantités absorbées par la vigne.

Sur le long terme, le phosphore s'accumulera dans le sol et pourra entraîner des concentrations posant un risque pour les eaux de surface et les eaux souterraines. Donc, bien que la dose couramment recommandée (10 t/ha) accroisse la matière organique du sol sans risque de lessivage de l'azote, les quantités totales de boues apportées sur vigne doivent être basées sur les concentrations en phosphore.

EA009	Effect of sewage sludge and ammonium nitrate on wheat yield and soil profile inorganic nitrogen accumulation		
Auteurs	GAVI F. RAUN W. R. BASTA N. T., JOHNSON G. V.	Date	1997
Organisme	044 NORTH AGRICULTURAL HALL, DEPARTMENT OF AGRONOMY, OKLAHOMA STATE UNIVERSITY	Nbre pages	16
Source	INIST, JOURNAL OF PLANT NUTRITION. [J. plant nutr.], vol. 20 , no 2-3 , pp. 203 - 218	Origine	USA
Editeur	DEKKER, New York	Type	Article
Thème	Essai agronomique : boues urbaines et minéralisation de l'azote (test sur blé)	Intérêt	**

Cet article traite du lessivage des nitrates après apport de boues. L'objectif de cette étude était de comparer des doses d'azote apportées par une boue et par de l'ammonitrate sur le profil de sol (0-180 cm), l'accumulation d'azote minéral et l'absorption d'azote par du blé d'hiver (*Triticum aestivum* L.).

Une expérimentation plein champ a été mise en place en 1993 qui évaluait 6 doses d'azote (0 à 540 kg/ha de boue anaérobie sèche et d'ammonitrate). Une étude en incubation a été mise en place pour estimer la minéralisation de l'azote de la boue aux doses de 45, 180 et 540 kg d'azote/ha/an.

Les traitements n'affectent pas les 30 premiers cm du sol pour : le pH, le carbone organique, et l'azote total suivant la première (1994) et la deuxième (1995) récolte.

L'accumulation d'azote minéral dans le profil augmente quand la dose d'ammonitrate est supérieure à 270 kg d'azote/ha. Les rendements en blé et l'absorption d'azote augmentent de manière linéaire quand l'azote est apporté par la boue, tandis qu'avec l'ammonitrate, le pic de rendement et d'absorption d'azote est à 270 kg d'azote/ha.

EA010	Residual effects of irrigating corn with digested sewage sludge		
Auteurs	Hinesly T.D., Ziegler E.L., Barrett G.L.	Date	1979
Organisme		Nbre pages	7
Source	Journal of Environmental Quality, 8, 35-41	Origine	
Editeur		Type	Article
Thème	Essai agronomique : boues urbaines et CEC	Intérêt	**

Dans le cas d'apport de boues résiduaires, l'augmentation de la CEC est proportionnelle à l'enrichissement du sol en matière organique : la corrélation relativement étroite entre la teneur en carbone des sols des différents traitements et leur CEC permet d'évaluer la CEC de la matière organique à environ 103 mEq/100 g MO.

C'est moitié moins que pour la matière organique native du sol, mais cela peut augmenter de façon importante la CEC de sols légers.

EA011	Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with		
--------------	---	--	--

different rates of two sewage sludges during ten years			
Auteurs	Albiach R., Canet R., Pomares F., Ingelmo F.	Date	2002
Organisme	Departamento de Recursos Naturales, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA)	Nbre pages	6
Source	Bioresource Technology 77 (2001) 109-114	Origine	Espagne
Editeur	Elsevier	Type	Article
Thème	Essai agronomique : Boues urbaines et MO (teneur matière organique, humus, polysaccharides) - agrégats (stabilité) - activités enzymatiques	Intérêt	**

L'application des deux boues à moyenne (400 kg d'N/ha/an) et fortes doses (800 et 1200 kg d'N/ha/an) a augmenté significativement la teneur en matière organique, les substances humifiées et les acides humiques, mais n'a pas eu d'effet sur les polysaccharides, les gommés microbiennes et la stabilité des agrégats.

Concernant les activités enzymatiques, seule l'activité phosphodistérase est significativement augmentée avec l'apport élevé de boue aérobie, et les apports moyens et élevés de la boue anaérobie.

Par rapport à la boue aérobie (47,1 % MO/MS), la boue anaérobie (32,3 % MO/MS) conduit à un accroissement plus important du taux de MO dans le sol.

EA012 The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of Blount silt loam			
Auteurs	Hohla G.N., Jones R.L., Hinesly T.D.	Date	1978
Organisme		Nbre pages	5
Source	Journal of Environmental Quality, 7, pp 559-563.	Origine	
Editeur		Type	article
Thème	Essai agronomique : boues urbaines et MO (teneur matière organique, carbone organique, lipides)	Intérêt	**

Les auteurs ont effectué des apports réguliers, durant 6 ans, d'une boue digérée anaérobie liquide sur des lysimètres.

Les apports cumulés, équivalents à 298 t/ha (MS), ont fait passer la teneur en carbone organique du sol de 0,95 à 2,29 %. La fraction lipidique de la matière organique du sol, qui représentait seulement 1,67 % du carbone organique au départ de l'expérience, atteignait 11,9 % après 6 ans d'apports répétés. Cette fraction (graisses, cires, etc...), plus résistante à la biodégradation, a donc tendance à s'accumuler.

EA013	Toxicity of anaerobic digestion residues		
Auteurs	Schnürer A. et ali	Date	2001
Organisme	Swedish University of Agricultural Sciences	Origine	SE
Source	9th World Congress Anaerobic Digestion 2001, Antwerpen, 2-6 Sept. 2001, vol. I, p.409-414	Nbre pages	
Editeur	Technologisch Instituut vzw ISBN 90-76019-16-9	Type	Proceedings
Thème	Essai agronomique : déchets ménagers et innocuité (toxicité - activité microbienne)	Intérêt	**

Tests microbiologiques de sols ayant reçu des **biodéchets ménagers traités par digestion** anaérobie : **SIR** (Substrate Induced Respiration), qui donne un indicateur global de l'activité microbologique, et **PAO** (Potentiel Ammonium Oxidation), plus spécifique à certaines espèces.

L'apport de résidus de digestion a plutôt tendance à **augmenter le SIR**. Le PAO n'est pas affecté, mais une **inhibition des bactéries oxydantes de l'ammoniac** a été mise en évidence pour des doses test élevées (correspondant à 1.400 kgN/ha). Le résidu issu d'une digestion mésophile n'est pas inhibiteur après **traitement à l'acide sulfurique**, alors que celui issu d'une digestion thermophile est plus inhibiteur après traitement à l'acide, ce qui indiquerait qu'un composé chimique persistant serait à l'origine de l'inhibition.

L'article conclut que **l'activité microbienne globale** est maintenue, mais que **l'activité des bactéries dénitrifiantes diminue immédiatement** après l'application du digestat, ce qui serait dû à des **substances inhibitrices non identifiées**, nécessitant des travaux complémentaires.

EA014	Etude de la valeur agronomique des résidus de la fermentation méthanique		
Auteurs	Juste Christian et al.	Date	Nov. 1980
Organisme		Nbre pages	
Source	INRA, Centre de recherches de Bordeaux	Origine	FR
Editeur		Type	Article
Thème	Essai agronomique : déjections (fumiers porcs et bovins) – boues et azote (minéralisation, immobilisation)	Intérêt	*

Matériaux étudiés : 2 échantillons fumier de porc, 1 tige de maïs (INRA Jouy en Josas), 1 boue de STEP (Ambarès), 1 fumier bovins (élevage vosgien). Essais sur Ray-Grass en pots, suivi de la minéralisation in vitro de l'azote organique.

À quantité égale de matières sèches appliquées au sol, le fumier de bovins digéré par voie **anaérobie** conduit à une production supérieure à celle obtenue pour le même fumier qui a évolué durant 3 mois en fumière : **+6 %** avec apports minéraux de 150 kg/ha, et de **+17 %** sans apports. Ceci est dû à une **immobilisation momentanée de l'azote minéral** du sol, provoqué par la dégradation des substances les plus labiles (particulièrement avec les produits frais comme les tiges de maïs) qui sont détruites lors de la méthanisation.

L'étude cite en référence des études de 1948, 1951 (« le gaz de fumier », C.R. Acad. Agric. Feraud M.) et 1952.

EA015	Environmental aspects of biogas technology		
Auteurs	Klingler, Barbara	Date	2000
Organisme	German Biogas Association	Origine	D
Source	Anaerobic digestion : making energy and solving modern waste problems, AD NETT Report 2000	Nbre pages	10
Editeur	Herning Municipal Utilities	Type	Rapport
Thème	Essai agronomique : déjection (lisiers) et azote (coef. d'équivalence azote)	Intérêt	**

L'article cite des résultats en Allemagne : des essais sur **céréales** ont montré des **coefficients d'équivalence azote** minéral pour des conditions optimales (lisier incorporé au sol) de **79 à 101 pour du lisier digéré** contre 35 à 42 pour du lisier brut, soit 2,3 fois plus en moyenne ; et en conditions défavorables (épandage, vent) de 31 à 43 contre 27 à 35, soit **22 %** de plus en moyenne.

Les résultats d'un sondage d'opinion auprès d'agriculteurs du sud de l'Allemagne :

- 100 % estiment que le lisier digéré est plus facile à manier
- 100 % estiment que la réduction des odeurs est effective (point très positif en zone péri-urbaine ou à proximité de maisons)
- 81 % constatent une amélioration des rendements (du à une meilleur pilotage de la fertilisation)
- 75 % estiment que le lisier digéré est similaire à un engrais minéral (et 50 % ont réduit leur utilisation d'engrais minéraux)
- 40 % disent que la digestion améliore la situation vis-à-vis des graines d'adventice et des ravageurs

EA016	Digestion anaérobie des déchets solides		
Auteurs	Kalogo Youssouf, Verstraete Willy	Date	2002
Organisme	Faculté des sciences agronomiques et biologiques appliquées, Gent	Origine	B
Source	Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agro-alimentaires	Nbre pages	43
Editeur	Editions Tec & Doc, Paris	Type	Livre
Thème	Essai agronomique : déchets municipaux et germination – caractéristiques	Intérêt	*
<p>Cite :</p> <ul style="list-style-type: none"> - des tests [Kludze, 1989] sur des digestats de déchets municipaux, comparés à du compost aérobie. Les taux de germination et d'émergence (<i>Zea mays</i>) sont de 96 % pour le digestat (2,5 semaines anaérobie + 2,5 semaines aérobie) contre respectivement 68 % et 28 % pour le compost aérobie (6 semaines), - des caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques [OWS, 1993 ; De Baere, 1985 ; Gellens et alii, 1995 ; De Lacos et alii, 1997] 			
<p>Bibliographie :</p> <p>Kludze, 1989 : « microbiological and plant growth characteristics of aerobic and solid state anaerobic municipal waste composts. Thèse en science des sols, Université de Gent (B).</p> <p>De Lacos et alii, 1997 : « Anaerobic digestion of MSW : Valorga full scale plant in Tiburg. NL, 8th Internat. Conf. On Anaerobic Digestion, IAWQ/JSWE, Japon. Vol. 2, p. 232-238.</p> <p>De Baere et alii, 1985 : « High rate dry anaerobic composting process for organic fraction of solid wastes», Biotechnology and Bioengineering symposium, 15 : 321-330.</p>			

EA017	Aerobic post-composting of digestates from AD of paper mill sludge and the OfMW		
Auteurs	Poggi-Varaldo HM et al.	Date	1999
Organisme		Origine	Mexique
Source	9th World Congress Anaerobic Digestion 2001, Antwerpen, 2-6 Sept. 2001, vol. I, p.665 - 672	Nbre pages	7
Editeur	Technologisch Instituut vzw ISBN 90-76019-16-9	Type	Proceedings
Thème	Essai agronomique : déchets – boues et MO – azote – microbiologie - germination	Intérêt	*

Essais labo. Le digestat testé est issu d'une méthanisation **mésophile**, 35°C x 23 jours. Compostage mésophile et thermophile à durées variables. Analyse de la composition, des populations **microbiologiques**, **tests de germination**. 10 à 15 % de **dégradation** de la **MO**. Recommande **un post-compostage thermophile pendant 10 jours**, surtout pour des critères de germination (le double en thermophile vs mésophile) et **d'azote** réduit (la moitié en thermophile). La **Demande Ultime en Oxygène** est de 104 à 140 gO₂/kgle rapport C/N de 6 (mésophile, 5 j) à 9 (thermo, 10 j).

EA018	Limits and merits of sludge utilisation - Land application		
Auteurs	Pfundtner E.	Date	2004
Organisme	Austrian Agency for Health and Food Safety, Agricultural Inspection Service and Research Center Vienna, Department of Plant Nutrition	Origine	Suisse
Source	www.lwvie.ages.at	Nbre pages	55
Editeur	www.lwvie.ages.at	Type	Guide
Thème	Essai agronomique : déjections d'élevage (lisier) et cycle de l'azote	Intérêt	*

Avantages d'un substrat méthanisé par rapport à un substrat non méthanisé :

- **Réduction de la viscosité**, facilité de pompage, d'épandage, meilleure homogénéisation, infiltration => **minimisation des risques de pertes d'azote** et de ruissellement.
- **Augmentation de la quantité d'ammonium** => **croissance de la plante plus rapide** et plus importante si l'épandage est réalisé correctement pour éviter la **volatilisation** et la **lixiviation** c'est-à-dire par temps froid et sans vent, près de la surface ou dans le sol, et au moment de l'assimilation maximale de l'azote par la plante.
- **Diminue les besoins en fertilisants minéraux.**

EA019	Phytotoxins during stabilization of organic matter		
Auteurs	Zucconi F., Monaco A., Forte M., De Bertoldi M.	Date	1984
Organisme		Nbre pages	14
Source	Ademe : Composts de boues de stations d'épuration municipales. Composting of agricultural and other wastes, séminaire de mars 1984	Origine	
Editeur	Elsevier Applied Science Publishers	Type	proceedings
Thème	Essai agronomique : effluents organiques et pytoxicité		*

Mise en évidence de la présence de molécules phytotoxiques lors de la dégradation de matière organique non stabilisée.

Ce phénomène dure d'autant plus longtemps que la disponibilité en oxygène est faible.

Ainsi, un apport de matière organique non stabilisée dans le sol peut entraîner une phytotoxicité à long terme.

EA020	Nitrogen fertilizer replacement value of sewage sludge, composted household waste and farmyard manure		
Auteurs	PETERSEN J.	Date	2003
Organisme	Department of Agroecology, Research Centre Foulum, Danish Institute of Agricultural Sciences, P.O. Box 50	Nbre pages	14
Source	Journal of Agricultural Science. [J. Agric. Sci.], 2003 , vol. 140 , pp. 169 - 182	Origine	DK
Editeur	Cambridge University Press	Type	Article
Thème	Essai agronomique : boue urbaine et azote (absorbtion) - céréales de printemps	Intérêt	*

Les essais plein champ ont eu lieu entre 1998 et 2000 à la station expérimentale d'Askov et sur le site expérimental de Lundgard au Danemark, pour connaître la valeur fertilisante des boues anaérobies et aérobies (SS1 et SS2), du compost d'ordures ménagères (compost) et du fumier.

Les résidus organiques ont été épandus à deux doses avec ou sans azote (N) minéral supplémentaire. Les effets d'application de résidus sur le rendement en matière sèche des céréales de printemps et l'absorption d'azote ont été considérés comme des traitements de référence avec augmentation des doses de calcium, d'ammonium et de nitrate.

Les rendements en matières sèches avec application de hautes doses de boues aérobies (198 kg/ha/an) et de fumier (300 kg/ha/an) étaient comparables aux traitements de référence recevant 90kg d'azote minéral par ha/an. De même, l'application de hautes doses de boues anaérobies était de seulement 138kg d'azote par ha/an et moins pour la matière sèche.

EA021	Valorisation du digestat et aspects agroéconomiques de la biométhanisation agricole		
Auteurs	Luxen P.	Date	2003
Organisme	Agra-Ost	Origine	B
Source	Centre de recherche et vulgarisation Agra-Ost Centre de coordination GLEA	Nbre pages	
Editeur	Centre de recherche et vulgarisation Agra-Ost Centre de coordination GLEA	Type	Proceedings
Thème	Analytique : déjections d'élevage (lisier porcins – bovins) Essais agronomiques sur lisiers	Intérêt	***
<p>Analyses et essais sur les années 2000, 2001, 2002</p> <p>Comparaison d'un lisier digéré en anaérobie (60% bovins + 40% porcs + co-substrats) et d'un lisier non traité (60% bovins + 40% porcs) :</p> <p>pH 8,25, + 0,36 ; %MS 4,71%, -1,64% ; %MO sur brut 2,94%, -1,55% ; Ntotal 4,10 mg/l, -0,39 mg/l ; NH4 2,31 mg/l, +0,23 mg/l ; P2O5 1,32 mg/l, -0,14 mg/l ; K2O 4,42 mg/l, + 0,28 mg/l ; CaO 1,41 mg/l, -1,41 mg/l ; MgO 0,75 mg/l, -0,17 mg/l.</p> <p>Amélioration de la fluidité, meilleur écoulement des plantes et meilleure pénétration dans le sol.</p> <p>Influence et effets des deux lisiers en prairie (essais) :</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ sur le rendement ○ sur la composition du couvert ○ sur l'appétence de l'herbe au pâturage : meilleure appétence au début 			

EA022	Evaluation de l'intérêt agronomique de l'effluent de méthanisation – Partie II		
Auteurs		Date	2004
Organisme	ADAESO	Origine	F
Source		Nbre pages	38
Editeur		Type	Etude
Thème	Analytique : déjections d'élevage (lisier porcins), digestion, codigestion, maturation aérobie Essais agronomiques (maïs)	Intérêt	***

Analyses et essais sur les années 2002 et 2003.

Ces analyses portent sur du lisier digéré ayant subi une séparation de phase.

Le filtrat (phase liquide) :

La valeur fertilisante azotée et la volatilisation de l'azote du filtrat (150 et 130 kg/ha) est comparé à un engrais azoté minérale (ammoniac gazeux 150 kg/ha) et du lisier brute (150 kg/ha) sur une culture de maïs.

Résultats : il n'y a pas de différence significative entre les performances culturales obtenues lors d'une fertilisation par le filtrat et par un engrais minéral classique. Les premières mesure de **volatilisation** montre que 13 % de l'azote est perdu sous forme d'ammoniac. Aucun effet **phytotoxique** n'a été observé. Par rapport au traitement à l'ammoniac gazeux, le lisier digéré présente de meilleurs résultats en termes de **nombre grains par épi** (jusqu'à + 10 %), du **poids de 1000 grains** (jusqu'à + 8,4 %) et de **rendement** (+ 11 %)

Refus de séparation (phase solide) :

Etude de la faisabilité technique d'une maturation aérobie avec ou sans co-produit (fumier de cheval) t étude de la phytotoxicité du produit (test de croissance et germination sur maïs et haricots)

Résultats : la **maturation** de la fraction solide seule montre une montée en température (jusqu'à 56°C., suivi d'une stabilisation à 36°C.) une diminution de la **matière organique** de 7,8 % et de l'humidité de 8 %, et une transformation partielle de **l'azote ammoniacal** (- 0,28 %) en azote organique (+0,28 %) et nitrique (+ 0,07%). Ce produit est conforme à la norme **NF U 44-051** en termes de MO (62,9 %MS), Norg, Ntot (2,7 % MS), P2O5 (2,49 % MS) et K2O (0,38 %MS) et semble avoir un effet positif sur la dynamique de levée et de croissance de maïs. Il semble qu'au-delà d'une certaine teneur (> 67 %) des effets phytotoxiques (taches blanches, feuilles brûlées, plants rachitiques) et des retards de levée apparaissent. « **Les produits obtenus présentent des caractéristiques voisines à des composts maturés** ».

Refus de séparation et fumier de cheval (proportions variables).

Résultats : montée en température, réduction de la matière organique (de 8 à 23 %)

Codigestion (phase solide)

Des comparaisons ont été menées sur la maturation aérobie de refus de séparation issus de différentes phases de **codigestion** (l'indice de stabilité du produit mûr est meilleur dans pour les résidus de codigestion).

11.3 Approches globales (AG001 à AG100)

AG001	Biogas – Agriculture and environment		
Auteurs	Knudsen, Leif	Date	1997
Organisme	Danish Agricultural Advisory Centre, Aarhus	Nbre pages	6
Source / Editeur	The Future of biogas n Europe, 8-9-10 Sept. 1997 p 39 -49	Origine	DK
Editeur	South Jutland University Centre Publié par BioPress, Riskov	Type	Proceedings
Thème	Approche globale : déjection (lisiers : bovins, porcins, co-produits) et valeur agronomique (N, P)	Intérêt	***

Résultats de tests conduits de 1991 à 1996. Composition de **digestats** (lisiers bovin, porcine et coproduits) et **lisiers non digérés** (porcine, bovin) : le digestat se situe entre les lisiers bruts pour la plupart des paramètres, sauf l'ammoniaque NH₄ (plus élevé, proche du lisier porcine) et le pH (pH neutre).

Effet azote : amélioré si gestion optimisée. La disponibilité de l'azote du digestat est égale à celle du lisier porcine pour du **blé d'hiver**, et à celle du lisier bovin pour de **l'orge de printemps**. L'effet **d'immobilisation** est plus faible du fait de la variation des rapports NH₄/N et C/N, mais l'évaporation (stockage, épandage) est augmentée du fait de la **minéralisation**. Cet aspect est surtout sensible sur les sols nus, d'où une moindre efficacité sur les cultures de printemps, ce qui impose un épandage permettant une incorporation rapide au sol. La moindre teneur en matière sèche (qui favorise la percolation) est un facteur positif, inversement l'augmentation du pH favorise l'évaporation. L'étude conclut qu'une bonne gestion permet d'obtenir une efficacité comparable à celle du lisier porcine est bien supérieure à celle du lisier bovin.

Lessivage azote : le potentiel de lessivage étant principalement lié à la minéralisation progressive de l'azote organique, il est plus faible dans le cas de lisier digéré dans la mesure où celui-ci est minéralisé lors de la digestion. Théoriquement, le lessivage est réduit de 4 % par rapport au lisier porcine et 8 % par rapport au lisier bovin, mais ces différences n'ont pas été démontrées par des expérimentations.

Volatilisation de l'ammoniac : globalement 30 % de l'azote libre des déjections sont volatilisés, dont 22 % au cours du stockage. 20 % de l'azote du lisier digéré est susceptible d'être volatilisé lors du stockage (beaucoup plus que pour du lisier brut), mais cette proportion descend à 1-2 % en cas de **couverture des bassins de stockage**.

Relation entre nutriments : en général amélioré sauf exception. Ceci est dû à la pratique de la codigestion qui peut permettre d'équilibrer les apports de nutriments.

Bilan phosphore : le fait de pratiquer une séparation de phase du digestat permet de disposer de grandes quantités de fertilisant riches en phosphore, de qualité régulière. Cette pratique favorise une meilleure gestion du phosphore, car elle permet de signer des contrats d'approvisionnement avec des utilisateurs hors des zones d'excédent de phosphore (zones d'élevage). Inversement, l'apport de coproduits peut augmenter encore le déséquilibre, ce qui impose une plus forte exportation.

Ces pratiques de séparation s'appliquent également à l'azote : 65 % du phosphore et 12 % de l'azote peuvent être concentrés dans 2,5 % du volume initial (« fraction fibreuse ») par des techniques simples (presse à vis). La quantité de phosphore pouvant être un facteur limitant pour l'épandage, son exportation autorise alors une meilleure utilisation de la fraction liquide restante, enrichie (relativement) en azote [le rapport N/P augmente d'un facteur 2,5].

Odeurs lors de et après l'épandage : diminution. **Matériaux infectieux** : diminution significative.

Bibliographie.

AG002	La méthanisation en agriculture biologique : effets sur la croissance des plantes, de la teneur en azote, des émissions d'éléments traces gazeux <i>Biogaswirtschaft im ökologischen Landbau - Pflanzenbauliche Aspekte, N-Haushalt, Spurengasemission</i>		
Auteurs	Möller K.	Date	2001
Organisme	Universität Giessen	Origine	Allemagne
Source	10.Jahrestagung "Biogas in der Landwirtschaft" in Neubausaal in Schwäbisch Hall, 12-13 Décembre, p. 19-31	Nbre pages	12
Editeur	IBBK Internationales Biogas und Bioenergie Kompetenzzentrum	Type	Proceedings
Thème	Approche globale : déjections (Lisiers) et azote – phosphore- codigestion - agriculture biologique	Intérêt	***
<p>Effet de la méthanisation sur le cycle de l'azote : Azote et phosphore dans les lisiers digérés sont plus rapidement et plus directement disponibles pour les plantes. L'azote du lisier non digéré se minéralise dans le sol et n'est pas disponible directement pour les plantes. L'auteur compare les effets et les pertes en azote de fumier non digéré, lisier et fumier digéré avec ou sans co-substrats (production végétale de la ferme et/ou co-substrats externes) pendant le stockage ou la fermentation et pendant l'épandage.</p> <p>Perte d'azote Fumier non digéré : Stockage 30 % ; Epandage 5 %</p> <p>Perte d'azote Fumier/lisier avec ou sans co-substrats digéré : Fermentation 1% ; Epandage 15 %</p> <p>Effet de l'azote sur les sols - Fumier non digéré : 36,4 kg N/ha dont 3,6 kg N-NH₄/ha</p> <p>Effet de l'azote sur les sols - Fumier/lisier digéré : 47 kg N/ha dont 28,2 N-NH₄/ha</p> <p>Effet de l'azote sur les sols - Fumier/lisier/co-substrats ferme (paille et résidus de culture) digéré : 76,4 kg N/ha et 45,9 N-NH₄/ha</p> <p>Effet de l'azote sur les sols - Fumier/lisier/co-substrat ferme (paille et résidus de culture) et externe (déchets végétaux) digéré : 110 kg N/ha et 66 N-NH₄/ha</p> <p>Importance des co-substrats issus de la production végétale de l'exploitation (paille, résidus de culture) pour la production de gaz et l'action fertilisante (quantité d'azote disponible) pour les systèmes limités en apport de fertilisant (agriculture biologique). <i>L'auteur compare les apports d'azote sur les cultures en rotation (Légumineuse/herbe) après épandage de lisier/ résidus de récolte digéré et épandage de lisier seul non digéré (les résidus de culture sont laissés sur le champ, « mulch »).</i></p> <p>Effet du digestat sur l'humus : thème controversé : certaines sources affirment que la digestion détruit toute la matière nécessaire à la formation de l'humus. Selon l'auteur, et d'autres sources, la matière sèche restante après digestion est moins facilement dégradable que celle sans traitement. D'après Asmus et Linke (1987), le coefficient d'humification (K1) est 25 % plus important (1,04 contre 0,82) pour du lisier digéré : Seule la matière organique inutile à la formation d'humus est détruite (cellulose, hemicellulose, acides gras), seule reste la lignine indispensable au processus. La question se pose pour le compost, dans lequel la lignine est détruite en partie (apport d'oxygène) : un apport important de matière organique facilement dégradable pourrait entraîner une destruction de l'humus.</p> <p>L'auteur affirme que l'effet sur l'activité microbienne du sol n'est pas encore parfaitement connu et suppose que l'apport de peu de matière organique facilement dégradable peut entraîner la diminution de la population de lombrics.</p>			
AG003	The use of digested slurry within agriculture		

Auteurs	Ørtenblad, Henrik	Date	2000
Organisme	Herning Municipal Utilities	Nbre pages	13
Source	Anaerobic digestion : making energy and solving modern waste problems, AD NETT Report 2000	Origine	DK
Editeur	Herning Municipal Utilities	Type	Rapport
Thème	Approche globale : déjections (lisiers) et azote (cycle)	Intérêt	***

Cet article donne des informations semblables à celle de Knudsen L., 1997, avec des compléments d'information :

- **L'évaporation de l'ammoniac** lors du stockage est évalué à 400 g pour du lisier non digéré contre 600 g/m² pour du lisier digéré (dû à un pH plus élevé, chaque point de pH augmentant d'un facteur 10 la concentration en ammoniac volatile par rapport au total ammoniac + ion ammonium), avec une réduction de 96 % dans les deux cas en cas de couverture. Des analyses économiques montrent que l'investissement dans une couverture est rentabilisée sur la base des économies d'achat d'engrais minéral. L'article donne des courbes de pertes d'azote en fonction du pH et du délai après l'application.
- L'amélioration de **l'infiltration dans le sol**, due à une diminution de la teneur en matières sèches du lisier digéré, explique en partie l'absence d'odeurs après l'épandage.
- La **dénitrification** (mesures sur 16 jours) est de 20 kgN/ha pour du lisier bovin et 5 kg pour du lisier digéré, soit une diminution de 75 %. Elle se produit principalement 1 à 4 jours après l'épandage. Le lisier porcin, plus pauvre en matières sèches, se dénitrifie plus rapidement que le lisier bovin. Les différentes mesures montrent que le taux de dénitrification varie en fonction des sols, de la teneur en eau et de différents paramètres, mais toutes indiquent que la perte d'azote diminue d'un facteur de 3 à 4 avec la digestion.
- Le **lessivage** est estimé à 10 % de l'azote épandu pour du lisier digéré, contre 14 % pour du lisier porcin et 18 % pour du lisier bovin (calculs théoriques, en supposant que dans tous les cas 60 % de l'azote épandu est utilisé par les plantes).
- **L'immobilisation** est réduite par la digestion. Il y a compétition entre les cultures et la biomasse bactérienne du sol pour l'utilisation de l'azote : une partie ne sera disponible qu'après la minéralisation de cette dernière. Le lisier digéré ayant été minéralisé au préalable, la proportion de l'azote ainsi immobilisée diminue.

De nombreux **tests plein champ** ont été menés avec du lisier digéré. Il est difficile de prédire les effets de l'azote des lisiers de façon générale, y compris du lisier digéré, mais il est logique d'attendre un effet plus rapide du lisier digéré du fait de la plus grande proportion d'azote ammoniacal.

L'application la plus efficace est **l'épandage au printemps**, avant le semis, ce qui permet l'incorporation rapide au sol. L'injection directe est recommandée, car la volatilisation ammoniacale peut être importante même si l'incorporation est rapide (20 à 35 % de N total si l'incorporation a lieu 24 h après l'épandage).

- Sur des cultures **d'orge**, l'efficacité de l'azote est de l'ordre de **65 %** pour du **lisier bovin digéré** contre 50 % pour du lisier brut, ce qui correspond à l'accroissement de la fraction ammoniacale (essais 3 ans, ferme, Danemark). D'autres essais ont montré que l'efficacité est beaucoup plus élevée en cas d'application avant semis, et beaucoup plus en cas d'injection directe (avant semis) ou de pendillard (après semis) plutôt que d'épandage par aspersion.

- Elle est respectivement de 38 et 22 % sur des cultures **d'avoine** (Suède). À apport d'azote égal, la production est identique pour du lisier digéré et des engrais minéraux (57,5 et 58,1 quintal/ha), et inférieure de 26 % (42,3 ql/ha) avec du lisier brut.

- Sur du **blé d'hiver**, les variations en fonction de la date et de la technique

d'application (avant/après semi, injection ou pendillard/épandage) et du produit (lisier digéré/non digéré/fertilisant minéral) sont faibles, à quantité d'azote appliquée égale.

- Sur **prairies**, la récolte après injection directe avant semis est similaire entre lisier digéré et fertilisant minérale, de même que l'application après la première fauche (quelle que soit la technique d'application).
- **Maïs et betterave** fourragère sont les cultures où l'emploi de lisier digéré est optimal : semis en avril, longue durée de culture (ce qui favorise la consommation par les plantes de l'azote organique au fur et à mesure de sa minéralisation). 12 essais ont montré qu'à quantité d'azote égale, la production était supérieure avec le lisier digéré par rapport aux engrais minéraux pour la betterave, ce qui est expliqué par le fait que la betterave consomme de l'azote jusqu'au moment de la récolte.

Différentes solutions sont examinées pour augmenter le pH et ainsi réduire la volatilisation et améliorer l'efficacité, et compléter le lisier pour une fertilisation optimale. Les essais ont consisté à ajouter de l'acide sulfurique (1 litre par tonne) et de l'urée.

- Les essais sur blé d'hiver n'ont pas montré de résultats probants, probablement parce que les conditions d'application optimales limitaient déjà fortement la volatilisation (efficacité de 80 à 90 %).
- Les essais sur prairies ont montré une augmentation de la production, surtout en cas de mélange lisier digéré + urée + acide sulfurique.

Un programme de ferme de démonstration (1990-1993), a permis de mesurer l'incidence de la gestion de lisier digéré : épandage par pendillard avec incorporation immédiate, 12 mois de stockage, lisier bovin. Les besoins sont passés de 211 kg/ha en 1990 à 162 kg en 1993 (modification assolement), et l'efficacité de l'azote est passée de 27 à 58 %. En conséquence de quoi, la consommation d'engrais minéral a diminué de 163 à 58, et les excédents d'azote de 130 à 75 kgN/ha.

AG004	Introduction of composted digestates in agriculture		
Auteurs	Kirsch A., Franken H.	Date	1999
Organisme	Institut für Pflanzenbau	Origine	D
Source	International Conference on Biological Treatment of Waste and the Environment ORBIT 99	Nbre pages	Résumé
Editeur	ORBIT 99	Type	Article
Thème	Approche globale : biodéchets ménagers et valeur fertilisante – activité biologique – structure	Intérêt	***

Effet du digestat composté de biodéchets ménagers sur l'écosystème et préconisations d'utilisation.

Des essais (1997-1999), ajout de 0, 7,5 et 15 t MS/ha, ont été réalisés sur deux sites, utilisés en rotation tri-annuelle (maïs-maïs-avoine), et réalisation de maïs ensilage. De l'engrais minéral a été ajouté pour équilibrer les apports de nutriments sur les 3 essais. Un essai de contrôle a été réalisé avec apport de 15 t MS/ha sans ajout d'engrais minéral.

Les propriétés physiques et biologiques du sol ainsi que la qualité et la quantité de la récolte ont été analysées.

Les résultats montrent que l'épandage de digestat composté :

- substitue la fertilisation minérale ;
- améliore l'activité biologique du sol par l'augmentation de la population de lombrics ;
- n'a pas d'effet sur l'activité microbienne du sol (mesure de respiration du sol) ;
- n'a pas d'effet sur les paramètres physiques du sol détectables dans les 2 premières années après épandage ;
- augmente le pH du sol.

Ces résultats seront complétés par une étude lysimétrique.

AG005	Utilisation de digestats compostés en agriculture <i>Einsatz kompostierten Gärreste in der Landwirtschaft</i>		
Auteurs	Kirsch A.	Date	2002
Organisme	Institut für Pflanzenbau	Origine	D
Source	Dissertation Université Bonn	Nbre pages	156 (résumé)
Editeur	Kirsch-Verlag ISBN 3-933586-14-3	Type	Livre
Thème	Approche globale : biodéchets ménagers et valeur fertilisante – activité biologique – structure	Intérêt	***

Ouvrage réalisé à partir d'essais agronomiques à l'Institut für Pflanzenbau (Kirsch et al.) : analyse physique, biologique et chimique des sols après épandage (printemps) de compost de biodéchets méthanisés (usine VALORGA à Engelskirchen) sur 2 parcelles différentes (7-15 t MS/ha).

Les conclusions principales sont des actions positives sur les propriétés biologiques et physiques du sol :

- 5-10 % de N_{tot} est directement assimilable par les plantes pendant la première année. Augmentation du pool d'azote dans le sol ;
- 35-45 % de P_{tot} est directement assimilable par les plantes pendant la première année;
- 75-85 % de K_{tot} est directement assimilable par les plantes pendant la première année;
- L'utilisation de 10 t MS/an de digestat composté sur une culture maïs-maïs-avoine compense la dégradation de l'humus ;
- Les propriétés biologiques et physiques du sol sont améliorées : amélioration de la respiration du sol et de la stabilité des agrégats dans les mois d'été, augmentation de la population de lombrics, augmentation du taux d'humus (+0,03%-0,05%/an), amélioration de l'infiltration de l'eau
- La forte alcalinité du digestat composté augmente dans de plus large proportion que pour compost classique le pH du sol (correspond à 66 % de celle de la chaux)

AG006	Caractéristiques et qualités des digestats <i>Stoffliche Zusammensetzung und Ausbringungseigenschaften von Gärrückständen aus Biogasanlagen</i>		
Auteurs	Pötsch E., Pfundtner E., Resch R., Much P.	Date	2004
Organisme	BAL Gumpenstein	Origine	Autriche
Source	10. Alpenländisches Expertenforum 18-19 Mars 2004 in Irdning	Nbre pages	11
Editeur	BAL Gumpenstein	Type	Article
Thème	Approche globale : déjections d'élevage (lisiers : porcs et bovins) et métaux lourds-valeur fertilisantes – infiltration - lixiviation	Intérêt	***
Analyse de digestats de lisiers de porcs et de bovins : métaux lourds, nutriments, qualité d'infiltration, lixiviation			

AG007	La valeur organique des boues d'épuration. Caractéristiques et évolution dans le sol. Effets sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol		
Auteurs	Chaussod R., Nouaïm R.	Date	1996
Organisme		Nbre pages	8
Source	Valeur fertilisante des boues d'épuration urbaines	Origine	FR
Editeur	ADEME	Type	Proceedings
Thème	Approche globale : Boues urbaines et MO (teneur matière organique, humus, k1, COT) – activité biologique	Intérêt	**

Le taux de MO se situe entre 60 et 70 % pour les boues stabilisées par voie aérobie, mais n'atteint que 40 % pour les boues digérées en anaérobiose.

Les trois aspects complémentaires suivants sont abordés : (1) boues résiduaires et maintien du stock d'humus, (2) boues résiduaires et propriétés physico-chimiques des sols, (3) boues résiduaires et activité biologique des sols.

Les expérimentations mises en place (avec des boues résiduaires), en France notamment, sont rarement exploitables sous l'aspect matière organique :

Les doses d'apport ont été souvent excessives par rapport à la pratique agricole courante (ex. 100 à 600 t/ha en un seul apport, ou apports répétés chaque année alors qu'il est préconisé d'espacer les apports), ce qui entraîne une évolution différente de ce qu'on peut attendre d'apports modérés.

Il n'y a généralement pas eu de contrôle des pertes éventuelles par érosion, et les parcelles expérimentales sont trop petites pour des essais de longue durée.

Les mesures ont été trop souvent limitées à la détermination du carbone total, alors que l'on pourrait identifier des compartiments organiques de labilité différente, ou caractériser la matière organique résiduelle au plan biochimique.

Des mesures portant sur les propriétés des sols susceptibles d'être améliorées par des apports organiques n'ont été que très rarement effectuées. La "problématique du K1" est trop souvent seule prise en compte. Or, aux doses préconisées d'utilisation, l'effet des boues résiduaires sur les stocks organiques sera de toutes façons très faible.

AG008	Fertilizer value and weed seed destruction potentiel of digested manure		
Auteurs	Allan Deborah et al.	Date	2003
Organisme	Université du Minnesota	Nbre pages	
Source	Anaerobic Digesteur technology applications in Animal agriculture, 2-4 Juin 2003, Raleigh, Caroline du Nord (USA)	Origine	USA
Editeur		Type	Article
Thème	Approche globale : déjections (lisier bovins) et valeur agronomique	Intérêt	**

Rappelant que le nombre de digesteurs à la ferme a doublé en 5 ans aux Etats-Unis, les auteurs présentent les premiers résultats d'un important travail de recherche pluriannuel engagé par l'Université du Minnesota (voir aussi : www.mnproject.org), pour évaluer l'effet de la méthanisation sur les récoltes, les sols et la destruction des graines d'adventices.

Des mesures ont été réalisées sur des **essais plein champs** (récoltes de 2001 et 2002) pour différents types de fertilisation : **lisier brut, lisier digéré stocké, fertilisant minéral type urée, sur des cultures de maïs.**

On ne note pas de différence significative pour la **production de grains** : elle est légèrement supérieure pour le **lisier digéré** dans 3 cas sur 6, (ex-aequo avec lisier brut 1 cas, ex-aequo avec fertilisant 1 cas), pour le lisier brut dans 3 cas sur 6, pour la fertilisation minérale dans 1 cas sur six, ex-aequo pour les 3 dans 1 cas sur six. De même, pas de différence significative sur la quantité d'azote disponible dans les sols, ni **d'activité biologique** (mesurée par le carbone de la biomasse microbienne), sauf dans 1 cas.

En conclusion, la digestion du lisier n'offre pas de différences significatives avec l'emploi de lisier brut ou de fertilisants minéraux, à quantités d'azote appliquées identiques.

L'effet sur les **graines d'adventices** n'est pas encore mesurable.

AG009	Essai de détermination au laboratoire de l'aptitude à la minéralisation d'azote des boues résiduares urbaines		
Auteurs	Chaussod R., Germon J.C., Catroux G.	Date	1981
Organisme		Nbre pages	10
Source	Académie d'Agriculture, 13 mai 1981, pp 762-771	Origine	France
Editeur		Type	article
Thème	Approche globale : Boues urbaines et azote (minéralisation, immobilisation)	Intérêt	**

Les auteurs proposent de classer les boues en fonction de leur aptitude à libérer de l'azote en quatre groupes principaux, caractérisés par leur teneur en NtK et leur rapport C/N, correspondant à des comportements typiques :

(1) Boues libérant rapidement et à coup sûr une forte proportion de leur azote total (50 à 60 %) : boues riches en azote (NtK > 5 %) et avec un C/N faible (< 6). Ces boues correspondent aux boues de laiterie et à des boues riches en azote ammoniacal (boues liquides anaérobies).

(2) Boues libérant 30 à 40 % de leur azote total assez rapidement (teneur en NtK comprise entre 2 et 5 % et C/N variant de 6 à 12). Ces boues correspondent aux boues urbaines les plus courantes (boues stabilisées aérobies ou anaérobies).

(3) Boues susceptibles de provoquer un blocage temporaire d'azote en raison d'une stabilisation insuffisante (C/N > 12) laissant un excès de carbone facilement fermentescible (C > 30 %). Les boues riches en carbone (= digestion insuffisante), quelle que soit la filière de traitement, sont caractéristiques de ce groupe. De même, les boues de décantation primaire et les boues fraîches non stabilisées font partie de ce groupe. Le pourcentage d'azote minéralisé atteint rarement 30 % (entre 0 et 25 %) et on peut observer une immobilisation plus ou moins longue de l'azote minéral du sol.

(4) Boues carencées en azote (N < 2 %) et à C/N élevé (C/N > 15) évoluant peu ou risquant de provoquer une immobilisation prolongée de l'azote du sol. Les boues autoclavées sont caractéristiques de ce groupe. La valeur azotée de ce genre de boues traitée thermiquement (procédés Portéous ou Farrer) est non seulement nulle mais négative, au moins la première année, en raison du blocage de l'azote du sol. En revanche l'arrière effet est légèrement positif.

AG010	Etude sur la qualité et l'utilisation de digestats <i>Untersuchung zur Qualität und Anwendung von Gärreststoffen</i>		
Auteurs	PlanCoTec / Fachhochschule Münster LASU	Date	2000
Organisme	PlanCoTec / Fachhochschule Münster LASU	Origine	D
Source	PlanCoTec	Nbre pages	130
Editeur	Deutsche Bundesstiftung Umwelt 08883	Type	Etude
Thème	Approche globale : qualité des digestats, amélioration de la maturation, comparaison digestat frais et mûré, recommandations	Intérêt	***

1^{ère} partie : Qualité des digestats

Différents procédés : humide/sec, méso-/thermophile

Différents produits : digestat et compost de digestat

Différents substrats : biodéchets (principal), co-fermentation : biodéchets+lisiers et biodéchets+boues urbaines :

Biodéchets : digestat frais : 21 analyses ; digestat composté : 16 analyses ; compost frais : 80 analyses ; compost mûr : 300 analyses

Tableaux et courbes de comparaison de ces différentes analyses (valeurs agronomiques et ETM)

Quelques analyses du Rottegrad : Digestat : dépend des procédés : I à V (compost frais : II à III), Compost de digestat et compost mûr équivalent : IV-V

Co-fermentation : 6 essais : peu représentatif

2^{ème} partie : Etude du post-compostage

Intérêt de composter avec un co-substrat déjà composté : post-compostage du digestat plu rapide et moins d'odorant

Proportion de co-substrat : 30-35% en masse (soit environ 50% en volume) si le digestat peu structurant, elle peut être réduite si le digestat est plus aéré (poreux)

Aération intensive de 48h diminue les odeurs

Nécessité d'une maturation de 4-6 semaines pour la production d'un compost mûr : le stade d'un point de vue de la qualité d'un compost frais correspond à 70% de celui d'un digestat

3^{ème} partie : Utilisation de digestat frais et composté dans la pratique

essais en plein champs, en pépinières et sur cultures de plantes d'ornement et de légumes, comparaison de digestat frais et composté et du compost classique et analyses des paramètres : Accommodation de la plante, Croissance de la plante, Santé de la plante, Stockage de l'azote dans le sol, Effet des nutriments et valeurs fertilisante, Effets néfastes

4^{ème} partie : recommandations pour l'utilisation de digestat frais et composté dans la pratique

Statistiquement, pas de différences entre un digestat composté et un compost classique. La différence entre digestat frais et composté n'a pas été réalisée sur l'accommodation. Toutefois, il est supputé que le digestat frais, avec une plus grande proportion de lignine, augmente le risque de faim d'azote.

Résumé :

- Qualité équivalente entre les digestats/composts frais/mûr
- Quantité de sels faibles pour les composts classiques, plus forte proportion pour le digestat issu d'un procédé humide
- Le digestat issu d'un procédé humide contient le moins de sels et nutriments dissous
- Intérêt du post-compostage avec des co-substrats pré-compostés : permet un post-compostage du digestat plus rapide et moins d'odorant
- Post-compostage de 2 à 4 semaines nécessaires pour avoir des effets complémentaires de dégradation
- Maturation de 4 à 6 semaines pour produire un compost mûr : le stade d'un point de vue de la qualité d'un compost frais correspond à 70% de celui d'un digestat
- Proportion de co-substrat : 30-35% en masse (soit environ 50% en volume) si le digestat peu structurant, elle peut être réduite si le digestat est plus aéré (poreux)
- Aération intensive de 48h diminue les odeurs
- Rendements équivalents pour les différents apports (meilleur pour le compost mûr)
- Quantité d'azote dans la récolte équivalente entre les digestats/composts frais/mûr

12 Annexe : Fiches récapitulatives

Fiche 1 - Qu'est-ce que la valeur agronomique d'une matière organique ?

La valeur agronomique d'un substrat organique se définit dans un premier temps par deux familles de critères fondamentaux :

- des critères d'efficacité, qui regroupent les impacts positifs du retour au sol des sous-produits organiques ;
- des critères d'innocuité, qui regroupent les risques potentiels du retour au sol des sous-produits organiques.

Les critères d'innocuité se divisent en quatre points :

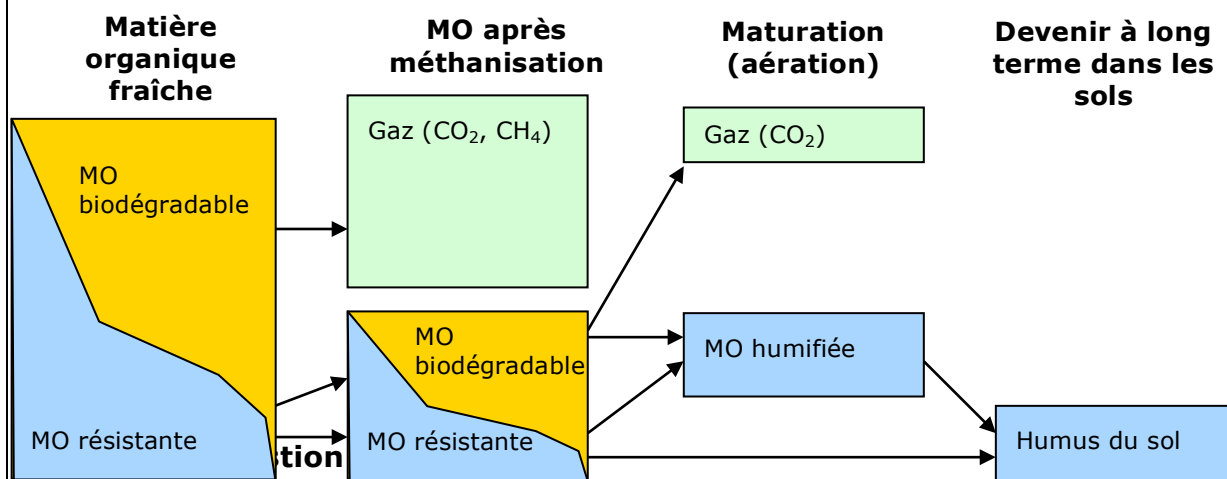
- Les éléments traces métalliques (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn).
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures aromatiques polycycliques - HAP et leurs dérivés halogénés - certains pesticides, PCB et dioxines, les autres composés organiques - pesticides).
- Les agents microbiologiques : virus (dont le prion), les bactéries (streptocoques, coliformes, salmonelles, E-coli, etc...), les parasites (œufs d'Ascaris, etc...).
- Les inertes : plastiques, verres, métaux, pierres, terre.

Les critères d'efficacité se divisent en trois points :

- Les effets sur les propriétés physiques des sols : rétention en eau, porosité totale, stabilité de la structure, résistance à la compaction, CEC (capacité d'échange cationique), effet sur le pH (relatif au chaulage associé à certains apports).
- Les effets sur les propriétés biologiques des sols : biomasse microbienne, activité biologique microbienne, lombrics (biomasse et activité).
- Les effets fertilisants : teneur en azote (formes minérales de l'azote : nitrate et ammonium), phosphore (phosphore total et phytodisponibilité du phosphore minéral), potassium, soufre, calcium, magnésium et oligo-éléments.

Fiche 2 - Comment évolue la matière organique lors de la digestion anaérobie ?

Au cours de la digestion, les 2/3 de la matière organique biodégradable sont transformés en biogaz. Il s'agit principalement des lipides (50% à 70%), protéines (50%), cellulose (60% à 80%), hémicellulose (65%), amidon (90%), acides gras (80%), lignine (0%).



Cette minéralisation conduit à la formation de composés réduits, dont le principale est le méthane. Il se forme également de l'ammoniac et de l'hydrogène sulfuré (une partie de ces composés (H_2S) est évacuée avec le biogaz). De nombreuses réactions conduisent à la formation de sulfures métalliques, de complexes ioniques, etc...

Cet abattement de la matière organique a comme conséquences :

- Une diminution de la siccité et donc une amélioration de la fluidité du digestat par rapport au substrat (ce qui peut avoir des conséquences agronomiques positives en facilitant l'infiltration dans le sol des lisiers digérés par exemple).
- Une réduction des odeurs dont l'origine est la dégradation de molécules organiques facilement métabolisables dans le sol. Cette dégradation ayant lieu dans l'espace clos du digesteur, les nuisances olfactives liées au stockage et à l'épandage des matières organiques sont considérablement réduites.

La plupart des pré-traitements (chimiques, biologiques, ou physique) ont pour objectif une amélioration du taux de dégradation de la matière organique (jusqu'à 30%) lors de la digestion (pré-dégradation des macro-molécules et facilitation de l'attaque bactérienne).

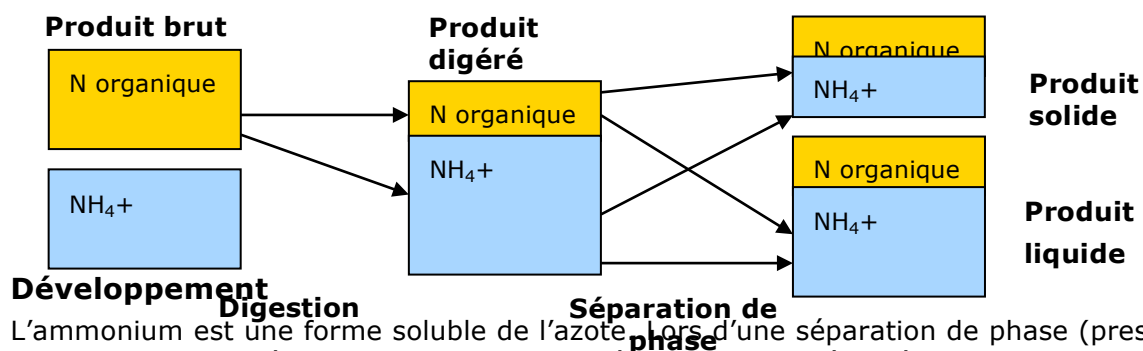
Après la digestion

En condition aérobie et avec une température inférieure à 40°C , la matière organique résiduelle va être colonisée par de nouveaux micro-organismes qui vont entraîner d'une part la dégradation complète de certaines molécules (plus biodégradable) pour former du CO_2 et d'autre part une évolution des molécules résitantes (lignine et précurseurs d'humus) vers des formes moléculaires stables (acides humiques, acides fulviques et humines). Ces dernières viendront s'ajouter à l'humus déjà présent dans le sol.

Fiche 3 - Comment évolue l'azote au cours de la digestion ?

La transformation des 2/3 de la matière organique en conditions anaérobies entraîne une minéralisation de l'azote dans les mêmes proportions. Une part importante de l'azote organique (principalement inclus dans les protéines et dans l'urée) se retrouve sous forme d'ammonium (NH_4^+). Cette dernière est une forme transitoire incontournable dans le cycle de l'azote, qui par la suite évolue vers des molécules très variées selon les conditions de stockage ou de traitement des digestats :

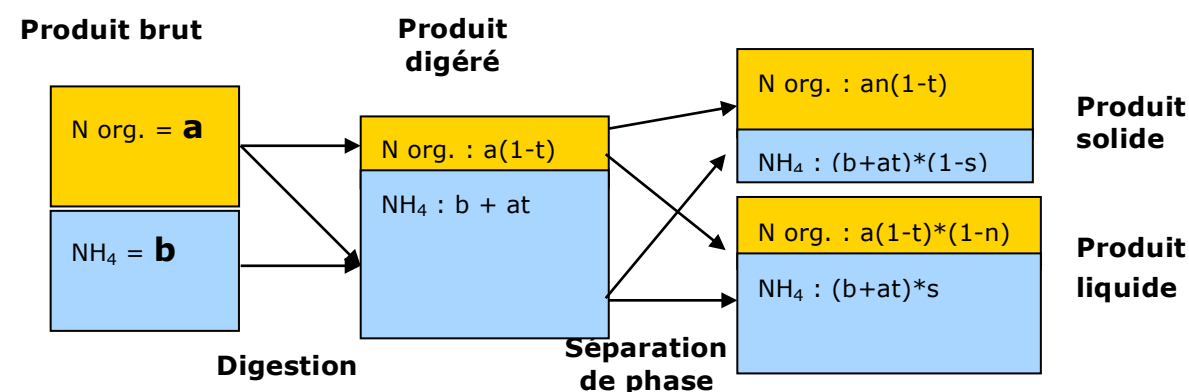
- si le digestat subit une transformation aérobie, il y a alors formation de nitrates (NO_3^-) en conditions aérobie avec des formes intermédiaires plus ou moins stables comme les nitrites (NO_2^-) ou le protoxyde d'azote (N_2O - molécule à haut pouvoir effet de serre) ;
- formation d'ammoniac (NH_3).



L'ammonium est une forme soluble de l'azote. Lors d'une séparation de phase (pressage, centrifugation ou déshydratation), la majorité de l'azote minéralisé se retrouve donc dans la fraction liquide, tandis que l'azote organique va être dans la fraction solide (ou pâteuse). En termes de gestion de l'azote :

- plus la digestion sera performante (pré-traitements, durée, température), plus le taux de minéralisation de l'azote organique sera important ;
- plus la séparation de phase sera poussée, plus les formes organiques et minérales de l'azote seront séparées.

En première approche, on peut modéliser le devenir de l'azote lors de la digestion avec une séparation de phases de la manière suivante :



Avec : **a** = la quantité d'azote organique dans le substrat ; **b** = la quantité d'azote minérale dans le substrat ; **t** = taux de dégradation de la matière organique lors de la digestion ; **n** = taux de capture de la matière sèche lors de la séparation de phase ; **s** = la siccité de la phase solide.

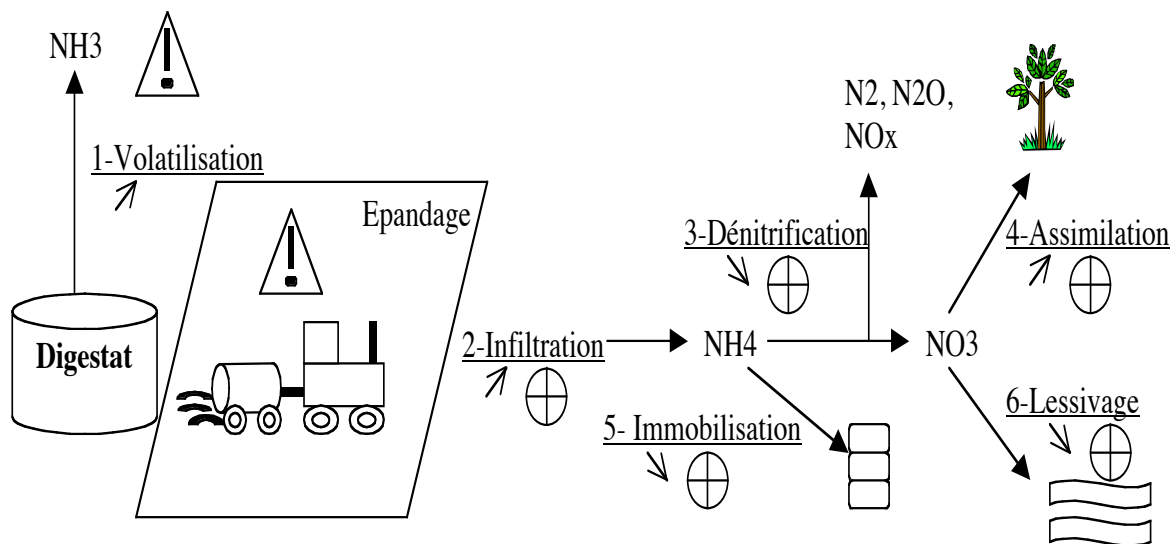
Fiche 4 - La digestion améliore la valeur fertilisante azotée des substrats

Lors de la digestion, la minéralisation (et la **conservation**) de l'azote et du phosphore et la diminution de la teneur en matière sèche ont des conséquences positives sur la valorisation agronomique du digestat.

La digestion permet d'augmenter le niveau d'utilisation de **l'azote** du substrat par les plantes à condition de limiter le phénomène de volatilisation :

- **1-La volatilisation** de l'ammoniac : une grande partie de l'azote minéral se trouve sous forme ammoniacale dans le digestat. L'ammoniac se volatilise au contact de l'air, en particulier lorsque le pH est supérieur à 7 (ce qui est le cas des digestats). Le digestat est donc très sensible à la volatilisation. Cela dit avec des techniques adaptées (couverture de fosses et infiltration dans le sol lors de l'épandage), on peut réduire à 1 ou 2% les pertes d'azote sous forme d'ammoniac.
- **2-L'infiltration** est améliorée : le produit est plus fluide après la digestion.
- **3-La dénitrification** est réduite (d'un facteur 3 à 4) : la dénitrification est liée à des phénomènes d'anoxie dans le sol. L'emploi de digestats où la matière organique fermentescible est largement dégradée, diminue la compétition pour l'oxygène entre les micro-organismes aérobies et limite le développement d'une flore anaérobie responsable de la dénitrification.
- **4-L'assimilation** est améliorée : l'azote étant sous une forme minérale rapidement assimilable par les plantes (après nitrification de l'ammonium en nitrate) et les pertes étant réduites, une part plus importante de l'azote total du produit est valorisable.
- **5-L'immobilisation** est réduite : dans le sol, il y a compétition entre les cultures et la biomasse bactérienne du sol pour l'utilisation de l'azote : une partie ne sera disponible qu'après la minéralisation de cette dernière. Le digestat ayant été minéralisé au préalable, la proportion de l'azote ainsi immobilisée diminue.
- **6-Le lessivage** est réduit par l'utilisation de produits digérés (les pertes sont de 10% pour du lisier digéré contre 14% pour du lisier brut).

En France des tests menés sur maïs ont montré que l'emploi de la fraction liquide d'un lisier digéré (ayant subi une séparation de phase) permettait d'avoir de meilleurs rendements (+ 11%) qu'avec un apport équivalent d'azote sous forme ammoniac gazeux.



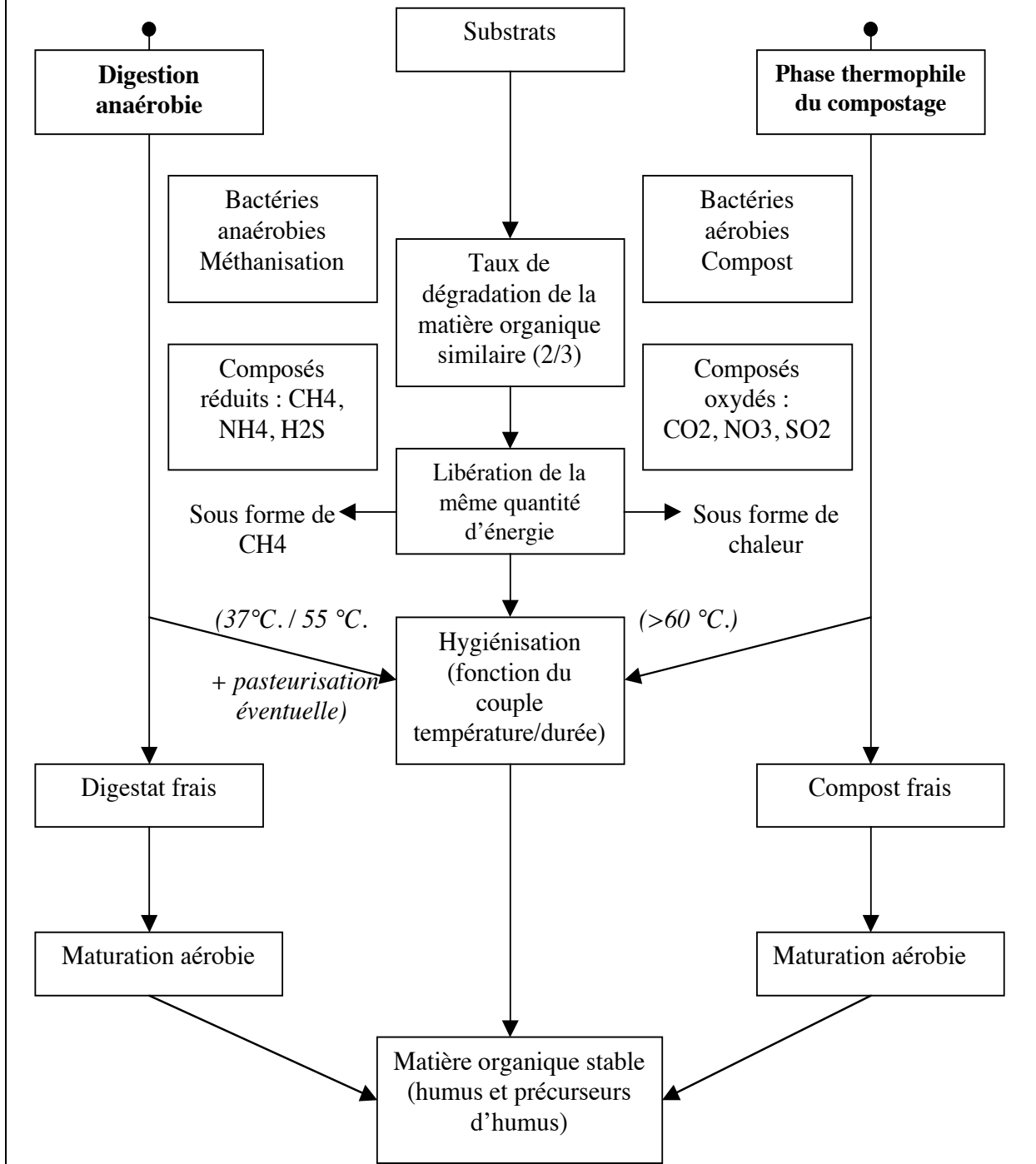
Fiche 5 - La digestion a-t-elle une influence sur l'innocuité des substrats ?

La méthanisation constitue une réponse adaptée pour le retour au sol des déchets potentiellement contaminés par des micropolluants organiques et les organismes pathogènes.

La méthanisation présente plusieurs atouts fondamentaux, liés :

- À la puissance des mécanismes biologiques mis en jeu, qui assurent un taux de dégradation élevé de la matière organique, y compris synthétique (**composés organiques volatils**).
- Aux conditions chimiques particulières de l'anaérobiose (milieu réducteur, production d'hydrogène sulfuré, d'ammoniac...) qui interviennent directement dans les mécanismes chimiques ou biologiques (déhalogénéation réductrice, précipitation des sulfures métalliques...).
- Au fait de travailler en réacteur fermé, qui limite les risques d'exposition aux micropolluants organiques et germes pathogènes, et permet d'assurer une température homogène et constante.
- À la disponibilité en énergie, qui permet de contrôler les températures sans contraintes économiques ou météorologiques, et de mettre en œuvre des traitements complémentaires (pasteurisation, séchage thermique).
- La méthanisation permet d'obtenir des taux élevés d'élimination des **polluants organiques et des germes pathogènes**. Les **hydrocarbures aromatiques polycycliques** sont partiellement dégradés, les quantités résiduelles sont fixées à la matière solide, avec une très faible sortie vers la phase liquide. Les micropolluants métalliques ne sont pas éliminés mais fixés dans la fraction solide sous une forme non biodisponible.
- **La digestion thermophile est considérée comme un traitement hygiénisant des produits à haute concentration en agents pathogènes**. La digestion mésophile convient pour des produits peu contaminés, mais elle peut être complétée par des traitements hygiénisants (pasteurisation, post-compostage...) si nécessaire.

Fiche 6 - La méthanisation s'apparente à la phase thermophile du compostage



Fiche 6 (suite et fin) - La méthanisation s'apparente à la phase thermophile du compostage

1-Des processus similaires de décomposition de la matière organique

La méthanisation et la phase thermophile du compostage constituent toutes les deux une phase de décomposition de la matière organique facilement dégradable en gaz sous l'action de consortium de micro-organismes, en absence d'air pour la méthanisation, en présence d'air pour le compostage. Dans l'état actuel des techniques, **les taux de décomposition sont similaires** pour les deux voies : 2/3 environ de la matière organique non réfractaire.

2-Formation de composés réduits par méthanisation, oxydés par compostage

La méthanisation opère en conditions réductrices et aboutit à la **formation de composés réduits** : méthane, hydrogène sulfuré, ammoniac (la production de gaz carbonique est liée à la présence de l'oxygène constitutif de la matière organique). Le compostage en revanche conduit à des composés oxydés (gaz carbonique).

3-Énergie thermique in situ pour le compostage, ou sous forme de méthane stockable

Lors du compostage, la quasi-totalité du carbone des matières organiques dégradées se retrouve sous forme de gaz carbonique ; cette réaction produit de la chaleur. Lors de la méthanisation, la majorité du carbone des matières organiques dégradées se retrouve sous forme de méthane ; la production de chaleur est faible. **La principale différence ne porte pas sur la quantité d'énergie produite, mais sur la forme dans laquelle celle-ci est disponible** : chaleur générée *in situ* dans le cas du compostage, ou méthane extrait et stockable dans le cas de la digestion anaérobie.

4-Des impacts comparables sur les agents pathogènes et les composés organiques volatils

La réduction des agents pathogènes - bactéries, virus, parasites - est liée essentiellement au **couple température-durée**, et secondairement à d'autres facteurs tels que le pH, la concentration en ammoniac ou en oxygène. Le niveau de température atteint lors du compostage est étroitement dépendant du processus lui-même. Avec la méthanisation, **ce niveau de température peut être choisi par une consigne de fonctionnement** afin d'assurer le degré d'hygiénisation voulu. La digestion thermophile présente la même efficacité que la phase thermophile du compostage (disparition E. Coli, destruction Entérocoques, destruction salmonelles, etc...). Dans les procédés actuels de méthanisation, le substrat est homogénéisé, brassé et chauffé en permanence, ce qui garantit une température uniforme pendant une durée connue, de manière indépendante des conditions extérieures (météo). L'utilisation du biogaz permet également d'effectuer, en général après la digestion, une pasteurisation, un étuvage à 133°C, ou encore d'opter pour le séchage thermique, sans recourir à une énergie extérieure.

Compostage et méthanisation dégradent également de nombreux composés organiques volatils. On note certaines différences, notamment pour les molécules les plus réfractaires, certaines étant décomposées par l'une ou l'autre voie. On notera que la méthanisation opérant en milieu clos, **les émissions de COV dans l'atmosphère sont nulles** (les émissions des usines de méthanisation proviennent des étapes préalables ou ultérieures à la digestion, par exemple lors de la maturation).

Des essais concluent également à une réduction de la **phytotoxicité** du compost de biodéchets méthanisés par rapport à du compost aérobie.

Fiche 7 - La maturation des produits de la digestion et de la phase thermophile du compostage

Quelle que soit la chaîne de traitement, l'humification de la matière organique se déroule lors de la phase de maturation, distincte de la phase de décomposition

L'humification est l'étape qui suit la phase de décomposition : les molécules organiques subsistantes (ou néo-formées) se recombinent en composés plus complexes. Cette réorganisation est effectuée de manière presque exclusive à partir de molécules (aromatiques ou aliphatiques) issues de la décomposition de la cellulose et de la lignine par des champignons (en conditions **aérobies** et au-dessous de **40°C**). **Cette étape est donc nécessairement distincte des étapes précédentes (anaérobies et/ou thermophiles), que ce soit du point de vue des populations microbiologiques mises en jeu ou du point de vue de la température.**

Lors du compostage, la maturation peut suivre immédiatement et de manière progressive l'étape de décomposition, sur le même mode opératoire (retournement d'andain par exemple). Après méthanisation en revanche, la maturation est une étape physiquement séparée. **La méthanisation comme la phase thermophile du compostage sont les étapes de décomposition qui précèdent toutes deux une étape similaire, pour ne pas dire identique, de maturation (recombinaison) de la matière organique.**

En général, le produit obtenu après la phase thermophile du compostage est sec, et présente une grande perméabilité à l'air, ce qui facilite la maturation. En revanche, le digestat frais est humide d'où la nécessité de le déshydrater et de l'aérer si l'on souhaite obtenir un produit a priori équivalent à un compost mûr.

La maturation requiert des conditions aérobie et des températures inférieures à 40°C. La maturation nécessite la présence dans le digestat de molécule de lignine et/ou de cellulose (dégradées ou non). Des digestats pâteux et pauvres en lignine (digestats de lisier et de boue de STEP) nécessiteront donc théoriquement pour leur maturation l'ajout de matière organique végétale structurante et riche en lignine (**mais il ne s'agit en aucun cas d'un compostage caractérisé**).

Les effets des composts aérobie et digestats maturés sur les sols sont à priori similaires

L'influence de la matière organique sur les propriétés physiques et biologiques des sols fait l'objet d'une littérature scientifique abondante, mais mal différenciée selon l'origine (lisiers, fumiers, boues, biodéchets...) et le mode de traitement (aérobie/anaérobie...) et donc peu exploitable dans ce cadre d'analyse.

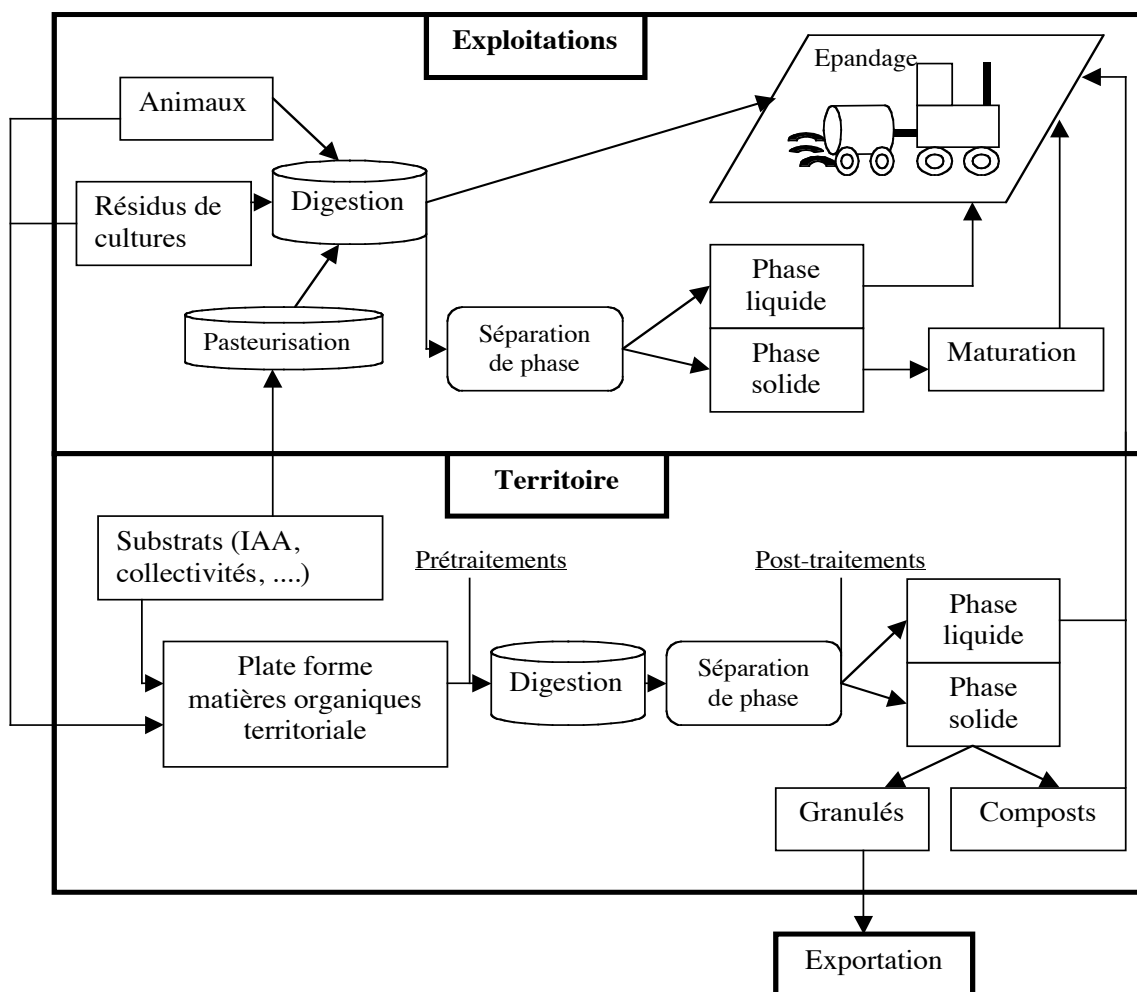
Les effets semblent directement proportionnels à la quantité de matière organique stable apportée, avec quelques nuances selon l'origine et le mode de traitement des substrats.

L'humification de la matière organique

Les molécules formées lors de la maturation aérobie de la matière organique ont des masses importantes (entre 500 et 500 000 g/mole) et comportent des proportions très variables de noyaux aromatiques et de chaînes aliphatiques. La **question** est de savoir si ces molécules, pour un substrat identique donné, sont différentes si dans la filière de traitement, il y a eu une phase de digestion ou une phase thermophile de compostage ; et si cette différence est significative, quel est l'impact agronomique des molécules formées. **L'hypothèse** que l'on peut formuler suite à cette étude est que ces molécules « d'humus » sont semblables quelque soit la voie d'obtention (à condition d'avoir une phase de maturation suffisamment longue) : même taux de dégradation de la matière organique, conservation de la lignine, tests agronomiques convergents.

Pour vérifier cette hypothèse il faudrait faire des **analyses moléculaires** sur des produits maturés (masse moléculaire, chaînes aliphatiques, noyaux aromatiques, etc...)

Fiche 8 - Les opportunités à explorer : optimisation de la gestion des déjections d'élevage



Selon le traitement appliqué au digestat (épandage direct, maturation, déshydratation, séchage, chaulage, stockage, acidification), la composition des différents produits obtenus (par exemple fraction solide/fraction liquide) va donc varier en fonction de nombreux paramètres, et **il est nécessaire de raisonner filière par filière pour apprécier l'effet de la digestion**. De plus la digestion étant un procédé conservatif (notamment de l'azote), elle permet d'optimiser le transfert de fertilité à l'échelle de l'exploitation ou du territoire.

La séparation de phase après digestion permet de différencier une fraction solide riche en matière organique stable et en phosphore, d'une fraction liquide riche en ammoniac. Elle permet donc de disposer, d'une part d'un **produit utilisable comme amendement de fond**, et d'autre part d'un **produit similaire à un engrais azoté liquide**, et donc d'optimiser les apports (en fonction du couple sol-culture) en bénéficiant des autres avantages de la digestion (odeurs, fluidité, diminution des pesticides, etc...).

De même, la codigestion, consistant à associer plusieurs produits complémentaires, et/ou de constituer un maillon dans une optique de **redistribution au niveau territorial** des matières fertilisantes, sont des pratiques qui relèvent d'une stratégie d'optimisation du potentiel fertilisant des matières organiques.

Fiche 9 - Les opportunités à explorer : biodéchets et déchets résiduels municipaux

Le produit issu de la méthanisation de biodéchets municipaux fait généralement l'objet d'une maturation, par exemple par « co-compostage » avec les déchets verts. Il relève de la **même problématique que celui issu du compostage** de ces mêmes produits.

Le compost issu de la méthanisation des déchets résiduels (résultat d'un tri des indésirables tels notamment les déchets ménagers spéciaux) peut faire l'objet d'une valorisation agronomique, mais il existe une controverse en la matière sur la compatibilité avec la réglementation notamment sur les éléments-traces. Dans le cadre de la digestion (procédé conservatif), la problématique est la même que pour celle portant sur le compost par voie aérobie.

Dans les données recueillies lors de cette étude, aucun des digestats de biodéchets ne dépassaient les seuils fixés par la norme U-44-051 et un digestat d'ordures ménagères dépassait le seuil autorisé pour le plomb.

Qu'il soit obtenu par voie aérobie ou par voie anaérobie, ses caractéristiques sont voisines : le déchet stabilisé doit respecter les mêmes contraintes (législation européenne en cours d'élaboration), il possède des caractéristiques similaires (densité).

Plusieurs différences doivent être soulignées :

- Le **bilan hydrique** de la méthanisation des biodéchets est normalement excédentaire. L'effluent est riche en ammoniac, ce qui constitue une contrainte (traitement des eaux usées).
- Le digestat est humide. Les **techniques de maturation, de séparation, d'affinage** à mettre en œuvre sont différentes de celles utilisées habituellement sur les usines de compostage.
- La possibilité d'utiliser le biogaz pour le **séchage** du digestat et/ou pour la **déshydratation** de l'effluent hydrique (avec récupération de l'ammoniac) sont des voies à explorer.

Fiche 10 - Les opportunités à explorer : le potentiel énergétique de la matière organique

Un potentiel énergétique rendu accessible sans impacts agronomiques négatifs

La nécessité du recyclage de la matière organique vers les sols est un argument souvent évoqué comme limite au potentiel énergétique de la biomasse.

La méthanisation permet de transformer la matière organique volatile en énergie facilement mobilisable (CH₄), tout en laissant intact son potentiel fertilisant : que ce soit du point de vue de la matière organique (humus) que celui des éléments minéraux.

Elle constitue donc une voie de valorisation énergétique de produits tels que déjections d'élevage et résidus de culture, dont le retour au sol est jugé indispensable.

Les possibilités de valorisation énergétique de méthane contenu dans le biogaz sont multiples :

- Energie thermique (chaudière)
- Energie thermique et électrique (cogénération)
- Injection dans un réseau de gaz (dédié ou existant)
- Autres...

De son côté, le compost produit de la chaleur (lors de la phase thermophile) qu'il est difficile de valoriser.

La méthanisation offre donc une solution de **valorisation énergétique de la biomasse qui, loin d'être en concurrence avec les impératifs agronomiques, est au contraire en synergie avec ceux-ci.**

Fiche 11 - Du point de vue de la réglementation

Une étape possible dans le traitement des sous-produits animaux

- **Un avantage comparatif pour les sous-produits de catégorie 2 :**
- Les sous-produits animaux de catégorie 2 au sens du règlement européen 1774/2002, peuvent faire l'objet d'un traitement par méthanisation ou compostage, moyennant un traitement complémentaire normalisé (étuvage à 133°C pour les produits potentiellement concernés). Ce traitement peut être assuré grâce au biogaz de manière économique. **Cette contrainte représente en réalité un atout comparatif** vis-à-vis du compostage : la méthanisation peut alors constituer une alternative à d'autres moyens de traitement, notamment l'incinération.
- **Un pré-traitement possible pour les sous-produits de catégorie 1 :**
- Les effets de la méthanisation sur le Prion ne sont pas nuls, mais ils restent très insuffisants pour prétendre en faire un moyen acceptable d'élimination du Prion. En revanche, rien n'interdit d'envisager la méthanisation comme mode de **pré-traitement des sous-produits frais**, avant transformation en farine. Il s'agit ici d'une option à analyser du point de vue du bilan énergétique.

Adapter la réglementation existante

La législation européenne place en général compostage et méthanisation sur un pied d'égalité. La réglementation française est relativement silencieuse au sujet de la méthanisation et la considère comme un pré-traitement du compostage. La législation européenne considère souvent les deux voies de traitement biologiques – méthanisation et compostage – sur le même plan d'égalité : pour le règlement 1774/2002 comme pour la directive « biodéchets » en cours d'élaboration.

Remarque : pour les ordures ménagères ou les biodéchets, les obstacles au développement de la méthanisation sont plus d'ordre technico-économique que réglementaire. En effet la méthanisation des ordures ménagères nécessite au moins en amont un tri des impuretés en amont

Projet de norme NF U 44-051

En France, le projet de norme NF U 44-051 stipule que la méthanisation est un « pré-traitement » qui doit être impérativement suivi d'un compostage.

En fait, pour obtenir un compost normalisé, il faut et il suffit que la méthanisation soit suivie d'une maturation permettant de produire du compost (obligation de résultat), et que la chaîne de traitement comporte une étape où le couple durée-température soit suffisant pour obtenir un niveau d'hygiénisation identique (obligation de moyen), mais qui ne soit pas nécessairement concomitante avec l'étape biologique (il peut s'agir d'une digestion thermophile ou d'une étape spécifique de pasteurisation).

Fiche 12 - Les données manquantes

D'une manière générale :

- **La spécification claire dans l'ensemble des publications de la place de la digestion dans la chaîne de traitement.** Des publications (notamment celles concernant les boues urbaines) font état de résultats pour lesquels on suppose qu'il y a eu une phase de digestion mais qui sont inexploitable du fait du manque de précisions sur les procédés.

Des critères d'efficacité :

- **Les effets sur les propriétés physiques des sols** (rétention en eau, porosité, stabilité de la structure, résistance à la compaction, CEC et pH) et **biologique** (biomasse microbienne, activité biologique et lombriciens).
- **Des essais agronomiques de longues durées** pour évaluer l'impact sur les propriétés physiques et biologiques des sols.
- La comparaison du devenir de la matière organique lors de la **maturation** aérobie des digestats (humification, minéralisation, etc.) et lors de la maturation des produits de la phase thermophile du compostage.

Des données analytiques :

- Le devenir du phosphore lors de la digestion.
- Les effluents d'élevage : composition des fumiers digérés et plus généralement la teneur en phosphore des digestats.
- Les boues urbaines : la teneur en azote et la minéralisation de l'azote.
- Les biodéchets, déchets verts et ordures ménagères.
- Des bilans matières C, N, P pour les filières de traitements comprenant une phase de digestions.
- Des résultats économiques sur les fermes qui travaillent avec des digestats (économies de fertilisants, de pesticides, de fioul, etc...).