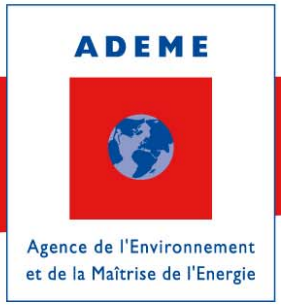
QUALITÉ AGRONOMIQUE ET SANITAIRE

DES DIGESTATS

Octobre 2011

Etude réalisée pour le compte de l'ADEME et le Ministère de l'Agriculture par
RITTMO Agroenvironnement, Uteam, FIBL, INERIS, LDAR
Marché ADEME n° 0906C0053

Coordination technique : Fabienne MULLER – Service Prévention et Gestion des Déchets – Direction Consommation Durable et Déchets – ADEME Angers



RAPPORT FINAL

REMERCIEMENTS

Aux membres du comité de pilotage pour leur expertise :

Fabienne MULLER - Service Prévention et Gestion des Déchets - Direction Consommation Durable et Déchets – ADEME Angers
Rosine TRAVERS - Chef du bureau des sols et de l'eau, Ministère de l'alimentation, de l'agriculture, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire (DGPAAT)
Vincent SZLEPER - Bureau biomasse et énergie du Ministère de l'alimentation, de l'agriculture, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire (DGPAAT)
Charles THIEBAUT : Ministère de l'Ecologie du Développement Durable, des transports et du Logement (DGPR)
Vincent FERSTLER - Ministère de l'Ecologie du Développement Durable, des transports et du Logement, Direction de l'Eau et de la Biodiversité.
Guillaume BASTIDE - Service Prévention et Gestion des Déchets, ADEME
Arnaud GAUFFIER - Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture (APCA)
Armelle DAMIANO - Association AILE (association d'initiatives locales pour l'énergie et l'environnement)
Solène DUMONT - TRAME Centre de ressources et de développement agricole et rural
Caroline MARCHAIS - Déléguée générale du Club Biogaz - ATEE

Ainsi que tous les exploitants :

Ayants fournis des indications sur leurs procédés de méthanisation et les caractéristiques de leurs digestats, en particulier, M. Ronan NEDELEC du SIAAP (Syndicat Interdépartemental Pour l'Assainissement de l'Agglomération parisienne) pour les nombreuses informations transmises.

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

SOMMAIRE

1 Introduction 10
1.1 La méthanisation 10
1.2 La méthanisation conserve les éléments fertilisants 11
2 Méthodologie 11
2.1 Recherche bibliographique 11
2.2 Collecte de données de terrain 12
2.2.1 Données obtenues pour les intrants agricoles 12
2.2.2 Données obtenues pour les Installations exploitées par des industriels 12
2.2.3 Données obtenues pour les intrants d'origine urbaines 13
3 Typologie des données collectées pour les intrants d'origine agricoles et déchets non dangereux 14
3.1 Typologies des procédés 14
3.1.1 Type de digesteur 15
3.1.2 Température de digestion 15
3.1.3 Séparation de phase 15
3.1.4 Phase d'hygiénisation 16
3.1.5 Synthèse des paramètres des procédés 16
4 Typologie des données collectées pour les boues issues du traitement des eaux ussées urbaines - BTU digérées 17
4.1 L'origine des données 17
4.2 Typologies des procédés 17
4.2.1 Type de digesteur des BTU 17
4.2.2 Les procédés couramment utilisés pour les BTU 17
5 Typologie des données collectées pour les ordures ménagères résiduelles - OMr et biodéchets 19
5.1 L'origine des données 19
5.2 Typologies des procédés 19
5.2.1 Type de digesteur des ordures ménagères 19
5.2.2 Procédés de pré-traitement couramment utilisés pour les OM 20
5.2.3 Procédés de post-traitements 20
6 Les intrants: définition des groupes 21
6.1 Résultats issus de la collecte de données pour les digestats du monde agricole et de matières végétales brutes 21
6.2 Nature des intrants des digestats d'origine urbaine 25
6.3 Revue bibliographique 26
7 Définition et description de procédés utilisés en méthanisation. 29
7.1 Digestion humide / digestion sèche 29
7.2 Pré-traitements 30
7.2.1 Prétraitements mécaniques et macération 30
7.2.2 Procédés en deux étapes à biolixiviation 30
7.2.3 Prétraitements physiques 30

7.3 Post traitements 31
7.3.1 Séparation de phase 31
7.3.2 Le stripping avec lavage acide 33
7.3.3 Précipitation de struvite 33
7.3.4 Le procédé d'osmose inverse 34
7.3.5 Le séchage : évaporation et séchage thermique 34
7.3.6 Chaulage 35
7.3.7 Le compostage 35
8 Qualité agronomique des digestats : les éléments fertilisants 36
8.1 L'Azote 38
8.1.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales 38
8.1.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine 42
8.1.3 Synthèse bibliographique 46
8.1.4 Impact des procédés sur les teneurs en azote 46
8.1.5 Effet des digestats sur la teneur en azote dans les sols 48
8.1.6 En conclusion sur la valeur fertilisante azotée des digestats: 50
8.2 Le phosphore 51
8.2.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales 51
8.2.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine 53
8.2.3 Synthèse bibliographique 54
8.3 Le potassium 56
8.3.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales 56
8.3.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine 58
8.3.3 Résultats issus de la bibliographie 59
8.4 Les éléments fertilisants secondaires et les oligo-éléments 60
8.5 La matière organique 63
8.5.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales 63
8.5.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine 64
8.5.3 Synthèse bibliographique 67
8.6 Qualité agronomique - Etude de cas d'un digestat de BTU: la station de Seine Amont 68
8.6.1 Le procédé de méthanisation 68
8.6.2 Méthode de traitement des résultats 68
8.6.3 Résultats du traitement comparatif statistique 68
8.6.4 Impact de la méthanisation sur les taux de matière sèche 68
8.6.5 Impact de la méthanisation sur les teneurs en éléments fertilisants 70
8.7 Synthèse sur la qualité agronomique des digestats 71
8.7.1 Digestats issus du monde agricole et des matières végétales 71
8.7.2 Digestats d'origine urbaine 72
9 Qualité sanitaire et environnementale 74
9.1 Polluants organiques 74

9.1.1 Digestats d'origine agricole et matières végétales : Présentation des quelques valeurs obtenues lors de la collecte de données 74
9.1.2 Présentation des valeurs des teneurs en PCB obtenues pour les digestats de BTU 75
9.1.3 Présentation des valeurs obtenues pour les digestats d'OMr 75
9.1.4 Impact des post-traitements sur les teneurs en HAP obtenues pour les digestats urbains 76
9.1.5 Etude de cas : Impact de la méthanisation sur les teneurs en polluants organiques de la station de Seine Amont : 78
9.1.6 Synthèse bibliographique sur la qualité sanitaire et environnementale des digestats 80
9.1.7 Cas des micropolluants organiques dans les digestats de BTU 83
9.1.8 Hormones et résidus médicamenteux 84
9.1.9 Pesticides 85
9.2 Eléments traces métalliques: Présentation des résultats du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et des matières végétales 86
9.2.1 Le cuivre 86
9.2.2 Le zinc 88
9.2.3 Le cadmium 90
9.2.4 Le plomb 91
9.2.5 Le mercure 93
9.2.6 Le nickel 94
9.2.7 Le chrome 96
9.3 Eléments traces métalliques: Présentation des résultats du traitement des données collectées pour les déchets urbains 97
9.3.1 Le cadmium 98
9.3.2 Le chrome 100
9.3.3 Le cuivre 101
9.3.4 Le mercure 103
9.3.5 Le nickel 104
9.3.6 Le plomb 105
9.3.7 Le zinc 107
9.4 Etude de cas : Impact de la méthanisation sur les teneurs en Eléments Trace Métalliques de la station de Seine Amont : 108
9.4.1 Seine Amont : Synthèse sur les ETM 113
9.5 Eléments traces métalliques: Présentation des données bibliographiques 115
9.6 Qualité microbiologique des digestats de toute origine 116
9.6.1 Impacts des intrants 116
9.6.2 Impact de la température de méthanisation 116
9.6.3 Chaulage 118
9.6.4 Etude comparative de 3 prétraitements 119
9.6.5 Pasteurisation 120
9.7 Synthèse pour la qualité sanitaire des digestats 120
10 Impact de l'apport de digestat sur les propriétés biologiques et physiques des sols. Résultats issus de la bibliographie 121
10.1 Effets sur les propriétés biologiques des sols 121
11 Effets sur les propriétés physiques du sol 123
12 Résultats issus d'essais au champ 124
13 Substitution aux engrais minéraux 126

14 Odeurs 128
15 Volatilisation de l'azote 130
15.1 Le stockage 130
15.2 L'épandage 131
15.3 Les traitements complémentaires 132
15.4 Conclusions sur la volatilisation de l'ammoniac 132
16 Synthèse générale sur la méthanisation des déchets organiques agricoles et urbains 133

RESUME

Le digestat, issu du processus de méthanisation, est une « nouvelle » matière résiduaire organique destinée à l'épandage agricole. Cependant, la connaissance de l'impact de la digestion sur la valeur agronomique et sanitaire des matières organiques, ainsi que l'impact des digestats sur les propriétés biologiques/physiques/chimiques des sols, n'est pas suffisamment précise à ce jour. Les matières organiques entrantes et leur variabilité, les procédés de méthanisation et de post-méthanisation sont des paramètres qui peuvent impacter directement la valeur agronomique des digestats.

Aujourd'hui la filière est en plein développement et il est nécessaire de rassembler les données disponibles afin de pouvoir actualiser les connaissances sur les digestats issus de la méthanisation des déchets d'origine agricole ou urbaine et d'identifier les besoins d'acquisition restant à satisfaire.

Dans ce cadre, l'ADEME et le ministère de l'agriculture ont lancé une étude bibliographique, débutée en 2010, afin d'essayer de caractériser les digestats en fonction des intrants et des procédés utilisés. Cette étude a consisté à rassembler les informations disponibles dans la littérature scientifique, ainsi qu'auprès des exploitants de méthaniseurs. La collecte de valeurs analytiques des éléments fertilisants, des éléments traces métalliques, des composés traces organiques et des micro-organismes a permis de construire une base de données permettant de travailler sur les similitudes et différences des différentes matières étudiées.

La réalisation de traitements statistiques de données récupérées dans le cadre de cette étude, dans la limite du nombre d'informations disponibles, a permis de déterminer de grandes tendances quant à l'impact des intrants et des procédés de méthanisation : la qualité des intrants définit en grande partie la qualité des digestats produits.

L'apport de biodéchets et de déchets verts et horticoles aura tendance à faire baisser les teneurs en éléments fertilisants (N, P, K) des digestats à base de déjections animales, tandis que la co-méthanisation de sous-produits animaux et de lisier porcin entrainera, au contraire une augmentation des concentrations de ces éléments fertilisants. Les teneurs les plus élevées en azote totale et ammoniacale, ainsi qu'en phosphore total ont été mesurées dans les digestats de Boues issues du Traitement des eaux usées Urbaines (abréviation BTU dans le document) et les digestats issus de la co-méthanisation des déjections animales (et particulièrement les lisiers de porc) et de des sous- produits animaux.
Les post-traitements ont pour incidence de concentrer ou répartir les éléments fertilisants ou les polluants.

La séparation de phase notamment, permet de produire des digestats aux caractéristiques très différentes : les digestats non séparés (digestats bruts) et surtout les digestats liquides peuvent constituer un engrais azoté « quasi minéral ». La proportion d'utilisation effective de cet azote par les plantes sera facilitée à condition que ces digestats soient effectivement gérés comme tel par l'agriculteur et se substituent en partie aux engrais azotés minéraux. Le digestat solide a, quant à lui, les caractéristiques d'un amendement organique et contient donc la fraction organique résiduelle. Cette phase solide contiendra souvent la majorité du phosphore.

En ce qui concerne l'innocuité des digestats, ceux d'origine urbaine ont souvent des teneurs en composés indésirables (métaux lourds, composés traces organiques) plus importantes que les digestats d'origine agricole. Ces derniers (à l'exception parfois du lisier de porc pouvant être riche en cuivre et en zinc) ont des teneurs faibles en métaux lourds et en polluants organiques au regard de la réglementation française, même si ces éléments peuvent être concentrés par le processus de méthanisation.

La connaissance des propriétés des différents digestats permet d'étudier la meilleure façon de valoriser ces matières, qui pour l'instant, ne sont valorisées et mis sur le marché que par la voie du plan d'épandage. Il faut néanmoins souligner que les boues issues du traitement des eaux usées (non compostées) sont également soumises à cette même réglementation relative au plan d'épandage, et ce, indépendamment du traitement reçu (digestion ou non).

- **Mots clés :**

  Digestat/méthanisation
  Déjections animales
  Biodéchets, ordures ménagères résiduelles-OMr, boues
  Valeur agronomique
  Innocuité
  Volatilisation de l'azote
  Procédés de méthanisation

SUMMARY

Digestate, resulting from the digestion process, is a "new" organic matter for agricultural spreading. However, knowledge of digestion impact on agronomic and sanitary value of organic matter, as well as the impact of digestate on the biological/physical/chemical soil properties is not sufficiently precise to date. Diversity of digested organic matters and processes of digestion, are parameters that can directly impact the agronomic value of the digestate.

Actually the biogas industry is booming in France and it is necessary to gather datas and identify needs in order to update the knowledge on anaerobic digestion residues from agricultural and urban wastes.

In this context, ADEME (french agency for environment and energy management) and the french ministry of agriculture launched a study, started in 2010, so as to characterize digestate according to inputs matters and processes used. This study was to gather information available in scientific literature, as well as to operators of biogas plants. The collection of analytical values of nutrients, heavy metals, organic contaminants (PAHs, BCPs) and microorganisms has built a database to work on the similarities and differences of the products studied.

Within the limit of the amount of information available, the production of statistical processing of data collected in this study was done. This has identified major trends regarding the impact of inputs and processes of digestion: the inputs quality defined in large part the quality of digestate.

Use of biowaste and/or green and horticulture wastes will tend to lower nutrient content (nitrogen, phosphorus, potassium) of digestate mainly base with manure/slurry. In contrast, co-digestion of animal by-products and pig manure will increase these nutrients contents. The highest levels of ammonia, total nitrogen and total phosphorus were measured in sewage sludge digestate and in digestate from co-digestion of animal manure (especially pig manure) and animal by-products.

The post-processing effects have to concentrate or distribute nutrients and pollutants. Phase separation especially, can produce digestates with very different characteristics:

The unseparated digestates (raw digestate) and particulary liquid digestates can be a nitrogen fertilizer "like- mineral". The proportion of used nitrogen for plants will be facilitated, provided that such digestates are effectively managed as “fertilizer” by the farmer and could replace in part, mineral fertilizer. The solid digestate in turn, has characteristics of an organic amendment and therefore contains the residual organic fraction and often the majority of phosphorus.

With regard to products innocuity, digestate from urban waste have undesirable compounds concentrations (heavy metals, PAHs, BCPs) higher than digestate from agriculture. These latter (with the occasional exception of pig manure than can be rich on copper and zinc) have low concentrations of heavy metals and organic pollutants under french regulation, although these elements are concentrated by the process of digestion.

Knowledge of digestates properties allow to study the better way to promote these products, which are currently considered like “waste” by french regulation. It’s important to notify that sewage sludges, whatever process used (except composting), are valorized in France by spreding plan regulation.

- **Key words :**

  Digestate/anaerobic digestion
  Manures
  Biowastes, sewage sludge
  Agronomic efficiency
  Innocuity
  Nitrogen volatilization
  Digestion process

Glossaire

AAMF : Association des Agriculteurs Méthaniseurs de France.
ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie.
AFSSET : Agence Française de la Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail.
AILE : Association d'Initiatives Locales pour l'Energie et l'environnement.
Al : Aluminium.
ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
BTU : Boues issues du Traitement des eaux Usées urbaines.
C, CaO : Calcium et forme oxydée du calcium.
CTO : Composés Traces Organiques.
CSTR : Procédé de traitement en continu en réacteur infiniment mélangé.
Cu : Cuivre.
DBO : Demande Biologique en Oxygène.
DCM : Matière dissoute et colloïdale.
DCO : Demande Chimique en Oxygène.
DCO s : DCO soluble.
DCO tot : DCO totale.
DL-PCB : polychlorobiphényles de type dioxine.
ETM : élément trace métallique.
Fe : Fer.
FFOM : Fraction Fermentescible issue des Ordures Ménagères résiduelles (OMr).
FIBL : Institut de recherche de l'agriculture biologique (antenne de Frick en Suisse).
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.
HBCD : hexabromocyclododécane.
INERIS : Institut National des l'Environnement Industriel et des Risques.
K, K_2O : potassium et forme oxydée du potassium.
LDAR : Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherche de Laon.
MES : Matière en Suspension.
Mg, MgO : Magnésium et forme oxydée du magnésium.
Mn : Manganèse.
MS : Matière Sèche.
MSV : Matière Sèche Volatile.
N ; NH_4^+, NO_3^- : azote et formes minérales de l'azote.
Na : Sodium.
NP : Nonylphénol.
OMr : Ordures Ménagères résiduelles.
ORRChim : Ordonnance Suisse sur la Réduction des Risques liés aux produits chimiques (18 mai 2005).
P ; **P_2O_5** : Phosphore et forme oxydée du phosphore.
PCB : polychlorobiphényles.
PCDD : dibenzo-p-dioxines.
PCDF : dibenzo-*p*-furanes polychlorés.
Pdff : Contribution relative, du phosphore apporté, à la nutrition phosphatée. Indicateur permettant d'évaluer la biodisponibilité du phosphore pour une BTU donnée.
PFA : composés alkylés perfluorés.
PPS : produits phytosanitaires.
RITTMO : Agroenvironnement : CRITT (Centre Régional d'Innovation et de Transfert de Technologies) – labellisés CRT (Centre de ressources Technologiques) par le ministère de la recherche – labellisés institut Carnot MICA.
S : Soufre.
STEP : Station de Traitement des Eaux usées.
TRAME : Centre de ressources et de développement agricole et rural.
UASB : procédé utilisé en méthanisation qui consiste en un lit de boues granulaires maintenue en suspension dans le réacteur par la circulation des effluents à traiter. Les granules de boues contenant les micro-organismes responsables de la dégradation de la matière organique.
UFC/g : Unité Formant colonie dans un gramme de matière, ce qui équivaut au nombre de bactérie dans 1g.
VF : valeur fertilisante.
Zn : Zinc.

1 INTRODUCTION

En France, la méthanisation, et en particulier la méthanisation à la ferme, connaît un renouveau depuis quelques années pour des raisons économiques et écologiques. L'augmentation du prix d'achat de l'électricité produite à partir d'énergies renouvelables mis en place en août 2006 par le gouvernement, a fortement contribué à ce nouvel élan en France.
Cependant, si l'aspect énergétique de la méthanisation et la gestion du biogaz sont bien connus, le retour au sol des produits issus de cette digestion l'est beaucoup moins.
Le développement de la méthanisation des déchets organiques et des effluents constitue un enjeu fort pour la France à plusieurs niveaux : production d'énergie renouvelable ; préservation de la qualité des sols par une bonne gestion du retour au sol de la matière organique résiduelle ; diversification pérenne des entreprises agricoles. Ainsi, la majorité des installations de méthanisation agricole ont vu le jour ces 5 dernières années et un grand nombre de projets sont aujourd'hui en phase d'étude ou de finalisation.
Le digestat, issu du processus de méthanisation, est donc une nouvelle matière résiduaire organique destinée à l'épandage agricole. Cependant, la connaissance de l'impact de la digestion sur la valeur agronomique et sanitaire des matières organiques n'est pas suffisamment précise à ce jour.
L'ADEME a donc fait réaliser une première étude d'état des connaissances sur la qualité agronomique des digestats en 2004 par Solagro et Orgaterre lorsque cette filière était émergente. Aujourd'hui la filière est en plein développement et il est nécessaire d'actualiser cette première étude tant quant aux données disponibles qu'aux besoins d'acquisitions de connaissances restant à satisfaire.

L'objet de la première partie de l'étude « qualité agronomique et sanitaire des digestats » est donc d'actualiser les connaissances sur les digestats issus de la méthanisation des déchets non dangereux du monde agricole ou matière végétale brute.
La seconde partie de l'étude sera dédiée aux digestats issus de la méthanisation des déchets urbains.
En Europe, la méthanisation à la ferme est largement développée chez nos voisins de l'Est et en Scandinavie. Le retour d'information sur l'utilisation de digestats agricoles permet déjà d'avoir quelques données sur la valorisation de ce type de digestat en agriculture. Il en est de même pour la méthanisation de boues issues du traitement des eaux usées urbaines (BTU).[1]
Les matières organiques entrantes et leur variabilité, les procédés de méthanisation et de post-méthanisation (stockage, épandage) sont des paramètres qui impactent directement la valeur agronomique des digestats. Leur typologie doit donc intégrer ces paramètres.
Une étude récente, ainsi qu'un projet européen, ont permis d'éclaircir un peu notre vision sur la qualité des digestats :

- Les composts et digestats en Suisse, 2007 **(1)**.
- Projet Européen AGROBIOGAS 2006 **(3)**.

1.1 LA MÉTHANISATION

La méthanisation de la matière organique peut être comparée à la phase thermophile du compostage. Il s'agit de phases d'intense activité bactérienne où le carbone le plus facilement accessible est dégradé en CO_2 avec dégagement de chaleur (phase thermophile du compostage) ou en méthane et en CO_2 (méthanisation). A la fin de ces processus biologiques, on obtient des produits (digestat et compost frais) qui peuvent subir une phase de maturation (réorganisation du carbone, humification) afin d'obtenir un produit plus stabilisé (faible évolution de la fraction carbonée) **(4)**.
Les deux effets principaux de la méthanisation sont donc, d'une part, de réduire la teneur en matière organique en produisant du biogaz et d'autre part, de transformer une fraction plus ou moins importante de l'azote organique en azote minéral. Le résultat du processus de méthanisation est appelé «digestat». Sa qualité est influencée fortement par les matières premières mais également par le procédé utilisé **(5)**.

[1] L'ensemble des acronymes et abréviations utilisés sont présentés dans le glossaire en page 9

De plus, la méthanisation diminue le taux de matière sèche du substrat (en moyenne de 50 %) et donc sa viscosité, permettant dans le cas d'une méthanisation par voie humide une meilleure pénétration du produit dans le sol et un meilleur écoulement le long des feuilles. **(14, 15)**. La valeur du pH augmente de plus d'une unité. La salinité augmente également pendant la méthanisation (+20 %), alors que la teneur en soufre diminue **(28)**.

1.2 LA METHANISATION CONSERVE LES ELEMENTS FERTILISANTS

Après méthanisation, le digestat va contenir la fraction non dégradée de la matière organique initiale et conserver la grande majorité des matières minérales. La matière organique non dégradée dans un réacteur de méthanisation sera composée d'éléments ramifiés et complexes (type lignines) **(1)**. Signalons également que le procédé n'entraîne que peu de perte en eau (négligeable au travers des condensats du biogaz).
Les différents bilans de masse disponibles sur les unités de méthanisation en fonctionnement montrent le maintien de la quantité d'azote dans l'effluent méthanisé **(1)**.
La digestion anaérobie est un procédé conservatif pour les éléments n'entrant pas dans la composition du biogaz. Ce procédé permet donc la préservation des éléments fertilisants majeurs (l'azote, le phosphore et le potassium), et des oligo-éléments dans le digestat brut **(6)**.
Par conséquent, il va y avoir conservation des éléments fertilisants, mais également des polluants potentiels.
Pour ce qui est des qualités fertilisantes au sens strict, les principaux changements qui s'opèrent lors de la méthanisation sont observables sur l'azote, notamment sa forme chimique :
A l'issue de la méthanisation, l'azote sera principalement sous forme minéral (45-75 % d'ammonium) rapidement exploitable par les végétaux. Les 25 – 55 % restant sont sous forme organique **(7 ; 8 ; 9 ; 10)**. Toutefois, les risques de pertes gazeuses de cet azote sous forme ammoniacale est très importante (jusqu'à près de 70 % de la quantité de NH_4^+ épandue, **(11 ; 12)** si les conditions et quantités d'épandage ne sont pas optimale.

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

La recherche bibliographique a consisté en l'interrogation des bases de données scientifiques en croisant les mots clés relatifs **aux matières premières,** avec les mots clés relatifs **aux procédés**, et avec les mots clés **relatifs aux effets**. Ces mots clés ont été utilisés en trois langues : français, anglais et allemand. La recherche des articles a été réalisée sur une période de l'année 2000 à aujourd'hui (2011).

Tableau 1 : Tableau des mots clés utilisés pour la recherche bibliographique

Substrat	Procédés	Utilisation	Effets	Innocuité
lisiers	méthanisation	épandage	fertilisation	activité microbiologique
fumiers	digestion anaérobie	compostage	valeur agronomique	activité respirométrique
eaux vertes	digestat	maturation	amendement agricole	Pathogène
eaux blanches	digestat brut	enfouissement	azote	Phytopathogène
végétaux	procédés	lixiviation	NH3	impact sanitaire
culture énergétique	prétraitement	volatilisation	NH4	risque sanitaire
maïs	post-traitement	gaz à effet de serre	phosphore	Biodiversité
sorgho	stripping	émission gazeuses	potassium	ETM
boues industries agroalimentaire	enzyme	N2O	Oligo-éléments	CTO
brasserie	hydrolyse	NH3	spéciation éléments	Polluants organiques
céréales	inoculum	traitement aérobie	cycle chimique	HAP
Amidon	pasteurisation	Innocuité	engrais	PCB
Colza	séchage	activité microbiologique	ac.humiques	
déchets verts	centrifugation	activité respirométrique	biodisponibilité éléments	
alcool	filtre-presse	pathogène	ICC-C	
marc	séparation de phase	phytopathogène	ICC-N	

Substrat	Procédés	Utilisation	effets	Innocuité
Ensilage	thermophile	impact sanitaire	test de maturité	
rafles	mésophile	risque sanitaire	essai sur plantes	
Miscanthus	maturation	biodiversité	effets sur culture	
huile	température	ETM	rendement	
Matières stercoraires	UASB	Polluants organiques	pH	
déchets animaux	Batch	HAP	CEC	
abattoirs	lit fluidisé	PCB	ISMO	
graisse	struvite		stabilité structurale	
distillation	AT4		rétention en eau	
Ordures ménagères	GB 21		porosité	
Déchets biologiques des ménages	post- méthanisation			
Boues issues du traitement des eaux usées urbaines	TSH			
algues				

Les bases de données interrogées ont été :

- CAT / INIST
- Current contents connect / Web of knowledge

Chaque article considéré comme intéressant a donné lieu à la rédaction d'une fiche de lecture qui figurera en annexes du rapport final. A la rédaction de ce rapport intermédiaire, 115 articles/études/rapports ont été étudiés.

2.2 COLLECTE DE DONNEES DE TERRAIN

2.2.1 Données obtenues pour les intrants agricoles

Un questionnaire (Annexe 1) a été réalisé et transmis aux organismes suivants qui l'ont relayé auprès d'agriculteurs methaniseurs :

- TRAME,
- AAMF,
- AILE
- ATEE - Club Biogaz

De plus, les coordonnées des installations françaises référencées par la base SINOE de l'ADEME ont été utilisées pour transmettre le questionnaire aux exploitants.
Malgré de très nombreuses relances, il a été très difficile d'obtenir les analyses auprès des exploitants. On ne s'intéresse évidemment qu'aux installations en fonctionnement depuis plus de quelques mois et capables de fournir des données analytiques. Elles se sont révélées être beaucoup moins nombreuses qu'escompté.

Installations à la ferme
Il s'agit d'installations de méthanisation exploitées par un agriculteur dans le cadre de son exploitation, qui traite de façon très majoritaire des effluents d'élevage.
9 installations de ce type ont été identifiées, 4 d'entre elles ont envoyé des analyses, (1 à 3 analyses par installation, une seule installation dispose d'analyse d'ETM en plus des analyses sur les paramètres agronomiques).

Installations « centralisées »
Il s'agit d'installations de traitement de déchets ou sous produit organiques, méthanisant des déchets majoritairement issus des particuliers.
Quatre installations de ce type ont été contactées dont une en Belgique.

2.2.2 Données obtenues pour les Installations exploitées par des industriels

Il s'agit principalement d'industriels de l'agro alimentaire ou papetiers.
69 installations de ce type sont répertoriées dans les listes SINOE de l'ADEME.

Dans leur très grande majorité, ces installations utilisent la méthanisation pour traiter les eaux usées d'exploitation et abattre ainsi la DCO et la DBO. Ce sont donc des effluents liquides à de faibles teneurs en matières sèches qui sont digérés. La plupart du temps, les effluents font ensuite l'objet d'un traitement aérobie. Parfois l'effluent est rejeté sans traitement complémentaire au réseau ou même au milieu naturel.

Des boues peuvent être produites au niveau de la méthanisation, souvent en faible quantités, le plus souvent utilisées pour ensemencer d'autres méthaniseurs chez d'autres industriels. L'ensemencement consistant en l'apport de la microflore anaéraobie permettant la dégradation de la matière organique en biogaz pour permettre le démarrage d'un digesteur, ou encore pour réenchérir en micro-organismes des digesteurs.

Les temps de séjour des effluents dans le digesteur sont de quelques heures, jamais plus de 48 heures.
Les températures de digestion sont de 20 à 40°C.
9 installations relevant de ce cas de figure ont fourni des analyses, elles sont identifiées à part dans le fichier Excel récapitulant les données collectées.

Il a été décidé par le comité de pilotage que ces installations ne soient pas dans le périmètre de l'étude.

En effet, elles sont conçues et exploitées comme des installations de traitements des effluents, et pas comme des installations de traitements de déchets ou sous produits organiques avec production de méthane. Le temps de séjour est si faible qu'il est difficile de considérer les matières sortantes comme des digestats. Ces matières sortantes font le plus souvent l'objet d'un traitement aérobie après la digestion.
Lorsque des analyses nous ont été transmises, ce sont les analyses de ces boues extraites après ce traitement aérobie, lui-même précédé de la digestion. La matière organique de ces boues aura donc subi des transformations biologiques et physico-chimiques différentes de celles la méthanisation. Il est fort probable par exemple qu'une grande partie de l'azote ammoniacal produit lors de la digestion soit réorganisé sous forme d'azote organique.

Cependant, deux installations exploitées par des industriels de l'agroalimentaire ont néanmoins été identifiées comme traitant des déchets organiques avec un temps de séjour de plus de 20 jours. Ces deux installations sont donc sans ambigüité dans le périmètre de l'étude et y ont été intégrées comme telles.

2.2.3 Données obtenues pour les intrants d'origine urbaines

La recherche de données a été réalisée par prise de contact directe auprès des exploitants ou des maîtres d'ouvrage des STEP ou des installations de traitement de déchets ménagers disposant d'une phase de digestion. Ces installations ont été identifiées sur la base des listes Sinoé de l'ADEME.

Au total 22 STEP et 4 Installations de traitements de déchets ménagers ont été contactées.

Il a été collecté 24 séries analytiques de BTU digérées correspondant à 18 collectivités et 21 STEP. Certaines STEP ont fourni des données sur des BTU digérées ayant subi différents post traitements, d'autre ont fournis des données sur deux années consécutives. Les séries analytiques comportent chacune entre 4 et 52 analyses de BTU digérées. Hormis pour 4 d'entre elles, tous les paramètres imposés par la réglementation relative à l'épandage des BTU figurent dans les données fournies. Lorsqu'il manque des paramètres, il s'agit de paramètres agronomiques.

2 séries d'analyses ont été collectées auprès des installations de traitements de déchets ménagers. Comportant l'une 4 analyses et l'autre 12 analyses. Les paramètres analysés sont les paramètres imposés par la norme NFU 44-051auxquels ont été ajoutés les paramètres standards pour qualifier la valeur agronomique.

3 TYPOLOGIE DES DONNÉES COLLECTÉES POUR LES INTRANTS D'ORIGINE AGRICOLES ET DÉCHETS NON DANGEREUX

Au total, les analyses de 168 digestats ont été obtenues dont 65 % à partir de l'enquête réalisée (figure 1).

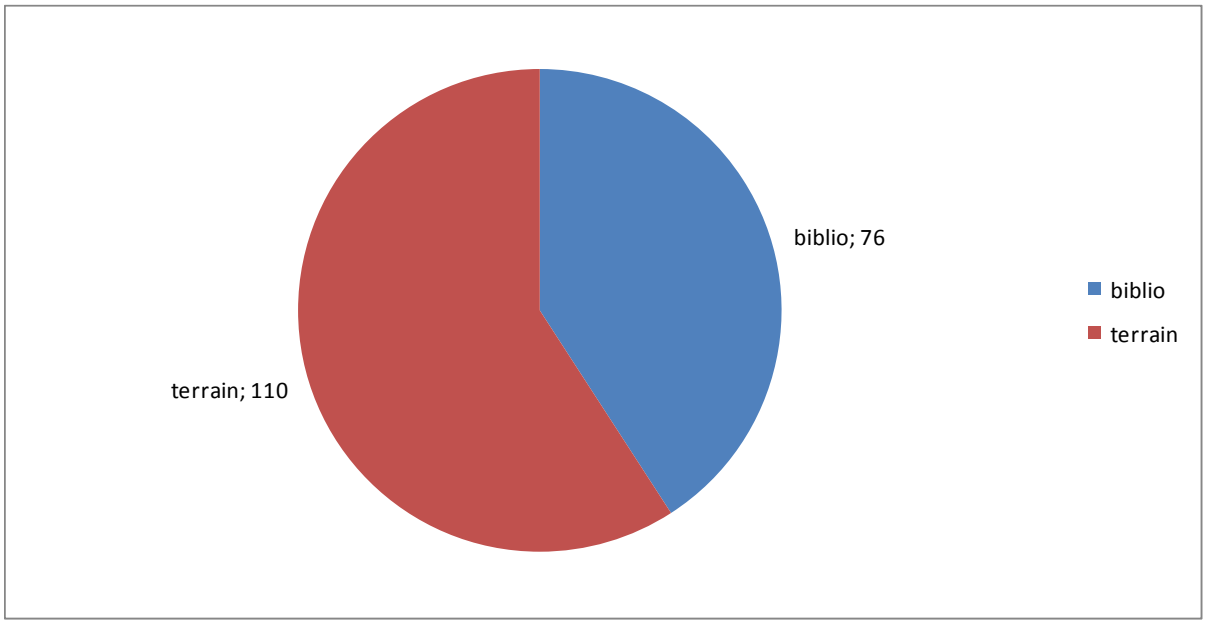


Figure 1 : Répartition des données obtenues entre l'enquête et les références bibliographiques

Une grande partie des digestats (88 %) sont issus de sites de méthanisation en Europe. Les données issues de la Suisse et de l'Allemagne représentent plus de la moitié des données finales. Les données issues de digesteurs situés en France représentent environ 20 % des données (figure 2).

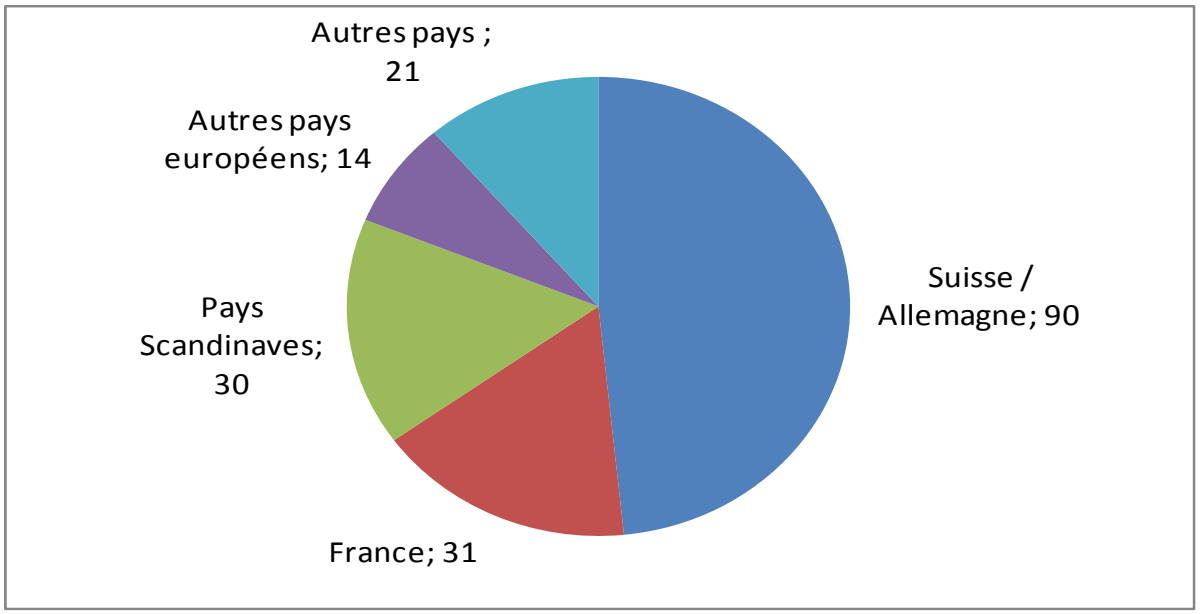


Figure 2 : répartition des données selon l'origine

3.1 TYPOLOGIES DES PROCÉDÉS

Trois caractéristiques relatives aux procédés ont pu être déterminées pour la majorité des digestats. Il s'agit du type de digesteur, de la température de digestion et de la séparation de phase.

3.1.1 Type de digesteur

Le procédé de méthanisation le plus fréquemment observé est celui de l'infiniment mélangé (62 % des cas). Vient ensuite le procédé par voie sèche (32 % des cas). Cependant, ce procédé est rencontré presque exclusivement en Suisse dans des digesteurs traitant des biodéchets et des déchets verts.

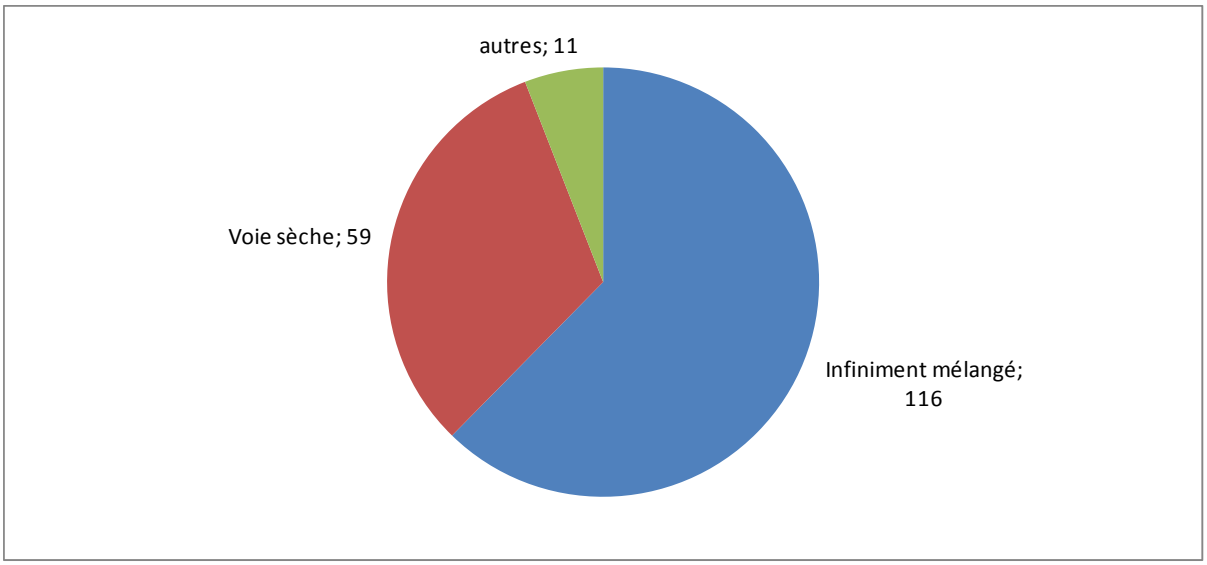


Figure 3 : Répartition des digesteurs selon le procédé

3.1.2 Température de digestion

La digestion est réalisée dans 66 % des cas en conditions mésophiles (37-40 °C). La méthanisation thermophile est rencontré là encore principalement en Suisse dans le cadre de la méthanisation des biodéchets (figure 4).

3.1.3 Séparation de phase

Les données obtenues concernent à part égale des digestats bruts, solides ou liquides. Néanmoins, la séparation de phase est réalisée dans environ 52 % des cas (figure 5).

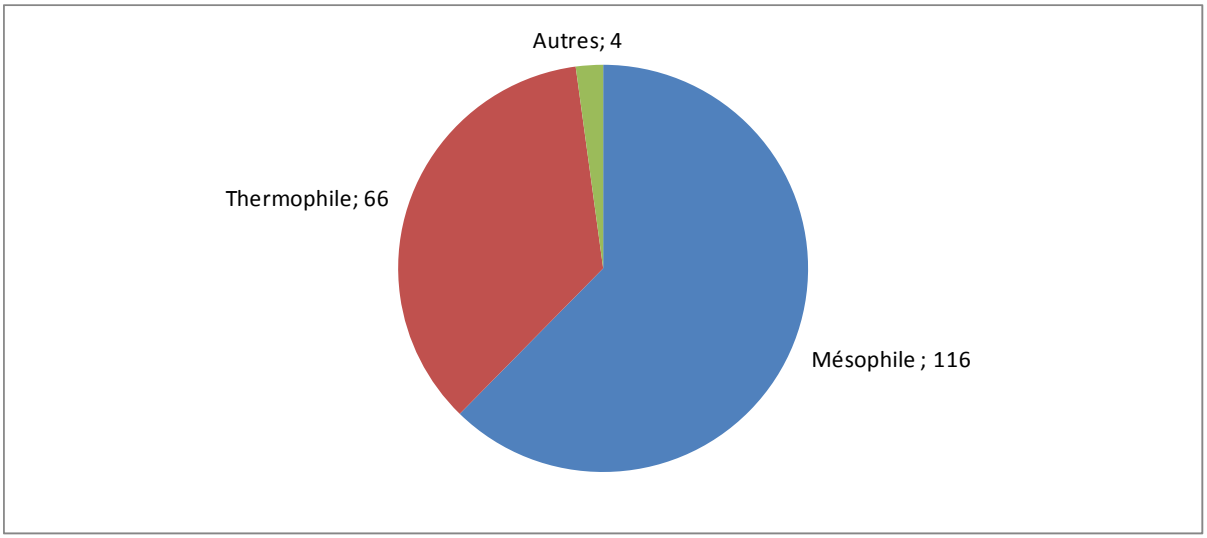


Figure 4 : Répartition des données selon la température de la méthanisation

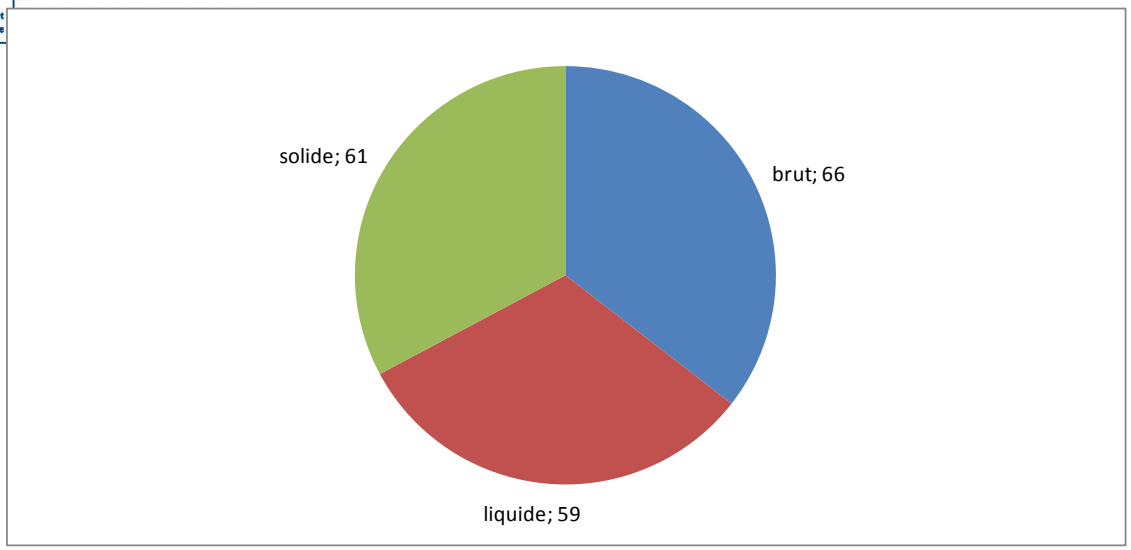


Figure 5 : Répartition des données selon la nature du digestat

3.1.4 Phase d'hygiénisation

Concernant l'hygiénisation, très peu de données ont été obtenues. Sur l'ensemble des digestats, l'hygiénisation n'a été réalisée que dans environ 10 % des cas (18 digestats). Elle est souvent réalisée avant la digestion pour une durée qui varie entre 2 et 5 heures à une température variant de 50°C à 70 °C. Cette étape n'a donc pas pu être prise en compte dans l'analyse des données. Néanmoins, nous ne considérons ici que le cas d'une hygiénisation réalisée comme une étape supplémentaire à la méthanisation. En effet, la méthanisation des biodéchets en Suisse est réalisée dans la majorité des cas en conditions thermophiles (55 °C).

3.1.5 Synthèse des paramètres des procédés

Le Tableau 2 donne un récapitulatif des procédés de la digestion anaérobie qui sont à l'origine des données analytiques utilisées dans cette étude.
Le procédé de méthanisation par voie sèche est en grande partie réalisé en phase thermophile alors que le procédé « infiniment mélangé » est majoritairement en conditions mésophile. Ainsi, le jeu de données obtenu ne permet pas de distinguer les procédés pour ces deux paramètres et leurs impacts spécifiques sur la qualité des digestats ne peuvent pas être déterminés.
Par contre, concernant la séparation de phase, le jeu de donnée présente une bonne partition entre des digestats bruts, la phase solide et la phase liquide des digestats. Ce paramètre est donc pertinent pour réaliser des analyses statistiques sur les données analytiques des digestats. Toutefois, le digestat brut est obtenu exclusivement en conditions mésophiles alors que les phases liquides et solides sont réparties de manière homogène entre la méthanisation thermophile et la méthanisation mésophile. Ainsi, les analyses statistiques ne peuvent donner qu'une tendance générale et les conclusions concernant l'effet des procédés sur la qualité des digestats doivent être interprétées avec précaution.

Tableau 2 : Répartition des digestats selon les critères des procédés de méthanisation

	Infiniment mélangé			**Voie sèche**			**Autres**		
	mésophile	thermophile	Autre	mésophile	thermophile	Autre	mésophile	thermophile	Autre
Brut	51	11	1	0			2		
Liquide	24	1		2	29		2		1
Solide	27			3	25		5		1

4 TYPOLOGIE DES DONNÉES COLLECTÉES POUR LES BOUES ISSUES DU TRAITEMENT DES EAUX USSÉES URBAINES - BTU DIGÉRÉES

4.1 L'ORIGINE DES DONNÉES

Les données recueillies sont issues de 46 digestats différents.
Les données analytiques des digestats de BTU sont issues pour une grande partie (65 %) de France. Le reste étant presque en totalité issu d'autres pays européens.

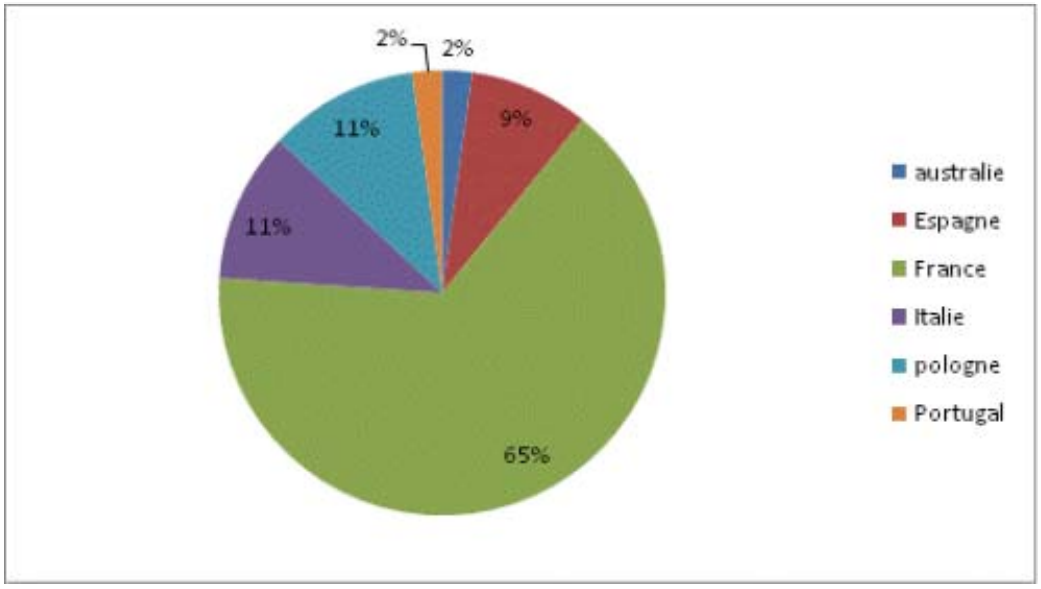


Figure 6: Origines des données collectées pour les *BTU*

4.2 TYPOLOGIES DES PROCÉDÉS

4.2.1 Type de digesteur des BTU

D'après **(35, 83)** le procédé de méthanisation utilisé est uniquement l'infiniment mélangé (CSTR : Continuous Stirred Tank Reactor). Les données de terrains réunies dans cette étude confirment cela.

De même, la température de digestion est essentiellement mésophile, à quelques exceptions (ex : Marseille).

4.2.2 Les procédés couramment utilisés pour les BTU

Les BTU collectées en sortie de STEP, subissent différents traitements avant de pouvoir être valorisées ou éliminées **(83, 64)**. Cette étape de traitement permet d'atteindre trois objectifs majeurs : la réduction du pouvoir fermentescible, la réduction de la masse des BTU, et la réduction du risque sanitaire. La ligne générale de traitement se décline en plusieurs traitements possibles :

En prétraitement

L'épaississement des BTU permet de les concentrer. Cette opération est généralement effectuée par décantation gravitaire ou par flottation, ou bien par égouttage et centrifugation et permet d'atteindre une siccité de l'ordre de 1 à 10 %. L'eau retirée est recyclée en tête de station. La flottation, qui maintient les BTU en aérobie, est plus souvent mises en œuvre sur des BTU de déphosphatation biologique pour éviter le relargage de Phosphore anaérobie.

1. Le conditionnement : Il permet d'améliorer les performances des traitements ultérieurs, les BTU sont généralement conditionnées. Cela consiste en l'addition dans les BTU liquides de réactifs similaires à ceux utilisés pour la floculation des colloïdes lors du traitement physico-chimique des eaux usées : floculants organiques (polymères organocationiques) ou minéraux (chaux, sels de fer ou d'aluminium). Dans quelques rares cas pour des très grandes agglomérations, le conditionnement est réalisé par traitement thermique entre 150 et 200° sous haute pression.

2. La déshydratation permet de réduire le volume des BTU par élimination d'une fraction de l'eau. Cela permet de fournir des boues pâteuses (15 à 25 % de siccité) à solides (+ de 30 % de siccité). Les techniques envisageables sont la filtration (à bandes, sous pression), l'évaporation (lits de séchage) et la centrifugation. Elles permettent d'atteindre jusqu'à 40 % de siccité en fonction du conditionnement et du traitement utilisé.

3. Le séchage thermique (de BTU préalablement déshydratées) élimine la quasi totalité de l'eau des BTU par passage dans un réacteur haute à température. Les siccités obtenues sont supérieures à 80 %.

4. Le chaulage consiste à ajouter de la chaux aux BTU. Il peut être utilisé comme méthode de conditionnement avant déshydratation et peut être également utilisé après déshydratation. En portant les BTU à pH 12, il permet de parfaire la stabilisation (réduction des dégagements d'odeurs), d'hygiéniser (destruction des germes pathogènes résistants à la méthanisation mésophile) et d'augmenter la siccité finale des BTU déshydratées.

5. Le compostage qui permet de poursuivre la transformation et la stabilisation de la matière organique de façon aérobie et de produire un compost potentiellement normalisé selon la norme NFU 44-095. Il s'agit d'un post-traitement qui permet l'hygiénisation du digestat de BTU, d'éliminer très significativement les nuisances olfactives et d'atteindre une siccité importante (supérieure à 50 %).

Pour la collecte de données « terrain », sur l'ensemble des 46 données analytiques, 9 sont des digestats liquides, 8 digestats sont séchés, 4 correspondent à des digestats chaulés et 2 sont compostés, 23 sont simplement déshydratés (séparation de phase) et (*Figure 7*).

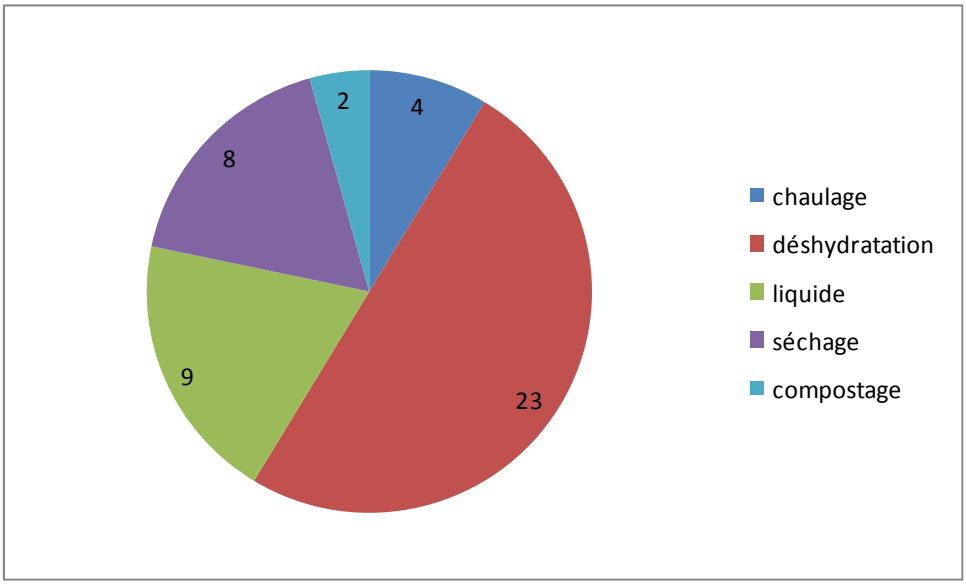


Figure 7 : Typologie des traitements post-digestion des *BTU*

5 TYPOLOGIE DES DONNÉES COLLECTÉES POUR LES ORDURES MÉNAGÈRES RÉSIDUELLES - OMR ET BIODÉCHETS

5.1 L'ORIGINE DES DONNÉES

Les données recueillies sont issues de 15 digestats différents.
Les données analytiques des digestats de biodéchets ou issus d'OMr proviennent (40 %) de France. Le reste étant issu d'autres pays européens, dont 33 % d'Italie.
70 % des digestats collectés traitant la fraction fermentescible issue des OMr - FFOM. *Figure 9*

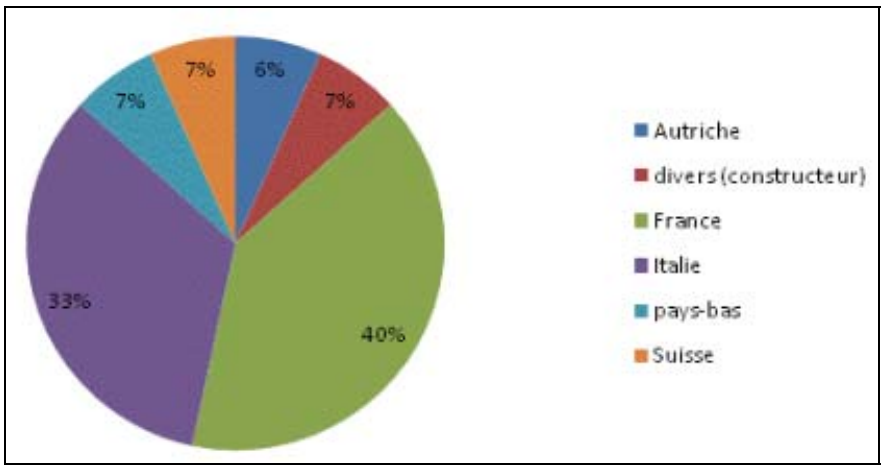


Figure 8: Origines des données collectées pour les OM

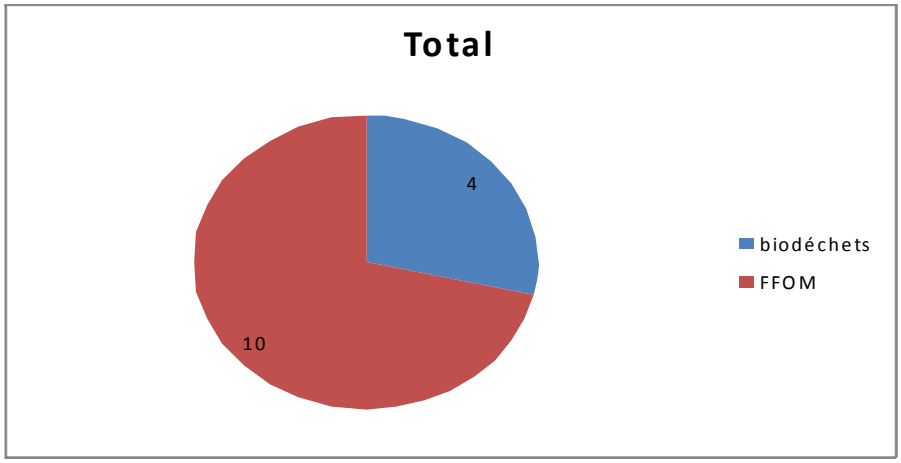


Figure 9 : Typologie des types d'OM issus de la collecte de données

5.2 TYPOLOGIES DES PROCÉDÉS

5.2.1 Type de digesteur des ordures ménagères

La majorité des installations utilise un digesteur de type "piston", c'est à dire un digesteur horizontal ou vertical dans lequel le flux de substrat entrant fait progresser celui ayant été introduit précédemment. Le brassage des déchets peut être mécanique, hydraulique ou pneumatique et permet l'homogénéisation des déchets.
Cependant, le procédé infiniment mélangé (CSTR) peut également être utilisé en fonction des intrants et permet de travailler en phase liquide.

Le Tableau 3 résume les procédés de prétraitement couramment utilisés pour la méthanisation des OM.

Quelque soit le procédé de méthanisation adopté, des étapes de prétraitement de tri, de broyage, d'humidification …) sont nécessaires pour réaliser la méthanisation des déchets urbains afin d'assurer la qualité des intrants et d'en retirer le maximum d'indésirables.
Le traitement mécano-biologique peut-être utilisé pour effectuer cette étape.
La qualité des intrants va donc fortement dépendre de la qualité du tri et de la préparation des déchets entrants dans le méthaniseur.

Tableau 3 : Tableau de synthèse des procédés de prétraitements utilisés dans la méthanisation des déchets urbains (64)

Catégorie	Type	MS initiale	Prétraitement	MS introduite	Technologie
Déchets solides	Biodéchets	20-40 %	Tri / Broyage	20-40 %	Piston sec
			Dilution / pulpage	8-12 %	CSTR
	OMr (FFOM)	50-70 %	Tri / Broyage / Dilution	20-40 %	Piston sec
			Tri / Broyage	50-70 %	batch
	Déchets agroalimentaires Déchets de restauration	10-20 %	Hygiénisation / pulpage	10-12 %	CSTR

5.2.3 Procédés de post-traitements

Pour la collecte de données, sur l'ensemble des 15 sites, 6 digestats sont compostés. (Figure 10). 2 provenant de la méthanisation de biodéchets, 4 de la méthanisation de la FFOM issue d'OMr.
Les 9 autres digestats constituent la fraction solide du digestat, obtenue après séparation de phase.

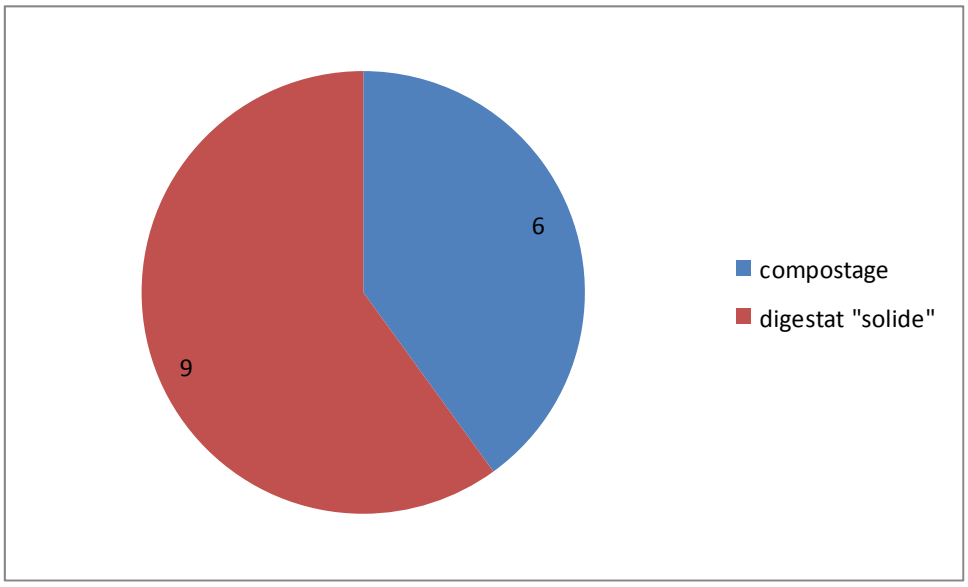


Figure 10 : Typologie des traitements post-digestion des digestats d'OM.

6 LES INTRANTS: DÉFINITION DES GROUPES

6.1 RESULTATS ISSUS DE LA COLLECTE DE DONNEES POUR LES DIGESTATS DU MONDE AGRICOLE ET DE MATIERES VEGETALES BRUTES

Les données analytiques récoltées concernent des digestats obtenus par la méthanisation de plusieurs types d'intrants. Les déjections animales bovines ou porcines sont largement majoritaires (122 cas). Les biodéchets et les déchets verts sont aussi largement utilisés seuls ou avec des déjections animales. D'autres intrants sont aussi utilisés en mélange (sous produit animaux ; BTU ; cultures énergétiques et des déchets agricoles ou agroalimentaires, notamment les déchets issus de la viticulture).

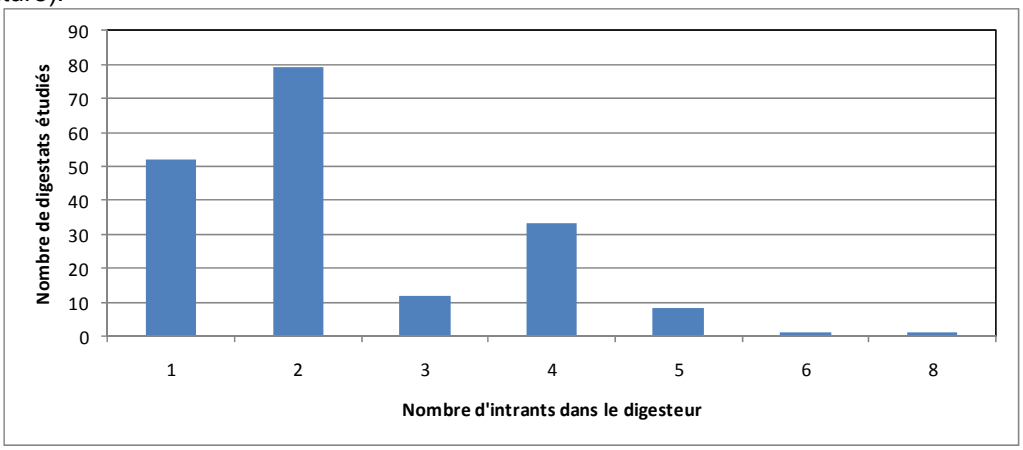


Figure 11 : Nombre d'intrants dans les digesteurs en fonction des digestats étudiés

La Figure 11 montre le nombre d'intrants par digestats étudiés. La digestion anaérobie d'un seul intrant est loin d'être négligeable est observée dans plus de 30 % des cas. Elle est observée aussi bien pour des déchets agricoles et agroalimentaires comme les effluents viticoles, que pour des déjections animales. En effet, parmi les 168 digestats 15 sont obtenus de la méthanisation exclusive de lisier de porc et 15 de la méthanisation exclusive de fumier de bovin.
Les digesteurs utilisant 2 intrants sont très nombreux (45 % des cas). Cependant, cette catégorie contient l'ensemble de digesteurs, situés en Suisse, traitant un mélange de biodéchets et des déchets verts (45 digesteurs).

Les figures 12, 13 et 14 montrent la répartition des intrants selon les critères des procédés de méthanisation. Ainsi, la méthanisation en conditions thermophile concerne principalement (75 %) des biodéchets et des déchets verts. Ces mêmes intrants sont aussi principalement utilisés dans le procédé par voie sèche.
Par contre, la séparation de phase est rencontrée pour tous les intrants, même si elle reste aussi prédominante pour la méthanisation thermophile en voie sèche des biodéchets. Ce cas de figure représente en effet un mode de méthanisation particulier et très fréquent en Suisse.

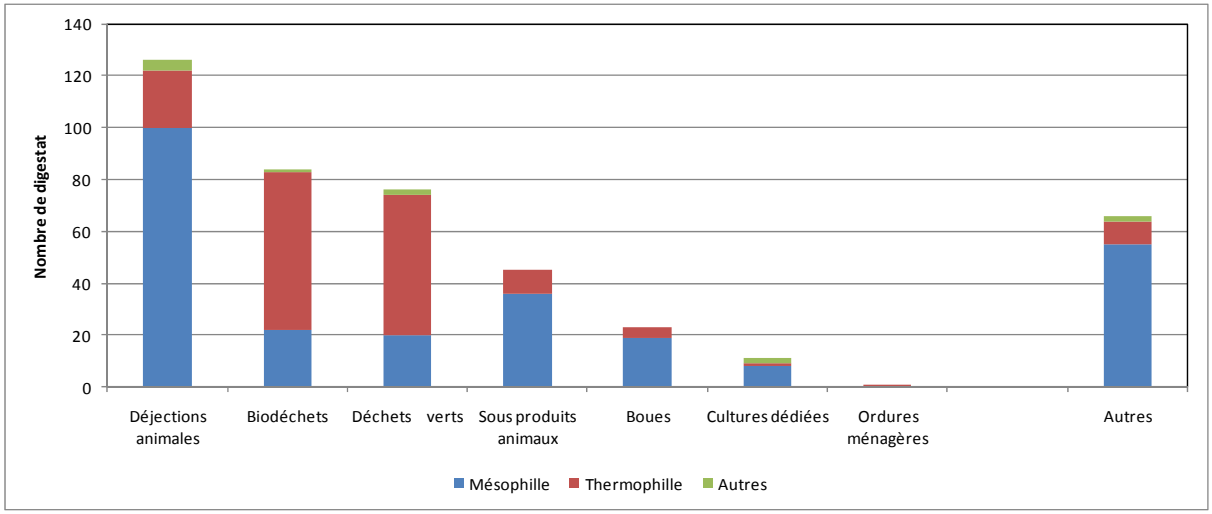


Figure 12 : Nature des intrants selon la température de digestion

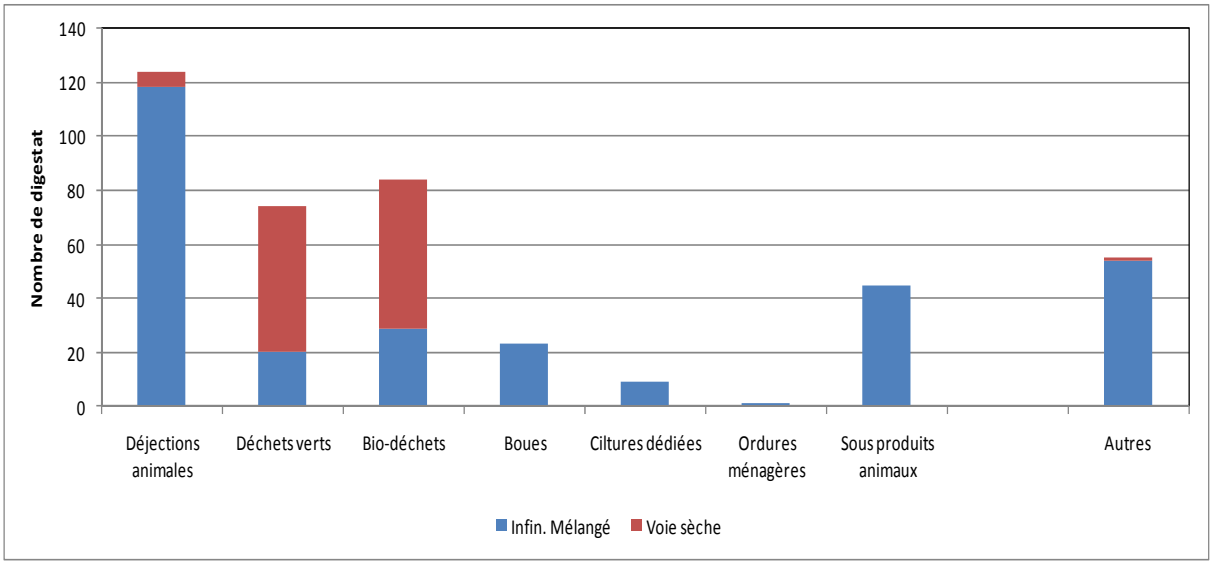


Figure 13 : Nature des intrants selon le procédé de méthanisation

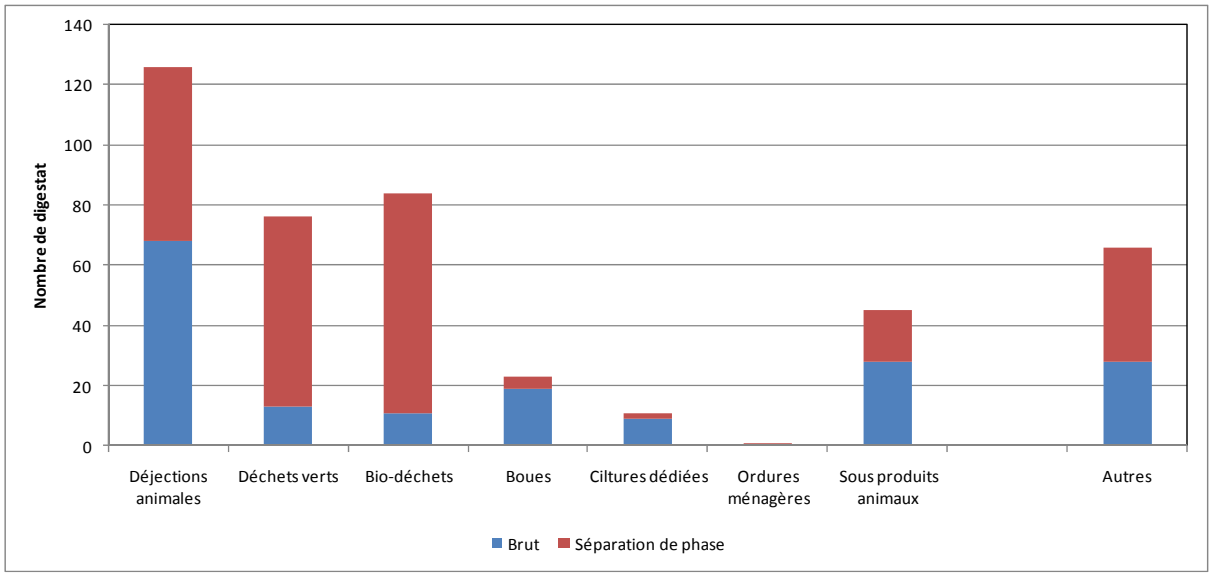


Figure 14 : Nature des intrants selon le type de digestat

Les données analytiques récoltées concernent ainsi des digestats obtenus par la méthanisation de divers intrants avec plusieurs types de mélange. Afin d'analyser ces données, un premier regroupement a été réalisé selon la nature des intrants. Ainsi, 4 types de méthanisation ont été déterminés (Figure 15) :

1- **Méthanisation agricole :** Digestion anaérobie de déjections animales (bovines ou porcines)

2- **Co-méthanisation agricole :** Digestion anaérobie d'un mélange de substrat (végétaux ou animaux). Ce type de méthanisation comprend des intrants comme des déjections animales, des biodéchets, des déchets verts, des sous-produits animaux et des cultures énergétiques.

3- **Méthanisation de déchets de l'industrie agroalimentaire (IAA)** : Digestion anaérobie de déchets principalement issus d'industries agroalimentaires.

4- **Autres méthanisation :** digestion anaérobie de mélanges de déchets végétaux et/ou animaux et d'autres types de déchets comme des BTU

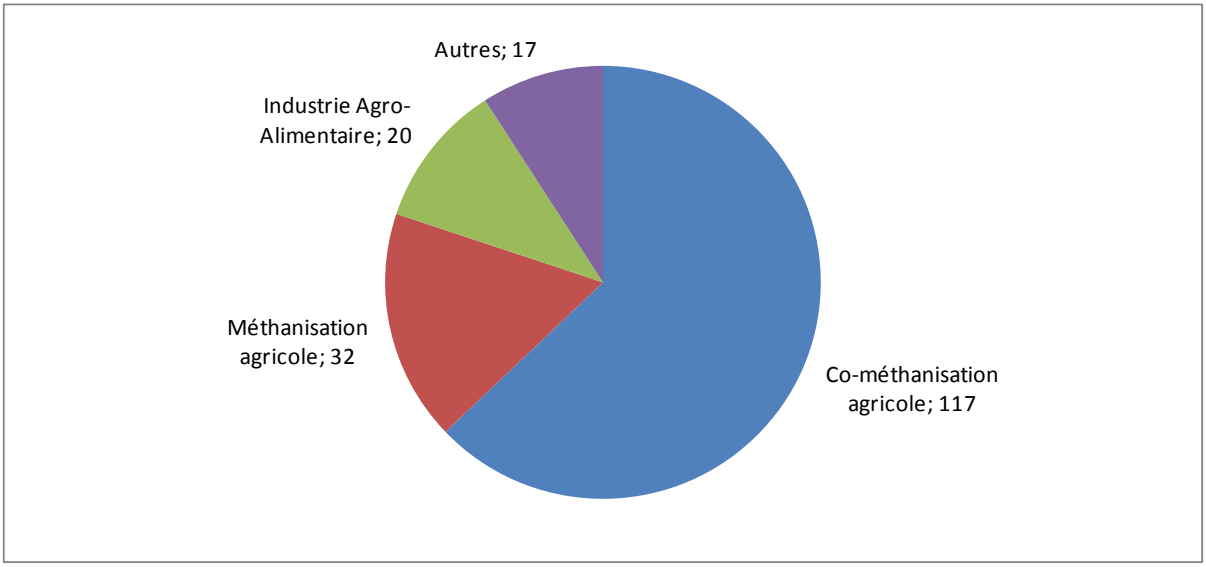


Figure 15 : Répartition des données par type de méthanisation

La diversité des intrants et des critères de procédé ne permet pas de réaliser des analyses statistiques univariées afin de dégager des groupes homogènes selon la nature des intrants.
Les données ont été alors analysées dans un premier temps à l'aide d'une analyse multifactorielle discriminante (AFD) afin d'identifier des groupes homogènes en prenant en compte l'ensemble des données agronomiques, la nature des intrants et la séparation de phase comme critère des procédés. Le but de cette analyse est d'obtenir un petit nombre de facteurs prenant en compte la plus grande partie de la variabilité des 11 variables (caractéristiques agronomiques et type d'intrant). Néanmoins, les digestats dont l'information est incomplète et qui sont donc caractérisés par un manque de données sont exclus de l'analyse multifactorielle.

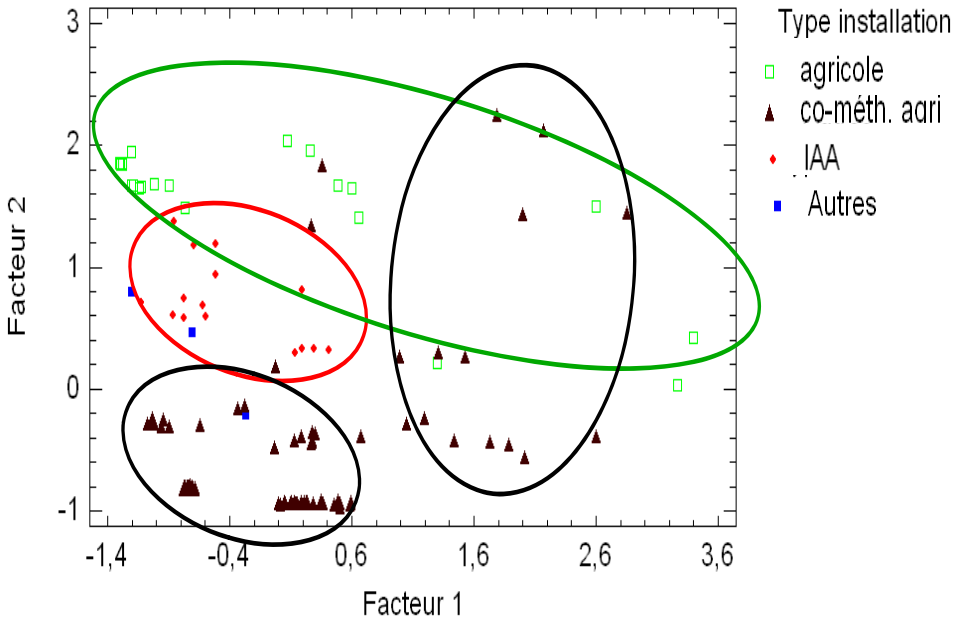


Figure 16 : Répartition des données en fonction du type de méthanisation après l'Analyse factorielle discriminante.

La Figure 16 montre le résultat de l'analyse factorielle discriminante. L'ensemble des variables explique 75,52 % de la variabilité des données d'origine.
Les résultats de l'AFD montrent la répartition des digestats entre les 4 groupes définis précédemment par rapport au type de méthanisation. L'AFD montre que les 4 groupes peuvent être distingués séparément.

Le type de méthanisation agricole apparait hétérogène et peut être séparé en deux sous groupes. En effet, ce type de méthanisation a été défini dans cette étude par la méthanisation de deux types de déjections animales (bovines ou porcines). Les digestats issus de la méthanisation des déchets d'industrie agroalimentaire apparaissent distinctement sans toutefois de séparation avec la méthanisation agricole. Enfin, le type co-méthanisation agricole apparait nettement hétérogène et peut être séparé en plusieurs sous groupe.

Une seconde AFD a alors été réalisée sur les digestats du type co-méthanisation. Le résultat montre que ce groupe dépend de 3 intrants : les biodéchets, les sous-produits animaux et les déchets verts. Les figures 17, 18 et 19 montrent la répartition des digestats du groupe « co-méthanisation agricole » respectivement en fonction de la présence/absence des sous produits animaux, des biodéchets et des déchets verts.
Les résultats de l'analyse multifactorielle montrent dans le groupe de « co-méthanisation agricole », 3 types de déchets permettant de séparer nettement ce groupe en différents sous groupes homogènes.

Au final, les analyses multi-factorielles ont permis de déterminer les intrants qui ont un effet sur les caractéristiques agronomiques des digestats dont les analyses ont pu être récoltées. Il s'agit de :

1- Lisier-Fumier-Bovin **(LFB)**
2- Lisier-Fumier-Porc **(LFP)**
3- Déchets Verts et Horticoles **(DVH)**
4- Biodéchets **(BIOD)**
5- Sous-Produits Animaux **(SPA2)**
6- Déchets d'Industrie Agro-Alimentaire **(IAA)**
7- Autres types de déchets **(Autre)**

Néanmoins, le nombre d'analyses récolté par catégorie d'intrants n'est pas suffisant pour permettre de comparer statistiquement les digestats issus de ces intrants seuls ou en mélange. L'ensemble du jeu de données a cependant été analysé afin d'avoir des « indications ou tendances » sur l'impact de ces différents intrants sur la qualité des digestats.

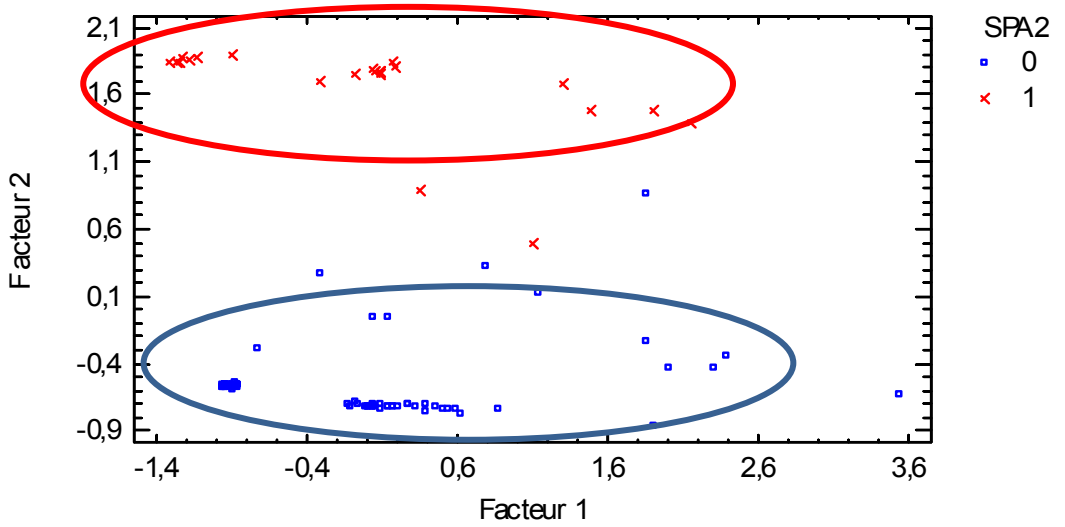


Figure 17 : Répartition des digestats du groupe « méthanisation agricole en fonction de la présence des sous produits animaux SPA comme intrant. (Présence =1, Absence =0)

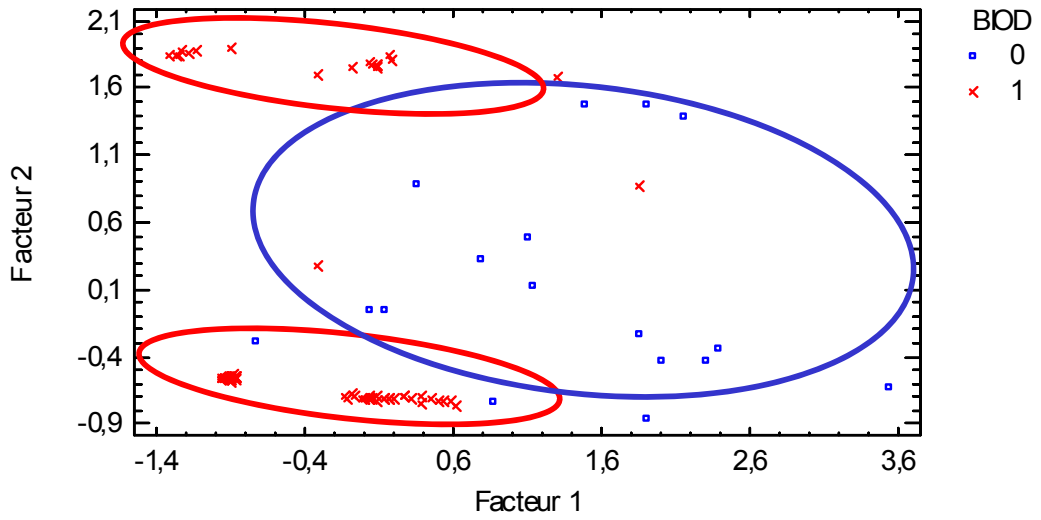


Figure 18 : Répartition des digestats du groupe « méthanisation agricole en fonction de la présence des biodéchets BIOD comme intrant. (Présence =1, Absence =0)

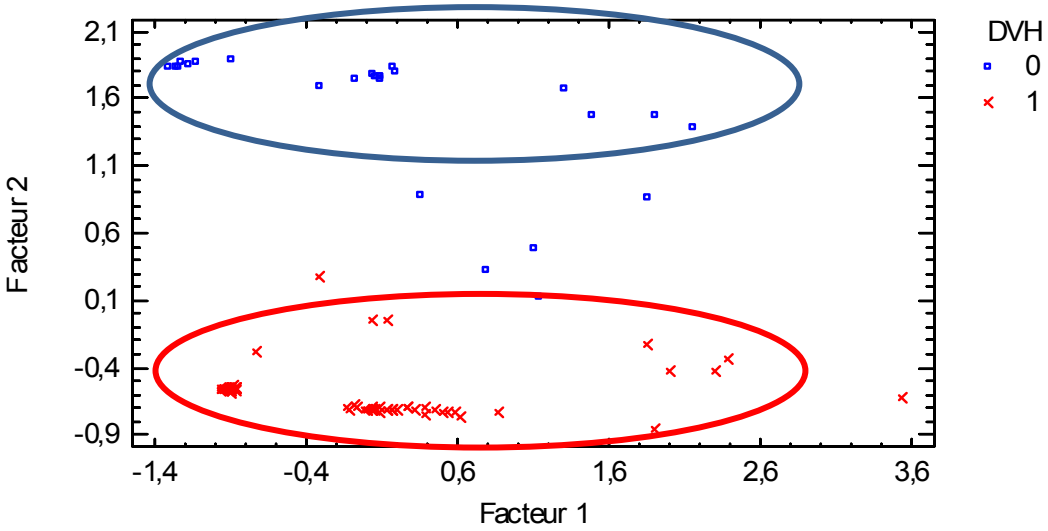


Figure 19 : Répartition des digestats du groupe « méthanisation agricole en fonction de la présence des déchets verts DVH comme intrant. (Présence =1, Absence =0)

6.2 NATURE DES INTRANTS DES DIGESTATS D'ORIGINE URBAINE

Il existe 4 grandes catégories d'intrants pour la méthanisation des déchets urbains :

- Les biodéchets
- Les ordures ménagères résiduelles
- Les déchets verts
- Les BTU

L'étude a permis de distinguer plusieurs groupes d'intrants :

Groupes d'intrants	Nom dans les graphiques et les figures
Les digestats de BTU	BTU ou boues dans les graphiques « boîtes à moustache »
Les digestats de biodéchets	Biodéchets (BIOD)
La FFOM issue d'OMr, uniquement représentée par du compost de digestat issu d'OMr dans les données de cette étude	FFOM issue d'OMr compostée
Digestats de Biodéchets + lisier de porc (LFP). Le lisier	biodéchets + LFP

représente 20 % en volume du mélange : biodéchets + LFP	
Digestats de biodéchets + fumier bovin (LFB). Le fumier représente 20 % en volume du mélange : biodéchets + LFB	biodéchets + LFB
Les biodéchets + Déchets verts (DV). Les déchets verts représentent 20 % en volume du mélange : biodéchets + DV	biodéchets + DV

Ainsi que plusieurs post-traitements

- Le compostage relatif aux biodéchets, à la FFOM issue d'OMr et aux BTU.
- Le séchage et le chaulage exclusivement sur les BTU.

Les biodéchets issus de la collecte sélective constituent des substrats de meilleure qualité. Leur qualité dépend cependant de l'effort de sensibilisation de la population qui doit être réalisé pour obtenir une bonne qualité de tri. En outre, une partie de la fraction fermentescible des ordures ménagères n'est pas captée lors de la collecte sélective des biodéchets.

La méthanisation sur ordures ménagères résiduelles permet théoriquement d'exploiter la majeure partie de la matière organique présente dans les déchets des ménages. La collecte est aussi plus facile à mettre en œuvre. Cependant, une opération poussée de tri en amont et en aval du méthaniseur est nécessaire (tri mécano-biologique par exemple) **(35)**.

La méthanisation des OM associe souvent une autre catégorie de déchets urbains qui sont les déchets verts, notamment les déchets peu ligneux (tontes de pelouses par exemple) et qui possèdent un pouvoir méthanogène intéressant.

6.3 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

La méthanisation des déchets non dangereux du monde agricole ou de matières végétales brutes peut être effectuée à partir d'une multitude de matières premières avec généralement pour base des effluents d'élevage servant à la fois de substrat et d'ensemencement en micro-organismes du méthaniseur.
Souvent, la méthanisation agricole est une co-méthanisation. La méthanisation agricole en Allemagne est basée principalement sur l'utilisation de cultures énergétiques dédiées et celle fréquemment utilisée en Suisse est basée sur la co-méthanisation des effluents d'élevage **(16)** avec divers déchets organiques.
Un exemple de composition des effluents utilisés en méthanisation en France est fourni par le projet **DIGES**, réalisé par le CEMAGREF **(17)** qui propose une liste de déchets moyens dans laquelle se retrouvent les différentes catégories de déchets les plus couramment méthanisés, dont les effluents d'élevage.

Tableau 4 : Tableau présentant les intrants les plus couramment utilisés en méthanisation (17)

Catégorie de déchets	Déchet	MS % MB	N kg / t MB	MO		Potentiel méthanogène	
				% MS	% MB	m^3CH_4 / tMO	m^3CH_4 / tMB
déchets agricoles	fumier bovin	18,5	5,0	76,4	14,1	192,0	27,1
	fumier porcin	23,1	7,5	82,2	19,0	220,0	41,8
	fumier de volailles	64,2	25,9	68,3	43,8	210,0	92,1
	lisier bovin	7,6	2,7	72,6	5,5	212,6	11,7
	lisier porcin	4,7	5,3	72,5	3,4	281,3	9,5
	fientes volaille	20,4	15,0	72,6	14,8	286,0	42,3
déchets d'IAA	co-produits de l'industrie de la pomme de terre	20,7	5,9	84,5	17,5	350,0	61,2
	fruits et légumes	14,8	5,3	78,4	11,6	320,0	37,1
	drèches de brasserie	27,9	19,0	83,6	23,3	375,0	87,5
	co-produits viticoles et vinicoles	57,0	23,9	64,5	36,8	430,0	158,1
	graisses d'abattoir	25,2	17,9	93,0	23,4	696,0	162,9
	lactosérum	5,4	0,8	90,5	4,9	607,0	29,7
	boues de STEP (IAA)	9,5	1,2	73,0	6,9	210,0	14,6
déchets de collectivités	biodéchets ménagers	36,7	6,6	82,2	30,2	331,5	100,0
	déchets verts	48,4	20,4	87,4	42,3	177,3	75,0
	boues de STEP (collectivités)	5,0	3,0	67,0	3,4	260,0	8,7
	graisses de STEP	40,9	4,3	78,6	32,1	803,3	258,2
	huiles alimentaires usagées	46,1	4,3	77,0	35,5	710,0	251,8

On y retrouve la composition moyenne des effluents d'élevage, des effluents des IAA et les BTU.
Cette diversité des intrants, et notamment leur potentiel méthanogène, induit une évolution du marché vers la méthanisation centralisée pour obtenir ou optimiser la rentabilité des installations**.** Les principaux acteurs de la méthanisation agricole sont les agriculteurs ou coopératives agricoles. Cependant, au vu de la faible rentabilité des installations de méthanisation (dont les substrats sont essentiellement du lisier et fumier), la co-digestion est une solution souvent envisagée par les agriculteurs **(35)**. Les co-substrats peuvent être des déchets de collectivités (déchets verts, tontes de pelouses) ou des déchets d'industries agroalimentaires se trouvant à proximité des installations à la ferme. Les installations en fonctionnement sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 5 : Tableau des intrants des installations françaises en 2010 (35)

Installations	Année de construction	Capacités nominales (t/an)	Investissement (k€)	Type de déchets	Type de valorisation
Méthanisation AGPM	1980	5 000	nd	Lisier de porc, déjections de canard	Electricité
Méthanisation Coop.Mts JOUX (scorep)	1986	16 000	nd	Lisiers de porc, déchets d'IAA et autres (poussières de moulin, tontes de gazon)	Chaleur
Méthanisation GAEC Les Brimbelles.	2003	2 000	nd	Déchets animaux et végétaux (dont boues)	COGEN
Méthanisation GAEC Oudet	2005	2 200	210	Lisiers, fumiers, déchets agricoles, déchets verts collectivité (minoritaire)	COGEN
Méthanisation Lebbe	2006	600	nd	Fumier, eaux vertes et blanches	Chaleur
Méthanisation SCEA des Trois Chênes	2007	10 000	800	Corps gras + déchets d'IAA + déchets agricoles et lisier de porc	COGEN
Méthanisation GAEC du Château	2007	3 000	500	Cultures énergétiques + lisier et fumier	COGEN
Méthanisation GAEC Forget	2008	5 000	700	Cultures énergétiques (mais, herbes, céréales) + pelouses + lisier de bovins	COGEN
Méthanisation GAEC du BOIS JOLY	2008	2 000	280	Déchets de produits alimentaires, lisier, fumier + déchets verts de collectivités+ fruits et légumes	COGEN
Méthanisation GAEC Beets	2008	?	850	Lisier, Fumier, Sorgho, Mais, Céréales, légumes	COGEN
Méthanisation SARL Gazea	2008	4 600	853	Déchets animaux et végétaux (dont boues)	COGEN
Méthanisation Biogasyl	2008	20 000	3 500	Déchets d' IAA + élevages + autres (substrats IAA majoritaires)	COGEN
FERTI NRJ	2009	38 000	7 000	Déchets d'IAA, déchets verts, boues	COGEN

On constate que, si les lisiers et fumiers constituent les substrats majoritaires dans les installations de méthanisation agricole, un tiers des déchets méthanisés dans des installations à la ferme sont des

déchets des industries agro alimentaires. Ce type de co-digestion est amené à se développer étant donné la demande pour des substrats à fort potentiel méthanogène comme les déchets agro-industriels, pour compléter les effluents d'élevage dont le potentiel méthanogène est moins élevé.

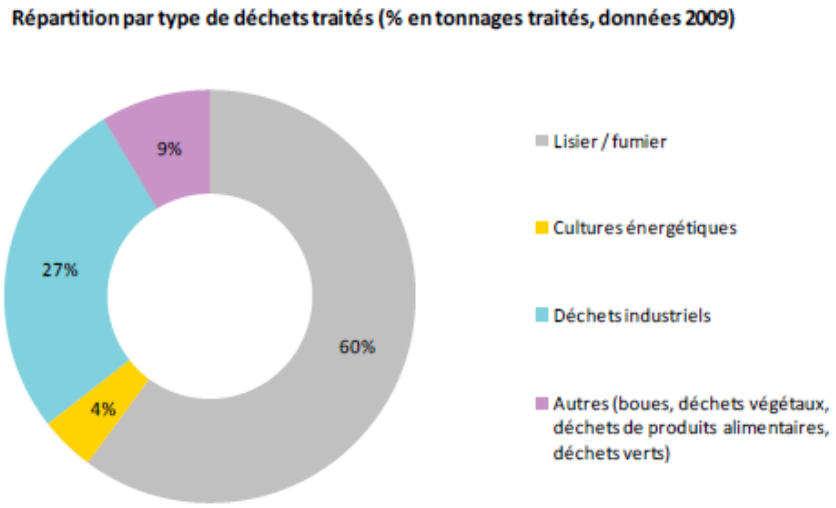


Figure 20 : Répartition en fonction des tonnages des types de déchets traités dans les installations à la ferme françaises en 2009.

La diversité des matières méthanisées fait qu'il existe par conséquent une diversité des digestats produit. La qualité agronomique et sanitaire des digestats en est influencée, tant du point de vue de ses teneurs en éléments fertilisants **(8 ; 13**) que du point de vue des quantités de polluants s'y trouvant **(20** ; **15, 19, 18)**.
De plus, il apparait qu'au sein de chacun des types de matières premières, les compositions peuvent s'avérer relativement inhomogènes, et le nombre d'études existantes sur ce sujet ne permettent pas de faire une classification très nette des classes de produits à risques pour les déchets du monde agricole (hors déchets en « urbains »). La qualité agronomique du digestat dépend donc des types de matières premières et des conditions de traitement **(5)**.
C'est pourquoi, la relation des matières entrantes en méthanisation avec le digestat qui en est issu est traitée dans l'analyse multicritère présentée dans la suite de cette étude. Cette analyse présente des tendances ou « fouchettes » permettant d'évaluer cette qualité des digestats en fonction des liens matières entrantes/procédés et de distinguer des groupes influençant cette même qualité.

6.3.1.1 Sous produits animaux

Les sous-produits animaux constituent un substrat intéressant pour la production de biogaz, du fait de leur potentiel méthanogène et sont déjà couramment utilisés dans les installations de méthanisation en tant que co-substrats. Cependant ces matières, porteuses de risques infectieux doivent subir un traitement d'hygiénisation adapté à la catégorie à laquelle elles appartiennent, conformément au Règlement Européen 1774/2002 relatif aux sous produits animaux non destinés à la consommation humaine.

Le règlement 1774/2002 classe les sous-produits animaux en trois catégories sur la base de leur risque potentiel pour la santé humaine, la santé animale et l'environnement, et définit la manière dont chaque catégorie doit ou peut être éliminée.

Les déchets classés dans la catégorie 1 ne sont pas autorisés à être traités par méthanisation.

Seules les sous-produits animaux de la catégorie 2 (exclusivement le lisier, le contenu de l'appareil digestif, le lait et le colostrum) et de la catégorie 3, ne présentant pas de risques de propagation de maladie transmissible, peuvent soit être utilisés sans transformation comme matières premières dans une usine de production de biogaz ou de compostage ou traités dans une usine de produits techniques, soit appliqués aux sols.

Très peu de données sont disponibles sur la qualité des digestats ou de co-digestats de macro-algues Une étude récente réalisée en 2010 par l'INERIS **(23)** avait pour objectif la formulation de premières recommandations pour limiter les risques sur l'ensemble de la filière de ramassage, transport et traitement des algues vertes et évoque la méthanisation de ce substrat.

« Les macroalgues présentent un potentiel méthanogène très faible (puisqu'elles ne contiennent que peu de matières organiques : de l'ordre de 6 à 10 % sur le poids brut) ; en revanche leur fortes concentrations en éléments soufrés et azotés posent un problème. Ainsi, les composés soufrés peuvent se retrouver sous la forme d'H_2S dans le biogaz avec les risques associés.
De plus, la valorisation de biogaz riche en H_2S donne lieu à des émissions atmosphériques de SO_2. »

Les composés azotés sont moins éliminés sous forme d'ammoniac gazeux que lors du compostage des algues et restent donc dans le digestat.

Cette étude révèle le besoin d'acquisition des données relatif à ce substrat.

7 DÉFINITION ET DESCRIPTION DE PROCÉDÉS UTILISÉS EN MÉTHANISATION.

Il faut d'abord dégager le fait qu'il n'existe pas un seul ou quelques types de procédés, mais une multitude de combinaisons possibles.
Tout d'abord, il faut différencier les deux grands types de procédés que sont la méthanisation en phase humide et celle en voie sèche.

7.1 DIGESTION HUMIDE / DIGESTION SÈCHE

Pour la digestion en phase humide, la teneur en eau est ajustée de manière à retrouver une teneur proche de 10-15 % de matière sèche. Les déchets sont préalablement mélangés dans un réacteur pouvant éventuellement être adjoint à un traitement mécanique et/ou thermique (pulpeur), qui permet de conférer au mélange la consistance souhaitée pour la méthanisation. Le digesteur est généralement une cuve agitée.

La digestion « sèche » se caractérise par une teneur supérieure à 15-20 % de MS, avec une moindre quantité d'eau libre. Il existe différentes techniques de digestion « sèche » : soit en système continu (comme fermenteur couché de type Kompogas), soit en système par charge (en boxes). Le prétraitement nécessaire varie suivant la technique utilisée, et peut suivant les cas se limiter à un simple criblage des intrants à une taille de l'ordre de 40 mm, bien que l'on trouve également des installations fonctionnant avec des tailles supérieures (80 voire 100 mm).

La technologie employée pour la méthanisation de substrat agricole est principalement la digestion en phase humide. Pour des tailles d'exploitation relativement importantes, un digesteur dédié est mis en place. En général le digesteur est de type « silo vertical », isolé thermiquement, muni d'un système d'échange chaleur eau/effluents et muni d'agitateurs mécaniques. **(4)**
La comparaison des digestats issus des ces deux procédés a été effectuée dans étude de 2007 **(25)** réalisée par TRAME dans le cadre du projet Interreg AGRICOMETHANE.

Il en résulte concernant la qualité des digestats que la voie sèche produit essentiellement un digestat brut que l'on peut qualifier de solide, alors que la voie humide produit un digestat relativement fluide. Les digestats produits par ces deux voies peuvent ensuite faire l'objet d'une séparation de phase. On obtient alors un digestat liquide et un digestat solide à partir du digestat brut.

Cette étude met en garde les agriculteurs sur la maturité technologique de certains procédés par voie sèche appliqués à l'échelle d'une exploitation agricole car ils ont d'abord été développés pour traiter les déchets ménagers et en grande quantité. Cependant, certains procédés en phase sèche, tel que le procédé Kompogas, sont assez répandus en Suisse.

Le but principal de technologies de prétraitement pour les matières organiques destinées à la digestion est d'améliorer leur hydrolyse et leur biodégradabilité et d'augmenter ainsi le rendement en méthane de la digestion proprement dite. Très souvent, il s'agira de liquéfier une partie de la matière organique afin de pouvoir utiliser un réacteur de méthanisation «classique», comme ceux utilisés pour le traitement des eaux résiduaires.
Le second objectif de l'utilisation de prétraitements est de réaliser une étape d'hygiénisation des substrats entrants, étape imposée par la réglementation lors de l'utilisation de certains substrats (sous-produits animaux).

Il existe plusieurs méthodes de prétraitements, les plus courantes sont décrites ci-dessous :

7.2.1 Prétraitements mécaniques et macération

Il s'agit de pousser au maximum la diminution de taille des matières solides, et d'en accélérer l'hydrolyse. La plupart des procédés humides comportent une étape de ce type. Le procédé peut être précédé d'une étape de macération aérobie de deux jours (procédé BRV en digestion sèche), ou encore d'un prétraitement mécanique poussé de séparation avant de réaliser la digestion en deux étapes de fermentation (acidogène et méthanogène) dans des réacteurs de type UASB (le procédé ARROWBIO). Dans certains cas, l'étape de macération est réalisée à haute température (70 ou 90°) afin de favoriser l'hygiénisation des matières.

7.2.2 Procédés en deux étapes à biolixiviation

Le principe est de réaliser, dans deux réacteurs différents, l'hydrolyse et la solubilisation des matières organiques composites, et de récupérer le résidu liquide (ou lixiviat) afin de l'amener vers un réacteur de méthanisation classique. Dans certains cas, la fraction solide n'est pas complètement digérée et est réutilisée en compostage (exemple : procédé BIOPERCOLAT de Wehrle Werk, Allemagne).

7.2.3 Prétraitements physiques

Il s'agit de réaliser une transformation de la nature chimique des composés, ce qui leur permettra de devenir accessibles (biodisponibles) pour la digestion. De nombreuses applications existent dans le domaine du traitement des BTU :
- ozonation,
- traitement thermique,
- ultrasons.

Dans le domaine du traitement des déchets, c'est principalement la biodégradabilité des composés lignocellulosiques qui pose problème. Il a été montré que le traitement disruptif à la vapeur sous pression (5 minutes à 240°C) permet, en décomposant les fibres ainsi traitées, d'améliorer de près de 40 % la quantité de méthane produite; le procédé commercial correspondant est le système SUBBOR (Canada).

7.2.3.1 Hygiénisation / pasteurisation

C'est une technique de traitement physique par chauffage du digestat. Elle est effectuée à une température comprise ente 50 et 70°C pendant 1 à 5 heures.

Le processus d'hygiénisation permet d'éliminer la majorité des organismes pathogènes. Il constitue une obligation pour le traitement de certains sous produit animaux conformément au règlement européen n° 1774.
Il permet en outre de faciliter la solubilisation de la matière organique et d'optimiser ainsi la production de biogaz **(30)**.

L'hygiénisation ne semble pas avoir d'effet significatif sur la qualité agronomique des digestats

Il faut cependant noter que certains micro-organismes pathogènes, notamment des spores, tels que Clostridium perfringens et certains champignons, peuvent survivre à une hygiénisation de 1 heure à 70°C **(31)**.

Le post-traitement du digestat est appliqué en fonction des besoins locaux d'utilisation du digestat et de la gestion des éléments fertilisants qu'il contient.

Dans le cas où un excès d'éléments nutritifs est présent ainsi que dans les zones où il est nécessaire d'éliminer ou d'exporter certains de ces éléments à d'autres régions, le post-traitement peut être un moyen efficace d'exportation de ces fertilisants.

7.3.1 Séparation de phase

Le post-traitement le plus communément utilisé est le procédé de séparation de phase.
Ce traitement est très souvent le premier maillon de la chaîne dans le cas de l'application des autres post-traitements potentiels.
Grâce à la séparation, le digestat peut être divisé en un liquide contenant la majorité de l'azote et une fraction de fibres solides.

Les deux fractions peuvent alors être utilisées en fonction des besoins et permettre une meilleure gestion des éléments nutritifs, de sorte que le risque de pertes d'éléments nutritifs ou de sur-fertilisation peut être évité.

Il existe plusieurs techniques de séparation de phase, presse à vis, centrifugation, filtre-presse,…

La comparaison de deux de ces techniques a été réalisée dans une étude réalisée en 2009 **(33)**. Leurs résultats sont basés sur une recherche bibliographique présentant les traitements disponibles pour le lisier et les digestats en général. Ceux-ci proviennent de la Suisse, la France, la Belgique, les Pays-Bas, l'Allemagne et l'Autriche. D'autres sources de données proviennent des fournisseurs.

Tableau 6 : Résultats de la répartition des éléments après séparation de phase sur un digestat de lisier bovin.

	Séparation de phase			
	Presse à vis		Centrifugation	
	Liquide	Solide	Liquide	Solide
volume %	80-90	10-20	93	7
N total %	75-92	8-25	78	22
N orga %	nd	nd	79	21
NH_4^+ %	89-97	3-11	90	10
P %	8-28	72-92	21-73	27-99
K %	87-94	6-13	97	3
MES %	45-80	20-55	52	48
MS %	5	25-30	1-3	15-35

La séparation de phase va avoir pour impact principal de concentrer dans la phase liquide la majorité de l'azote, (plus de 75 %), ainsi que le potassium avec plus de 85 %.
Il y a alors production de deux digestats :

- Un liquide avec un taux de MS très faible (< 5 %) et qui est concentré en azote, presque entièrement sous forme NH_4^+ et en potassium.
- Un solide avec un taux de matière sèche élevé (30 %) qui contient dans certains cas, la majorité de phosphore.

Une autre étude **(34)** a montré la même répartition de ces éléments après avoir réalisé une décantation du lisier de porc méthanisé.

Après décantation, le digestat liquide contient :

- 62 % de l'azote total,
- 33,5 % du phosphore total,

- 70 % du K,
- 73 % du Na.

La fraction solide (décantation) contient :

- 60 % de la matière sèche,
- 38 % de l'azote,
- 62,5 % du Phosphore total,
- la majorité des éléments fertilisants secondaires (71 % du Ca, 90 % du Mg, 52 % du S),
- la majorité des métaux (76 % de Al, 90 % du Cu, 75 % du Zn).

Tableau 7 : Répartition des éléments après décantation de lisier de porc méthanisé (34)

	% de répartition entre les deux phases de lisier de porc digéré après décantation			
	Liquide		Solide	
Eléments		+/-		+/-
DCO tot	41,6	6	41,6	6,1
DCO s	78,6	12,7	32,1	4,3
MS	42	2,7	57,6	5
MSV	37,7	2,3	60,9	6,1
N total	61,8	3,3	34,5	2,3
NH_4^+	67,1	5,5	31,5	1
P total	33,5	2,5	62,3	7
K	70,1	5,6	28,3	2,8
Ca	20,6	3,3	71,6	8,4
Mg	6,1	1,5	89,6	9,7
Al	24	11,2	76,1	10,9
Fe	19,9	2,3	78,4	5,7
Cu	32,8	3,7	90	17,4
Mn	11,5	2	87,6	7,2
Zn	25,8	1,8	74,2	7,1
Na	73,3	31,5	19	9,8
S	42,7	12	52,2	13,9

Dans ce cas la phase liquide va être très riche en azote et potassium et pourra être épandue facilement du fait de sa faible viscosité. La phase solide va contenir la matière organique et la majorité du phosphore, des éléments fertilisants secondaires.

Un traitement de séparation de phases avec un filtre-presse (réduction jusqu'à 95 % des liquides)fait que l'azote (25 % organique et 75 % ammoniacal), est retenu pour 40 % dans la fraction sèche (gâteau de filtration), et pour 60 % dans le filtrat **(26)**.

En ce qui concerne les métaux :

Les Éléments trace métalliques liés à la matière organique se retrouvent majoritairement dans le digestat solide lors d'une phase de décantation. Les polluants métalliques sont souvent associés dans la matière fine et se retrouvent donc, par rapport à la matière sèche, en plus grande concentration dans le digestat liquide. C'est la raison pour laquelle les digestats liquides ont souvent des valeurs en ETM plus importantes (en mg/kg MS) que les digestats solides. Toutefois, par rapport aux flux des matières, la plus grande masse des ETM se trouve dans le digestat solide, celui-ci contenant la majorité de la matière sèche produite.

7.3.2 Le stripping avec lavage acide

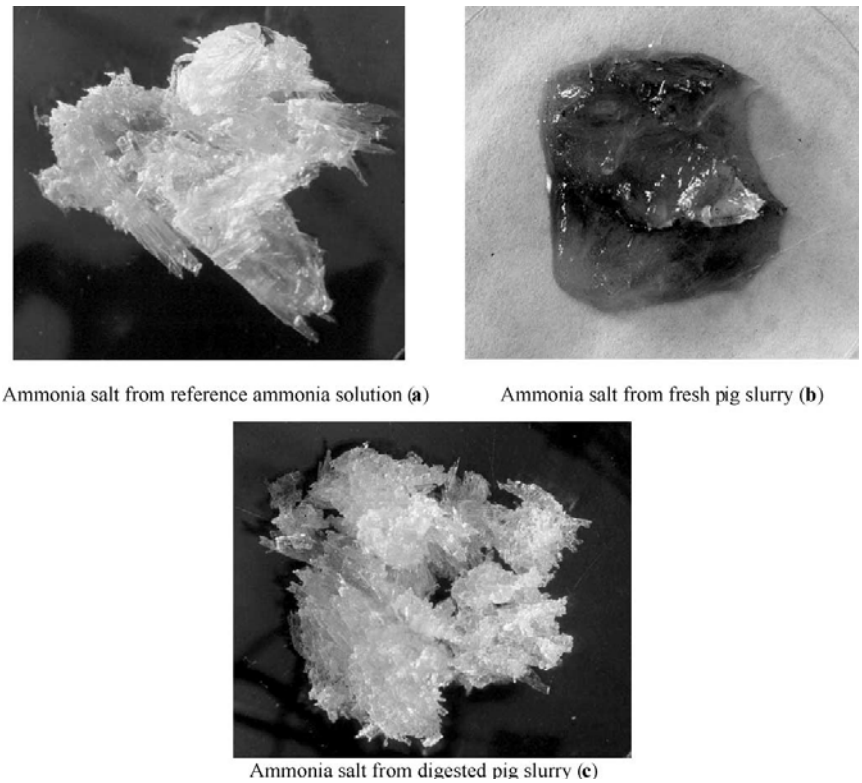
Précisions sur le procédé (schéma du principe en Annexe 3 :

Schéma de stripping avec lavage acide (Bakx, 2009,33)

Le stripping est l'évacuation des composants volatils d'une solution à l'aide de gaz. Par la diminution de la pression partielle le composant volatil se transfère dans la phase gazeuse, diminuant ainsi sa concentration dans la solution.
Le but du stripping des digestats est la récupération de l'ammonium/ammoniac.
La volatilisation de l'ammonium vers ammoniac est provoquée par l'augmentation de la température et du pH de la solution jusqu'à 10, déplaçant l'équilibre NH_4^+ / NH_3 à 100 % vers l'ammoniac.
Le stripping à l'air se fait généralement à une température de 60 – 70 °C, L'air sortant de la tour de stripping est riche en ammoniac qui faut ensuite piéger par une tour de lavage.
Le stripping à la vapeur se fait à une température supérieure à 100 °C. Il est plus adapté à la cogénération, puisque la vapeur est produite lors de la combustion du biogaz.

Les produits sont donc :

- Un digestat solide
- Un digestat liquide appauvri en NH_4^+
- Une solution de sulfate d'ammonium ou de nitrate d'ammonium



Ammonia salt from reference ammonia solution (**a**) Ammonia salt from fresh pig slurry (**b**)

Ammonia salt from digested pig slurry (**c**)

Photo 1 : Sel d'ammonium cristallisé obtenu dans le processus d'absorption et de cristallisation, (a) Sel de référence obtenu avec une solution d'ammonium, (b) Sel obtenu avec du lisier de porc frais et (c) Sel obtenu avec du lisier de porc digéré (Bonmati, 2002 (32)).

7.3.3 Précipitation de struvite

Ce procédé (Annexe4) est réalisé dans un réacteur dans lequel sont créées des conditions permettant la co-précipitation de l'ammonium et du phosphate et la formation de struvite (ou magnésium-ammoniumphosphate : MAP), selon l'équation suivante :

$Mg_2 + NH_4^+ + HPO_4^{2-} + 6\ H_2O \rightarrow MgNH_4PO_4.6H_2O + H^+$

Le pH de la solution joue un rôle important : il doit être compris entre 8 et 10.

En sachant qu'une partie de la matière organique pourrait être co-précipitée, le rendement de la précipitation d'ammonium et de phosphate s'améliore donc en diminuant tout produit qui interfère avec celle-ci. Un traitement de séparation de phase poussé est donc requis pour éliminer une partie de la matière organique afin d'atteindre une précipitation plus efficace. Le produit précipité final est séparé de la phase liquide par décantation ou filtration.
Siccité du produit = 60 % à 80 % MS et rendement d'épuration sur $PO4^{3-}$ = 80 %.

Selon **(33)** pour précipiter 1 kg de NH_4^+, il faut :

1. 9,5 kg de H3PO4 à 70 %,
2. 4,2 kg de MgO à 94 %,
3. 6 kg de NaOH à 30 %

Ce procédé est fiable mais génère des contraintes d'exploitation encore plus fortes que le stripping. Notamment, la production de struvite nécessite de grandes quantités de réactifs dont de l'acide phosphorique.

7.3.4 Le procédé d'osmose inverse

Le schéma de principe de l'osmose inverse se trouve en Annexe 5.

Quatre produits, sont issus de ce traitement :

- ⇨ Un produit solide après centrifugation avec dosage de coagulants qui représente 18 % du volume avec 28 % de MS
  Ce produit de texture pâteuse est difficile à manipuler, il ne peut être transporté sur des distances significatives sans traitement ultérieur, il doit être épandu à proximité. Il contient en moyenne 75 % du phosphore du digestat.

- ⇨ Le concentré d'ultrafiltration : 12 % du volume (MS de 16,7 %)
  Ce produit contient un peu d'azote (13 %) du digestat brut, et de phosphore (20 %).
  Il peut être utilisé pour l'épandage.

- ⇨ Le concentré d'osmose inverse
  Ce produit est dépourvu de matières solides et contient la majorité de l'azote du digestat avec 70 % de l'azote sous forme NH_4^+, ainsi que 70 % du potassium.
  Il faut noter que ce concentré contient également des sels en haute concentration ainsi que des micropolluants éventuellement présents dans le digestat. Il y a donc un risque de concentrer les polluants dans ce produit. De plus, les hautes concentrations en sel peuvent avoir un effet inhibiteur sur certaines cultures.

- ⇨ Effluent de l'osmose inverse
  L'effluent sortant de l'osmose inverse est presque dépourvu de tout élément et il pourrait être rejeté dans l'environnement, ou encore être épandu ou réutilisé comme eau de process. Il représente la majorité du volume de l'effluent initial (53 %).

A notre connaissance, ce procédé n'est pas utilisé dans les installations à la ferme en post-traitement de digestats. Une raison pourrait être que ses coûts d'investissement et de fonctionnement sont relativement importants.

7.3.5 Le séchage : évaporation et séchage thermique

L'intérêt du séchage est qu'il permet de diminuer le volume des digestats et comme nous l'avons observé précédemment de permettre un hygiénisation plus ou moins efficace des digestats, en fonction de la température utilisée et de la durée du traitement.
La répartition des éléments est similaire à celle obtenue par la séparation de phase **(33** ; **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**)
L'impact principal du séchage sur la qualité du digestat est qu'il va fournir un digestat sec, riche en phosphore (entre 70 et 90 % dans le cas du séchage thermique), facilement exportable et ayant un taux d'hygiénisation plus important que les autres post-traitements qui ne sont pas réalisés à des températures élevées.

Un des inconvénients est qu'une très grande partie de l'azote peut être perdue par volatilisation lors du séchage. Ce procédé n'est pas recommandé dans le cadre de l'agriculture car il ne permet pas la conservation de la valeur fertilisante azotée des digestats.

7.3.6 Chaulage

Le chaulage est une méthode de traitement chimique qui consiste en l'apport de chaux :

- oxyde de calcium (chaux vive) ou,
- hydroxyde de calcium (chaux éteinte).

En contact avec de l'eau, la chaux vive provoque une réaction exothermique qui libère de la chaleur et entraîne donc une montée en température, ce qui permet de détruire en partie les organismes pathogènes.
Un des intérêts de cette technique va être dans l'obtention d'un digestat plus stabilisé, notamment du point de vue de la réduction des pathogènes. Cette méthode est souvent utilisée pour une destruction rapide des Salmonella **(81)** et est bénéfique en cas d'épandage sur les sols acides, car le pH du sol peut être ainsi remonté.

7.3.7 Le compostage

Selon **(3, 36)**, le digestat doit subir une phase de maturation (réorganisation du carbone, humification…) afin de devenir un « produit stabilisé » (faible évolution de la fraction carbonée, substances humifiées …). Cette phase d'humification peut se dérouler dans le sol après incorporation du digestat brut ou bien sur une plateforme dédiée. Dans la pratique, l'évolution aérobie du digestat peut demander une étape de séchage de cette matière ou une autre technique de séparation des phases et/ou l'addition d'un support afin de permettre l'aération nécessaire à l'évolution de la matière organique résiduelle. Il faut noter que la phase de séchage du digestat peut entraîner la perte de 90 % du NH_4^+ qui aura été transformé en NH_3 **(37 ; 38)**.
La maturation aérobie du digestat (brut ou fraction solide) ne conduit pas toujours à une montée en température comme dans une phase thermophile de compostage. Elle se déroule aux alentours de 35 à 40°C **(39)** correspondant à des conditions de réorganisation de la matière organique ou phase d'humification. Ceci est lié au fait que la fraction carbonée rapidement accessible aux bactéries a été dégradée pendant l'étape de méthanisation. Ainsi, si on souhaite réaliser un "compostage caractérisé du digestat" (comme défini dans la norme NF U44-051), il pourrait être nécessaire d'apporter un substrat carboné fermentescible.
Ceci a été démontré par des essais réalisés en Suisse **(1)** qui ont permis d'observer une montée en température similaire à un compostage de substrats « classiques ». Une bonne gestion du compostage (aération, humidité, porosité des andains,….) est donc essentielle pour obtenir un produit de qualité (qu'il s'agisse de digestats ou non) avec des pertes limitées d'azote. Ces travaux montrent que le mélange de digestats bruts avec d'autres produits (compost ligneux jeunes, pulpe de papier, argiles, bois de refus de tamisage de composts mûrs…) permet de limiter ces pertes azotées tout en permettant un processus de compostage (montée en température notamment) très satisfaisant. Ces produits ajoutés permettent de piéger cet azote et apportent une microflore activant la nitrification de l'azote. **(1)**
Le compostage en France est systématique pour les digestats produits avec des OMr ou des biodéchets. Le
Tableau 8 **(35)** montre que les installations françaises en activité pratiquent le compostage des digestats.

Tableau 8 : Valorisation des digestats des installations de méthanisation française traitant des OMr ou des biodéchets (38)

Nom Installation	Statut actuel	date	Déchets majoritaires traités	Valorisation du digestat
AmiensMétropole	Opérationnel	1988	OMr	compost 44-051
Varennes-Jarcy	Opérationnel	2002	OMr	compost 44-051
Le Robert	Opérationnel	2006	Biodéchets	compost 44-051
Calais	Opérationnel	2007	Biodéchets	compost 44-051
Lille	Opérationnel	2007	Biodéchets	compost 44-051
Montpellier	Opérationnel	2008	OMr	compost 44-051
Marseille Provence metropole	Opérationnel	2010	OMr	compost 44-051
Angers loire metropole	Opérationnel	2010	OMr	compost 44-051
Syndicat mixte du point Fort (Saint Lo)	Opérationnel	2010	Omr + DV	

Nom Installation	Statut actuel	date	Déchets majoritaires traités	Valorisation du digestat
SICTOM Pointoise	Projet	2011	NC	
SYSEM Vannes	Projet	2011	Omr + biodéchets	
SEMARDEL Vert-le-Grand	Projet	2011	OMr	
Moselle	Projet	2011	Biodéchets	
Ecopôle de la Valasse (Béziers)	Projet	2012	NC	
Organom – Bourg-en-Bresse	Projet	2012	OMr	
Romainville	Projet	2013	OMr	
Clermont-Ferrand	Projet	2015	OMr	
Fos-sur-Mer	Projet	NC*	OMr	
Biarritz	Projet	NC*	OMr	
Chalon-sur-Saône	Projet	NC*	OMr	

Avantages du compostage du digestat
Le compostage permet l'augmentation du degré de maturité qui entraîne une diminution de la salinité et du pH. La stabilité du produit et sa compatibilité avec les plantes sont nettement améliorées **(40)**.

Quelques différences et similitudes entre le compost et le digestat (41)

- Pour la matière sèche, les teneurs des phases solides des digestats dépendent des intrants et des procédés utilisés pour la séparation de phases et peuvent aller jusqu'à des teneurs similaires à celles des composts.
- Les teneurs en azote total seront légèrement plus élevées dans les digestats bruts que dans les composts issus des mêmes substrats. La teneur en azote ammoniacale est largement supérieure dans les digestats que dans les composts. Par contre, l'azote sous forme nitrate sera en concentration plus importante dans les composts.
- Le compostage permet la formation d'humus stable.
-

Pour résumer, le digestat permet d'apporter des nutriments et de la matière organique labile, mais il n'a pas les propriétés structurantes d'un compost.

Il peut constituer une source d'azote pour le compostage de matières ligneuses (exemple : certains déchets verts).

8 QUALITÉ AGRONOMIQUE DES DIGESTATS : LES ÉLÉMENTS FERTILISANTS

La qualité agronomique d'un digestat est définie ici par la composition en éléments fertilisants qu'il contient, par l'efficacité des ces éléments lorsque ils sont apportés au système sol/plante par le digestat et par ses propriétés d'amélioration potentielles des qualités physiques (porosité, capacité d'échange cationique, pH,…) et biologiques du sol.

Analyses statistiques des données des digestats d'origine agricoles et matières végétales brutes
Le nombre d'analyses récoltées est variable selon les caractéristiques agronomiques. Le nombre d'analyse des teneurs en matières sèches, en azote total, en azote ammoniacal, en phosphore et en potassium varie de 137 à 155 (Figure 21). A l'opposé, les valeurs de C/N et surtout les teneurs en matières organique (ou en carbone total) sont très peu représentées (34 analyses sur les 186 digestats).

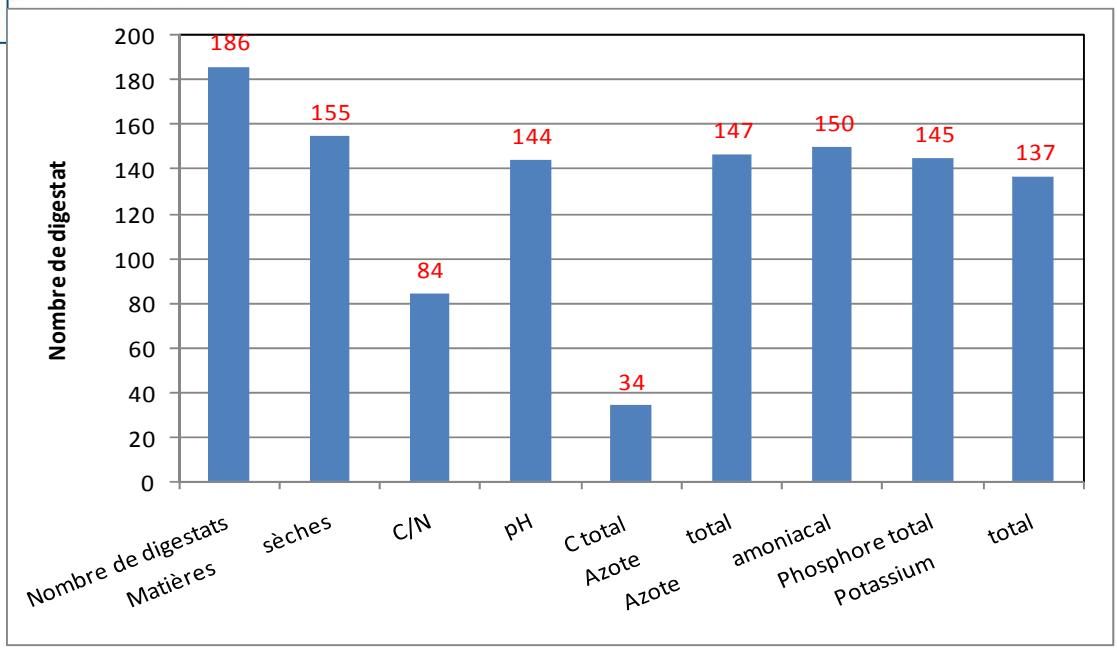


Figure 21 : Nombre d'analyses récoltées pour les caractéristiques agronomiques.

Analyses statistiques des données des digestats de BTU

Le nombre d'analyses récoltées provenant de sites différents est variable selon les caractéristiques agronomiques. Le nombre d'analyses des teneurs en matières sèches, en azote total, en azote ammoniacal, en phosphore et en potassium varie de 28 à 43 (Figure 21). Signalons cependant, que chaque analyse est une moyenne issue d'un site de méthanisation.

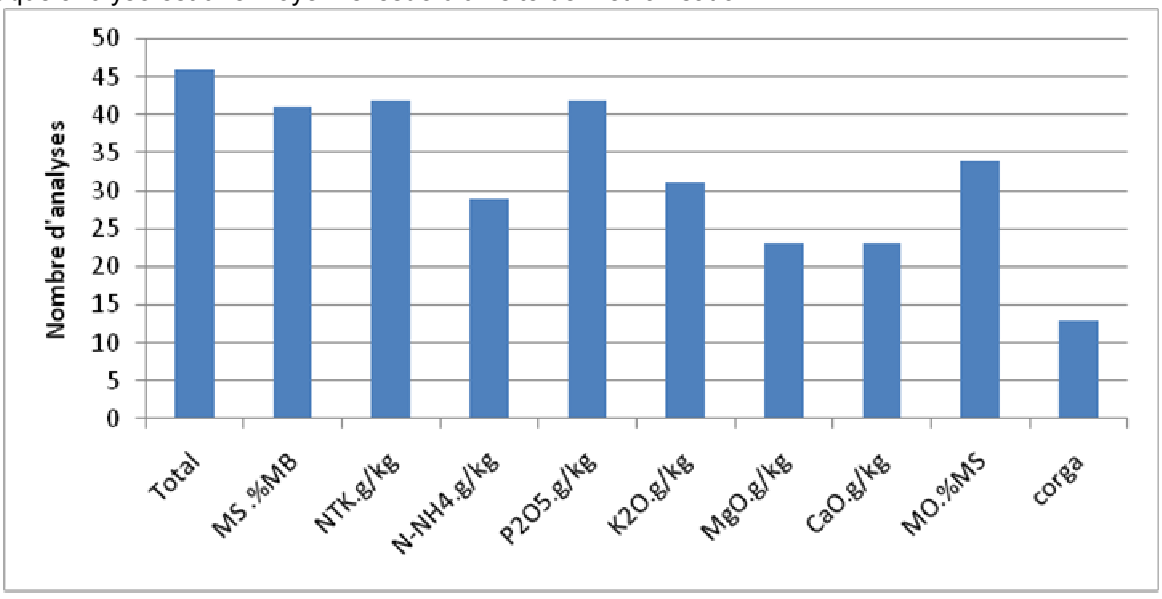


Figure 22 : Nombre d'analyses récoltées pour les caractéristiques agronomiques des digestats de BTU.

Analyses statistiques des données des digestats d'OM

Le nombre d'analyses récoltées est variable selon les caractéristiques agronomiques. Le nombre varie de 4 à 15 (Figure 23). Signalons cependant, que chaque analyse est une moyenne issue d'un site de méthanisation.

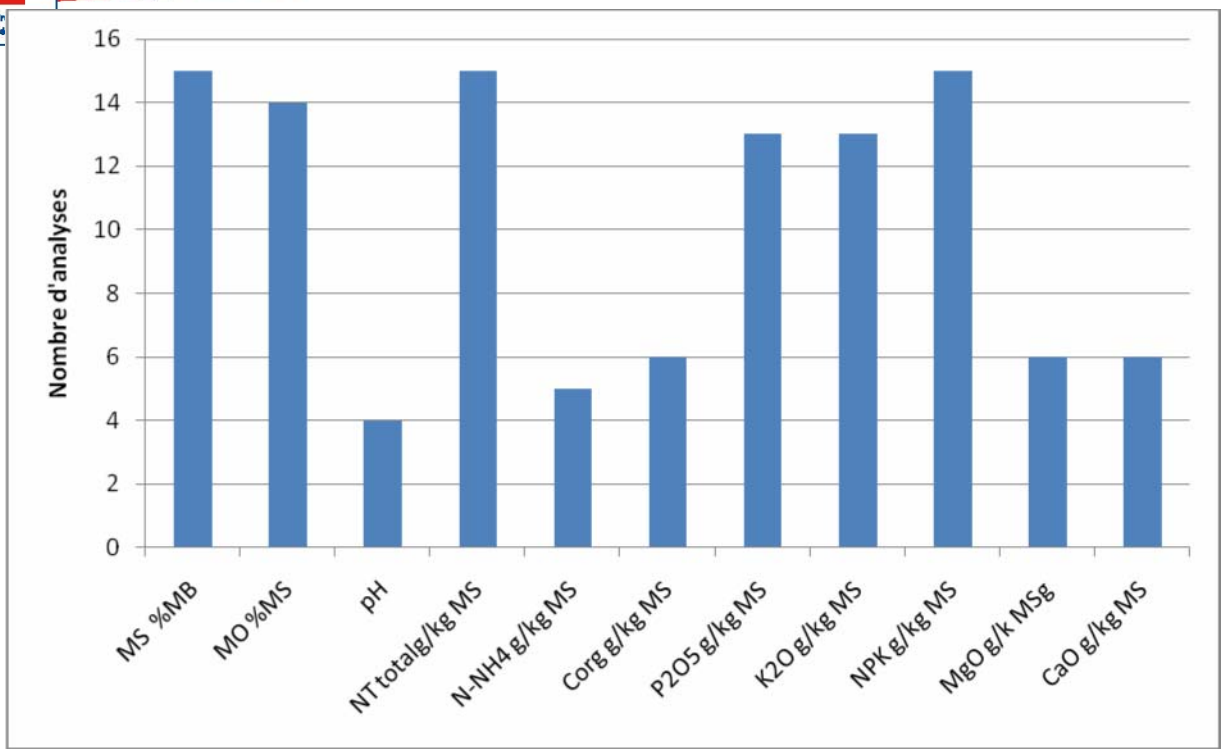


Figure 23 : Nombre d'analyses récoltées pour les caractéristiques agronomiques des digestats d'OMr.

8.1 L'AZOTE

8.1.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales

8.1.1.1 Séparation de phase : Teneurs en azote total dans les différentes phases (brutes-liquides-solides) des digestats agricoles analysés

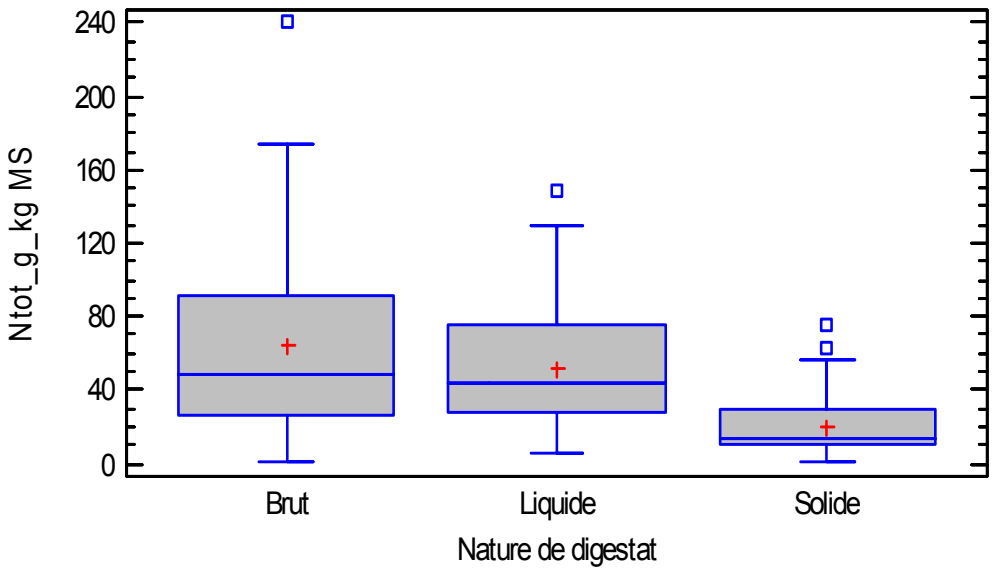


Figure 24 : Répartition des valeurs de N tot (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 9 : Variabilité des valeurs de Ntot (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Comptages	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	33	65,20	49,00	1,10	240,00	26,60	90,90
Liquide	56	52,43	43,70	6,08	149,21	27,85	75,25
Solide	58	20,56	13,38	1,42	76,00	10,42	30,12
Total	**147**	**42,72**	**30,56**	**1,10**	**240,00**	**12,49**	**56,97**

Les teneurs en azote total sont en moyenne de 65, 52 et 20 g/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées au digestat brut et sont en moyenne 3 fois plus grandes que la fraction solide.

Par rapport aux normes françaises, les valeurs de l'azote total suggèrent que le digestat brut et la fraction liquide des digestats sont des « produit » organiques proches des engrais organiques de la norme NFU 42-001 alors que la fraction solide des digestats est un « produit » proche des amendements organiques de la norme 44-051. Signalons également que la valeur minimale observée dans la fraction liquide est de 6 g/kg MS.

8.1.1.2 Effet des intrants d'origine agricole sur les teneurs en azote total

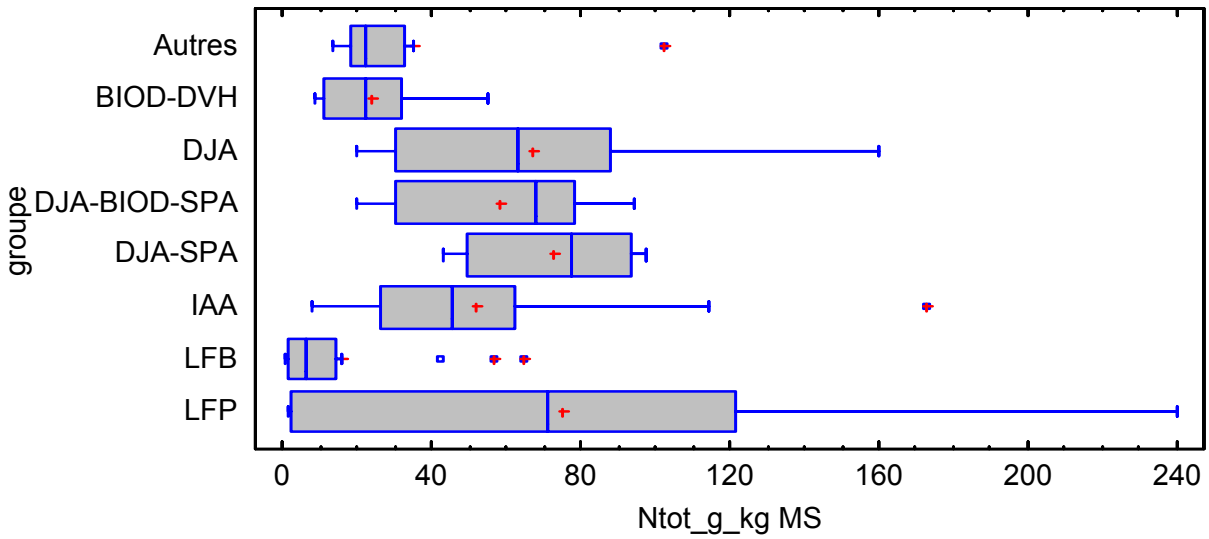


Figure 25 : Répartition des teneurs en azote total (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 10 : Variabilité des teneurs en azote total (g/kg MS) en fonction des intrants

groupe	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	1er quartile	3ème quartile
Autres	6	35,13	22,20	13,20	102,00	88,80	18,60	32,60
BIOD-DVH	53	23,74	22,34	8,44	55,45	47,01	10,98	31,85
DJA	11	67,59	63,06	20,10	160,00	139,90	30,18	88,14
DJA-BIOD-SPA	17	58,13	67,91	19,78	94,34	74,56	30,56	78,53
DJA-SPA	5	72,41	77,92	43,10	97,48	54,38	49,66	93,88
IAA	26	52,40	45,85	8,13	172,62	164,49	26,60	62,72
LFB	14	15,97	6,40	1,10	64,91	63,81	1,99	14,33
LFP	15	75,43	71,11	1,50	240,00	238,50	2,00	121,28
Total	**147**	**42,72**	**30,56**	**1,10**	**240,00**	**238,90**	**12,49**	**56,97**

Les teneurs en azote total varient en moyenne de 16 g/kg MS à 76 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier de porc et des sous produits animaux. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets, déchets verts et du lisier-fumier bovin. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en azote pour les digestats issus de chaque type de déchet.

8.1.1.3 Séparation de phase : Teneurs en azote ammoniacal dans les différentes phases (brutes-liquides-solides) des digestats d'origine agricole analysés

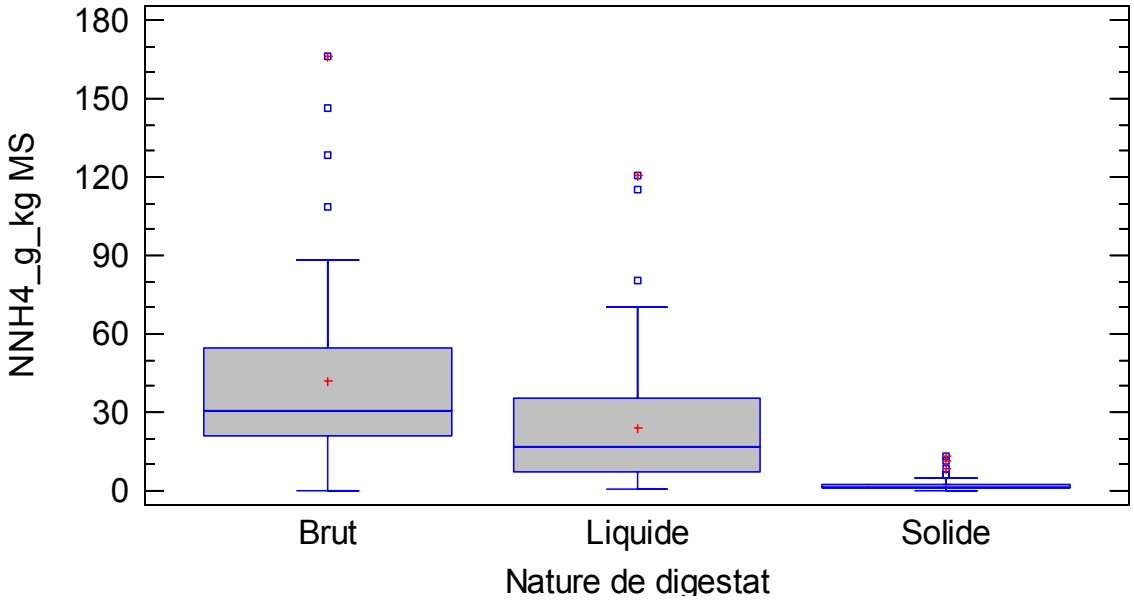


Figure 26 : Répartition des valeurs de N-NH_4 (g/kg MS) en fonction de la phase des digestats

Tableau 11 : Variabilité des valeurs de N-NH4 (g/kg MS) en fonction de la phase des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	43	41,91	30,43	0,13	166,15	20,80	54,79
Liquide	58	24,14	17,06	0,81	120,59	7,24	35,46
Solide	49	2,29	1,30	0,00	13,30	0,93	2,54
Total	**150**	**22,10**	**8,48**	**0,00**	**166,15**	**1,53**	**31,60**

Les teneurs en N-NH_4 sont en moyenne de 42, 24 et 2,3 g/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat.

Les teneurs les plus élevées sont associées au digestat brut et sont en moyenne 18 fois plus grandes que dans la fraction solide. Les teneurs en N-NH_4 du digestat brut sont, de manière générale, plus élevées que celle de la fraction liquide. Ce résultat peut suggérer une perte non négligeable de l'azote ammoniacal lors de la séparation de phase.

8.1.1.4 Effet des intrants d'origine agricole sur l'azote ammoniacal

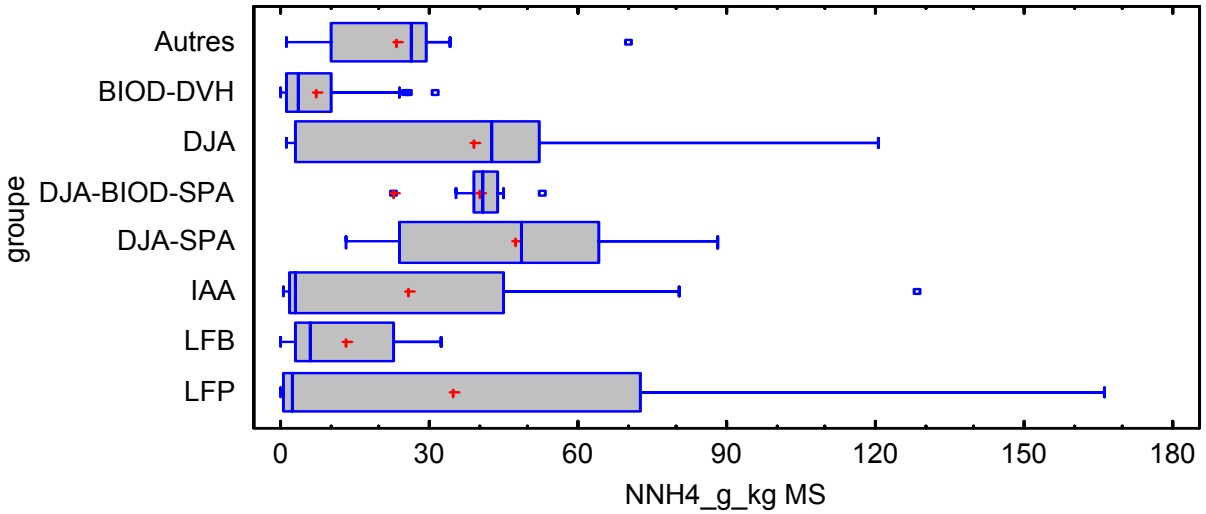


Figure 27 : Répartition des teneurs en N-NH_4 (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 12 : Variabilité des teneurs en N-NH_4 (g/kg MS) en fonction des intrants

groupe	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	1er quartile	3ème quartile
Autres	16	23,64	26,14	1,05	70,12	69,07	9,94	29,48
BIOD-DVH	53	7,15	3,81	0,00	31,46	31,46	1,10	10,36
DJA	20	39,04	42,84	0,93	120,59	119,66	3,25	52,44
DJA-BIOD-SPA	10	40,24	40,99	22,65	53,04	30,39	38,72	43,73
DJA-SPA	5	47,62	48,52	13,30	88,32	75,02	23,99	63,95
IAA	17	25,51	2,70	0,40	128,57	128,17	1,78	44,89
LFB	14	13,17	6,00	0,19	32,10	31,91	2,70	22,73
LFP	15	34,53	2,15	0,13	166,15	166,02	0,85	72,34
Total	**150**	**22,10**	**8,48**	**0,00**	**166,15**	**166,15**	**1,53**	**31,60**

Les teneurs en azote ammoniacal total varient en moyenne de 7 g/kg MS à 47 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier de porc et des sous produits animaux. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets, déchets verts et du lisier-fumier bovin. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en azote ammoniacal pour les digestats issus de chaque type de déchet.

La *Figure 28* ci-dessous montre la relation entre les teneurs en azote ammoniacal et en azote total des digestats. On observe une très bonne corrélation linéaire entre les deux formes d'azote dans les digestats bruts et la fraction liquide des digestats. L'azote ammoniacal représente environ 65 % de l'azote total des digestats bruts et de la fraction liquide des digestats.

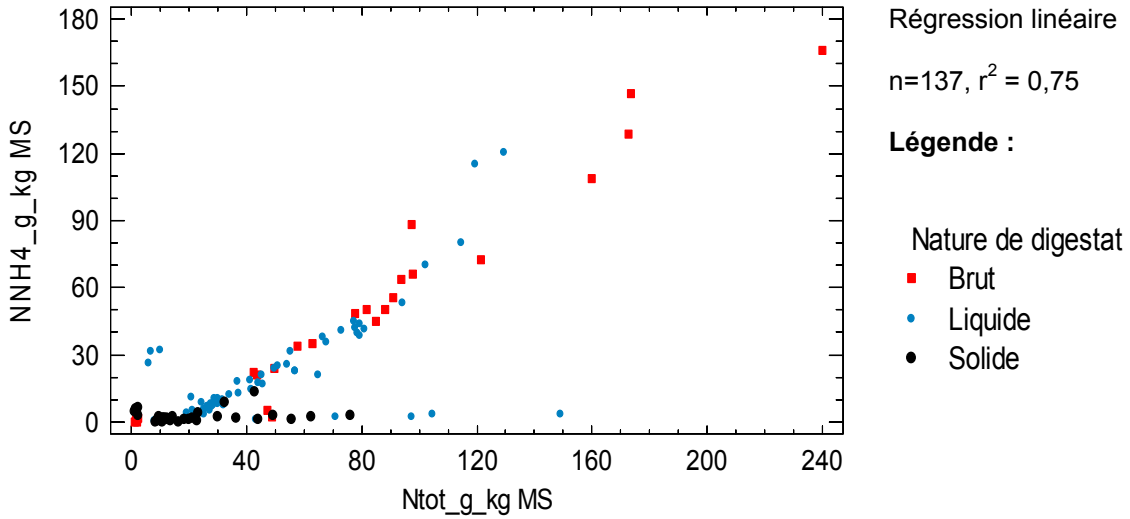


Figure 28 : Relation entre l'azote ammoniacal et l'azote total des digestats

8.1.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine

8.1.2.1 Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en azote total

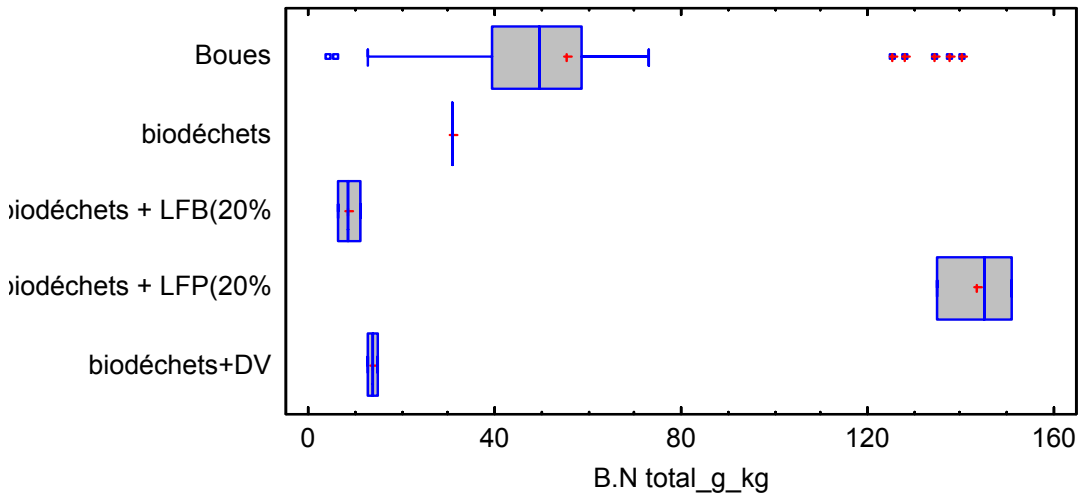


Figure 29 : Répartition des valeurs de N total (g/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Tableau 13 : Variabilité des valeurs de N total (g/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	40	55,38	33,12	59,80 %	4,34	140,5	136,16	3,79
biodéchets	1	31,0		/	31,0	31,0	0,00	
biodéchets (80 %+ **LFB** (20 %)	2	8,75	3,18	36,37 %	6,5	11,0	4,5	/
biodéchets (80 %) + **LFP** (20 %)	3	143,7	8,08	5,63 %	135,0	151,0	16,0	-0,51
biodéchets+DV	3	14,03	1,05	7,45 %	13,0	15,1	2,1	0,10
Total	**49**	**55,86**	**39,89**	**71,4 %**	**4,34**	**151,0**	**146,7**	**3,46**

Les teneurs en azote total sont en moyenne de 55 g/kg MS pour les BTU méthanisées.
Les teneurs les plus élevées sont associées aux biodéchets + LFP (144 g/kg MS) qui sont en 4 à 10 fois plus élevées que pour les autres mélanges associant des biodéchets.
L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en N total pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.1.2.2 Effet des post-traitements sur les teneurs en azote total des digestats d'origine urbaine

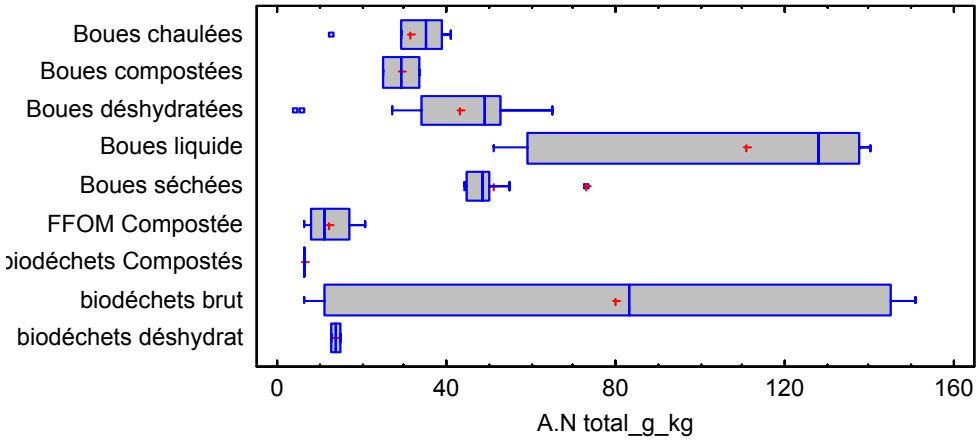


Figure 30 : Répartition des valeurs de Ntotal (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 14 : Variabilité des valeurs de Ntotal (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	31,47	11,29	35,89 %	13,0	41,28	28,28	-1,30
BTU compostées	2	29,3	6,08	20,75 %	25,0	33,6	8,6	/
BTU déshydratées	19	43,25	17,16	39,68 %	4,33	65,1	60,76	-1,94
BTU liquides	7	110,93	38,56	34,76 %	51,0	140,5	89,5	-1,26
BTU séchées	9	51,09	8,85	17,32 %	44,5	73,0	28,5	2,78
FFOM issue d'OMr Compostée	4	12,47	6,20	49,73 %	6,6	21,0	14,4	0,89
biodéchets Compostés	2	6,45	0,21	3,28 %	6,3	6,6	0,3	/
biodéchets brut	6	79,92	70,50	88,22 %	6,5	151,0	144,5	-0,03
biodéchets déshydratés	3	14,03	1,050	7,48 %	13,0	15,1	2,1	0,10
Total	**57**	**50,15**	**39,74**	**79,26 %**	**4,33**	**151,0**	**146,66**	**4,02**

⇨ Les teneurs les plus élevées en azote sont observées pour les digestats n'ayant pas subi de post-traitements, soit les digestats de BTU liquides et les digestats de biodéchets sans séparation de phase.

⇨ Le compostage, le chaulage et le séchage semblent réduire les teneurs en azote total comparativement aux digestats bruts ou aux autres traitements, ce qui peut s'expliquer à la fois par l'effet dilution dans le co-substrat et la volatilisation de l'ammoniac.

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en N total pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.1.2.3 *Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en azote ammoniacal*

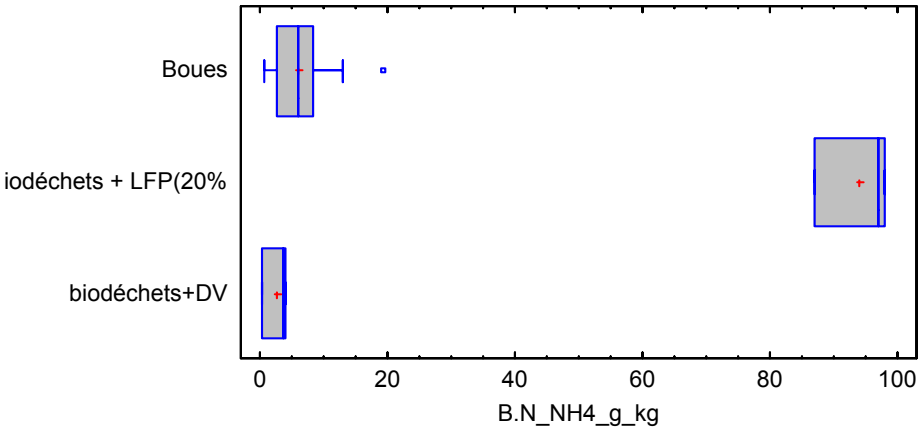


Figure 31 : Répartition des valeurs de N- NH_4 (g/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Tableau 15 : Variabilité des valeurs de N-NH_4 (g/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef.de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	27	5,93	4,25	71,8 %	0,55	19,2	18,7	2,36
biodéchets (80 %+ LFP (20 %)	3	94,0	6,08	6,47 %	87,0	98,0	11,0	-1,18
biodéchets+DV	3	2,75	1,99	72,5 %	0,45	4,0	3,55	-1,21
Total	**33**	**13,6**	**26,15**	**191 %**	**0,45**	**98,0**	**97,6**	**6,75**

Le mélange biodéchets + LFP se distingue nettement des autres intrants avec une teneur en NH_4 de 94 g/kg MS. Cependant, ce résultat peut s'expliquer par le fait que le digestat biodéchets + LFP n'a pas subi de séparation de phase, contrairement aux autres intrants.
Les teneurs en NH_4, sont assez similaires en fonction des intrants BTU et biodéchets. Les valeurs sont relativement faibles, du fait de la séparation de phase. Il s'agit ici de digestat « solide », or l'ammonium se trouve très majoritairement en solution et donc dans la fraction « liquide » des digestats.

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en NH_4 pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

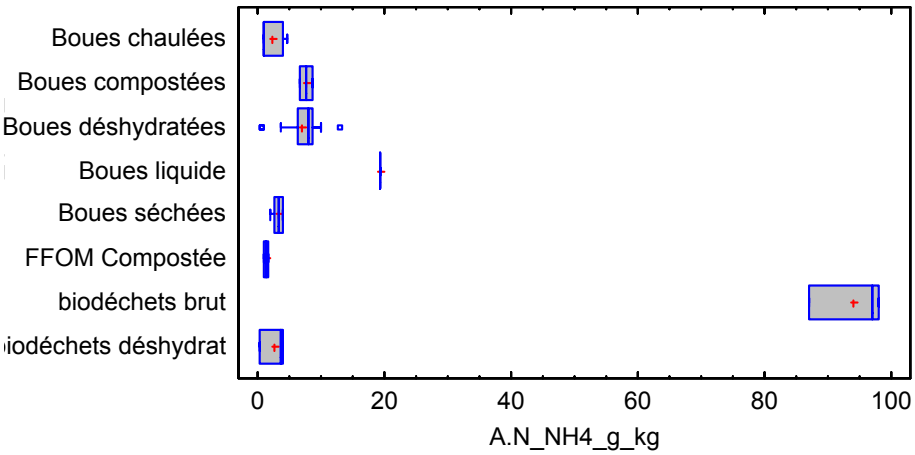


Figure 32 : Répartition des valeurs de N- NH_4 (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 16 : Variabilité des valeurs de N- NH_4 (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef.de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	2,35	1,80	76,48 %	1,0	4,5	3,5	0,57
BTU compostées	2	7,58	1,44	19,03 %	6,56	8,6	2,04	/
BTU déshydratées	16	7,07	3,23	45,64 %	0,55	13,0	12,44	-1,24
Boue liquide	1	19,2	/	/	19,2	19,2	0,0	/
BTU séchées	5	3,18	0,87	27,62 %	2,06	4,0	1,94	-0,36
FFOM issue d'OMr Compostée	2	1,3	0,42	32,63 %	1,0	1,6	0,6	/
biodéchets brut	3	94,0	6,08	6,47 %	87,0	98,0	11,0	-1,18
biodéchets déshydratés	3	2,75	1,99	72,52 %	0,45	4,0	3,55	-1,21
Total	**37**	**12,65**	**24,85**	**196,40 %**	**0,45**	**98,0**	**97,55**	**7,65**

La séparation de phase a un impact sur les teneurs en NH_4^+. Les biodéchets « bruts » présentent des teneurs en NH_4^+ supérieures aux autres substrats avec des teneurs moyennes de 94 g/Kg MS.

Les autres post-traitements étudiés n'influencent que faiblement les teneurs en NH_4^+ des digestats déjà déshydratés. Seuls les post-traitements pour lesquels une augmentation de température intervient (séchage, chaulage) diminuent encore les valeurs des teneurs en NH_4 dans les digestats. Ce phénomène est réduit en ce qui concerne les BTU digérées compostées qui devraient avoir subies une phase thermophiles. Une hypothèse pourrait être de la difficulté à réaliserune bonne montée en température des digestats (Cf page 35) si le procédé de compostage n'est pas bien réalisé.

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en NH_4^+ pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.1.3 Synthèse bibliographique

Le procédé de méthanisation a pour effet de convertir une grande partie de l'azote organique (protéines et urée principalement) en azote minéral. Cette minéralisation de l'azote est proportionnelle au taux de dégradation du carbone. En raison du milieu réducteur qui prévaut au sein du digesteur, cet azote minéral est sous forme ammoniacale (ion NH_4^{++} dissous) et représente alors entre 45 et 85 % de l'azote total du digestat final **(7 ; 8 ; 10 ; 43)**.
Les résultats du traitement de données analytiques effectué dans le cadre de la présente étude corroborent les données issues de la bibliographie avec une proportion moyenne de l'azote ammoniacal de 65 % par rapport à l'azote total (voir Figure 28).
La méthanisation du lisier augmente le pourcentage d'ammonium par rapport à l'azote total et diminue le taux de matière sèche et donc la viscosité, permettant ainsi une meilleure pénétration du produit dans le sol et un meilleur écoulement le long des feuilles. **(14, 15)**.

8.1.4 Impact des procédés sur les teneurs en azote

8.1.4.1 L'hygiénisation en prétraitement

Ce procédé permet une hydrolyse plus poussée des molécules et donc un taux plus élevé de dégradation (notamment des protéines) au cours de la digestion, comme le montre une teneur en NH_4^+ soluble légèrement supérieure dans le digestat de sous-produits animaux (+14 % par rapport au même substrat non hygiénisé) **(30)**.

8.1.4.2 La séparation de phase : post-traitement

La séparation de phase va avoir pour impact principal de concentrer la majorité de l'azote (de 60 à 75 % de l'azote total) dans la phase liquide. L'azote contenu dans la phase liquide est très majoritairement sous forme ammoniacale. **(Cf 5.3.1)**.

8.1.4.3 Le stripping avec lavage acide en post-traitement

Le stripping aura donc pour effet de produire :

1. un engrais liquide de sulfate d'ammonium (ou de nitrate d'ammonium en cas de lavage acide avec l'acide nitrique) facilement exportable et épandable, qui contient plus de 80 % de l'azote initial sous forme biodisponible pour les plantes.

2. l'eau ammoniacale après condensation (en cas de stripping avec de la vapeur) qui contient la quasi-totalité du potassium (93 %) du digestat brut et un partie du phosphore.

3. Un digestat solide obtenu après séparation de phase avant le stripping qui contient de la matière organique et surtout du phosphore. La poursuite de traitement de cette fraction par compostage est recommandée afin de gérer les quantités produites et le stockage, de stabiliser la matière organique en attendant l'épandage.

Le stripping est une technique qui a été développée pour le traitement du lisier. L'azote organique et les nitrites/ nitrates ne sont pas éliminés. Si elle est bien dimensionnée, cette technique permettra de récupérer au moins 90 % de l'ammonium. (BAKX, 2009, **(33)**).

Tableau 17 : Répartition des éléments après stripping avec lavage acide (BAKX, 2009, (33))

	Stripping + lavage acide	Stripping + lavage acide	Stripping + lavage acide
	liquide	solide	NH_4SO_4
volume %	90	7	
N total %	8	22	
N orga %	75-83	17-25	
NH_4^+ %	9	10	81
P %	21-73	27-79	
K %	93	3	
MES %	52	48	

Les variations observées sur les teneurs en azote et potassium dépendent en partie de la qualité du procédé de séparation de phase utilisé en amont du stripping.

Ce système est utilisé pour le traitement du lisier, mais sans référence connue sur le traitement du digestat.
Lemmens **(33)** mentionne qu'un projet de stripping à l'échelle d'une exploitation agricole est dimensionné sur une réduction de 50 % d'azote total et une production de 9 kg de sulfate d'ammonium par tonne de lisier. Cette technique est applicable pour le traitement du digestat.

Cependant, selon Meier **(33)** le stripping n'est pas facilement applicable à l'échelle d'une exploitation agricole du fait de l'utilisation de produits chimiques qui suppose des étapes de manutention, stockage, approvisionnement, désapprovisionnement, et ce qui demande une opération professionnelle pas forcément compatible avec le travail d'agriculteur.

8.1.4.4 La précipitation de struvite: post-traitement

Le tableau ci-dessous présente des résultats obtenus sur la répartition des éléments fertilisants lors de l'utilisation de cette technique.

Tableau 18 : Répartition des éléments après précipitation de struvite (BAKX, 2009)

	Solide (centrifugation + coagulant)	Liquide séparé des boues de MAP	Boues de MAP
volume %	7	93	
N total %	22		
N orga %	17-25		
NH_4^+ %	10	9	81
P %	79	21	430 Car ajout de H_3PO_4
K %	3	97	0
MES %	48	52	

La formation de struvite permet de séparer le digestat en trois fractions :

⇨ L'impact de ce procédé sur l'azote va être, qu'il va concentrer près de 80 % de l'azote ammoniacale du digestat brut dans les boues de MAP (Magnésium ammonio-phosphate).
Ce procédé permet donc l'obtention d'un produit riche en azote, en phosphore et magnésium.
Les deux autres fractions du digestat obtenues par précipitation de struvite (une fraction solide et une fraction liquide) seront donc appauvries en N-NH_4 avec chacune des teneurs en azote ammoniacal de l'ordre de 10 % du digestat brut.

D'après une étude réalisée en 2008 au Danemark (Arhuus University – Peter Sørensen), l'azote du digestat est beaucoup mieux utilisé par les plantes que celui contenu dans le lisier brut. **On observe notamment que la disponibilité de l'azote minéral du sol (en % de l'azote total) est plus élevée dans le cas du digestat que celle du lisier non digéré (45)**

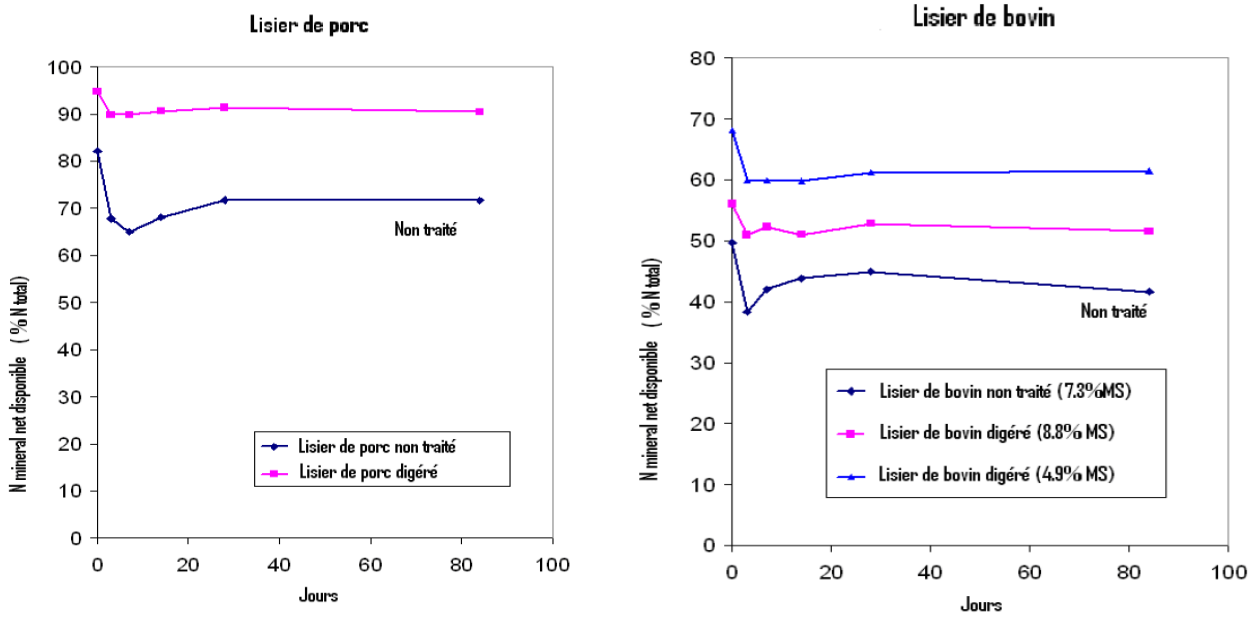


Figure 33 : Disponibilité de l'azote du sol après application de lisier bovin brut et de digestat de lisier bovin sur sol sablonneux (Sorensen, 2008)

Ces résultats sont également confirmés par Pfundtner, 2002 **(5)** qui précise que dans les résidus organiques, la plupart de l'azote est lié à des protéines. Tout au long de la digestion anaérobie, une partie de l'azote est libéré en ammonium dissous. Par conséquent, l'azote du digestat est plus rapidement disponible pour les plantes.
Cependant, une étude réalisée **(1)** a permis de comparer la cinétique de minéralisation de l'azote des digestats et des composts et a montré que **certains digestats peuvent provoquer le phénomène de « faim d'azote » lorsqu'ils ne sont pas correctement gérés**. Un post-traitement qui entraîne une volatilisation de l'azote (séchage trop important, aération trop puissante,…) va diminuer fortement les concentrations en azote minérale du digestat et entraîner ce phénomène de faim d'azote après l'application au champ.

Le pourcentage de NH_4^+ par rapport à l'azote total était plus élevé dans les lisiers méthanisés que dans les lisiers bruts. En conséquence, le coefficient d'utilisation de l'azote était de 10 à 20 % plus élevé dans les lisiers méthanisés par rapport aux lisiers bruts **(46)**.

Un digestat frais ne contient pratiquement que de l'ammonium. Le point critique à observer est dès que le digestat arrive à l'air libre. La nitrification du produit commence normalement très rapidement. Cependant, dès que le taux d'humidité du digestat diminue, une partie de l'azote minéral présent dans ce produit est perdu dans l'atmosphère sous forme ammoniacale. Cette perte est d'autant plus importante que le digestat est asséché. Ainsi, une mauvaise gestion du digestat après sa sortie du digesteur peut transformer ce produit riche en azote minéral en un produit immobilisant ce même élément fertilisant lors de son utilisation **(1)**.
La plupart des digestats apportent donc de l'azote minéral dans le sol, ce qui se traduit par une augmentation dans le sol de cet azote assimilable par les plantes Figure 34. L'azote apporté au sol sous forme d'ammonium est, dès que les conditions climatiques le permettent (T° du sol, humidité du sol), très rapidement nitrifié et transformé en nitrates.

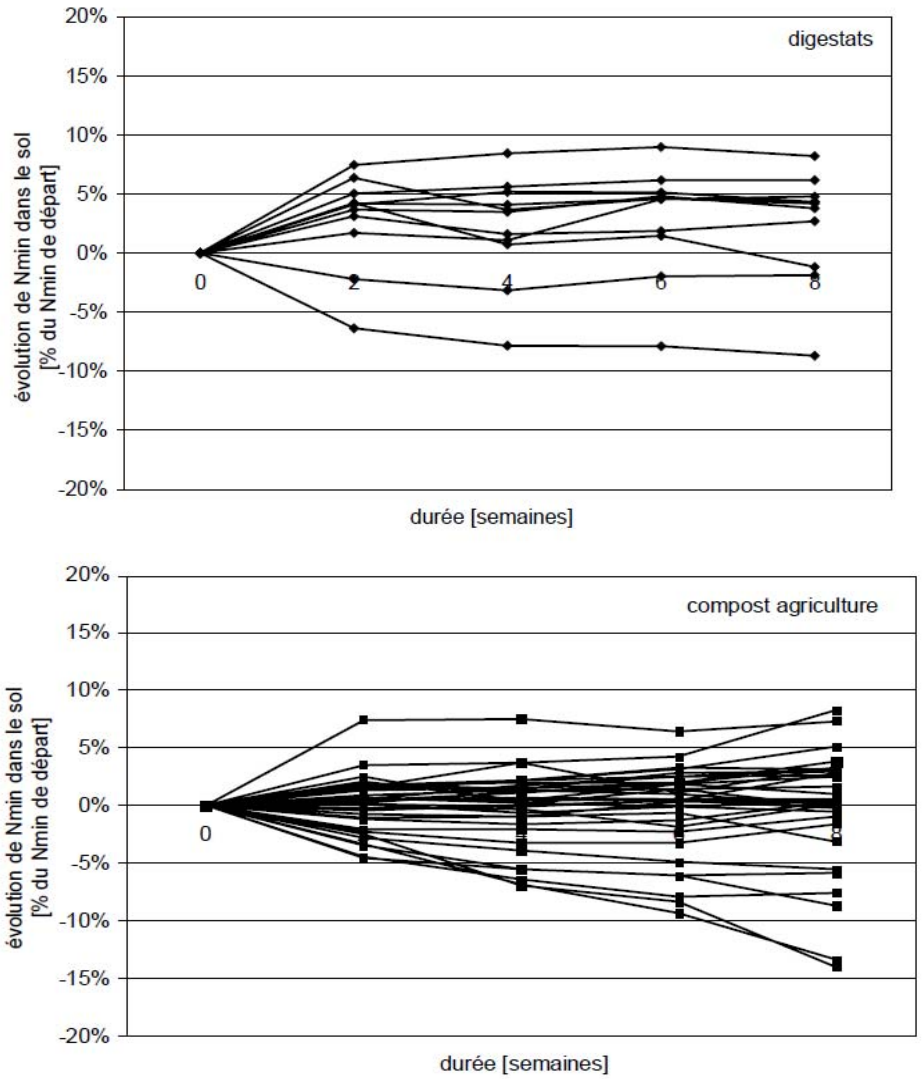


Figure 34 : Influence de l'apport de digestat et de compost de biodéchets et déchets verts sur l'évolution de la teneur en azote minéral dans le sol (1)

8.1.5.1 Mais attention ….

K.Moller (**49)**, dans une étude de 2008 minimise l'impact de l'apport de digestat sur l'augmentation des teneurs en azote dans les sols et écrit que cette teneur n'est pas affectée par l'apport de matière digérée comparativement aux autres matières non digérées et que la digestion n'a pas influé sur les concentrations en azote des sols.
Selon cette étude, l'effet des digestats de lisier sur la biodisponibilité de l'azote est très faible. D'autres facteurs (par exemple l'immobilisation de l'azote en fonction de l'enfouissement de la paille) ont une influence plus forte sur les teneurs en azote minéral dans les sols à l'automne et que si les cultures de couverture et les résidus de culture sont récoltés pour être méthanisés au lieu de les enfouir au sol, une forte diminution de la teneur en azote des sols est mesurée.

Il est clair que le digestat permet une augmentation des concentrations en azote, mais que son application doit suivre des « bonnes pratiques agricoles ».

L'étude de Moller montre surtout que l'exportation des résidus de culture pour être méthanisés retire de l'azote (organique sous forme de tissus végétaux) déjà présent dans le système sol /plante et qu'il faut alors lui restituer à la période optimum pour la nutrition de la culture suivante. La ré-application du digestat des résidus de culture sur la même parcelle à partir de laquelle ils ont été prélevés permettrait de préserver les quantités d'azote du système sol-plante, de limiter les pertes par lixiviation de l'azote nitrique (NO_3^-) durant la période d'interculture et donc de limiter les pollutions des nappes, tout en produisant de l'énergie.

Des essais au champ conduits sur culture de maïs ont montré un effet positif de l'épandage de lisier méthanisé par rapport à un épandage de lisier non traité ou d'une fertilisation minérale **(50)**. Les meilleurs rendements ont été obtenus dans les modalités de fertilisation avec du lisier méthanisé. Au-delà de l'effet positif de l'azote, on peut penser que la matière organique apportée avec le digestat a pu jouer un rôle positif dans les mécanismes de rétention en eau du sol.

8.1.6 En conclusion sur la valeur fertilisante azotée des digestats:

Comme tous les fertilisants organiques riches en azote les apports de digestats doivent être raisonnés précisément en fonction du besoin des cultures, de la présence de résidus de culture ou non et de la date d'épandage (et donc des conditions climatiques qui prévalent à cette date).

La difficulté de valorisation de l'azote des fertilisants organiques en général, tient au fait que la majorité de l'azote qu'ils contiennent est justement sous forme organique, que sa minéralisation, indispensable pour la nutrition des plantes, est longue et dépendante de la température, de l'humidité et de l'aération du sol. Il est toujours très difficile de prévoir quand l'azote organique va minéraliser dans le sol et si cette période de minéralisation va bien correspondre aux périodes de demande maximum des plantes.
L'azote minéral d'origine industriel quant à lui peut être apporté plus facilement au bon moment. L'azote minéral est donc beaucoup plus facile à gérer pour l'agriculteur et donc plus facile à valoriser.

La particularité des digestats et notamment d'un lisier digéré est qu'il s'agit d'un fertilisant organique riche en azote minéral, et qu'il va donc apporter une meilleure facilité de gestion pour l'agriculteur que ce même lisier non digéré. Ceci à la condition expresse que l'agriculteur l'utilise comme tel et qu'il en connaisse la teneur exacte en azote ammoniacal et en azote organique résiduel.
En revanche un apport de lisier digéré à une période inappropriée dans le cycle cultural peut engendrer une lixiviation de l'azote plus importante qu'un lisier non digéré : Par exemple, un apport en début d'automne, lorsque la température est encore douce, peut donner lieu à une nitrification rapide dans le sol puis à une lixiviation de l'azote nitrique par les pluies hivernales. Le même risque existe avec du lisier non digéré mais la période nécessaire à la minéralisation puis à la nitrification est plus longue et la lixiviation est donc moins probable et en tout cas moins importante.

Un lisier digéré doit donc être géré différemment d'un lisier non digéré et sa composition en azote ammoniacal et organique (idéalement au jour de l'épandage) doit être précisément connue de l'agriculteur.

8.2 LE PHOSPHORE

8.2.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales

8.2.1.1 Séparation de phase : Teneurs en phosphore total dans les différentes phases (brutes-liquides-solides) des digestats d'origine agricole analysés

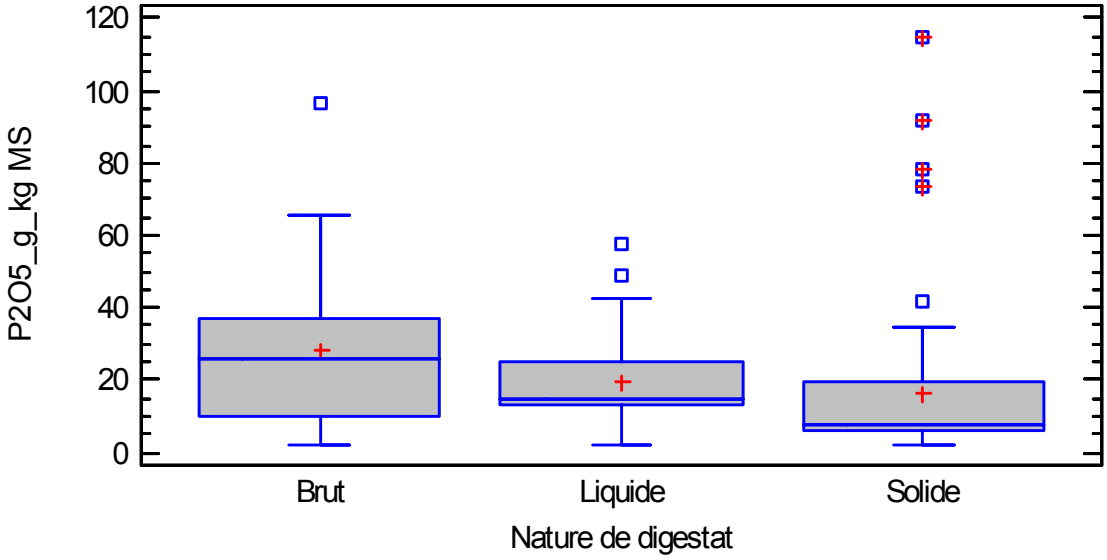


Figure 35 : Répartition des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 19 : Variabilité des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	32	28,36	25,96	1,80	96,92	10,23	37,31
Liquide	53	19,73	14,95	2,10	57,38	12,80	24,73
Solide	60	16,57	7,25	2,03	115,11	5,61	19,24
Total	**145**	**20,33**	**14,17**	**1,80**	**115,11**	**6,77**	**24,81**

Les teneurs en P_2O_5 sont en moyenne de 28,4 ; 19,7 et 16,6 mg/kg respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées au digestat brut, elles sont plus élevées que dans chacune des deux phases. Il s'agit d'un artefact lié au jeu de données : Les données « digestats séparés » correspondent à des digestats moins riches en azote avant séparation que les digestats bruts composant le jeu de données étudiées.
Dans chacune des deux phases, on constate des teneurs de phosphore comparables, il n'y a pas de concentration nettement préférentielle du phosphore dans une phase plutôt que dans l'autre au sein du jeu de données étudiées. **L'effet de la séparation de phase est donc beaucoup moins important pour le phosphore que pour l'azote.**

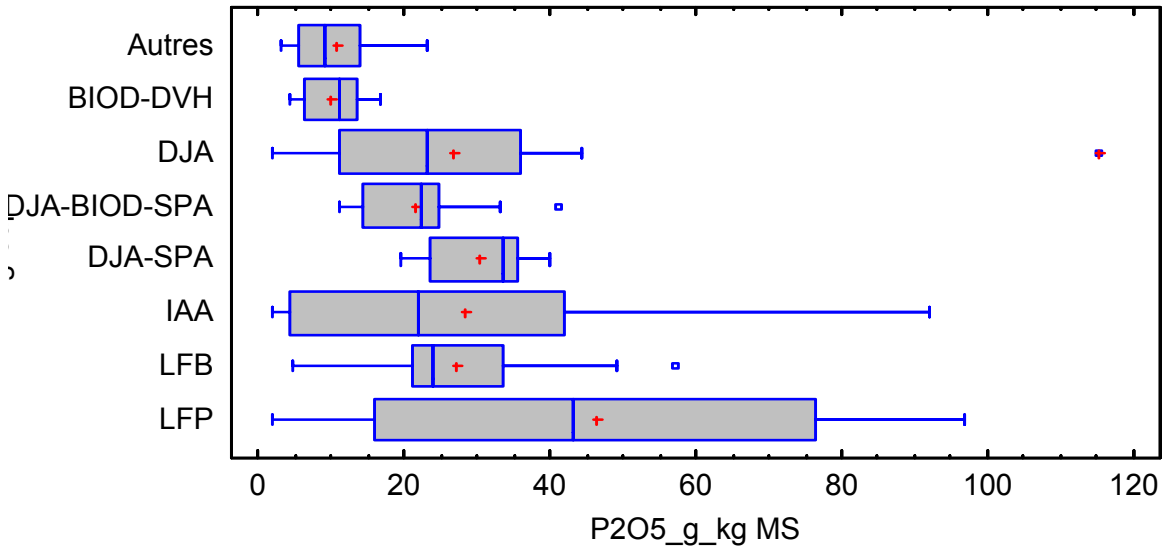


Figure 36 : Répartition des teneurs en P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 20 : Variabilité des teneurs en P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants

Groupe	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	1er quartile	3ème quartile
Autres	7	10,92	9,00	3,38	23,15	19,77	5,40	13,95
BIOD-DVH	53	10,14	11,17	4,48	16,97	12,49	6,49	13,73
DJA	20	26,76	23,09	2,10	115,11	113,01	11,31	36,17
DJA-BIOD-SPA	17	21,53	22,60	11,31	41,06	29,75	14,57	24,73
DJA-SPA	5	30,44	33,63	19,71	39,85	20,14	23,50	35,53
IAA	26	28,44	22,00	2,03	92,00	89,98	4,28	41,90
LFB	13	27,36	23,85	4,70	57,38	52,68	21,38	33,53
LFP	4	46,26	43,16	1,80	96,92	95,12	16,04	76,47
Total	**145**	**20,33**	**14,17**	**1,80**	**115,11**	**113,31**	**6,77**	**24,81**

Les teneurs en phosphore total sont extrêmement variables. Elles varient en moyenne de 10 g/kg MS à 46 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier de porc et des sous produits animaux. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets et de déchets verts. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en phosphore pour les digestats issus de chaque type de déchet.

8.2.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine

8.2.2.1 Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en phosphore

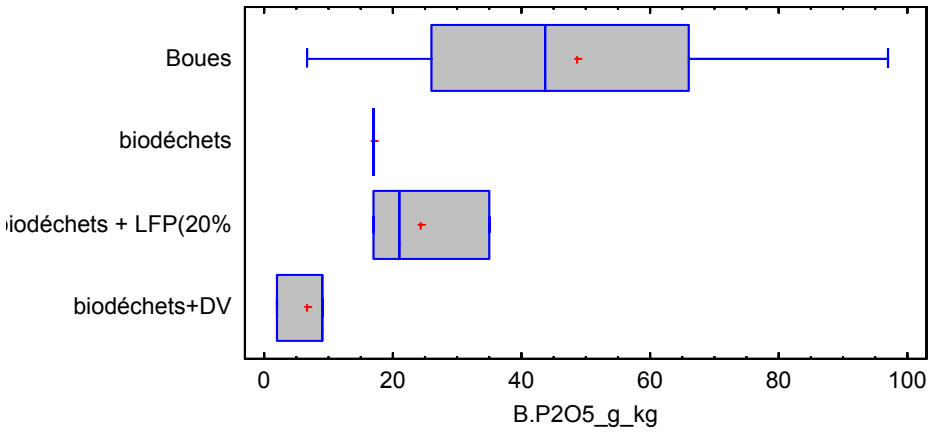


Figure 37 : Répartition des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 21 : Variabilité des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	40	48,50	24,82	51,17 %	6,53	97,01	90,48	0,86
biodéchets	1	17,0	/	/	17,0	17,0	0,0	/
Biodéchets (80%) + LFP(20 %)	3	24,33	9,45	38,84 %	17,0	35,0	18,0	0,98
biodéchets+DV	3	6,65	4,02	60,55 %	2,0	9,0	7,0	-1,22
Total	**47**	**43,61**	**26,00**	**59,62 %**	**2,0**	**97,01**	**95,01**	**1,23**

En moyenne, les teneurs en P_2O_5 des digestats de BTU (48 g/kg de MS) sont supérieures aux autres substrats.
L'ensemble des substrats contenant des BTU a tendance à avoir des teneurs en P_2O_5 supérieures comparativement aux digestats produits avec les autres types de déchets urbains.
L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en P_2O_5 pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.2.2.2 Effet des post-traitements sur les teneurs en phosphore des digestats d'origine urbaine

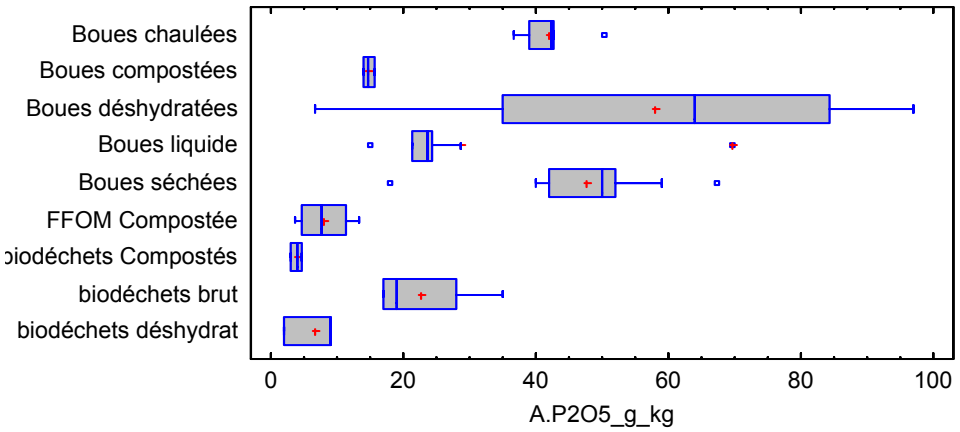


Figure 38 : Répartition des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 22 : Variabilité des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	42,10	5,20	12,36 %	36,52	50,29	13,77	0,92
BTU compostées	2	14,8	1,13	7,64 %	14,0	15,6	1,6	/
BTU déshydratées	19	57,98	29,49	50,86 %	6,53	97,01	90,48	-0,58
BTU liquides	7	28,55	18,42	64,50 %	15,0	69,7	54,7	2,66
BTU séchées	9	47,55	13,77	28,97 %	17,9	67,2	49,3	-1,31
FFOM issue d'OMr Compostées	4	8,11	4,24	52,27 %	3,5	13,3	9,8	0,26
biodéchets Compostés	2	3,85	1,34	34,89 %	2,9	4,8	1,9	/
biodéchets bruts	4	22,5	8,54	37,97 %	17,0	35,0	18,0	1,41
biodéchets déshydratés	3	6,65	4,02	60,55 %	2,0	9,0	7,0	-1,22
Total	**55**	**38,54**	**27,08**	**70,28 %**	**2,0**	**97,01**	**95,01**	**1,73**

Les teneurs en P_2O_5 sont en moyenne plus élevées dans les digestats à base de BTU ayant subi un post-traitement, à l'exception du compostage.
La déshydratation des BTU méthanisées, ainsi que le séchage et le chaulage présentent donc des teneurs plus élevées comparativement au compostage. Il s'agit certainement de l'effet couplé intrants/procédé du aux fortes teneurs des BTU brutes en P_2O_5. De plus, en ce qui concerne le compostage, afin de satisfaire aux critères réglementaires relaifs à un amendement organique, les teneurs en phosphore ne doivent pas dépasser 3% de P_2O_5 sur la masse brute. Par conséquent, ce post-traitement a du être réalisé afin de répondre aux exigences de la norme NFU 44-095

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en P_2O_5 pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.2.3 Synthèse bibliographique

De même que pour l'azote, lors de la méthanisation une partie du phosphore (1/3 environ) est solubilisée dans la fraction liquide pour ensuite former des substances minérales comme la struvite ($MgNH_4PO_4$) et le phosphate de calcium (hydroxyapatite) **(51)**. La fraction minéralisée des deux nutriments est accrue **(52)**.

La digestion du fumier semble réduire la fraction de Phosphore qui est immédiatement disponible en augmentant la stabilité des phases solide retenant le phosphore. Gungor et Karthikeyan (2008) **(68)** ont montré que le Phosphore dissous minéralisé pendant la digestion anaérobie est associé aux particules solides. La fraction de Phosphore dissous dans le fumier non digéré variait de 45 % à 70 % du Phosphore total, ce qui est réduit sensiblement après la digestion anaérobie à 25-45 % du Phosphore total. Les concentrations d'orthophosphates sont donc généralement plus élevées dans l'effluent digéré que dans les matières premières. Leurs données montrent que les orthophosphate forment 48-61 % du phosphore total dans les fumiers non digérés contre 52-74 % dans le fumier digéré (**53**).
Enfin, la valeur fertilisante en phosphore des produits de la méthanisation et du compostage sont relativement similaires. En effet, les valeurs en P des intrants sont gardés intacts lors des deux procédés **(38)**.

Les BTU digérées ont des teneurs en phosphore significatives.

Les BTU contiennent du phosphore (P) qui, s'il est disponible pour les plantes, justifie leur utilisation en agriculture. Comme leur Valeur Fertilisante (VF), c'est à dire la biodisponibilité du P de la boue exprimée par rapport à celle du P soluble dans l'eau, varie largement ou bien est inconnue, il est difficile de raisonner leur utilisation.

La thèse d'Armel Guivarch **(63)** s'est intéressée à la valeur fertilisante phosphatée des BTU, notamment en fonction des traitements appliqués sur ces BTU, dont la méthanisation.
Il a montré que la répartition des ions P entre phase solide et solution dépend des traitements subis par les BTU. Les ions P isotopiquement échangeables en 3 mois (censés correspondre au prélèvement par une culture) représentent environ 30 % du P total.
Il présente que l'évaluation la plus fiable de la biodisponibilité du P pour une boue donnée est obtenue en considérant la contribution relative du P apporté à la nutrition phosphatée (cette contribution relative de P est symbolisée « Pdff » par l'auteur).

Le P des BTU biologiques avec ou non un traitement spécifique de déphosphatation, et celui des BTU physico-chimiques, a une biodisponibilité proche de celle du P minéral soluble (VF moyenne de 87 %).

- ⇨ Sur ces BTU, l'apport de sels de fer et la digestion tendent toutefois à diminuer la VF
- ⇨ alors que le chaulage, même massif, n'a aucun effet.
- ⇨ Le compostage et le conditionnement thermique (45 min à 195°C sous 18 bars) des BTU diminuent sensiblement leur VF. Pour ces dernières, la VF diminue avec leur teneur en fer et augmente avec l'acidité du sol.

La VF est aussi fonction de l'effet de la boue sur la minéralisation nette de l'azote, ce qui appelle des études plus poussées sur le couplage des cycles de l'azote et du phosphore.

Certains traitements semblent avoir tendance à diminuer la VF(Pdff). La digestion potentiellement entraîne une diminution de VF(Pdff) d'environ 15 %. Cette baisse peut être expliquée par un faible potentiel de minéralisation de l'azote de la boue. L'origine de cette diminution est multiple :

- l'augmentation de la teneur de la boue en Fe, Zn, Pb, etc., connus pour induire une précipitation de minéraux phosphatés et donc une perte de solubilité et de mobilité du P,
- la dissolution des phosphates de calcium de la boue qui diminue avec l'augmentation du pH du sol,
- le potentiel de minéralisation de l'azote de cette boue.

Une partie de ses travaux sur la valeur fertilisante du phosphore est résumée dans le Tableau 23.

Tableau 23 : Comparaison de la valeur fertilisante du phosphore selon différents types de substrats

Produit (nombre de produits)	VF(Pdff) % (écart type)
BTU biologiques (5)	90 (18)
BTU biologiques traitées aux sels de fer (2) ou aux sels de fer et chaux (3)	94 (11)
BTU de déphosphatation biologique (3) puis chaulées (4), ou traitées aux sels de fer et chaux (1)	98 (11)
BTU physico-chimiques traitées aux sels de fer (2) ou aux sels de fer et chaux (4)	88 (5)
BTU biologiques digérées (3)	**75 (34)**
BTU biologiques digérées traitées aux sels de fer (7) ou aux sels de fer et chaux (2)	76 (13)
BTU compostées (5)	73 (18)
BTU biologiques digérées conditionnées thermiquement (45 min à 195°C sous 18 bars) (4)	56 (19)
Fiente de volaille (2)	87 (15)
Fumiers de bovin (4)	76 (8)

8.2.3.1 *Impact de la séparation de phases*

Contrairement à l'azote, la séparation de phases aura comme impact de redistribuer le phosphore préférentiellement dans la phase solide des digestats avec des proportions très grossières de 1/3 contenue dans la phase liquide et 2/3 dans la phase solide des digestats bruts.

8.2.3.2 La précipitation de struvite

Nous avons déjà pu voir que ce procédé permet de former des boues de MAP qui vont donc contenir du phosphore (Cf :Tableau 18).

Ce procédé fournit donc deux produits qui contiennent du phosphore :

- ⇨ Un produit solide « minéral » contenant le MAP et des résidus organiques (MS estimée à 30 %). Cette fraction pourrait être utilisée comme fertilisant à effet retardé, parce que P et N ne sont pas directement disponibles.

- ⇨ Un produit solide sortant de la centrifugation avant le traitement par précipitation qui contient la plus grande portion du phosphore du digestat initial (80 %)

8.3 LE POTASSIUM

8.3.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales

8.3.1.1 Séparation de phase : Teneurs en oxyde de potassium dans les différentes phases (brutes-liquides-solides) des digestats d'origine agricole analysés

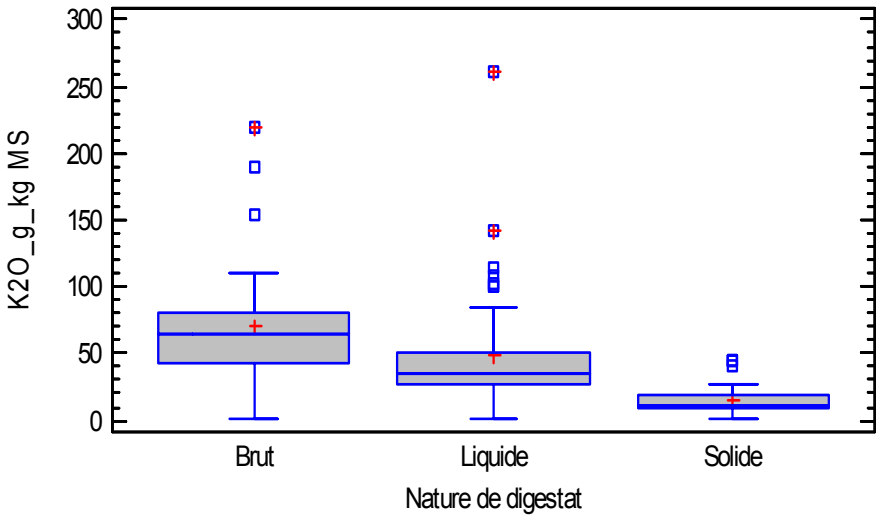


Figure 39 : Répartition des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 24 : Variabilité des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	26	69,92	65,09	1,74	219,04	42,63	80,60
Liquide	51	48,30	34,78	0,40	260,90	27,67	51,02
Solide	60	14,56	11,01	0,80	45,50	8,20	18,80
Total	**137**	**37,63**	**26,85**	**0,40**	**260,90**	**10,65**	**44,80**

Les teneurs en K_2O sont en moyenne de 70, 48,3 et 14,6 g/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées au digestat brut qui sont en moyenne 5 fois plus grandes que la fraction solide. **On constate donc un effet de concentration du K_2O dans la phase liquide.**

8.3.1.2 Effet des intrants d'origine agricole sur les teneurs en K_2O

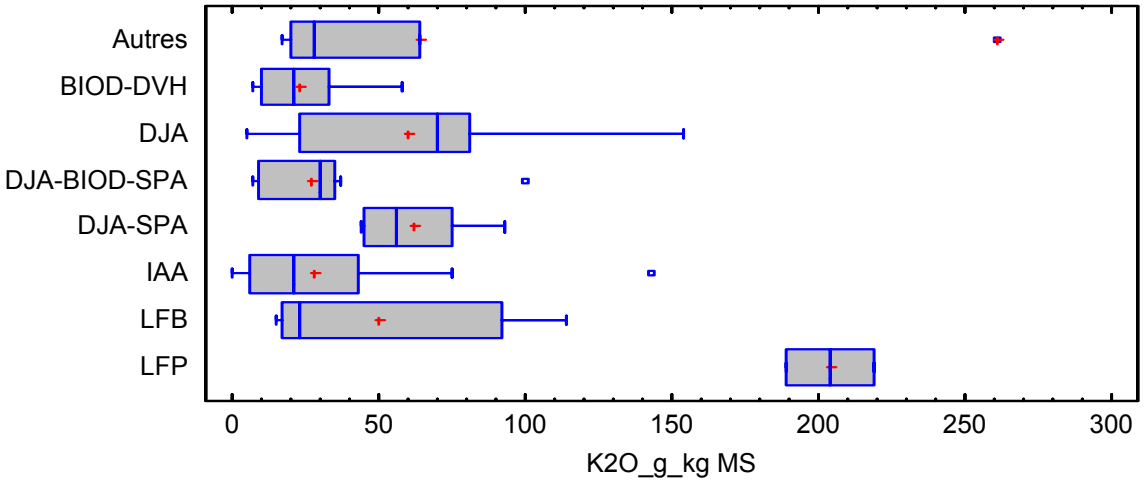


Figure 40 : Répartition des teneurs en K_2O (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 25 : Variabilité des teneurs en K_2O (g/kg MS) en fonction des intrants

Groupe	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	1er quartile	3ème quartile
Autres	7	63,55	27,64	17,21	260,90	243,69	20,03	63,77
BIOD-DVH	53	22,64	21,36	7,03	57,90	50,87	9,83	32,77
DJA	18	59,97	69,97	4,60	154,00	149,40	22,50	81,00
DJA-BIOD-SPA	17	27,29	29,62	6,98	99,83	92,86	8,92	35,39
DJA-SPA	5	62,44	56,41	43,84	92,62	48,78	44,80	74,55
IAA	23	28,24	21,00	0,40	143,00	142,60	5,80	42,63
LFB	12	49,76	22,92	14,57	114,09	99,52	17,42	92,19
LFP	2	204,06	204,06	189,07	219,04	29,97	189,07	219,04
Total	**137**	**37,63**	**26,85**	**0,40**	**260,90**	**260,50**	**10,65**	**44,80**

les teneurs en potassium varient en moyenne de 22,6 g/kg MS à 204 /kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier de porc. Néanmoins, pour le potassium, seules deux analyses ont été récoltées pour des digestats issus de la méthanisation exclusive de lisier de porc. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets et des déchets verts. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en potassium pour les digestats issus de chaque type de déchet.

8.3.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine

8.3.2.1 Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en potassium

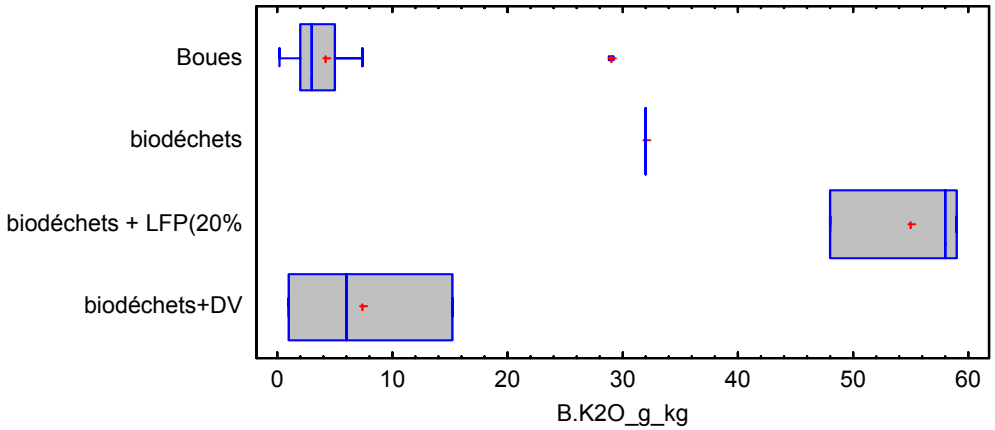


Figure 41 : Répartition des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 26 : Variabilité des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	30	4,28	5,06	118,24 %	0,22	29,0	28,77	9,43
biodéchets	1	32,0	/	/	32,0	32,0	0,0	/
biodéchets (80%) + LFP (20 %)	3	55,0	6,08	11,05 %	48,0	59,0	11,0	-1,18
biodéchets+DV	3	7,4	7,20	97,33 %	1,0	15,2	14,2	0,59
Total	**37**	**9,40**	**15,33**	**163,15 %**	**0,22**	**59,0**	**58,77**	**6,16**

L'apport de lisier porcin aux biodéchets produit un digestat avec la plus forte teneur en potasse, avec 55 g/kg de MS.
Les biodéchets présentent également des teneurs plus élevées que les digestats de BTU, pauvres en potassium étant donné la solubilité des sels de potassium.
Les biodéchets contiennent 32 g/kg de MS alors que les BTU méthanisées n'ont en moyenne que 4,3 g/kg de MS .

8.3.2.2 Effet des post-traitements sur les teneurs en potassium des digestats d'origine urbaine

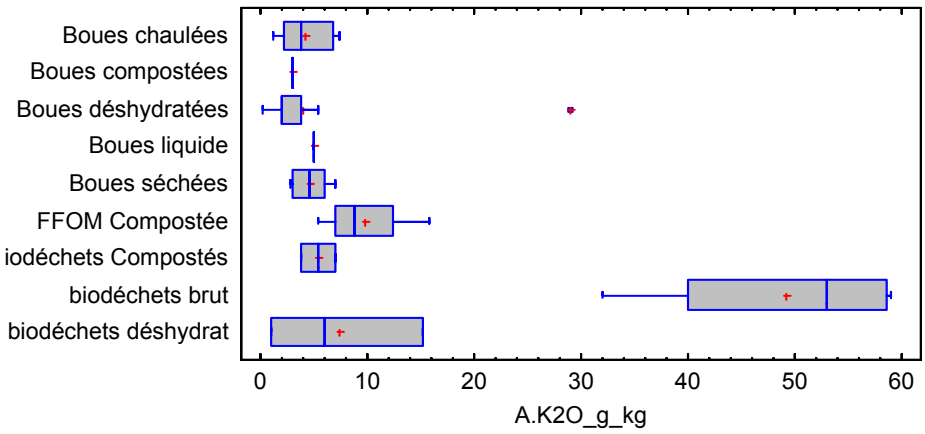


Figure 42 : Répartition des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 27 : Variabilité des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	4,28	2,70	63,10 %	1,29	7,4	6,10	0,17
BTU compostées	1	3,0	/	/	3,0	3,0	0,0	/
BTU déshydratées	16	4,08	6,80	166,81 %	0,22	29,0	28,77	6,01
BTU liquide	1	5,0	/	/	5,0	5,0	0,0	/
BTU séchées	8	4,60	1,62	35,25 %	2,84	7,0	4,15	0,26
FFOM issue d'OMr Compostée	4	9,70	4,37	45,04 %	5,4	15,8	10,4	0,94
biodéchets Compostés	2	5,35	2,19	40,97 %	3,8	6,9	3,1	/
biodéchets brut	4	49,25	12,52	25,43 %	32,0	59,0	27,0	-0,97
biodéchets déshydratés	3	7,4	7,20	97,33 %	1,0	15,2	14,2	0,59
Total	**44**	**9,09**	**14,14**	**155,43 %**	**0,22**	**59,0**	**58,77**	**7,28**

Les digestats de biodéchets bruts présentent les plus fortes teneurs en K20 avec 49 g/kg de MS. On vérifie ici la forte solubilité du Potassium, qui induit nécessairement une faible teneur sur un digestat après séparation de phase.
L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en K_2O pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.3.3 Résultats issus de la bibliographie

La digestion permet une meilleure biodisponibilité de cet élément pour les plantes puisqu'il sera en grande partie dissous. Cette disponibilité et la teneur proportionnellement importante du potassium dans le digestat liquide peuvent représenter un danger pour la structure des sols, surtout pour ceux pauvres en calcium **(55)**. Nous avons vu que la quasi totalité du potassium se trouve dans la phase liquide du digestat.
Il semble que la disponibilité à court terme du potassium dans le fumier solide est inférieure à la disponibilité dans le lisier digéré ou non digéré qui se trouve sous forme liquide **(53)**.

8.4 LES ELEMENTS FERTILISANTS SECONDAIRES ET LES OLIGO-ELEMENTS

Les teneurs en calcium et magnésium en solution sont réduites lors de la méthanisation du fait de la cristallisation de phosphates de calcium et de magnésium dans le digesteur **(56)**.
C'est pourquoi ces éléments se trouveront majoritairement associés à la phase solide du digestat.
Les métaux également, peuvent se retrouver dans la phase solide du digestat brut avec une nuance. En effet, la spéciation des métaux, et donc leur liaison avec la matière organique va varier en fonction des paramètres physico-chimiques du digestat et donc se retrouver dans l'une ou l'autre des phases du digestat, en fonction également de la qualité du procédé de séparation phase.
Le traitement statistique des données est présenté dans le chapitre sur l'étude des métaux lourds, qualité sanitaire des digestats.

Les données récupérées pour les teneurs en calcium et magnésium n'ont permis de réaliser des comparaisons statistiques que sur les digestats d'origine urbaine et en particulier sur les digestats de BTU. Les résultats sont ceux présentés ci-dessous

8.4.1.1 Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en MgO

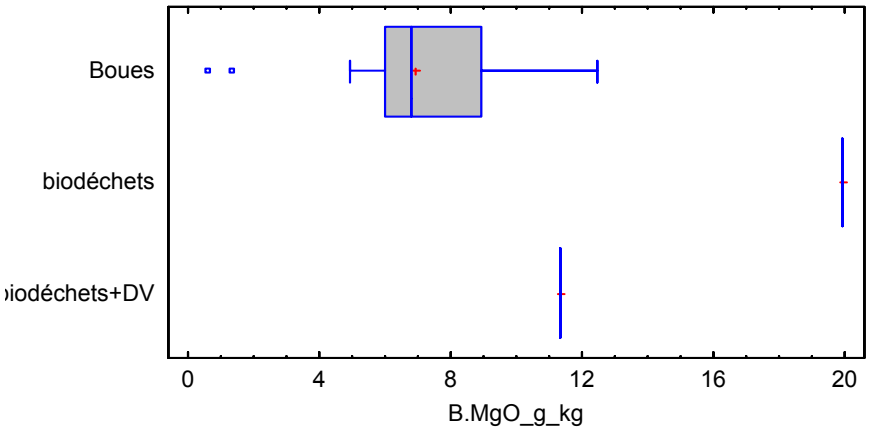


Figure 43 : Répartition des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 28 : Variabilité des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	23	6,95	2,64	38,03 %	0,61	12,47	11,85	-0,75
biodéchets	1	19,9	/	/	19,9	19,9	0,0	/
biodéchets+DV	1	11,3	/	/	11,3	11,3	0,0	/
Total	25	7,64	3,69	48,37 %	0,61	19,9	19,28	2,58

Les teneurs en MgO varient en moyenne de 7 g/kg MS à 20 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus des BTU. Les faibles effectifs des autres substrats concernant cet élément ne nous permettent pas de définir un impact des intrants.

8.4.1.2 Effet des post-traitements sur les teneurs en MgO des digestats urbains

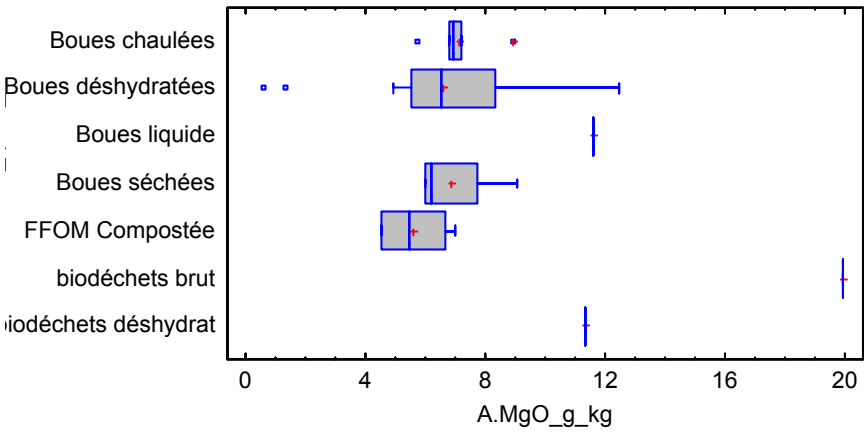


Figure 44 : Répartition des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 29 : Variabilité des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	7,10	1,15	16,27 %	5,7	8,9	3,2	0,73
BTU déshydratées	13	6,57	3,14	47,80 %	0,61	12,47	11,85	-0,56
BTU liquides	1	11,6	/	/	11,6	11,6	0,0	/
BTU séchées	4	6,85	1,48	21,64 %	6,0	9,06	3,06	1,57
FFOM issue d'OMr Compostées	4	5,6	1,24	22,25 %	4,5	7,0	2,5	0,21
biodéchets bruts	1	19,9	/	/	19,9	19,9	0,0	/
biodéchets déshydratés	1	11,3	/	/	11,3	11,3	0,0	/
Total	**29**	**7,36**	**3,52**	**47,83 %**	**0,61**	**19,9**	**19,2**	**3,18**

Les teneurs en MgO varient en moyenne de 6 g/kg MS à 12 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats de BTU liquides. Les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus du compostage des digestats de FFOM issue d'OMr.
Les post-traitements ne semblent pas avoir d'impacts sur les teneurs en magnésium dans les digestats

8.4.1.3 Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en CaO

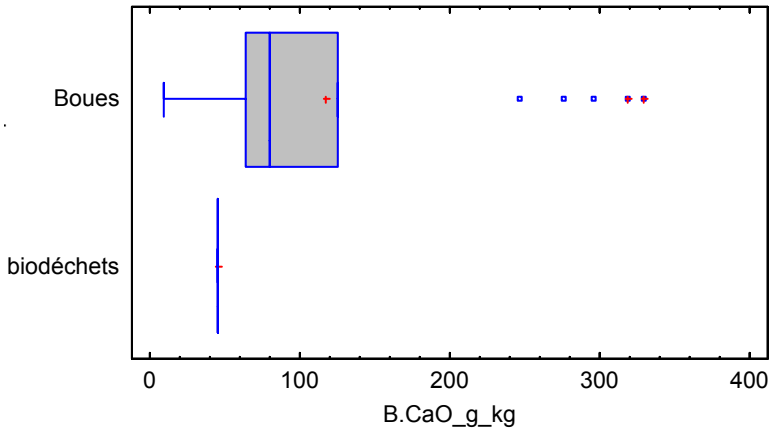


Figure 45 : Répartition des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 30 : Variabilité des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	23	117,46	99,56	84,76 %	9,80	328,72	318,92	2,43
biodéchets	1	44,8	/	/	44,8	44,8	0,0	/
Total	**24**	**114,44**	**98,50**	**86,07 %**	**9,80**	**328,72**	**318,92**	**2,61**

Les teneurs en CaO varient en moyenne de 45 g/kg MS à 117 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus des BTU. Les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation des biodéchets. Il faut noter que la grande variation observée des teneurs en CaO s'explique par la présence de BTU digérées et chaulées en post-traitement.
Les faibles effectifs des autres substrats concernant cet élément ne nous permettent pas de définir un impact des intrants.

8.4.1.4 Effet des post-traitements sur les teneurs en CaO des digestats urbains

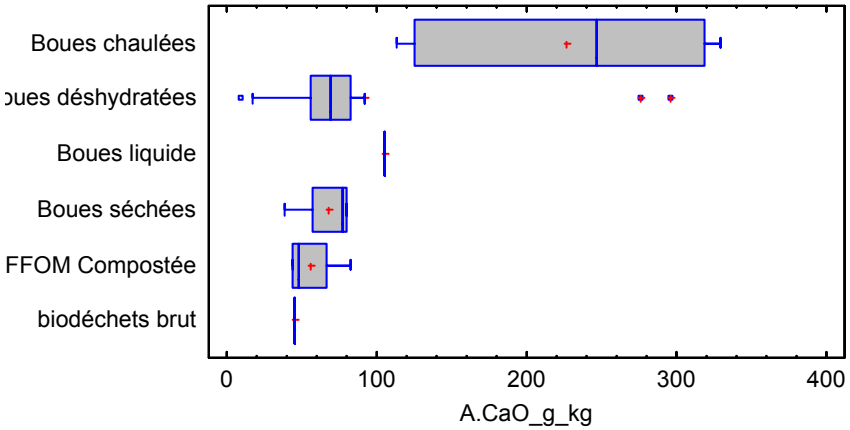


Figure 46 : Répartition des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 31 : Variabilité des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	226,40	103,01	45,49 %	112,91	328,72	215,81	-0,22
BTU déshydratées	13	91,53	89,76	98,06 %	9,80	295,7	285,89	2,68
BTU liquides	1	105,5	/	/	105,5	105,5	0,0	/
BTU séchées	4	68,57	19,90	29,02 %	38,9	80,0	41,1	-1,57
FFOM issue d'OMr Compostées	4	55,87	18,28	32,73 %	44,3	82,9	38,6	1,49
biodéchets bruts	1	44,8	/	/	44,8	44,8	0,0	/
Total	**28**	**106,07**	**93,47**	**88,12 %**	**9,80**	**328,72**	**318,92**	**3,29**

Le chaulage présente bien évidemment les teneurs en CaO les plus importantes avec une moyenne de 226 g/kg de MS.
Pour les autres traitements, il ne semble pas y avoir d'impact sur les teneurs en CaO.

8.5 LA MATIÈRE ORGANIQUE

8.5.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales

8.5.1.1 Séparation de phase : Teneurs en Carbone total et rapport C/N : dans les différentes phases (brutes-liquides-solides) des digestats d'origine agricole analysés

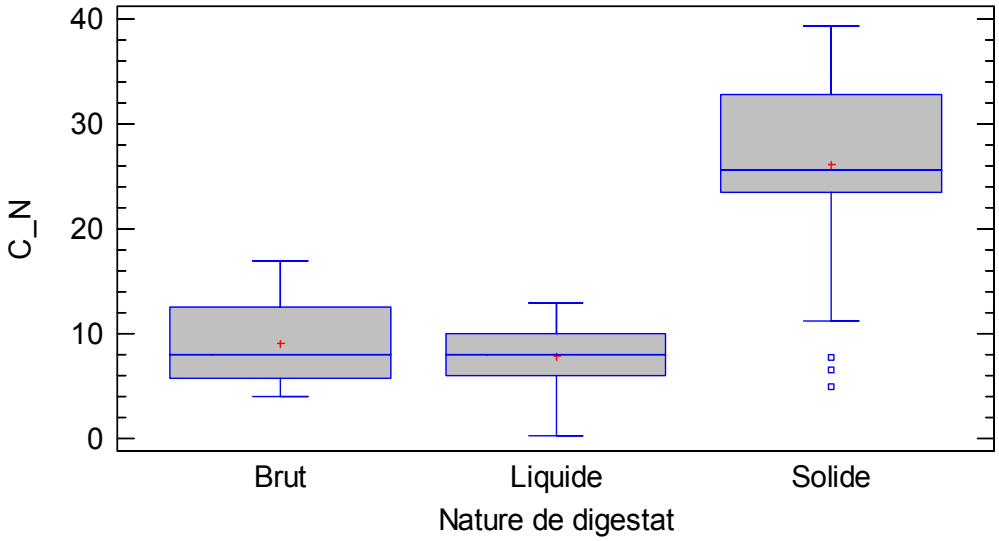


Figure 47 : Répartition des valeurs de C/N en fonction de la nature des digestats

Tableau 32 : Variabilité des valeurs de C/N en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Minimum	Moyenne	Maximum	Médiane	1er quartile	3ème quartile
Brut	10	4,0	9,12	17,0	8,05	5,7	12,6
Liquide	36	0,29	7,86	12,9	7,95	6,0	10,05
Solide	38	4,95	26,07	39,3	25,65	23,5	32,8
Total	**84**	**0,29**	**16,25**	**39,3**	**10,85**	**7,45**	**25,15**

Le rapport C/N est en moyenne de 9,1, 7,9 et 26 respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les valeurs les plus élevées sont associées à la fraction solide du digestat et sont en moyenne 2,5 fois plus grandes que la fraction liquide ou brute. Ces valeurs élevées de la phase solide traduisent à la fois des valeurs plus élevées du carbone total et des valeurs plus faibles de l'azote total comparativement à la fraction liquide. Très peu de données ont été collectées concernant les teneurs en matière organique et/ou en carbone total. Les teneurs en carbone total varient de 36 à 620 g/kg MS. Néanmoins, seules 36 analyses contenaient ce paramètre.

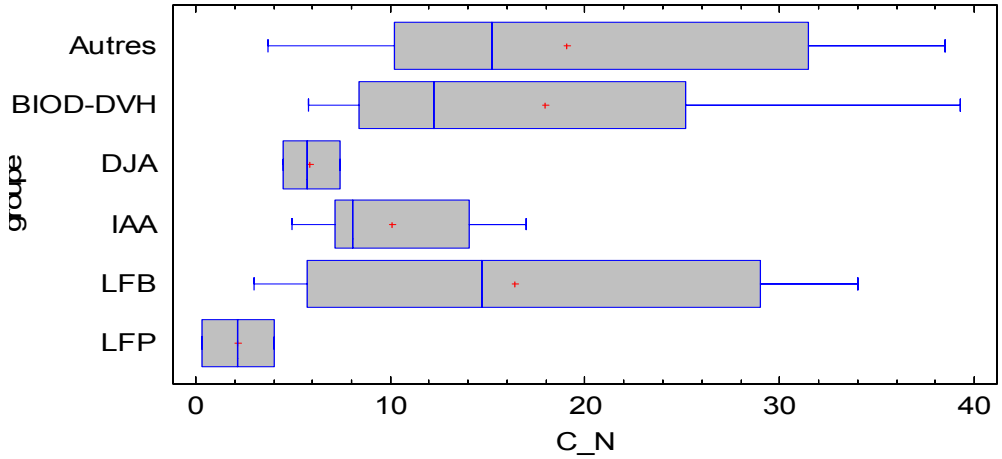


Figure 48 : Répartition des valeurs du C/N (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 33 : Variabilité des valeurs du C/N (g/kg MS) en fonction des intrants

groupe	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Autres	6	19,06	15,25	3,7	38,5	10,2	31,5
BIOD-DVH	53	17,95	12,2	5,8	39,3	8,4	25,2
DJA	3	5,86	5,7	4,5	7,4	4,5	7,4
IAA	8	10,05	8,05	4,95	17,0	7,14	14,05
LFB	12	16,39	14,7	3,0	34,0	5,70	29,03
LFP	2	2,15	2,14919	0,29	4,0	0,29	4,0
Total	**84**	**16,2497**	**10,85**	**0,29**	**39,3**	**7,45**	**25,15**

Le rapport C/N est plus élevé en présence de biodéchets ou de fumier bovin. Les teneurs les plus faibles sont observées sur des digestats déjà peu chargés en matières sèches, tel que le lisier porcin.

8.5.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine

8.5.2.1 Traitement des données pour le taux de matière organique des digestats d'origine urbaine

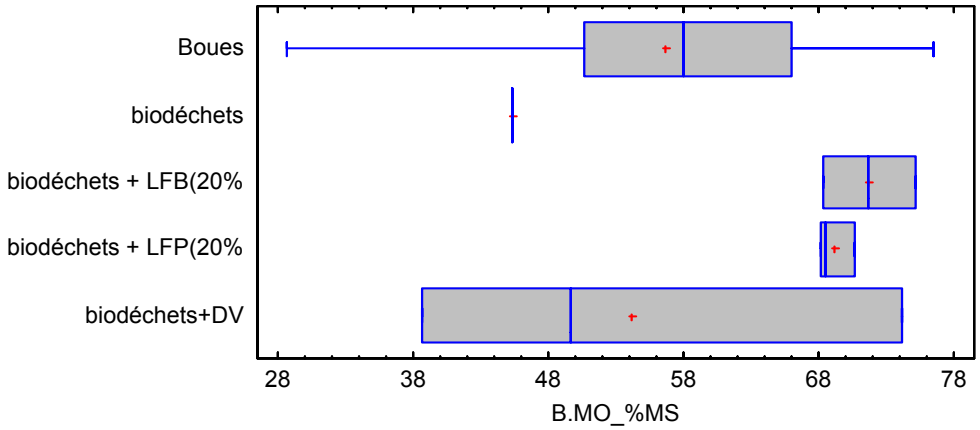


Figure 49 : Répartition des valeurs de matière organique (% MS) en fonction des intrants

Tableau 34 : Variabilité des valeurs de matière organique (% MS) en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	33	56,66	13,45	23,75 %	28,6	76,5	47,9	-1,42
biodéchets	1	45,4	/	/	45,4	45,4	0,0	/
biodéchets (80 %) + LFB (20 %)	2	71,75	4,73	6,60 %	68,4	75,1	6,7	/
biodéchets (80 %) + LFP (20 %)	3	69,1	1,4	2,02 %	68,1	70,7	2,6	1,11
biodéchets+DV	3	54,13	18,16	33,54 %	38,6	74,1	35,5	0,73
Total	**42**	**57,81**	**13,51**	**23,37 %**	**28,6**	**76,5**	**47,9**	**-1,62**

Peu de données ont été collectées concernant les teneurs en matière organique hors BTU. Les teneurs varient de 45 à 69 % MS. Les teneurs les plus élevées ainsi que les teneurs les plus faibles, sont observées pour des digestats issus des biodéchets.
L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en matière organique pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.5.2.2 Effet des intrants sur les valeurs de pH des digestats d'origine urbaine

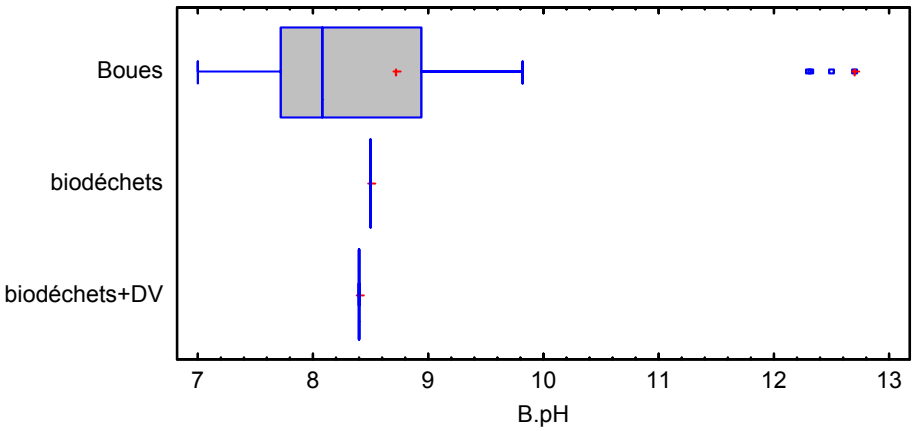


Figure 50 : Répartition des valeurs de pH en fonction des intrants

Tableau 35 : Variabilité des valeurs de pH en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	29	8,72	1,64	18,82 %	7,0	12,7	5,7	3,61
biodéchets	1	8,5	/	/	8,5	8,5	0,0	/
biodéchets+DV	1	8,4	/	/	8,4	8,4	0,0	/
Total	**31**	**8,70**	**1,58**	**18,24 %**	**7,0**	**12,7**	**5,7**	**3,91**

Les valeurs de pH sont très similaires pour l'ensemble des intrants avec un pH moyen supérieur à 8.
L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des valeurs de pH pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.5.2.3 *Effet des post-traitements sur les valeurs de pH des digestats d'origine urbaine*

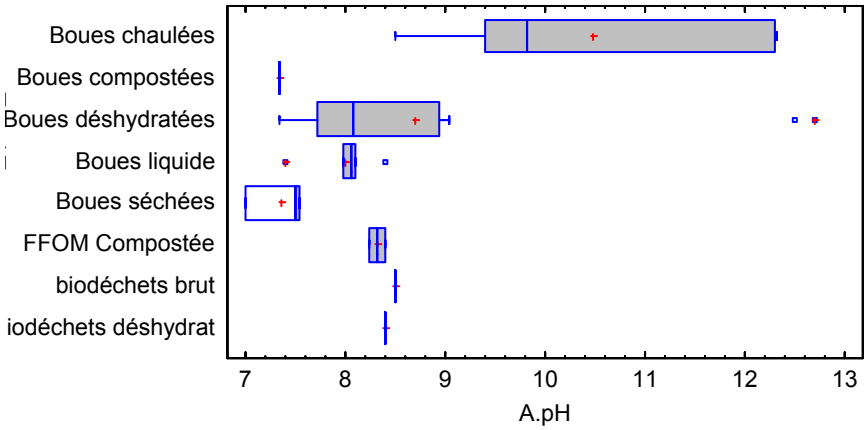


Figure 51 : Répartition des valeurs de pH en fonction des post-traitements des digestats

Tableau 36 : Variabilité des valeurs de pH en fonction des post-traitements des digestats

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	10,47	1,74	16,70 %	8,5	12,32	3,82	0,23
BTU compostées	1	7,35	/	/	7,35	7,35	0,0	/
BTU déshydratées	15	8,70	1,65	19,03 %	7,33	12,7	5,37	3,13
BTU liquides	6	7,99	0,32	4,09 %	7,4	8,4	1,0	-1,26
BTU séchées	3	7,35	0,30	4,13 %	7,0	7,55	0,55	-1,18
FFOM issue d'OMr Compostées	2	8,32	0,10	1,27 %	8,25	8,4	0,15	/
biodéchets bruts	1	8,5	/	/	8,5	8,5	0,0	/
biodéchets déshydratés	1	8,4	/	/	8,4	8,4	0,0	/
Total	**34**	**8,64**	**1,53**	**17,74 %**	**7,0**	**12,7**	**5,7**	**4,36**

Les valeurs de pH varient en moyenne de 7,4 à 11,5 selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont bien évidemment observées pour des digestats issus des BTU ayant subi un traitement à la chaux. Les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de BTU, séchés ou compostés avec un pH de 7,35.
L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des valeurs de pH pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat excepté pour les BTU digérées et chaulées.

8.5.3 Synthèse bibliographique

La fraction organique qui est dégradée au cours de la méthanisation est constituée de molécules rapidement fermentescibles qui n'auraient pas amélioré de façon durable la teneur en matière organique du sol sur lequel l'effluent est épandu. La matière organique résiduelle dans les digestats de méthanisation n'a donc rien perdu de la potentialité des matières premières à évoluer en substances humiques dans le sol.
Néanmoins, la matière organique des digestats reste moins stabilisée que celle des composts correspondants issus des mêmes substrats **(72, 79)**. Son pouvoir de production d'humus est environ 2 fois moins important.

En pratique ainsi que dans la littérature, la digestion est souvent comparée à la phase thermophile du procédé de compostage. A la fin de ces deux processus biologiques, on obtient des substrats (compost frais et digestat) qui peuvent subir une phase de maturation (décomposition de la lignine, réorganisation du carbone, humification…) afin d'obtenir un « produit plus stabilisé » (faible évolution de la fraction carbonée, présence de substances humifiées…).

Des essais de minéralisation du carbone dans le sol conduits après apport d'un lisier brut ou d'un lisier méthanisé ont montré une réduction de près d'un tiers du pourcentage de minéralisation après digestion anaérobie **(56)**. Cela signifie que le carbone ne s'est pas minéralisé et donc reste dans le sol. Ces résultats sont la conséquence du fait qu'une partie du carbone a déjà été minéralisée durant le procédé de méthanisation et qu'il reste dans les digestats la fraction moins accessible aux bactéries.

Apports en humus
MONTEMURRO, 2008 **(47)**, montre que l'apport de digestat de lisier de porc ou de digestat d'effluents vinicoles na pas augmenté les teneurs en ETM dans le sol et a permis de maintenir les niveaux de carbone humifié, de carbone organique et azote organique dans le sol sur une période de 2 années de suivi. Sachant qu'un équilibrage de la teneur en humus du sol est indispensable pour conserver une fertilité durable de ce sol. Les diverses matières organiques amendées dans le sol y contribuent dans des mesures différentes.
En ce qui concerne l'accumulation des ETM, il faut préciser que 2 années de suivi ne sont pas du tout suffisantes afin d'observer une concentration des ETM dans le sol suite à l'apport de matière organique respectant les seuils limites réglementaires.

Il a pu être montré que l'effet de production d'humus à partir des digestats liquides est semblable à celui des lisiers (entre 5 et 11 kg de C-humus par tonne de matière fraîche). Le digestat solide a un apport semblable à du fumier (entre 25 et 45 kg C-humus par tonne de matière fraîche). En comparaison, les composts mûrs apportent généralement entre 50 et 95 kg C-humus par tonne de matière fraîche **(72)**.

8.6 QUALITE AGRONOMIQUE - ETUDE DE CAS D'UN DIGESTAT DE BTU: LA STATION DE SEINE AMONT

Le SIAAP (Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne) a fourni de nombreuses données concernant la station d'épuration de Seine Amont. Les analyses fournies ont permis d'étudier l'impact de la méthanisation sur les teneurs en azote, phosphore, matière sèche, matière volatile et les polluants métalliques et organiques.

8.6.1 Le procédé de méthanisation

La méthanisation est réalisée par un procédé type CSTR, c'est à dire infiniment mélangé en continu.
Le temps de séjour hydraulique moyen est de 19 jours et la température de digestion de 37° +/-0,2°C.

Tableau 37 : Temps de séjour des BTU dans le méthaniseur

	Temps séjour hydraulique (jours)
janv-10	19,2
févr-10	19,1
mars-10	20,2
avr-10	20,9
mai-10	18,3
juin-10	17,2
juil-10	18,9
août-10	19,3
sept-10	22,5
oct-10	18,3
nov-10	17,8
déc-10	17,5
Moyenne	**19,1**

8.6.2 Méthode de traitement des résultats

Les résultats ont été traités par une analyse statistique comparative d'échantillons avec le logiciel « statgraphics centurion ». Les résultats présentés montrent l'impact de la méthanisation des BTU. Cette procédure teste les différences significatives entre deux échantillons de données collectées comme des paires. Elle calcule des statistiques concernant les différences entre les paires de données.
Les résultats statistiques concernant la matière sèche et la matière volatile sont issus d'analyse de données journalières pour l'année 2010.

Les autres résultats statistiques sont issus d'analyse de données hebdomadaires pour l'année 2010.

8.6.3 Résultats du traitement comparatif statistique

La comparaison des données a montré l'impact de la méthanisation sur la concentration des éléments, qu'il s'agisse de éléments fertilisants ou des polluants.

8.6.4 Impact de la méthanisation sur les taux de matière sèche

Les résultats des teneurs en matière sèche ont été comparés avant et après méthanisation.

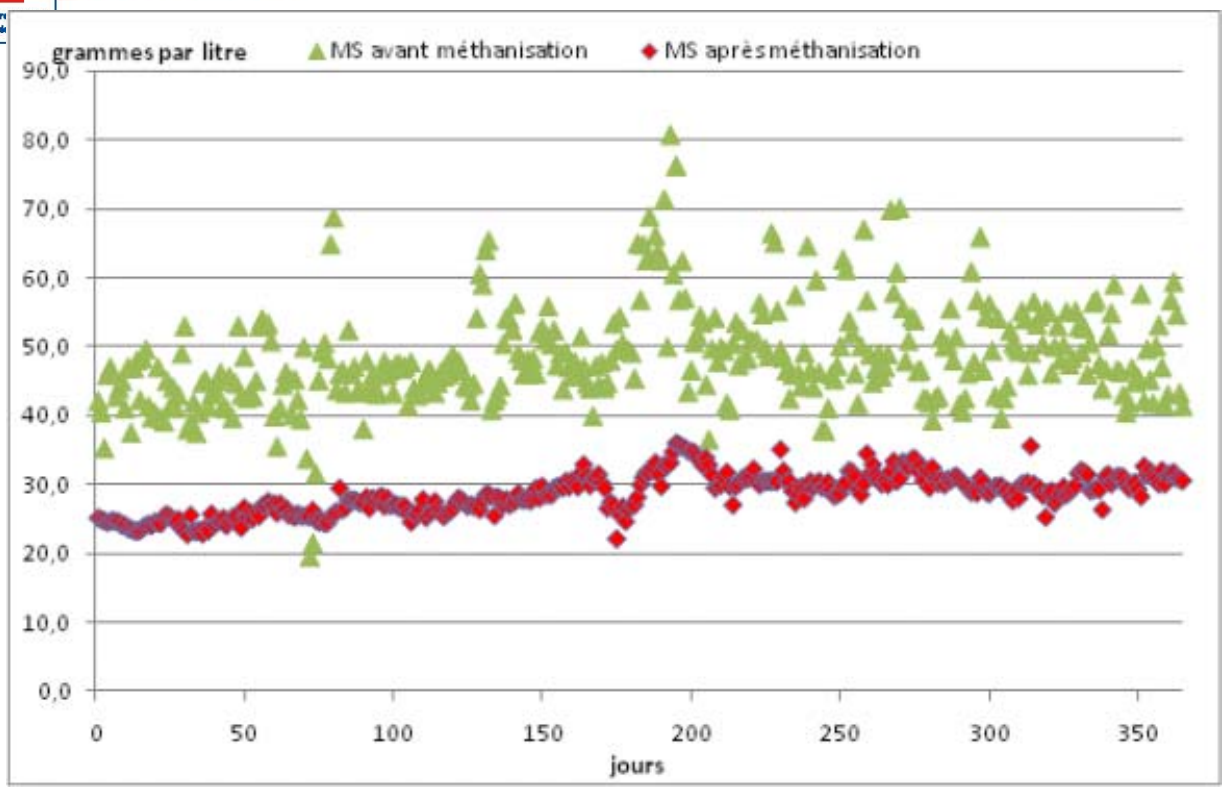


Figure 52 : Evolution des teneurs en matière sèche au cours de l'année 2010

Tableau 38 : Teneurs moyennes, maximales et minimales des taux de matières sèches avant et après méthanisation des BTU de Seine Amont.

	MS avant méthanisation	MS après méthanisation
	g/l	g/l
moy	48,6	28,6
min	19,5	22,2
max	80,8	36,0

Les BTU avant méthanisation présentent des teneurs en matière sèche très variables au cours de l'année (Figure 52). Les teneurs sont en moyennes de 48,6 g/l en entrée et de 28,6 g/l en sortie de méthanisation. (Tableau 38).

Les différences des teneurs en matière sèche sont élevées en entrée de méthanisation, avec une différence maximale entre les valeurs extrêmes (minimale et maximale) observée de 61,3 g/l. Cependant, cet écart entre les valeurs extrêmes est réduit à une valeur 13,8 g/l dans le digestat.
La méthanisation de ces BTU permet une réduction moyenne de 20g/l de matière sèche.
La méthanisation joue un rôle d'homogénéisation et permet d'obtenir des digestats plus stable en termes de teneurs en matière sèche que les mêmes BTU non digérées.

8.6.5 Impact de la méthanisation sur les teneurs en éléments fertilisants

Tableau 39 : Teneurs moyennes, maximales et minimales, en azote total et en phosphore total des BTU de Seine Amont avant et après méthanisation.

Paramètres	unités	moyenne	minimum	maximum
P total avant méthanisation	g/kg MS	41,69	28,67	63,63
P total après méthanisation	g/kg MS	69,68	55,16	76,39
N total avant méthanisation	g/kg MS	34,08	27,74	41,40
N total après méthanisation	g/kg MS	59,17	46,26	98,40

Les digestats ont des teneurs moyennes en azote total de 34 g/kg MS et en phosphore total de 41,7 g/kg MS avant méthanisation.
Après méthanisation, ces valeurs sont respectivement de 59,2 g/Kg MS et 69,7 g/kg MS pour l'azote total et le phosphore total.

Les digestats de BTU présentent un taux de concentrations en azote et en Phosphore d'environ 1,7 (teneurs finales/ teneurs initiales : les digestats sont environ 1,7 fois plus concentrés que les mêmes BTU non digérées). Cet effet de concentration s'explique par le fait que les teneurs sont exprimées par rapport à la matière sèche et que la méthanisation permet de diminuer la matière sèche de près de 58% en moyenne, et donc induit cet effet.

Les digestats de BTU présentent des teneurs moyennes supérieures de respectivement 25 g/kg MS pour l'azote total et 28 g/kg MS pour le phosphore total, comparativement aux BTU avant digestion (Figure 53 et
Figure *54*).

Les graphiques présentés ci-dessous (boîtes à moustache) présentent les variations de concentrations avant et après méthanisation. Les calculs statistiques sont réalisés sur les teneurs après méthanisation auxquelles sont soustraient les teneurs avant méthanisation, pour chaque lignes d'analyses.
Par exemple, le fait que les teneurs soient supérieures à 0 montre une augmentation des teneurs en éléments après la méthanisation.
Le point rouge représente la moyenne, et la ligne bleue centrale la médiane

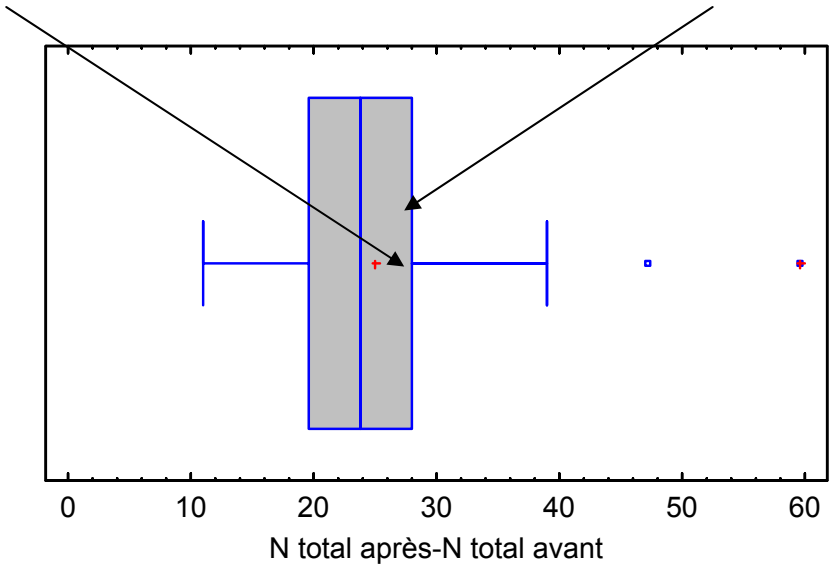


Figure 53 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en N total dans les digestats de BTU de seine Amont (en g/kg MS)

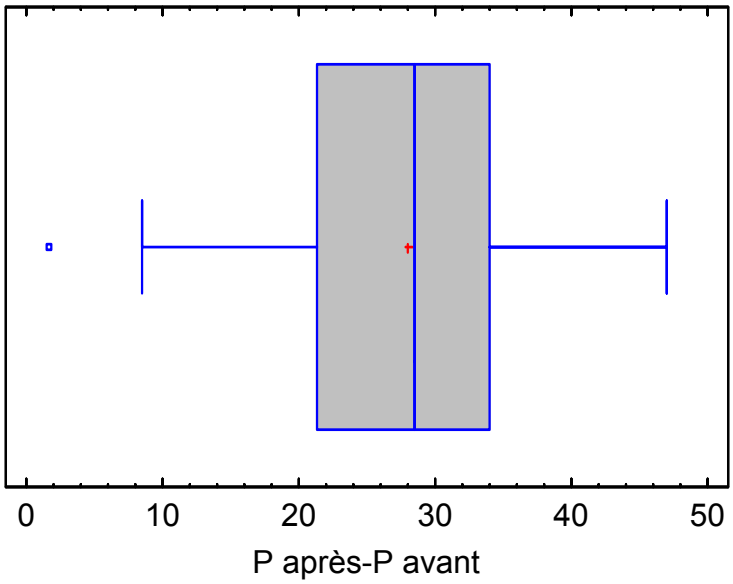


Figure 54 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en P total dans les digestats de BTU de Seine Amont (en g/kg MS)

8.7 SYNTHESE SUR LA QUALITE AGRONOMIQUE DES DIGESTATS

8.7.1 Digestats issus du monde agricole et des matières végétales

8.7.1.1 Impact des pré et post-traitements

L'effet des prétraitements s'applique essentiellement aux caractéristiques sanitaires des digestats. La littérature étudiée n'a pas montré d'effets importants sur les caractéristiques agronomiques.
La recommandation d'utilisation d'un prétraitement va dépendre des matières entrantes dans le digesteur, du procédé de méthanisation utilisé et des post-traitements éventuels.

La séparation de phase est le post-traitement le plus utilisé et est très souvent un passage obligatoire afin de poursuivre le traitement du digestat par d'autres techniques.

Généralement la séparation de phase des digestats permet d'obtenir une fraction liquide qui contient la majorité de l'azote initial sous forme minérale et une fraction solide comportant la fraction organique résiduelle. Cette phase solide contiendra souvent la majorité du phosphore, mais ce n'est pas systématique. Cette étape permet de gérer de manière séparée la fraction liquide comme un engrais azoté et la fraction solide comme un amendement organique.

Les autres post-traitements auront pour effet de concentrer les éléments afin d'obtenir des fractions plus facilement exploitable et surtout riche en azote (stripping, struvite,…).

Ces post-traitements vont donc fournir plusieurs types de produits :

- un produit liquide qui potentiellement aurait les caractéristiques d'un engrais au vu de la réglementation française.
- Une fraction solide qui se rapproche des caractéristiques des amendements organiques et qui contient souvent la majorité du phosphore du/des substrat(s) de départ.
- Des effluents liquides issus des post-traitements (stripping par exemple), qui peuvent avoir des concentrations importantes en potassium (parfois plus de 85 % du potassium des digestats avant traitements).

8.7.1.2 *Impact des intrants*

La variabilité des intrants va finalement définir en grande partie la qualité des digestats qui en résultera.

Le traitement des données collectées nous a permis de définir plusieurs groupes d'installations de méthanisation, à savoir :

- la méthanisation agricole, définie dans cette étude par la méthanisation de deux types de déjections animales (bovines ou porcines),
- le type co-méthanisation agricole qui apparait nettement hétérogène et peut être séparé en plusieurs sous groupe, sachant que l'évolution du marché s'oriente vers ce type de digesteur, capable de méthaniser des substrats multiples,
- la méthanisation d'IAA qui apparait hétérogène en fonction des industries correspondantes.

L'étude des données, en particulier celles concernant les installations de co-méthanisation a permis de montrer l'impact de certains types de déchets sur les teneurs en éléments fertilisants des digestats.

⇨ L'apport de biodéchets et de déchets verts et horticoles aura tendance à faire baisser les teneurs en éléments fertilisants (N, P, K) des digestats à base de déjections animales, tandis que la co-méthanisation de sous-produits animaux et de lisier porcin entrainera, au contraire une augmentation de ces éléments fertilisants.

⇨ Les teneurs les plus élevées en azote total et ammoniacal, en potassium et phosphore total ont donc été mesurées dans les digestats issus de la co-méthanisation des déjections animales (et particulièrement les lisiers de porc) et des sous- produits animaux.

Cependant, cette étude montre une tendance concernant les différences de teneurs en éléments fertilisants des digestats en fonction de leurs intrants, mais ne permet pas de définir précisément et donc de statuer sur l'impact de chacun des substrats étudiés car les données collectées ne permettent pas de relier les caractéristiques agronomiques des intrants (trop peu souvent réalisées) à celles des digestats produits.

Il faut également retenir que, de manière générale, les digestats d'origine agricole, notamment les digestats liquides, contiennent les éléments fertilisants azotés sous des formes plus biodisponibles que les mêmes substrats non digérés.
L'utilisation des digestats nécessite donc une maîtrise du procédé dans l'intégralité de sa filière de traitement et de gérer son utilisation en tenant compte de ces spécificités.

8.7.2 Digestats d'origine urbaine

8.7.2.1 *Impact des post-traitements*

Généralement la séparation de phase des digestats permet d'obtenir une fraction liquide qui va retourner en tête de traitement et dans le cas de la méthanisation des déchets urbains, va servir à humidifier les nouveaux intrants.
Du digestat issu de cette séparation de phase, les conclusions suivantes peuvent être émises :

⇨ La déshydratation (séparation de phase) semble avoir pour effet d'abaisser les teneurs en azote et particulièrement en azote ammoniacal dans les digestats de déchets urbains.
Le chaulage et le séchage semblent réduire les teneurs en azote total comparativement aux digestats bruts ou aux autres traitements, ce qui peut s'expliquer par l'effet dilution dans le co-substrat et la volatilisation de l'ammoniac.

⇨ De plus, la déshydratation, le séchage et le chaulage des BTU digérées présentent des teneurs plus élevées en P_2O_5 comparativement au compostage. Cependant, cela peut s'expliquer par l'effet couplé intrants/procédé dû aux fortes teneurs des BTU brutes en P_2O_5, ainsi que du procédé de compostage en lui-même qui vise à produire un amendement oganique qui se doit de respecter les critères réglementaires limitant les teneurs en phosphore afin d'obtenir un compost normalisé NFU 44-095.

⇨ Le chaulage va fournir un produit avec des teneurs en CaO élevées et présentant un pH basique.

8.7.2.2 *Impact des intrants*

La variabilité des intrants va définir en grande partie la qualité des digestats. L'étude des données a permis de montrer l'impact de certains types de déchets sur les teneurs en éléments fertilisants des digestats.

- ⇨ Les digestats de BTU présentent une teneur en Phosphore supérieure aux autres intrants d'origine urbaine. Les teneurs en P_2O_5 sont en moyenne plus élevées dans les digestats à base de BTU ayant subi un post-traitement, à l'exception du compostage.
- ⇨ Les teneurs en potasse sont semblables entre les digestats, avec des teneurs légèrement supérieures pour les digestats de biodéchets et de FFOM issue d'OMr probablement dû au procédé de séparation de phase. Le K_2O se trouvant essentiellement dans la phase liquide et les taux de matière sèche sont supérieurs pour les digestats de BTU comparé aux digestats de biodéchets.

9 QUALITÉ SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTALE

Remarque préalable
Les résultats de la collecte de données ne nous ont pas permis d'obtenir suffisamment de données afin de traiter de façon statistique les valeurs fournies. Les informations de ce chapitre sont principalement issues de la recherche bibliographique.

Le retour au sol des matières organiques après traitement par méthanisation (comme après compostage) suppose une bonne maîtrise de l'innocuité comme de l'impact environnemental des produits finaux. Cet aspect concerne donc les impacts potentiel sur la santé humaine ainsi que les atteintes potentiels aux écosystèmes directement concernés (sols agricoles) et plus lointains (transferts potentiels, hydraulique et aérien sur de longues distances). Les considérations relatives à la qualité sanitaire et environnementale concernent donc les éléments indésirables qui peuvent être présents dans les digestats : Eléments traces métalliques, polluants organiques, persistant ou non, germes pathogènes. Il faut rappeler ici que certains de ces éléments considérés comme indésirables peuvent être jugé utiles ou positifs dans certaines situations (Cuivre et Zinc notamment).

9.1 POLLUANTS ORGANIQUES

9.1.1 Digestats d'origine agricole et matières végétales : Présentation des quelques valeurs obtenues lors de la collecte de données

Le Tableau 40 donne les teneurs en CTO dans les digestats. Au total, seulement 18 et 9 analyses ont pu être récoltées respectivement pour les HAP et les PCB. Ces données ne permettent pas de donner une indication sur les effets des intrants ou des procédés. Cependant, on peut noter que les teneurs en CTO sont relativement faibles comparativement aux seuils fixés par les normes concernant les amendements organiques.

Tableau 40 : teneurs en composés traces organiques dans les digestatsd'origine agricole

Paramètres	Nombre de digestat	Moyenne en µg/kg MS	Teneurs limites 44-051 µg/kg MS	Teneurs limites 44-095 µg/kg MS
HAP				
Fluoranthène	18	8,48	4000	4000
Benzo(b)fluoranthène	18	8,44	2500	2500
Benzo(a)pyrène	18	8,45	1500	1500
PCB			Non requis par la NFU 44-051	800
PCB 28	9	<20,00		
PCB 52	9	20,56		
PCB 101	9	<20,00		
PCB 138	9	20,78		
PCB 153	9	<20,00		
PCB 118	9	<20,00		
PCB 180	9	<20,00		
Somme des 7 PCB	18	70,72		

Les résultats présentés sont obtenus sur quelques installations et ne sont donc pas représentatifs des digestats en général. Pour les quelques digestats analysés, ils permettent néanmoins de constater les faibles teneurs pour les substances réglementées.

9.1.2 Présentation des valeurs des teneurs en PCB obtenues pour les digestats de BTU

Le Tableau 41 donne les teneurs en CTO dans les digestats. Au total, 24 et 22 séries analytiques ont pu être récoltées respectivement pour les HAP et les PCB.

Tableau 41 : teneurs en composés traces organiques dans les digestats de BTU

Paramètres	Nombre de digestat	Moyenne en µg/kg MS	Minimum en µg/kg MS	Maximum en µg/kg MS	Teneurs limites 44-051 (µg/kg MS)	Teneurs limites 44-095 (µg/kg MS)
HAP						
Fluoranthène	24	466	77	1630	4000	4000
Benzo(b)fluoranthène	24	271,7	50,0	970,0	2500	2500
Benzo(a)pyrène	24	228,3	50,0	770,0	1500	1500
Nombre de digestat	22	Moyenne en µg/kg MS	minimum en µg/kg MS	maximum en µg/kg MS	µg/kg MS	µg/kg MS
Somme des 7 PCB	22	216	67,8	880	Non requis par la NFU 44-051	800

On peut noter que les teneurs en CTO dans les digestats de BTU sont en moyenne relativement faibles comparativement aux seuils fixés par les normes concernant les amendements organiques.
Une seule valeur dépasse le seuil de 800 µg/kg MS en PCB.
L'ensemble des valeurs sur les HAP sont inférieures aux seuils des normes sur les amendements organiques.
L'étude des données n'a pas permis d'identifier l'impact des traitements sur les teneurs en PCB des digestats de BTU.

9.1.3 Présentation des valeurs obtenues pour les digestats d'OMr

Le nombre de valeurs collectées pour les composés traces organiques, ne nous permet pas d'effectuer d'analyses statistiques des données.

Comment cela a été présenté précédemment, la valorisation des digestats d'OM produits en France est le compostage. La recherche de données a toutefois permis de récupérer 19 analyses de composts de digestats de FFOM issue d'OMr, issues de 4 sites différents, les résultats sont présentés dans le Tableau 42.

Tableau 42 : teneurs en composés traces organiques dans les composts de digestats de FFOM issue d'OMr + déchets verts

Paramètres	Nombre de digestats	Moyenne en µg/kg MS	Minimum en µg/kg MS	Maximum en µg/kg MS	Teneurs limites 44-051 & 44-095 µg/kg MS	Teneurs limites arrêté 8 janvier 1998 µg/kg MS
HAP						
Fluoranthène	19	521	400	764	4000	4000
Benzo(b)fluoranthène	19	235	130	340	2500	2500
Benzo(a)pyrène	19	203	130	272	1500	1500

Les teneurs en CTO sont, comme pour les digestats de BTU, inférieurs, aux critères établis par les normes sur les amendements organiques.

9.1.4 Impact des post-traitements sur les teneurs en HAP obtenues pour les digestats urbains

Pour les Trois HAP, la tendance est que le compostage présente les teneurs les plus faibles, comparativement aux autres post-traitements. De plus, le compost de FFOM issue d'OMr présente les teneurs les plus faibles par rapport aux digestats contenant des BTU.
Dans ce jeu de données, aucun dépassement des teneurs limites n'a été observé pour les HAP.
La comparaison des intrants et des traitements est présentée dans la Figure 55, la Figure 56 et la Figure 57.

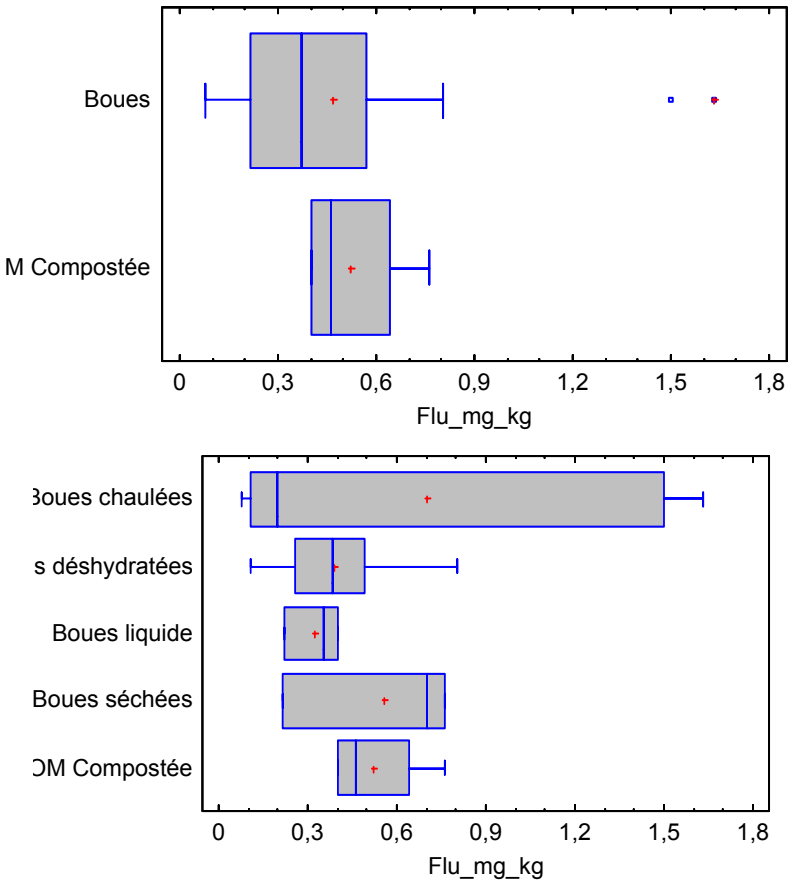


Figure 55 : Répartition des teneurs en Fluoranthène des digestats d'origine urbaine en mg/kg de MS en fonction des intrants (haut) ou des post-traitements (bas)

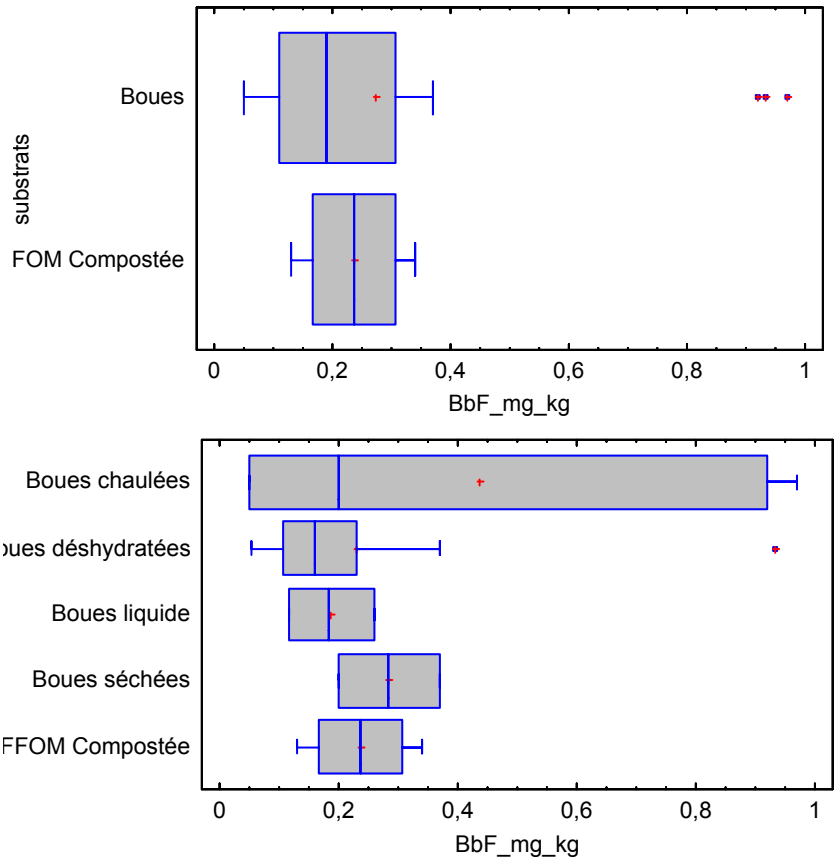


Figure 56 : Répartition des teneurs en benzo(b)fluoranthène des digestats d'origine urbaine en mg/kg de MS en fonction des intrants (haut) ou des post-traitements (bas)

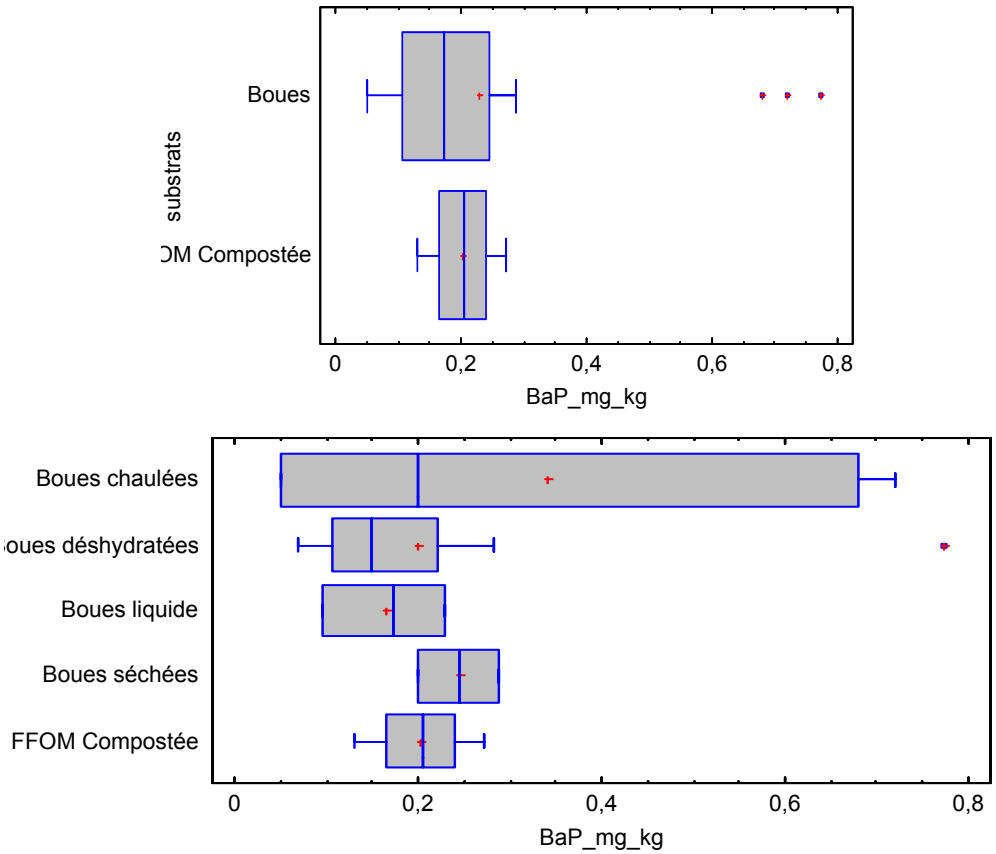


Figure 57 : Répartition des teneurs en benzo(a)pyrène des digestats d'origine urbaine en mg/kg de MS en fonction des intrants (haut) ou des post-traitements (bas)

Dans les résultats présentés, certaines valeurs correspondent aux limites de quantifications pour les mesures de HAP et PCB. Afin de pouvoir utiliser ces données, ce sont donc les limites de quantification qui ont été utilisées pour réaliser l'étude. Les résultats présentés sont donc majorés pour les polluants organiques.

Tableau 43 : Teneurs moyennes, maximales et minimales, en polluants organiques (CTO) des BTU de Seine Amont avant et après méthanisation.

Paramètres	Unités	Moyenne	Minimum	Maximum
Somme des 7 PCB avant méthanisation	mg/kg MS	0,14	0,11	0,34
Somme des 7 PCB après méthanisation	mg/kg MS	0,13	0,11	0,22
Fluoranthène avant méthanisation	mg/kg MS	0,38	0,10	2,48
Fluoranthène après méthanisation	mg/kg MS	0,40	0,10	1,08
Benzo(b)Fluoranthène avant méthanisation	mg/kg MS	0,21	0,10	0,56
Benzo(b)Fluoranthène après méthanisation	mg/kg MS	0,26	0,10	0,48
Benzo(a)Pyrène avant méthanisation	mg/kg MS	0,19	0,10	0,49
Benzo(a)Pyrène après méthanisation	mg/kg MS	0,23	0,10	0,40

Tableau 44 : Evolution des teneurs en polluants organiques (CTO) des BTU de Seine Amont après méthanisation.

	Unités	Effectif	Teneur moyenne supplémentaire dans les digestats	Ecart-type	Coef. de variation	Mini	Maxi	Taux de concentration moyen par méthanisation
7 PCB	mg/kg MS	50	-0,01	0,06	-6,08	-0,23	0,10	0,93
Fluoranthène	mg/kg MS	50	0,02	0,49	24,53	-2,38	0,74	1,05
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg MS	50	0,05	0,14	2,64	-0,39	0,37	1,26
Benzo(a)pyrène	mg/kg MS	50	0,04	0,13	3,03	-0,32	0,28	1,22

Le Tableau 43 montre l'évolution des teneurs en CTO lors de la méthanisation.
Le Tableau 44 présente les valeurs obtenues par la comparaison statistique des données après et avant méthanisation. Il s'agit de la différence entre les teneurs dans les digestats et les teneurs dans les BTU avant méthanisation.
Ces digestats présentent des teneurs en PCB qui varient peu comparativement aux BTU initiales. On observe néanmoins un faible abattement des teneurs en PCB suite à la digestion.
Pour les HAP, on observe un taux de concentration variant de 1,1 à 1,3. Ce taux de concentration peut s'expliquer en partie par les incertitudes de mesures lors des analyses.
Le digestat peut donc présenter donc des teneurs moyennes en HAP supérieures aux BTU avant méthanisation.

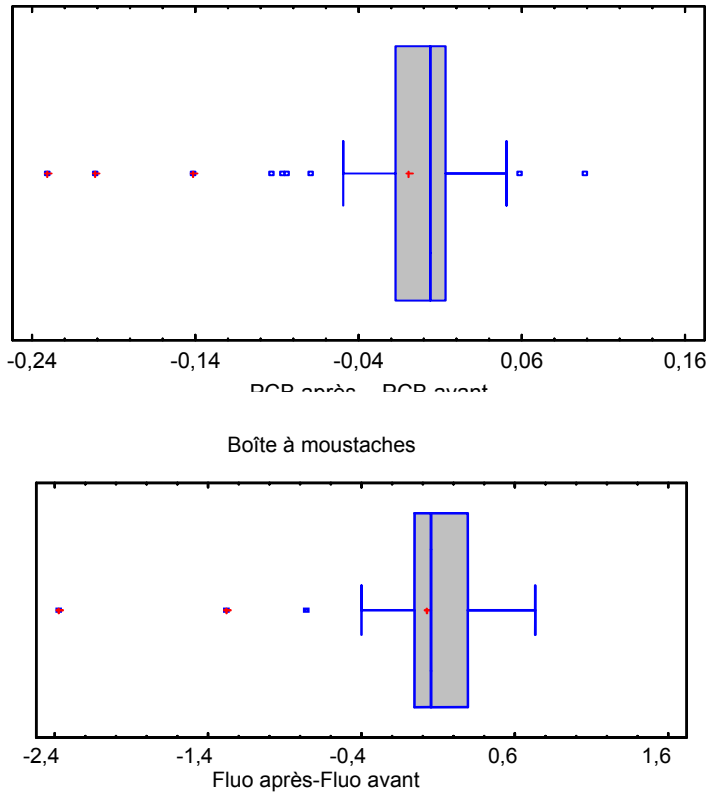


Figure 58 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en somme des 7 PCB (haut) et en fluoranthène (bas) dans les digestats de BTU de Seine Amont (en mg/kg MS).

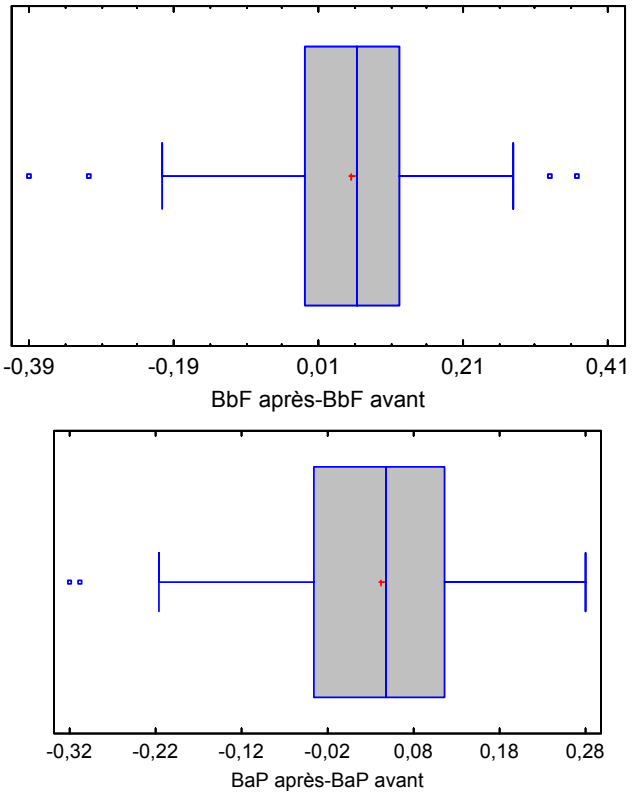


Figure 59 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en Benzo(b)fluoranthène (haut) et en Benzo(a)pyrène (bas) dans les digestats de BTU de Seine Amont. (en mg/kg MS)

Concernant les Composés Trace Organiques, on peut constater des taux de concentrations plus faibles que pour les ETM, voire nuls en ce qui concerne les PCB. On confirme ici certains résultats issus de la bibliographie quand à l'impact de la digestion sur les phénomènes de dégradations de certains polluants organiques.
Cependant, là aussi on ne peut exclure deux phénomènes : une sédimentation dans le fond des digesteurs et une transformation en métabolites de toxicité comparable voire supérieure.

Compte tenu de la réduction de doses qui doit être opérée lors de l'épandage du fait de la plus forte teneur en phosphore du digestat par rapport aux BTU avant digestion, et de la plus faible concentration en CTO qu'en phosphore dans les digestats, on peut conclure que les digestats d'une boue apporteront moins de ces CTO à l'hectare que la même boue non digérée.

9.1.6 Synthèse bibliographique sur la qualité sanitaire et environnementale des digestats

Les déchets organiques industriels, le fumier et les déchets organiques ménagers peuvent contenir une multitude de polluants organiques, souvent avec une structure aromatique : des composés de type dioxine, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des pesticides, des PCB, des paraffines chlorées, des phtalates et des composés phénoliques **(83)**.

Tous ces composés ont été trouvés dans différents digestats. La présence de ces composés en trop grande quantité peut constituer un impact sanitaire et/ou environnemental tel qu'il remette en cause l'utilisation de ces digestats sur les sols, agricoles ou non.
Suite à une étude réalisée en Suisse **(1)**, il fût démontré que les digestats et les composts produits à partir de déchets verts triés à la source comportaient une grande variété de polluants organiques mais à des concentrations très faibles. Les principaux résultats sont repris dans le Tableau 45.

Concernant les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), les valeurs moyennes mesurées dans l'étude restent faibles, inférieures aux teneurs limites définies par la norme NFU 44-051. Ces résultats concernent essentiellement des digestats de biodéchets et déchets verts et horticoles issus de traitement thermophile.

- ⇨ Teneurs en HAP totaux = médiane de 2314 µg / kg de MS (avec un maximum de 3784 µg / Kg de MS et un minimum de 947 µg / Kg MS).

- ⇨ Teneurs en PCB = médiane de 10µg / Kg MS (maximum de 74 et minimum de 6 µg / Kg MS).

Les analyses indiquent qu'ils ont certainement comme source des processus de combustion. En effet, les HAP peuvent contaminer les matières premières dont on fait des digestats ou des composts par transport éolien et dépôt atmosphérique.

Tableau 45 : Teneurs des substances étudiées dans le compost, le digestat et le jus de pressage, en µg/kg MS

Moy : valeur moyenne ; méd : valeur médiane ; min : valeur minimale ; max : valeur maximale
DL PCB en ng WHO-TEQ/kg MS et PCDD/PCDF, en ng I-TEQ (I-TEQ : International Toxicological Equivalents) ;
n : nombre d'échantillons analysés

	Compost*				***Digestat brut****				***Digestat liquide***			
	moy	méd	min-max	n	moy	méd	min-max	n	moy	méd	min-max	n
HAP	3098	2750	600–10'047	56	5925	4202	2337–12'470	13	6565	5780	5445–9310	5
PCB	30	25	9–102	55	32	31	20–52	13	26	25	21–35	5
DL-PCB	3,1	2,7	0,4–6,3	13	4,1	3,7	2,4–6,8	5	4,2	4,2	3,1–5,3	2
PCDD/PCDF	5,6	4,0	0,5–21,0	13	3,2	2,7	1,3–6,6	5	6,1	6,1	3,8–8,5	2
PentaBDE	2,1	1,9	0,2–3,6	13	2,7	1,9	1,2–4,9	5	2,0	2,0	1,5–2,5	2
OctaBDE	0,4	0,2	0,1–3,6	13	0,3	0,3	0,2–0,5	5	0,3	0,3	0,2–0,4	2
DécaBDE	7,0	6,9	0,6–13,9	13	13,8	10,0	1,7–30,8	5	12,8	12,8	7,0–18,5	2
HBCD	83	47	17–234	13	187	174	98–372	5	43	43	30–56	2
TBBPA	0,6	0,5	0,1–2,3	13	0,9	1,0	0,4–1,5	5	1,6	1,6	1,0–2,3	2
6 : 2FTS/FT(U)CA	1,2	1,4	0,4–1,5[1]	13	0,2	0,0	nd-0,9[2]	5	-	-	-	-
PFS	4,3	2,2	1,0–23,6	13	3,9	2,3	2,0–8,6	5	-	-	-	-
PFCA	3,5	2,2	1,3–9,9	13	4,1	3,1	2,4–6,6	5	-	-	-	-
FOSA/FOSE	0,1	0,2	0,0–0,3[3]	13	0,3	0,3	0,2–0,4[4]	5	-	-	-	-
PPS	57	40	18–171	13	105	82	30–257	7	169	169	155–182	2
PC	242	194	142–384	3	-	-	-	-	-	-	-	-
DEHP	240	212	145–395	4	1140	1140	295–1985	2	-	-	-	-
DBP	nd[5]	nd	nd	4	nd	nd	nd-105	2	-	-	-	-
NP	nd	nd	nd	4	nd	nd	nd	2	-	-	-	-

* Les composts renfermant d'importantes proportions d'autres matériaux de départ que les déchets de cuisine et les déchets verts (p. ex. engrais de ferme) ne sont pas inclus.
Résultats de ces échantillons : HAP (n=8) : médiane : 978 µg/kg MS (fourchette : 625–2954 µg/km MS) ; PCB (n=9) : médiane : 16 µg/kg MS (fourchette : 6–536 µg/kg MS)
** Résultats concernant les digestats issus de traitement thermophile. Teneurs dans les digestats issus de traitement mésophile (n=3) :
HAP : médiane : 2314 µg/kg MS (fourchette : 947–3784 µg/kg MS) ; PCB : médiane : 10 µg/kg MS (fourchette : 6–74 µg/kg MS)
[1] Trouvé dans 7 échantillons, [2] trouvé dans 2 échantillons, [3] trouvé dans 7 échantillons, [4] trouvé dans 4 échantillons, [5] n.d. : non détecté

Des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des polychlorobiphényles (PCB), des dibenzo-p-dioxines et dibenzo-*p*-furanes polychlorés (PCDD/PCDF), des PCB de type dioxine (DL-PCB), des retardateurs de flamme bromés, des composés alkylés perfluorés (PFA), des produits phytosanitaires (PPS), des phtalates et des paraffines chlorées (PC) ont été trouvés dans certains composts **(1)** et digestats tandis que le nonylphénol (NP) n'a pas été détecté.

Plusieurs de ces substances (retardateurs de flamme bromés, PFA, certains PPS, PC) ont été mesurées dans des composts pour la première fois. Nous ne disposons jusqu'ici d'aucune donnée concernant la présence de ces classes de substances dans le digestat phase solide et phase liquide.
La teneur de la plupart des composés était de l'ordre du µg par kg de matière sèche (MS), ce qui est plus élevé que le bruit de fond mesuré dans les sols.
Les teneurs les plus importantes ont été observées pour les HAP (600 à 12470 µg/kg de MS), un quart des échantillons dépassant la valeur indicative applicable au compost selon l'ORRChim (4 ppm). Les concentrations variaient largement pour la plupart des substances **(1).**

Le digestat tend à présenter des teneurs en micropolluants organiques supérieures à celles du compost, à l'exception des PCB, des PCDD/PCDF et des PFA.
Toutes les classes de substances, à l'exception des HAP et du hexabromocyclododécane (HBCD), tendraient à présenter des teneurs supérieures dans les composts et les digestats d'origine urbaine. (1).

Dans l'ensemble, les résultats des études écotoxicologiques ont indiqué que la dissémination de micropolluants organiques par épandage de compost ou de digestat ne présente aucun risque

immédiat pour le sol. Mais les lacunes importantes affectant les connaissances sur les écosystèmes terrestres empêchent d'exclure tout effet néfaste. **(1**).
En effet, la présence de polluants organiques dans le digestat (comme dans tout fertilisant) peut causer des perturbations implicant potentiellement la réduction de la diversité microbienne et de la redondance fonctionnelle dans le sol, et cela peut nuire à la résistance aux perturbations de ce même sol **(26)**.
Pour déterminer si l'application de composés toxiques présents dans les digestats représente un risque pour le sol, plusieurs questions sont d'importance : la concentration, la voie de dégradation et les propriétés physiques et chimiques du composé, la solubilité dans l'eau, la volatilité et la capacité de sorption. En outre, la capacité de dégradation intrinsèque du sol et de l'évolution de ces composés à long terme, devrait également être envisagée **(26)**.

Les polluants persistants qui s'accumulent dans le sol peuvent affecter la fertilité des sols à long terme, contrairement aux composés rapidement dégradés avec formation d'intermédiaires non-toxiques. Des essais en laboratoire réalisés par Nyberg ont démontré que les extraits organiques des digestats de fumier de porc issus de méthaniseurs en fonctionnement ont inhibé l'activité nitrifiante du sol, indiquant la présence de substances organiques toxiques **(42)**, ou de dépositions atmosphériques pour une partie importante des HAP **(20)**.
Ces contaminants peuvent provenir de traces de pesticides sur les fruits et légumes, des additifs pour matières plastiques, de la contamination dans la chaîne de collecte et de transport des déchets au méthaniseur **(26)**.
Le fumier de porc est connu pour contenir des composés phénoliques et la teneur en phénol dans le digestat est plus élevée en cas de proportion importante de lisier de porc. Les effets négatifs des phénols sur les activités microbiennes ont également été rapportés antérieurement pour les autres micro-organismes illustrant la toxicité de ces composés **(26)**.
L'application de digestat de biodéchets et de déjections animales contenant du phénol dans le sol a donné lieu à des concentrations (de 0,01 à 3,11 ug phénols par g de sol sec) qui sont proches de la valeur seuil fixé par l'Agence suédoise de protection de l'environnement pour les sols contaminés (4 ug phénols par g de sol secl). Toutefois, les phénols présents dans ces digestats ont été rapidement dégradés (quelques jours) dans le sol et leurs effets négatifs sur les bactéries du sol seront donc probablement dissipés rapidement. Ils ne provoqueront aucun effet à long terme dans le sol **(26)**.
De plus, certains composés toxiques peuvent également être formés lors de la dégradation anaérobie des composés organiques. Les phénols sont notamment souvent produits au cours de la biodégradation des acides aminés aromatiques et des polymères aromatiques, la lignine et des tanins dans le matériel végétal (van Schie & Young, 1998).

9.1.6.1 Impact de la température de méthanisation

Une étude réalisée en Suède en 2005 **(31)** s'est intéressée particulièrement à l'impact de la température sur la dégradation de certaines familles de contaminants organiques, les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 46 : Durée de dégradation des polluants organiques en fonction de la température de méthanisation

	Durée de dégradation (jours)	
Molécules	**37°C**	**55°C**
Acide benzoïque	17+/-5	80+/-25
Phénol	23+/-8	non dégradé
Phtalates	78 +/- 36	non dégradé
Résorcinol	non dégradé	non dégradé
Acide trichlorobenzoique	non dégradé	non dégradé
Pentachlorophenol	non dégradé	non dégradé
4-nitrophénol	<7	<7
o-crésol	non dégradé	non dégradé
m-crésol	130+/-16	non dégradé
p-crésol	30+/-5	non dégradé
4-éthylphénol	non dégradé	non dégradé
Monométhylphthalate	47+/-4	21
Monoéthylphthalate	Non dégradé	137

L'acide benzoïque, l'acide phtalique, le methylphthalate, le phénol, m-et p-crésol ont été minéralisés par les cultures mésophiles incubées à 37°C. En dehors de l'acide benzoïque, les composés aromatiques n'ont pas été minéralisés par la communauté thermophile incubée à 55°C, ce qui suggère que les réactions utilisant l'enzyme benzoyl-CoA sont inopérantes dans cette communauté microbienne.

La température du procédé présente donc un fort impact sur la dégradation des polluants organiques, avec une capacité inférieure de dégradation des composés à haute température.

Ces résultats sont pour partie confirmés par une autre étude **(26)** réalisée par la même équipe suédoise en 2006 portant sur la dégradation en bioréacteurs de laboratoire, de digestat de biodéchets et a montré une tendance à une meilleure capacité de dégradation des composés mono-aromatiques par les procédés mésophiles que par les procédés thermophiles
Cette même étude s'est plus particulièrement intéressée aux composés phénoliques et a constaté que la composition du substrat entrant influence la concentration de phénols dans les digestats, avec une corrélation positive avec le fumier de porc.
Selon les auteurs**,** la dégradation limitée de polluants organiques en conditions thermophile pourrait probablement être expliquée par la baisse de la diversité dans la communauté microbienne par rapport à celle présente en condition mésophile. La différence observée entre la dégradation du phénol dans les cultures d'enrichissement en provenance de bioréacteurs fonctionnant à température mésophiles ou thermophiles peut être expliquée par le fait que deux bactéries différentes sont responsables de cette dégradation. Une autre explication possible est que l'activité de l'enzyme impliqué dans la dégradation anaérobie du phénol est fortement régulée par la température.

Les composés phénoliques pourraient inhiber les AOB (bactéries oxydant l'ammonium) dans le sol. Cependant, le risque de perturbation du fonctionnement de l'activité microbiologique du sol ne semble pas significatif car ces composés sont rapidement dégradés dans le sol après épandage.

Cependant la méthanisation mésophile n'est pas exempte de polluants puisque les plus hauts niveaux de composés de type dioxine ont été détectés dans digestats de co-méthanisation agricole (déjections animales, biodéchets et déchets verts) provenant de réacteurs mésophiles **(1)**.

En effet, une déchloration plus efficace des PCB fortement chlorés et une augmentation de la production de composés de type dioxine ont été montrés en laboratoire lorsque la méthanisation se déroule à température mésophile **(60)**.

9.1.7 Cas des micropolluants organiques dans les digestats de BTU

Les travaux présentés **(83, 59)** ont été réalisés sur des BTU.

Ils révèlent que le procédé de digestion anaérobie a démontré un potentiel de biodégradation des molécules suivantes présentes dans des BTU :

- HAPs
- du Nonyphénol
- des PCBs **(83)**,

Ces observations ont été complétées par des études **(83)** menées sur la digestion anaérobie de BTU « dopées », artificiellement contaminées en laboratoire, en batch ou en continu, et qui ont permis d'explorer l'impact de différents paramètres sur les performances du procédé.

⇨ L'élimination des CTOs varie énormément d'une étude à l'autre. L'hypothèse de limitation de la biodégradation des CTOs par leur biodisponibilité (c'est-à-dire la capacité des micro-organismes à les utiliser comme substrat de croissance et donc les dégrader) est souvent avancée.

⇨ Un prétraitement thermique a été appliqué à la boue primaire : une hydrolyse à 165°C durant 30 minutes. Ce prétraitement visant à solubiliser la matière organique des BTU permet aussi d'améliorer la biodégradation des CTOs qu'elles contiennent **(83)**.

⇨ L'ajout d'un intrant tel que la cellulose n'améliore pas l'efficacité d'élimination des polluants.

L'apport de matières dissoutes et colloïdales en grandes proportions fait baisser le métabolisme global provoquant une moindre élimination de ces micropolluants, alors que, hypothétiquement, la biodisponibilité des micropolluants aurait du être améliorée.

- ⇨ La digestion anaérobie de BTU contaminées pour certaines semble plus efficace en conditions thermophiles que mésophiles en terme d'abattement des HAPs et PCBs. Cependant, une étude s'oppose à ce consensus, dans laquelle le contraire a été observé (Bertin et al, 2007), de même que les travaux suédois réalisés sur des digestats de biodéchets **(26,31)**.
- ⇨ La répartition de HAPs/NP/PCBs entre les trois compartiments de la boue : libre, sorbé à la matière dissoute et colloïdale (DCM), et sorbé aux particules a été étudiée. La confrontation de cette répartition aux vitesses de dégradation des HAPs a mis en évidence que les HAPs libres mais aussi ceux sorbés à la DCM sont biodisponibles, dont potentiellement biodégradables.
- ⇨ Les HAPs de haut poids moléculaire sont admis comme plus récalcitrants que les HAPs de petite taille.

En conclusion, ceci suggère que ni le métabolisme global ni la biodisponibilité ne limitent l'élimination des polluants. La teneur des HAPs, PCBs et nonylphénol dans les digestats de BTU dépend surtout des teneurs en ces éléments apportées par les BTU digérées.

9.1.8 Hormones et résidus médicamenteux

Peu de données concernant ces substances ont été trouvées dans la bibliographie.
L'influence des médicaments, en particulier des antibiotiques utilisés dans l'élevage, sur les processus de méthanisation et sur le digestat produit a été étudiée. Les quantités d'antibiotiques trouvées dans les lisiers ont été parfois suffisantes pour diminuer jusqu'à 40 % la production de méthane **(58)**.
Alors que les résultats obtenus sur la décomposition de la tétracycline pendant le processus de méthanisation sont contradictoires, il a été démontré clairement que l'endofloxacin est persistante pendant le processus.
Lors de l'utilisation des digestats de lisier de porc**,** une contamination du sol avec des antibiotiques a pu être observée. Il est conseillé, lors d'emploi d'engrais de ferme, d'employer aussi d'autres intrants pour diluer les concentrations d'antibiotiques dans le sol. Il est également conseillé de stocker les digestats plus de 100 jours pour diminuer l'apport d'antibiotique dans le sol **(58)**.
Il est à noter que la recherche de ces substances dans des matrices complexes telles que le digestat et le compost est délicate, que le développement de moyens d'analyses de ces produits est en voie de finalisation et que ces techniques ne sont pas forcément accessibles aux producteurs de matières fertilisantes organiques.

Une étude **(54)** a mesuré le comportement de différents œstrogènes (E1, E2, E3 et EE2) dans différents types de BTU, à des stades différents, lors de la digestion anaérobie. Les expériences d'extraction de ces substances ont montré qu'il y a peu de résidus non extractibles dans ces BTU, ceci suggérant que la sorption ne limite pas l'extraction.

Différents paramètres ont été identifiés comme jouant un rôle sur la concentration des divers œstrogènes dans les BTU digérées:
- Les propriétés hydrophobes de ces molécules sont un paramètre intrinsèque qui explique en partie la quantité adsorbée pour chaque molécule (E1, E2, E3 and EE2).
- La présence d'un traitement biologique de l'azote et de forts temps de rétention favorisent leur biodégradation pendant le traitement des BTU.
- La stabilisation finale des BTU digérées et leur dessèchement tendent à augmenter le contenu en œstrogènes de la boue ayant subit la digestion anaérobie (probablement en améliorant leur extractibilité).

En résumé, il a été observé que la digestion anaérobie à l'échelle industrielle a peu d'efficacité sur l'élimination des œstrogènes sorbés sur les BTU (c'est-à-dire fixés sur la matière en suspension des BTU), contrairement à l'échelle laboratoire. Malgré le peu d'implication de la sorption dans le mécanisme d'élimination lors du traitement des BTU, les concentrations finales d'oestrogènes dans les BTU ayant subit une digestion anaérobie sont élevées.

Il est à noter que la recherche de ces substances dans des matrices complexes telles que le digestat et le compost, est délicate et que le développement de moyens d'analyses de ces produits est en voie de finalisation. Ces investigations restent donc encore du domaine de la recherche.

9.1.9 Pesticides

Une étude réalisée en 2008 **(44)** a tenté d'évaluer l'impact du compostage sur la dissipation de molécules pesticides sur du compost de digestat solide (après séparation de phase) thermophile de biodéchets.
Le Tableau 47 présente les résultats des dissipations de molécules qui montrent des taux de dissipation dans le compost de digestats de biodéchets supérieurs à 50 % pour la majorité des pesticides. Cependant, les auteurs discutent ces résultats du fait du protocole d'analyse qui n'a pas pris en compte la quantification des pesticides dans la phase liquide du digestat avant compostage.
Ces travaux ont montré que le compostage de digestat solide de biodéchets présente des teneurs en pesticides inférieures au compostage seul du même substrat.

Les auteurs précisent donc que des recherches supplémentaires sont nécessaires pour évaluer le devenir des pesticides lors de la digestion anaérobie, en utilisant un protocole expérimental approprié et valider le fait que les pesticides se retrouvent de préférence dans la phase liquide du digestat.

Tableau 47 : Taux de dissipation de molécules pesticides après 4 mois de compostage pour du compost de déchets verts (CG), du compost de déchets verts et de biodéchets (CK) et du compost de digestat de biodéchets issu de méthanisation thermophile(CDK) (44).

Chemical class		Compound	CG	CK	CDK
Fungicides	Triazole	Cyproconazole	1–50%	51–95%	1–50%
		Difenoconazole	0%	0%	51–95%
		Fenbuconazole	n.a.	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%
		Flusilazole	n.a.	n.a.	51–95%
		Myclobutanil	1–50%	n.a.	1–50%
		Propiconazole	0%	0%	51–95%
		Tebuconazole	1–50%	0%	51–95%
		Triadimefon	n.a.	n.a.	96% to ⩽100%
		Triadimenol	n.a.	n.a.	51–95%
	Morpholine	Dodemorph	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%	51–95%
		Fenpropidin	n.a.	n.a.	96% to ⩽100%
		Fenpropimorph	n.a.	n.a.	96% to ⩽100%
	Benzimidazole	Carbendazim	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%
		Thiabendazole	n.a.	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%
	Imidazole	Imazalil	n.a.	96% to ⩽100%	51–95%
	Pyridine	Pyrifenox	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%
	Spiroketalamine	Spiroxamine	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%
	Strobilurine	Azoxystrobin	n.a.	96% to ⩽100%	n.a.
Herbicides	Triazine	Terbuthylazine-2-h.	n.a.	n.a.	1–50%
		Terbutryn	96% to ⩽100%	n.a.	n.a.
	Oxadiazole	Oxadiazon	n.a.	1–50%	n.a.
	Urea	Diuron	96% to ⩽100%	n.a.	96% to ⩽100%
Insecticides	Carbamate	Carbofuran	n.a.	96% to ⩽100%	n.a.
		Primicarb	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%	96% to ⩽100%
Growth regulator	Triazole	Paclobutrazol	51–95%	n.a.	96% to ⩽100%

9.2 ELEMENTS TRACES METALLIQUES: PRESENTATION DES RESULTATS DU TRAITEMENT DES DONNEES POUR LES DIGESTATS D'ORIGINE AGRICOLE ET DES MATIERES VEGETALES

Le nombre d'analyses récoltées est variable selon les éléments traces métalliques. Le nombre d'analyse des teneurs en cuivre, zinc, cadmium, plomb et nickel varie de 100 à 114 A l'opposé, les teneurs en chrome, mercure et manganèse sont très peu représentées (24 à 40 analyses sur les 186 digestats). Enfin, pour l'aluminium et l'arsenic, seulement 9 et 2 analyses ont pu être récoltées.

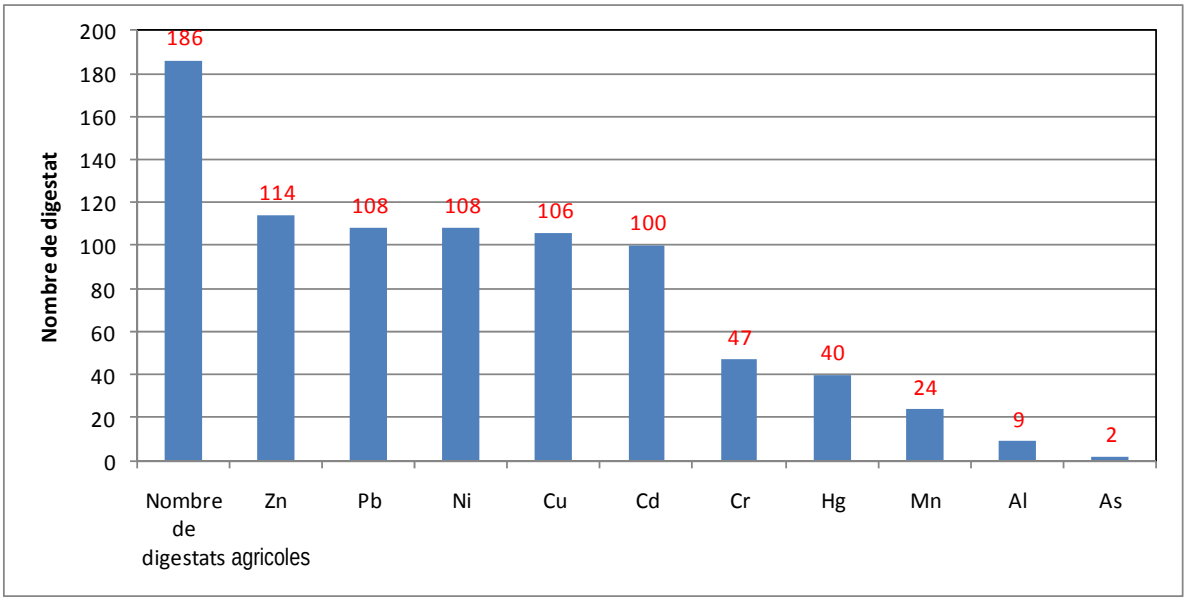


Figure 60 : Nombre d'analyses récoltées pour les teneurs en ETM.

Dans les graphiques présentés dans ce chapitre, les digestats solides et liquides ne correspondent pas toujours au digestats bruts après séparation de phase. Ils peuvent provenir d'autres digestats issus d'autres installations.

9.2.1 Le cuivre

9.2.1.1 Teneurs en cuivre en fonction de la nature des digestat d'origine agricole.

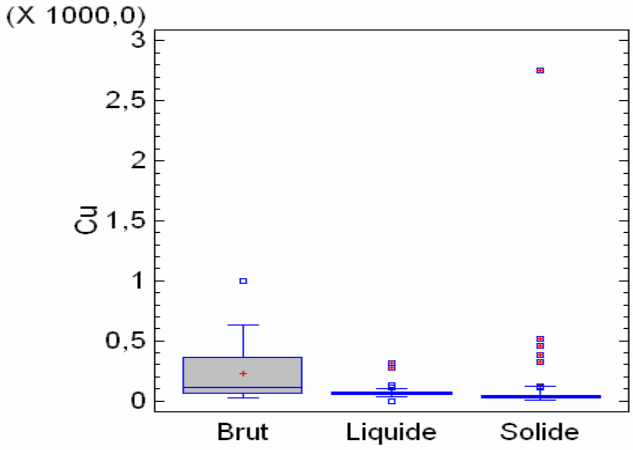


Figure 61 : Répartition des valeurs du cuivre (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 48 : Variabilité des valeurs de cuivre (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	21	224,01	112,0	26,0	1001,0	65,0	363,0
Liquide	45	73,054	65,57	0,035	314,78	56,0	76,31
Solide	48	123,90	29,93	9,58	2756,0	22,3	45,0
Total	**114**	**122,27**	**59,86**	**0,035**	**2756,0**	**29,74**	**79,04**

Les teneurs en cuivre sont en moyenne de 224, 73 et 123 mg/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées au digestat brut, qui sont en moyenne 2 fois plus grandes que la fraction solide. Certains digestat ont des teneurs en cuivre largement supérieures à la limite de 300 mg/kg MS qui représente le seuil des teneurs en cuivre dans la norme NFU 44-051. **Ce dépassement du seuil de la norme est observé dans 11 % des cas et ne semble pas dépendre de la fraction des digestats.**

9.2.1.2 Teneurs en cuivre en fonction des intrants d'origine agricole..

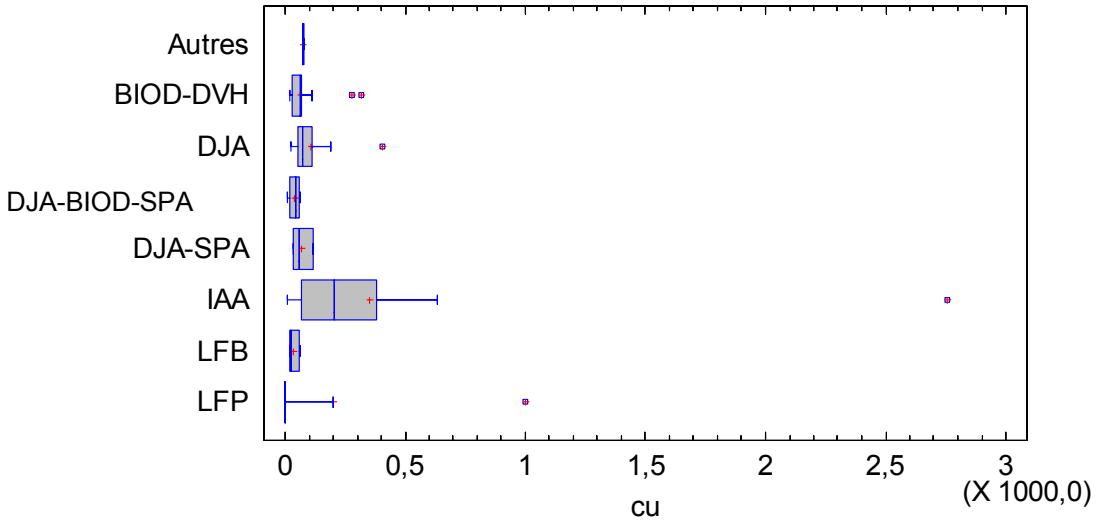


Figure 62 : Répartition des teneurs en cuivre (mg/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 49 : Variabilité des teneurs en cuivre (mg/kg MS) en fonction des intrants

Intrants	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	1er quartile	3ème quartile
Autres	2	75,45	75,45	73,0	77,9	4,9	73,0	77,9
BIOD-DVH	53	61,68	61,33	18,51	314,78	296,27	30,11	69,62
DJA	11	105,39	71,0	26,0	405,0	379,0	53,0	112,0
DJA-BIOD-SPA	11	39,99	44,4	9,58	63,07	53,49	20,25	58,23
DJA-SPA	3	69,957	57,0	34,87	118,0	83,13	34,87	118,0
IAA	21	353,52	203,0	11,0	2756,0	2745,0	69,0	382,0
LFB	8	35,56	25,25	18,0	61,0	43,0	20,0	57,5
LFP	5	200,23	0,047	0,035	1001,0	1000,97	0,037	0,05
Total	**114**	**122,27**	**59,85**	**0,035**	**2756,0**	**2755,97**	**29,74**	**79,04**

Les teneurs en cuivre varient en moyenne de 35 mg/kg MS à 200 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de

déchets de l'industrie agro-alimentaire et du lisier-fumier de porc. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation du lisier-fumier bovin, de sous-produits animaux et des biodéchets-déchets verts. L'analyse des données permet de donner une tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en cuivre pour les digestats issus de chaque type de déchet.

9.2.2 Le zinc

9.2.2.1 Teneurs en zinc en fonction de la nature des digestats d'origine agricole.

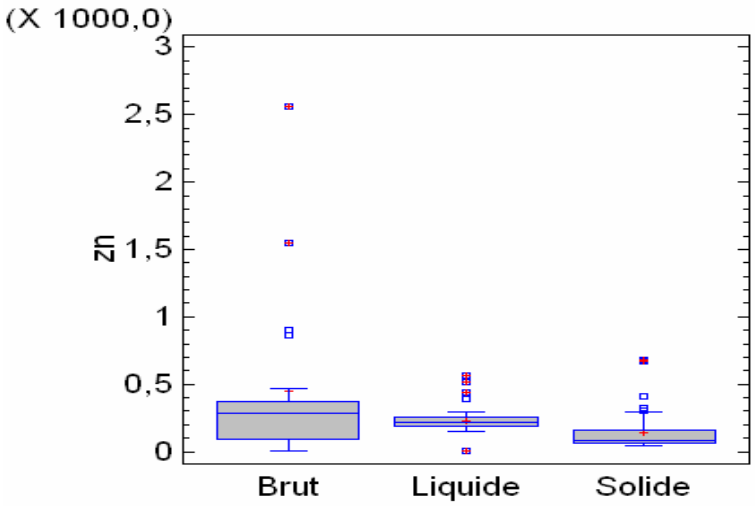


Figure 63 : Répartition des valeurs de zinc (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 50 : Variabilité des valeurs de zinc (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	21	444,39	286,0	1,27	2563,0	92,0	370,72
Liquide	45	227,67	222,12	0,7	566,0	192,05	251,44
Solide	48	144,74	82,6	47,45	684,0	63,87	156,81
Total	**114**	**232,68**	**192,66**	**0,7**	**2563,0**	**74,97**	**272,0**

Les teneurs en zinc sont en moyenne de 445, 228 et 148 mg/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées aux digestats bruts qui sont en en moyenne 3 fois plus grandes que la fraction solide. Certains digestats ont des teneurs en zinc largement supérieures à la limite de 600 mg/kg MS qui représente le seuil des teneurs en Zn dans la norme NFU 44-051. Ce dépassement du seuil de la norme est observé dans 6 % des cas. **Aucun dépassement n'a été cependant observé dans la fraction liquide des digestats.**

9.2.2.2 *Teneurs en zinc en fonction des intrants d'origine agricole..*

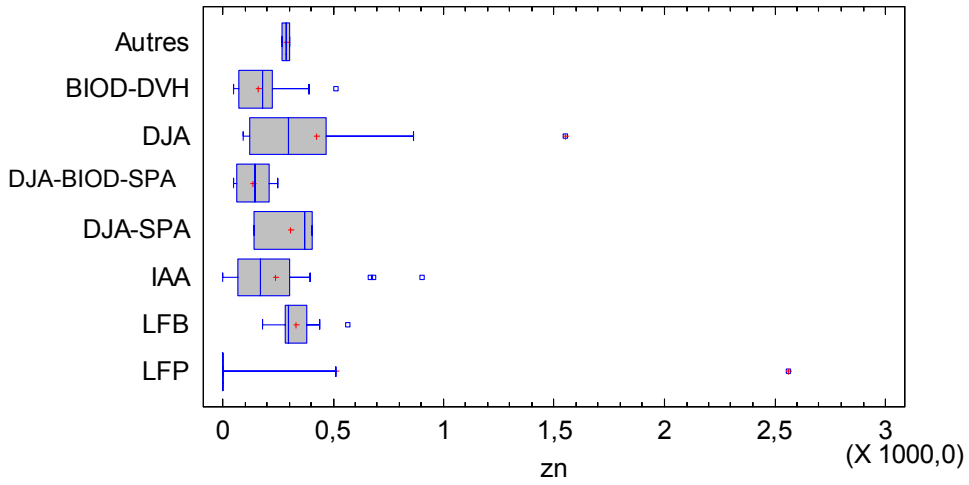


Figure 64 : Répartition des teneurs en zinc (mg/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 51 : Variabilité des teneurs en zinc (mg/kg MS) en fonction des intrants

Intrants	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	1er quartile	3ème quartile
Autres	2	286,85	286,85	269,7	304,0	34,3	269,7	304,0
BIOD-DVH	53	162,57	182,24	47,45	511,66	464,21	73,7	222,78
DJA	11	426,72	298,0	92,0	1550,0	1458,0	120,0	467,0
DJA-BIOD-SPA	11	137,58	147,72	49,66	251,08	201,42	64,72	208,38
DJA-SPA	3	306,8	370,72	143,67	406,0	262,33	143,67	406,0
IAA	21	237,13	170,0	1,27	902,0	900,73	68,7	304,0
LFB	8	332,61	295,7	179,0	566,0	387,0	282,25	380,0
LFP	5	513,29	0,91	0,7	2563,0	2562,3	0,81	1,02
Total	**114**	**232,68**	**192,66**	**0,7**	**2563,0**	**2562,3**	**74,97**	**272,0**

Les teneurs en zinc varient en moyenne de 137 mg/kg MS à 513 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier de porc. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets, déchets verts et de sous produits animaux. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en zinc pour les digestats issus de chaque type de déchet.

9.2.3 Le cadmium

9.2.3.1 Teneurs en cadmium en fonction de la nature des digestats d'origine agricole..

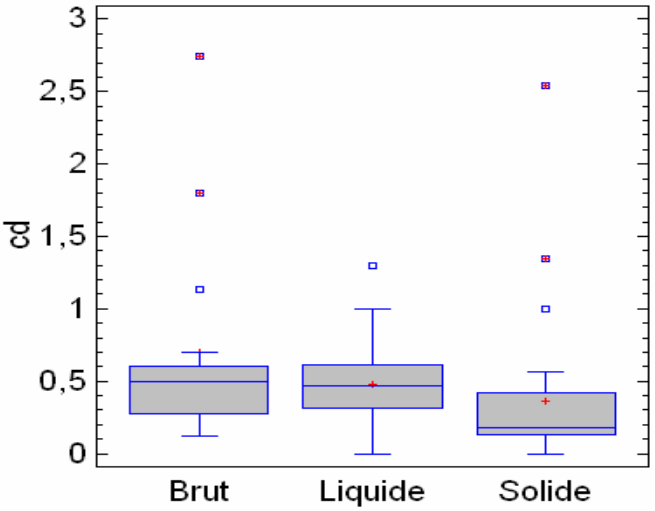


Figure 65 : Répartition des valeurs de cadmium (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 52 : Variabilité des valeurs de cadmium (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	20	0,697	0,5	0,12	2,74	0,28	0,605
Liquide	40	0,476	0,47	0,0	1,3	0,31	0,615
Solide	47	0,366	0,18	0,0	2,54	0,13	0,42
Total	**107**	**0,469**	**0,37**	**0,0**	**2,74**	**0,17**	**0,56**

Les teneurs en cadmium sont en moyenne de 0,7; 0,48 et 0,37 mg/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées aux digestats bruts qui sont en en moyenne 2 fois plus grandes que la fraction solide. **Aucun dépassement du seuil de 3 mg/kg MS, qui représente le seuil des teneurs en Cd dans la norme NFU 44-051, n'a été observé.**

9.2.3.2 Teneurs en cadmium en fonction des intrants d'origine agricole.

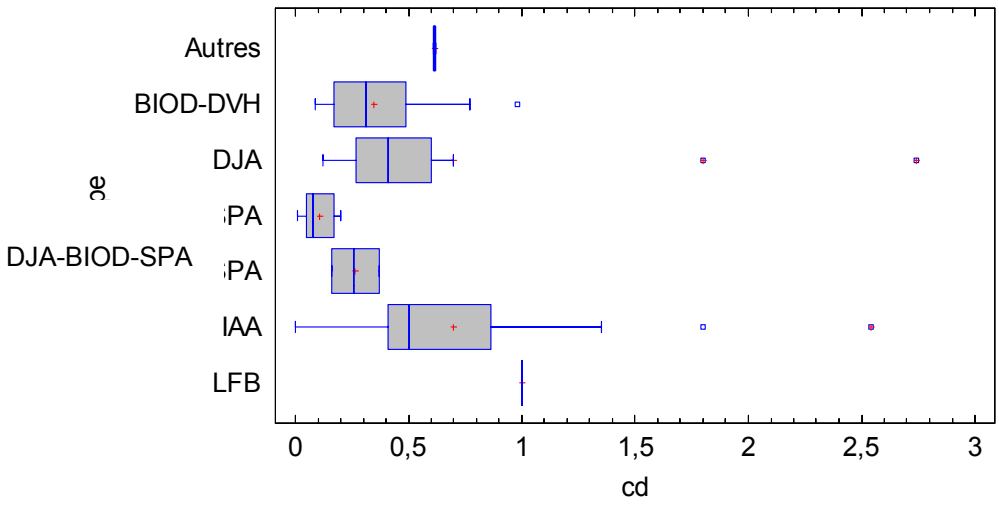


Figure 66 : Répartition des teneurs en cadmium (mg/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 53 : Variabilité des teneurs en cadmium (mg/kg MS) en fonction des intrants

Intrants	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Autres	2	0,62	0,615	0,61	0,62	0,61	0,62
BIOD-DVH	53	0,35	0,31	0,09	0,98	0,17	0,49
DJA	11	0,69	0,41	0,12	2,74	0,27	0,6
DJA-BIOD-SPA	11	0,11	0,08	0,01	0,2	0,05	0,17
DJA-SPA	3	0,26	0,26	0,16	0,37	0,16	0,37
IAA	20	0,69	0,5	0,0	2,54	0,41	0,87
LFB	7	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Total	**107**	**0,469**	**0,37**	**0,0**	**2,74**	**0,17**	**0,56**

Pour le cadmium, les teneurs varient en moyenne de 0,26 mg/kg MS à 1 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier-fumier bovin. Cependant, pour ce groupe, toutes les données sont égales à 1 mg/kg MS ce qui laisse supposer un effet de la méthode analytique (limite de détection ou de quantification). A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets, déchets verts et de sous produits animaux. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en cadmium pour les digestats issus de chaque type de déchet.

9.2.4 Le plomb

9.2.4.1 Teneurs en plomb en fonction de la nature des digestats d'origine agricole..

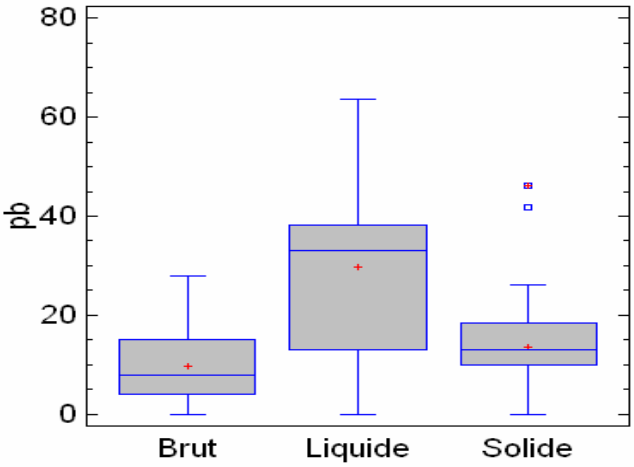


Figure 67 : Répartition des valeurs de plomb (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 54 : Variabilité des valeurs de plomb (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	20	9,69	7,9	0,0	28,0	4,01	14,94
Liquide	41	29,71	33,14	0,0	63,54	13,0	38,1
Solide	47	13,61	13,0	0,0	46,16	9,91	18,31
Total	108	18,99	14,9	0,0	63,54	8,95	30,21

Les teneurs en plomb sont en moyenne de 9,6, 29,7 et 13,6 mg/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées à la fraction liquide des digestats qui sont en en moyenne 3 fois plus grandes que la fraction solide. **Aucun dépassement du seuil de 180 mg/kg MS, qui représente le seuil des teneurs en Pb dans la norme NFU 44-051, n'a été observé**.

9.2.4.2 Teneurs en plomb en fonction des intrants d'origine agricole.

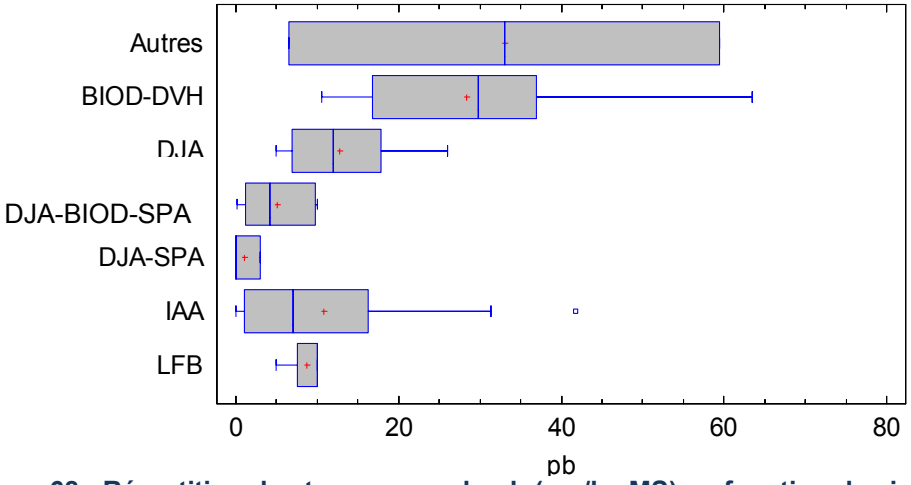


Figure 68 : Répartition des teneurs en plomb (mg/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 55 : Variabilité des teneurs en plomb (mg/kg MS) en fonction des intrants

Intrants	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Autres	2	33,0	33,0	6,5	59,5	6,5	59,5
BIOD-DVH	53	28,34	29,74	10,56	63,54	16,81	36,93
DJA	11	12,70	12,0	5,0	26,0	6,9	17,87
DJA-BIOD-SPA	11	5,11	4,15	0,12	10,0	1,22	9,77
DJA-SPA	3	1,01	0,0	0,0	3,02	0,0	3,02
IAA	20	10,74	7,0	0,0	41,8	1,01	16,24
LFB	8	8,75	10,0	5,0	10,0	7,5	10,0
Total	**108**	**18,99**	**14,9**	**0,0**	**63,54**	**8,95**	**30,21**

Les teneurs en plomb varient en moyenne de 5 mg/kg MS à 28 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la

méthanisation des biodéchets et des déchets verts. Il est vraisemblable que cet effet soit principalement dû aux déchets verts qui contiennent des végétaux de voirie éventuellement chargés en plomb. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation des déjections animales et des sous produits animaux. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en plomb pour les digestats issus de chaque type de déchet.

9.2.5 Le mercure

9.2.5.1 Teneurs en mercure en fonction de la nature des digestats d'origine agricole.

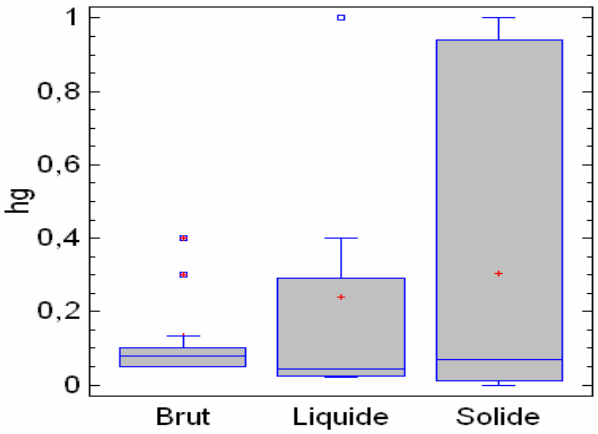


Figure 69 : Répartition des valeurs de mercure (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 56 : Variabilité des valeurs de mercure (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	9	0,132	0,08	0,05	0,4	0,05	0,1
Liquide	12	0,240	0,043	0,02	1,0	0,025	0,29
Solide	18	0,304	0,07	0,0	1,0	0,01	0,94
Total	**39**	**0,245**	**0,06**	**0,0**	**1,0**	**0,02**	**0,3**

Les teneurs en mercure sont en moyenne de 0,13 ; 0,24 et 0,30 mg/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées à la fraction solide des digestats qui sont en moyenne 2 à 3 fois plus grandes que le digestat brut. **Aucun dépassement du seuil de 2 mg/kg MS, qui représente le seuil des teneurs en Hg dans la norme NFU 44-051, n'a été observé.**

9.2.5.2 *Teneurs en mercure en fonction des intrants d'origine agricole.*

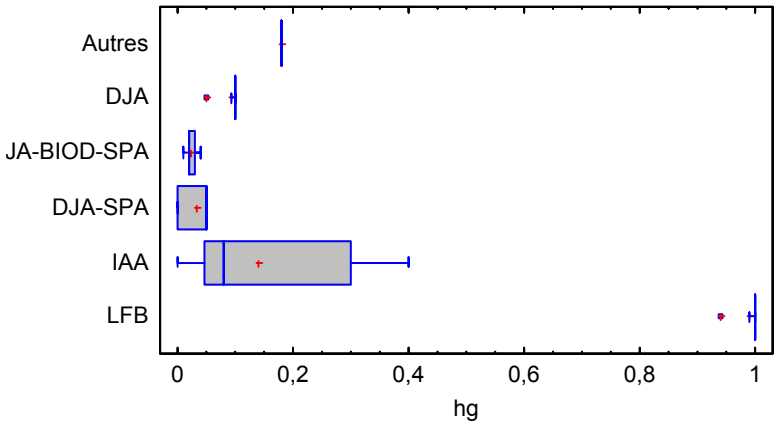


Figure 70 : Répartition des teneurs en mercure (mg/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 57 : Variabilité des teneurs en mercure (mg/kg MS) en fonction des intrants

Intrants	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	1er quartile	3ème quartile
Autres	1	0,18	0,18	0,18	0,18	0,0	0,18	0,18
DJA	6	0,092	0,1	0,05	0,1	0,05	0,1	0,1
DJA-BIOD-SPA	11	0,022	0,02	0,01	0,04	0,03	0,02	0,03
DJA-SPA	3	0,033	0,05	0,0	0,05	0,05	0,0	0,05
IAA	11	0,14	0,08	0,0	0,4	0,4	0,045	0,3
LFB	7	0,99	1,0	0,94	1,0	0,06	1,0	1,0
Total	39	0,25	0,06	0,0	1,0	1,0	0,02	0,3

Les teneurs en mercure varient en moyenne de 0,02 mg/kg MS à 1 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier-fumier bovin. Là encore, plusieurs valeurs des teneurs en mercure de ce groupe sont égales à 1, ce qui laisse aussi suggérer un effet de la méthode analytique. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation des déjections animales et des sous-produits animaux. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en mercure pour les digestats issus de chaque type de déchet.

9.2.6 Le nickel

9.2.6.1 *Teneurs en nickel en fonction de la nature des digestats d'origine agricole.*

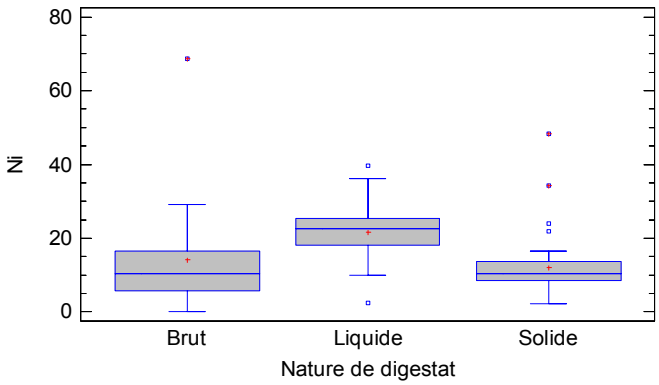


Figure 71 : Répartition des valeurs de nickel (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 58 : Variabilité des valeurs de nickel (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	20	14,05	10,34	0,18	68,7	5,6	16,55
Liquide	41	21,73	22,57	2,44	39,7	18,09	25,38
Solide	47	11,95	10,34	2,29	48,2	8,46	13,58
Total	108	16,05	13,5	0,18	68,7	9,655	22,5

Les teneurs en nickel sont en moyenne de 14 ; 22 et 12 mg/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées à la fraction liquide des digestats qui présentent en moyenne des valeurs 2 fois plus fortes que celles mesurées pour les digestat bruts. **Un seul dépassement du seuil de 60 mg/kg MS, qui représente le seuil des teneurs en nickel dans la norme NFU 44-051, a été observé.**

9.2.6.2 Teneurs en nickel en fonction des intrants d'origine agricole.

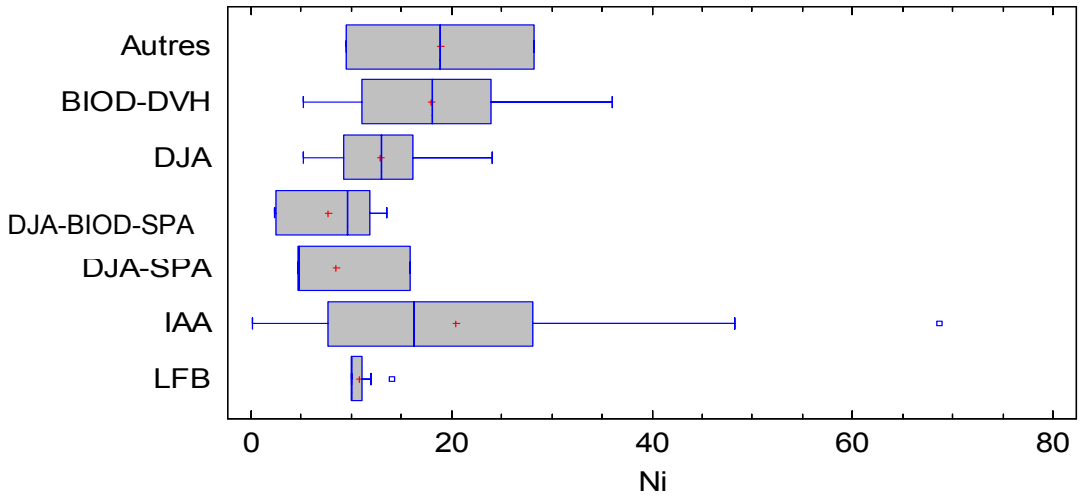


Figure 72 : Répartition des teneurs en nickel (mg/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 59 : Variabilité des teneurs en nickel (mg/kg MS) en fonction des intrants

Intrants	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Autres	2	18,85	18,85	9,5	28,2	9,5	28,2
BIOD-DVH	53	17,91	18,09	5,18	36,06	11,02	23,88
DJA	11	12,94	13,0	5,2	24,0	9,21	16,1
DJA-BIOD-SPA	11	7,62	9,69	2,29	13,5	2,44	11,82
DJA-SPA	3	8,46	4,84	4,7	15,84	4,7	15,84
IAA	20	20,45	16,2	0,18	68,7	7,65	28,1
LFB	8	10,75	10,0	10,0	14,0	10,0	11,0
Total	108	16,05	13,5	0,18	68,7	9,655	22,5

Les teneurs en nickel varient en moyenne de 7 mg/kg MS à 20,5 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus des déchets de l'industrie agro-alimentaire et des biodéchets-déchets verts. Les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation des déjections animales et des sous-produits animaux. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en nickel pour les digestats issus de chaque type de déchet.

9.2.7 Le chrome

9.2.7.1 Teneurs en chrome en fonction de la nature des digestats d'origine agricole.

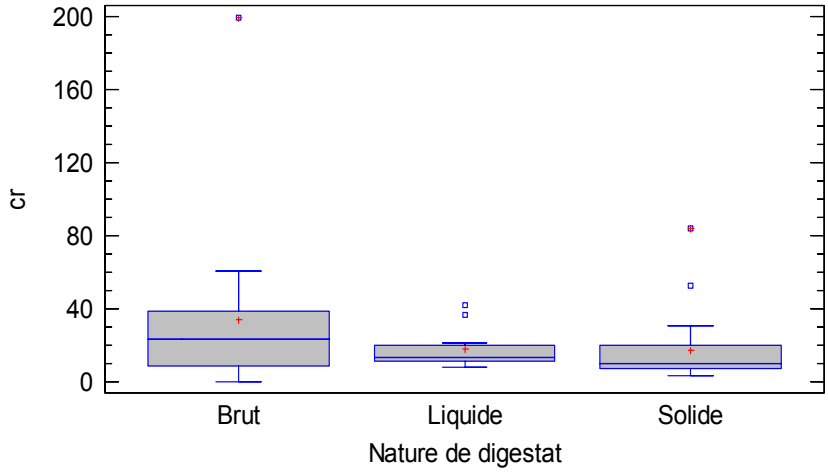


Figure 73 : Répartition des valeurs de chrome (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 60 : Variabilité des valeurs de chrome (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	16	33,95	23,15	0,0	199,0	8,375	38,5
Liquide	12	17,71	13,38	8,0	42,0	11,19	19,91
Solide	20	17,29	10,0	3,48	84,2	7,5	19,75
Total	48	22,95	12,295	0,0	199,0	9,085	29,65

Les teneurs en chrome sont en moyenne de 34 ; 17,7 et 17,1 mg/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées aux digestats bruts qui présentent en moyenne des valeurs 2 fois plus fortes que celles mesurées pour la fraction solide et la fraction liquide des digestats. **Un seul dépassement du seuil de 120 mg/kg MS, qui représente le seuil des teneurs en chrome dans la norme NFU 44-051, a été observé.**

9.2.7.2 Teneurs en chrome en fonction des intrants d'origine agricole.

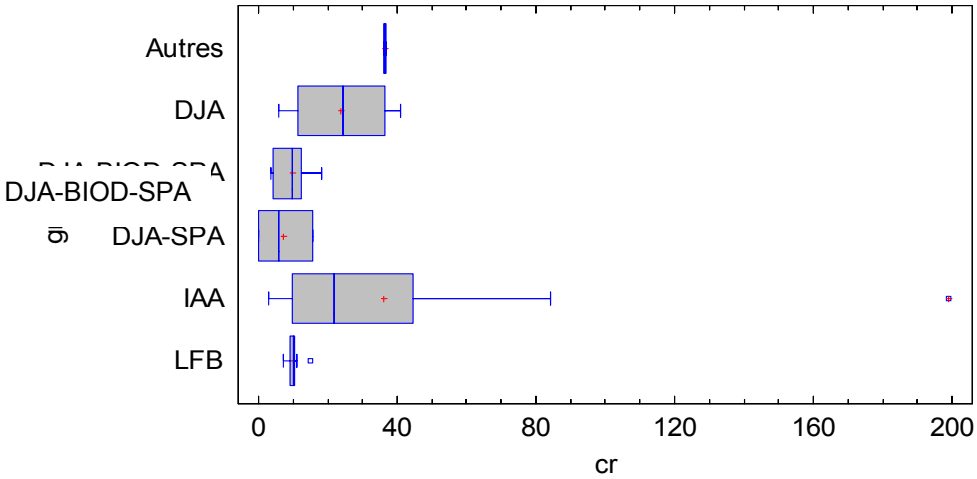


Figure 74 : Répartition des teneurs en chrome (mg/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 61 : Variabilité des teneurs en chrome (mg/kg MS) en fonction des intrants

Intrants	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Autres	2	36,4	36,4	36,1	36,7	36,1	36,7
DJA	4	23,85	24,4	5,7	40,9	11,35	36,35
DJA-BIOD-SPA	11	9,80	9,91	3,48	18,32	4,07	12,45
DJA-SPA	3	7,25	6,0	0,0	15,76	0,0	15,76
IAA	20	36,14	21,8	2,83	199,0	9,9	44,5
LFB	8	10,13	10,0	7,0	15,0	9,0	10,5
Total	**48**	**22,95**	**12,29**	**0,0**	**199,0**	**9,09**	**29,65**

Les teneurs en chrome varient en moyenne de 7 mg/kg MS à 36 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation de déchets d'industrie agro-alimentaire. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation des déjections animales et des sous-produits animaux. L'analyse des données permet de donner une tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en chrome pour les digestats issus de chaque type de déchet.

9.3 ELEMENTS TRACES METALLIQUES: PRESENTATION DES RESULTATS DU TRAITEMENT DES DONNEES COLLECTEES POUR LES DECHETS URBAINS

Le nombre d'analyses récoltées pour les déchets urbains est variable selon les éléments traces métalliques. Le nombre d'analyses des teneurs en cuivre, zinc, cadmium, plomb et nickel varie de 45 à 114. A l'opposé, les teneurs en chrome, mercure et manganèse sont très peu représentées (24 à 40 analyses sur les 186 digestats). Enfin, pour l'aluminium et l'arsenic, seulement 9 et 2 analyses ont pu être récoltées.

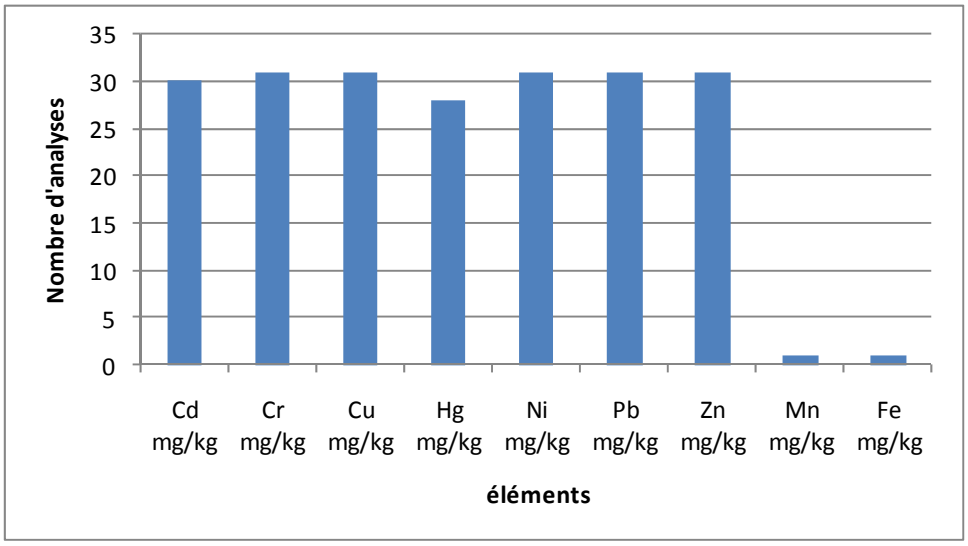


Figure 75 : Nombre d'analyses récoltées pour les teneurs en ETM pour les digestats de *BTU*

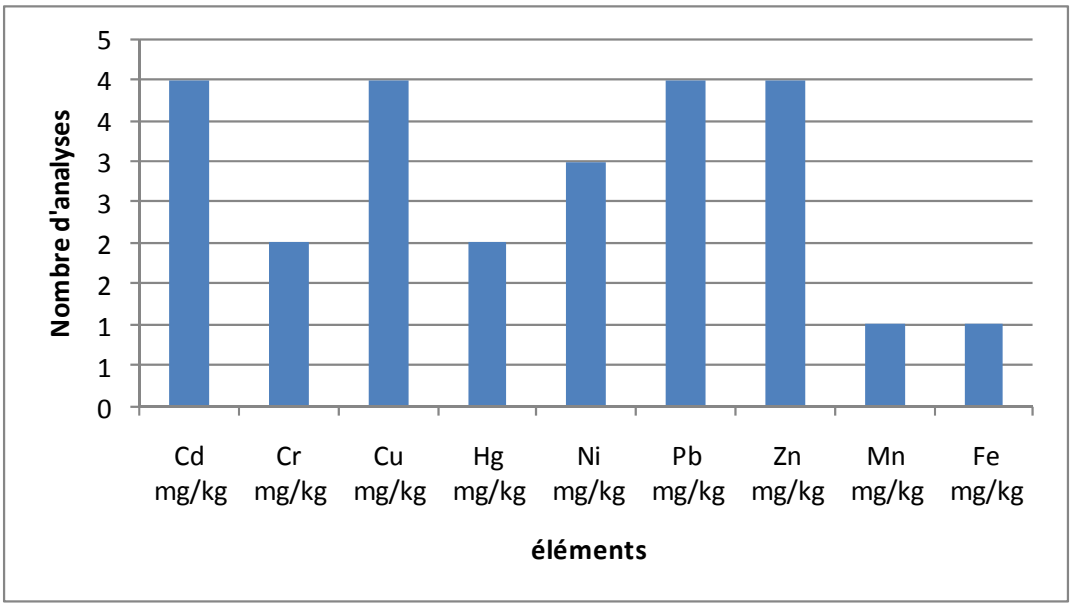


Figure 76 : Nombre d'analyses récoltées pour les teneurs en ETM pour les composts de digestats de biodéchets et de FFOM issue d'OMr.

9.3.1 Le cadmium

9.3.1.1 Teneurs en fonction des intrants d'origine urbaine.

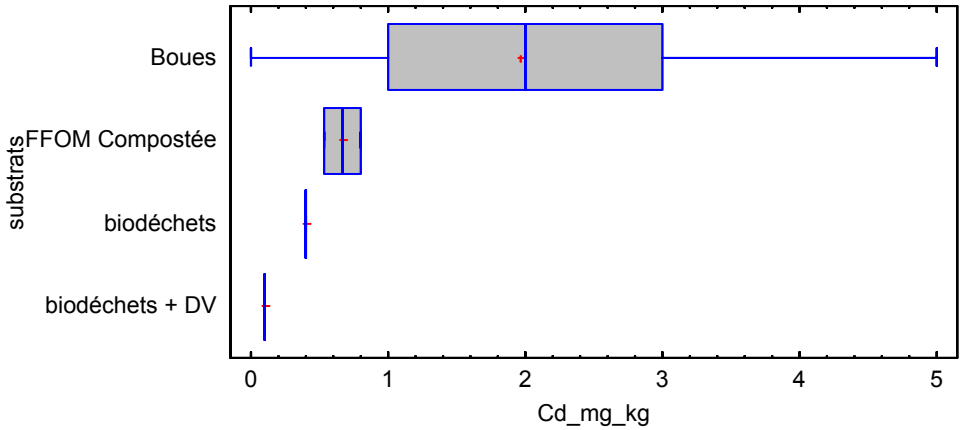


Figure 77 : Répartition des valeurs du cadmium (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants

Tableau 62 : Variabilité des valeurs de cadmium (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	30	1,96	1,18	60,43 %	0,05	5,0	5,0	1,92
FFOM issue d'OMr Compostée	2	0,66	0,19	28,70 %	0,53	0,8	0,27	/
biodéchets	1	0,4	/	/	0,4	0,4	0,0	/
biodéchets + DV	1	0,1	/	/	0,1	0,1	0,0	/
Total	**34**	**1,78**	**1,22**	**68,28 %**	**0,0**	**5,0**	**5,0**	**2,12**

Pour le cadmium, les teneurs en cadmium varient en moyenne de 0,1 mg/kg MS à 2 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants.

Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats de BTU. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets, déchets verts.
Certaines valeurs maximales des moyennes de digestats contenant des BTU présentent des teneurs en cadmium supérieures au seuil fixé par les normes sur les amendements organiques qui est de 3 mg/kg MS, mais sont inférieures au seuil de 10 mg/kg fixé par la réglementation sur l'épandage de BTU (dans le cadre de laquelle la plupart de ces BTU digérées sont épandues).

La *Figure 78* présente les valeurs maximales mesurées (il ne s'agit pas de valeurs moyennes, mais de valeurs observées pour un lot de production) pour chaque type de digestat dans l'ensemble des valeurs analytiques collectées.
On remarque que les BTU digérées compostées avec des déchets verts présentent les valeurs les plus élevées, On peut supposer (au vu du faible effectif de ce groupe : 2) que ces fortes teneurs sont dues à une concentration importante en cadmium de ces 2 BTU.

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en cadmium pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

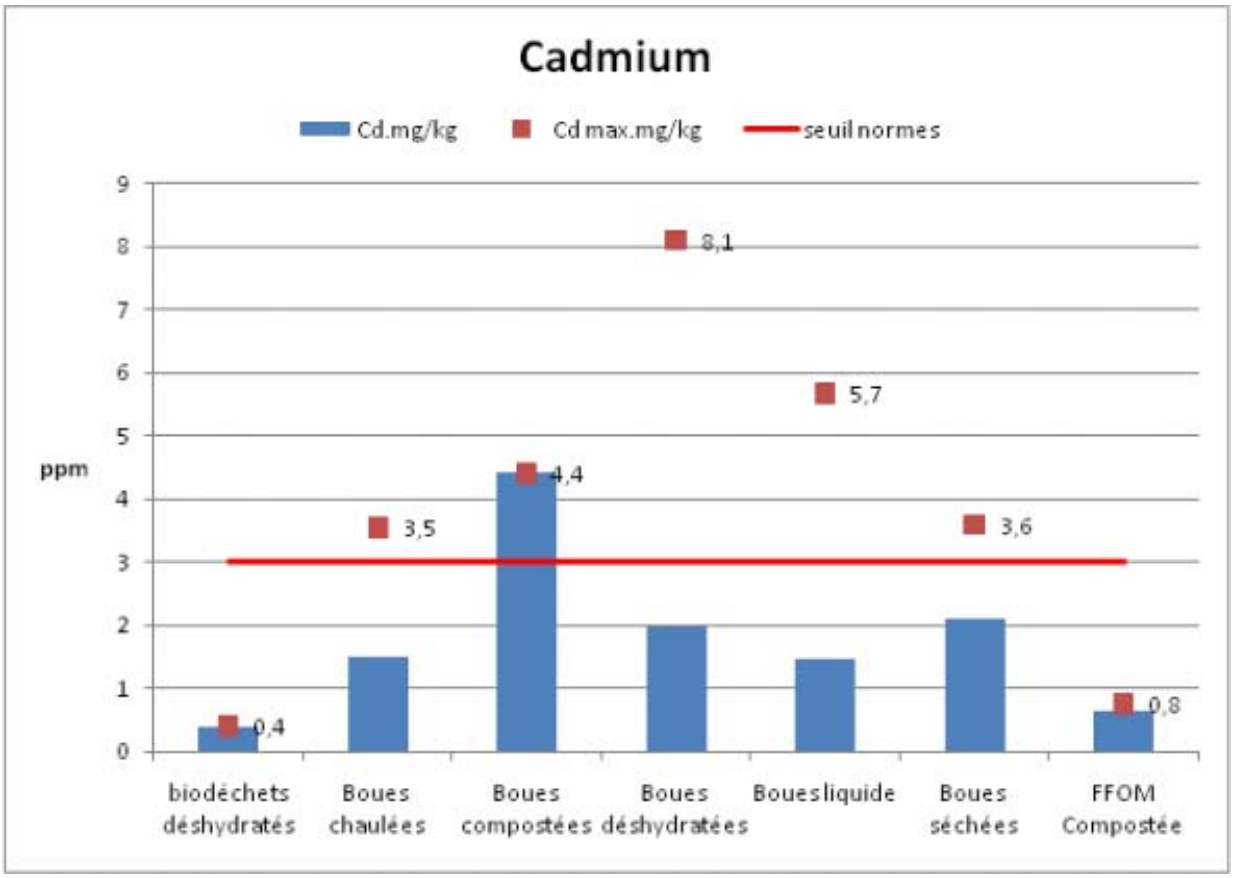


Figure 78 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en cadmium (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants

9.3.2 Le chrome

9.3.2.1 Teneurs en fonction des intrants d'origine urbaine.

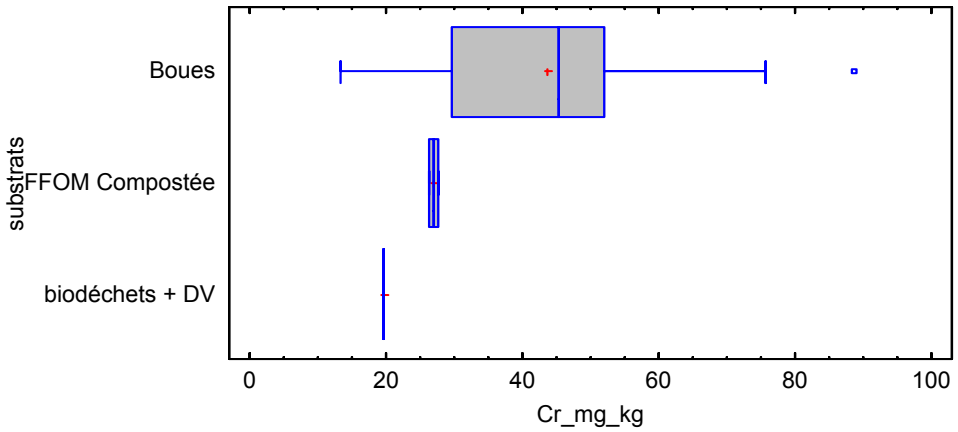


Figure 79 : Répartition des valeurs du chrome (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants

Tableau 63 : Variabilité des valeurs de chrome (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	31	43,71	17,30	39,58 %	13,4	88,5	75,1	0,70
FFOM issue d'OMr Compostée	2	26,93	0,79	2,96 %	26,37	27,5	1,13	/
biodéchets + DV	1	19,6	/	/	19,6	19,6	0,0	/
Total	**34**	**42,01**	**17,43**	**41,49 %**	**13,4**	**88,5**	**75,1**	**1,05**

Les teneurs en chrome varient en moyenne de 20 mg/kg MS à 44 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation de BTU. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation des déchets urbains solides.
L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en chrome pour les digestats issus de chaque type de déchet.

Il n'y a pas de dépassement observé du seuil de 120 mg/kg MS, qui représente le seuil des teneurs en chrome dans les normes NFU 44-051 et NFU 44-095 et les valeurs maximales (*Figure 80*) sont toutes très inférieures au seuil de 1000 mg/kg fixé par la réglementation sur l'épandage des BTU.

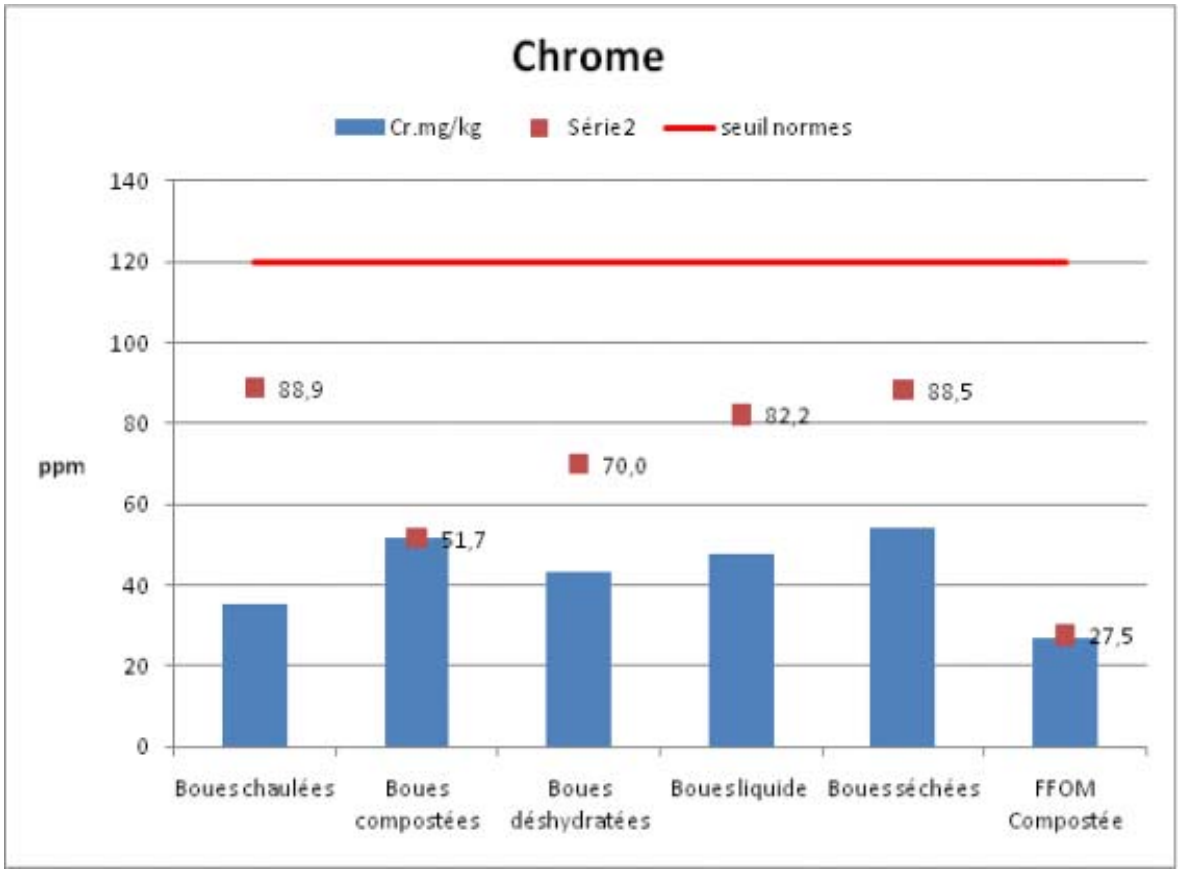


Figure 80 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en chrome (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants

9.3.3 Le cuivre

9.3.3.1 Teneurs en fonction des intrants d'origine urbaine.

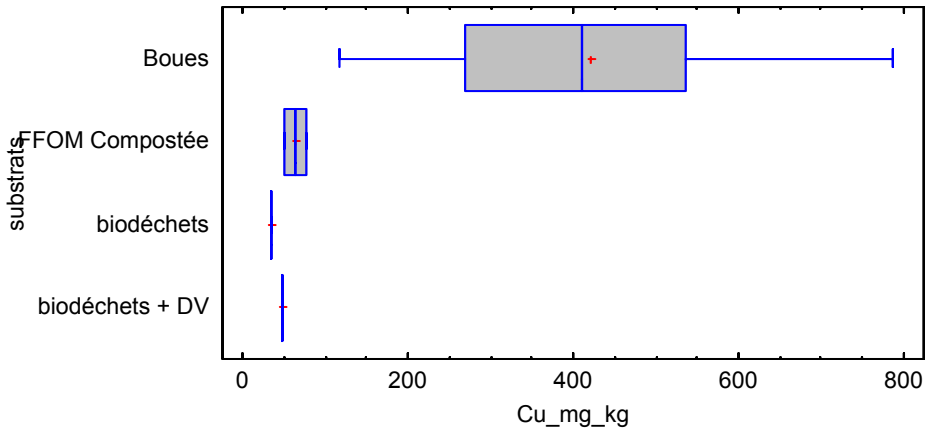


Figure 81 : Répartition des valeurs du cuivre (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants

Tableau 64 : Variabilité des valeurs de cuivre (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	31	422,55	183,65	43,46 %	116,9	786,3	669,4	0,58
FFOM issue d'OMr Compostée	2	64,14	20,42	31,83 %	49,7	78,58	28,88	/
biodéchets	1	35,3	/	/	35,3	35,3	0,0	/
biodéchets + DV	1	47,3	/	/	47,3	47,3	0,0	/
Total	**35**	**380,28**	**209,86**	**55,18 %**	**35,3**	**786,3**	**751,0**	**0,27**

Les teneurs en cuivre varient en moyenne de 35 mg/kg MS à 423 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats de BTU. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats de biodéchets avec ou sans déchets verts.
Les digestats de BTU présentent des teneurs inférieures au seuil de 1000 mg/kg fixé par la réglementation sur l'épandage de BTU mais supérieures au seuil de 300 mg/kg MS (Figure 82), qui représente le seuil des teneurs en cuivre dans les normes NFU 44-051 et NFU 44-095.

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en cuivre pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait du peu de données pour chaque intrant.

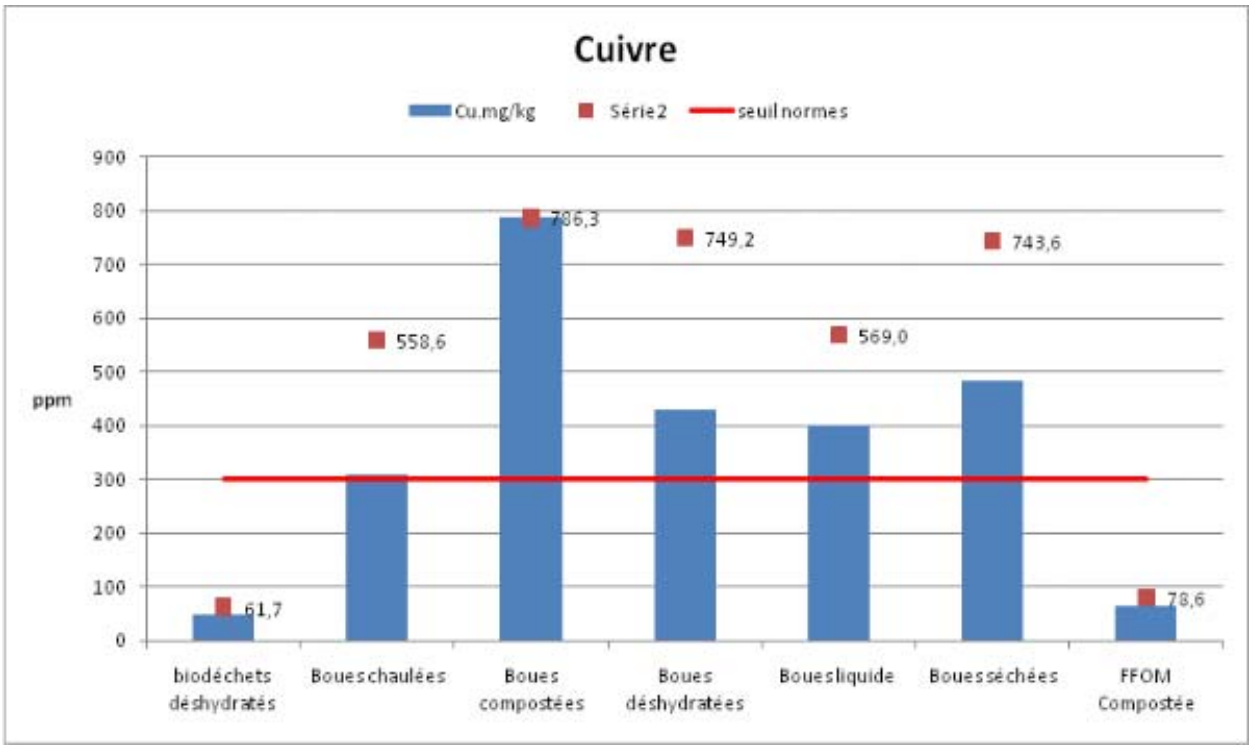


Figure 82 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en cuivre (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants

9.3.4 Le mercure

9.3.4.1 Teneurs en fonction des intrants d'origine urbaine

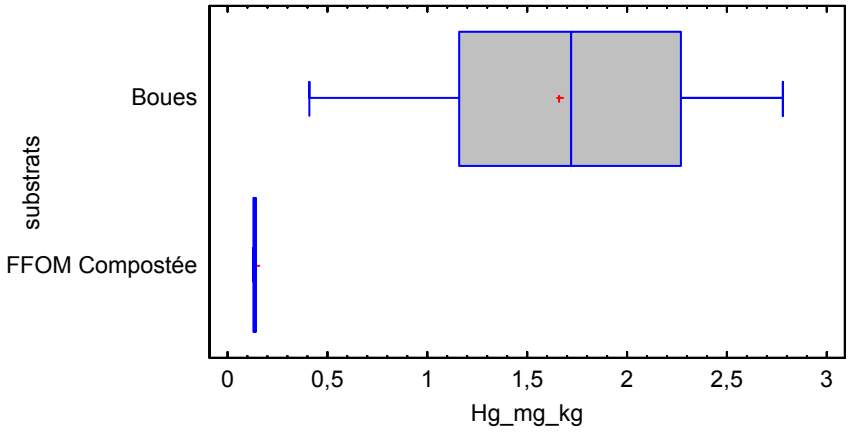


Figure 83 : Répartition des valeurs du mercure (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants

Tableau 65 : Variabilité des valeurs de mercure (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	28	1,65	0,69	41,76 %	0,41	2,78	2,37	-0,20
FFOM issue d'OMr Compostée	2	0,13	0,01	5,23 %	0,13	0,14	0,01	/
Total	**30**	**1,55**	**0,77**	**49,59 %**	**0,13**	**2,78**	**2,65**	**-0,458**

Les teneurs en mercure varient en moyenne de 0,1 mg/kg MS à 1,7 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Ces données ne concernent que les digestats de BTU et ceux de FFOM issue d'OMr compostées.
Les digestat de BTU ont des teneurs en mercure inférieures au seuil de 10 mg/kg fixé par la réglementation sur l'épandage de BTU mais parfois supérieures à la limite de 2 mg/kg qui représente le seuil des teneurs en mercure dans les normes. (*Figure 84*)

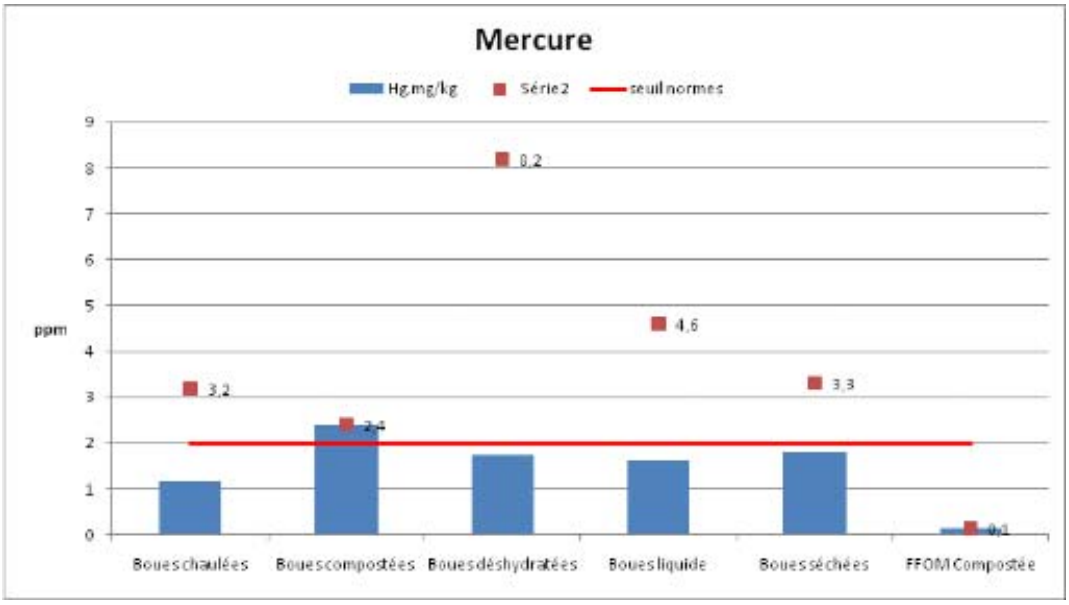


Figure 84 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en mercure (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants

9.3.5 Le nickel

9.3.5.1 Teneurs en fonction des intrants d'origine urbaine

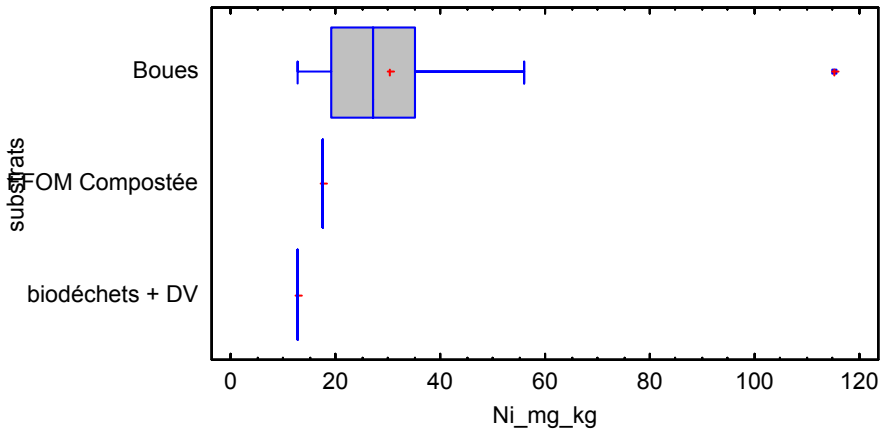


Figure 85 : Répartition des valeurs du nickel (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants

Tableau 66 : Variabilité des valeurs de nickel (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	31	30,26	18,88	62,38 %	12,73	115,0	102,27	7,30
FFOM issue d'OMr Compostée	2	17,67	0,12	0,72 %	17,58	17,76	0,18	/
biodéchets + DV	1	12,8	/	/	12,8	12,8	0,0	/
Total	**34**	**29,01**	**18,47**	**63,68 %**	**12,73**	**115,0**	**102,27**	**7,77**

Les teneurs en nickel varient en moyenne de 13 mg/kg MS à 30 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats de BTU. Les teneurs les plus faibles sont associées aux digestats de biodéchets + déchets verts.

Les digestat de BTU ont des teneurs en nickel inférieures au seuil de 200 mg/kg fixé par la réglementation sur l'épandage de BTU mais parfois supérieures à la limite de 60 mg/kg qui représente le seuil des teneurs en Nickel dans les normes NFU 44-051 et NFU 44-095.(*Figure 86*)
L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en nickel pour les digestats issus de chaque type de déchet.

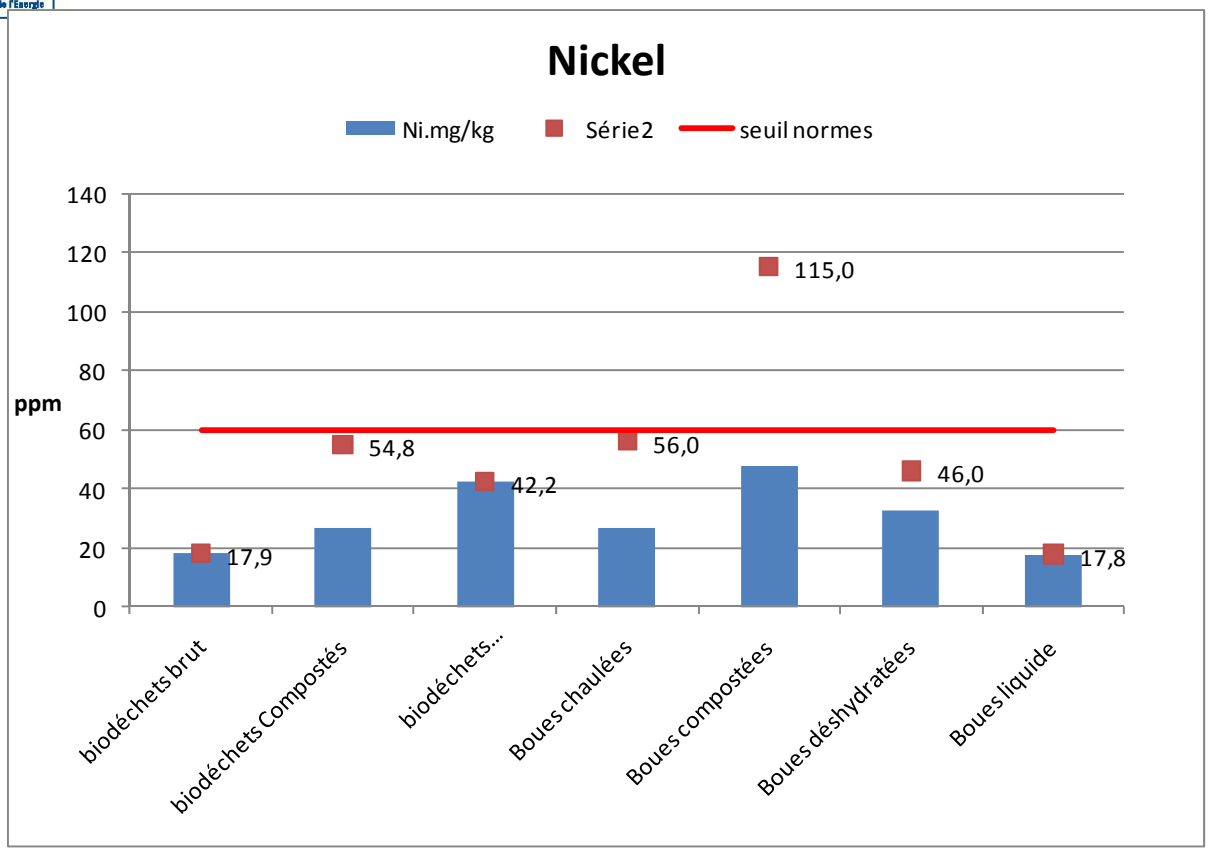


Figure 86 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en nickel (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants.

9.3.6 Le plomb

9.3.6.1 Teneurs en fonction des intrants d'origine urbaine

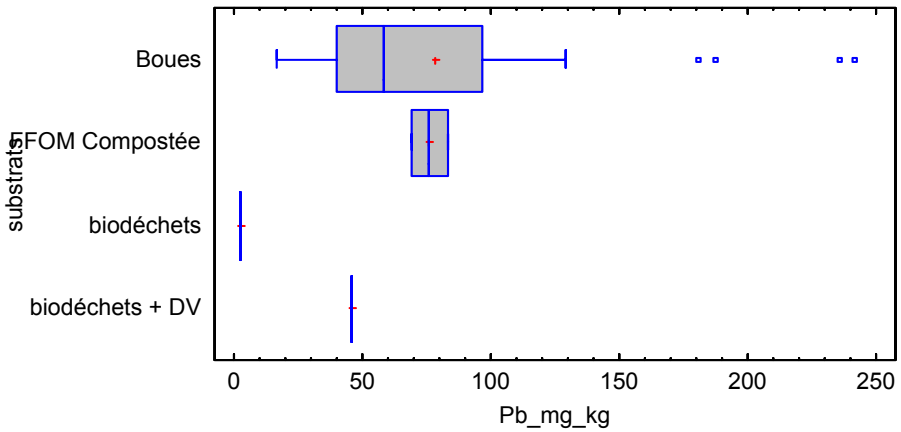


Figure 87 : Répartition des valeurs du plomb (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants

Tableau 67 : Variabilité des valeurs de plomb (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	31	78,43	59,69	76,10 %	16,44	241,88	225,44	3,67
FFOM issue d'OMr Compostée	2	76,22	10,40	13,64 %	68,87	83,58	14,71	/
biodéchets	1	2,2	/	/	2,2	2,2	0,0	/
biodéchets + DV	1	45,9	/	/	45,9	45,9	0,0	/
Total	**35**	**75,20**	**57,78**	**76,83 %**	**2,2**	**241,88**	**239,68**	**4,01**

Les teneurs en plomb varient en moyenne de 2 mg/kg MS à 78 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats de BTU. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation des biodéchets.
La valeur maximale de digestat de BTU est inférieure au seuil de 800 mg/kg fixé par la réglementation sur l'épandage de BTU mais parfois supérieure à la limite de 180 mg/kg qui représente le seuil des teneurs en Plomb dans les normes NFU 44-051 et NFU 44-095. (*Figure 88*)

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en plomb pour les digestats issus de chaque type de déchet.

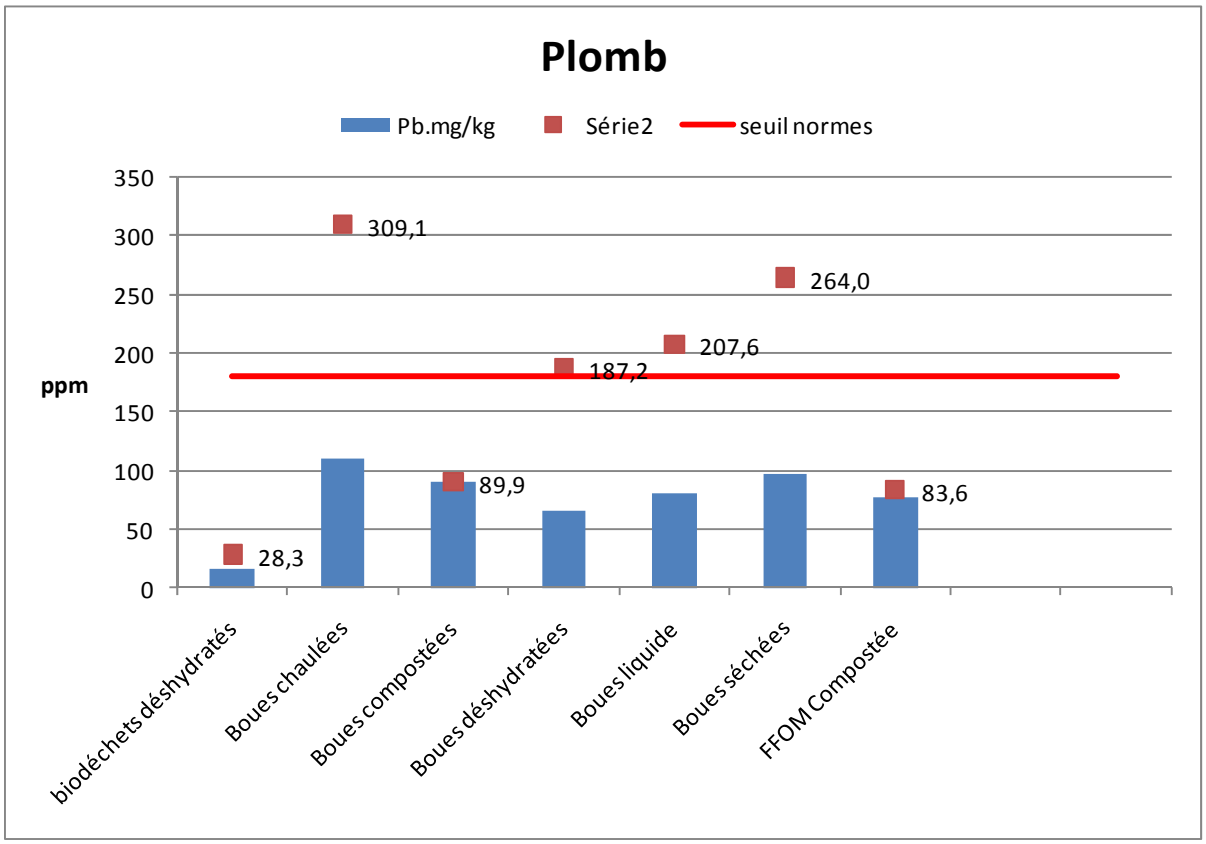


Figure 88 : des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en plomb (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants

9.3.7 Le zinc

9.3.7.1 Teneurs en fonction des intrants d'origine urbaine

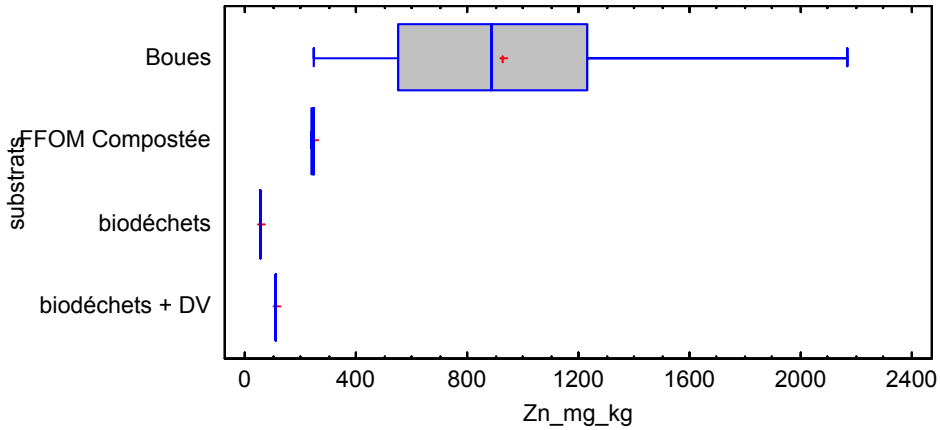


Figure 89 : Répartition des valeurs du zinc (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants

Tableau 68 : Variabilité des valeurs de zinc (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	31	931,24	464,08	49,83 %	246,0	2164,03	1918,03	1,6
FFOM issue d'OMr Compostée	2	245,0	4,24	1,73 %	242,0	248,0	6,0	/
biodéchets	1	55,7	/	/	55,7	55,7	0,0	/
biodéchets + DV	1	113,3	/	/	113,3	113,3	0,0	/
Total	**35**	**843,64**	**502,05**	**59,51 %**	**55,7**	**2164,03**	**2108,33**	**1,48**

Les teneurs en zinc varient en moyenne de 56 mg/kg MS à 931 mg/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats de BTU. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets.

Les digestats de BTU présentent des teneurs en zinc inférieures au seuil de 3000 mg/kg fixé par la réglementation sur l'épandage de BTU mais souvent supérieures au seuil de 600 mg/kg MS des teneurs en zinc dans les normes NFU 44-051 et NFU 44-095. (*Figure 90*)
L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en zinc pour les digestats issus de chaque type de déchet.

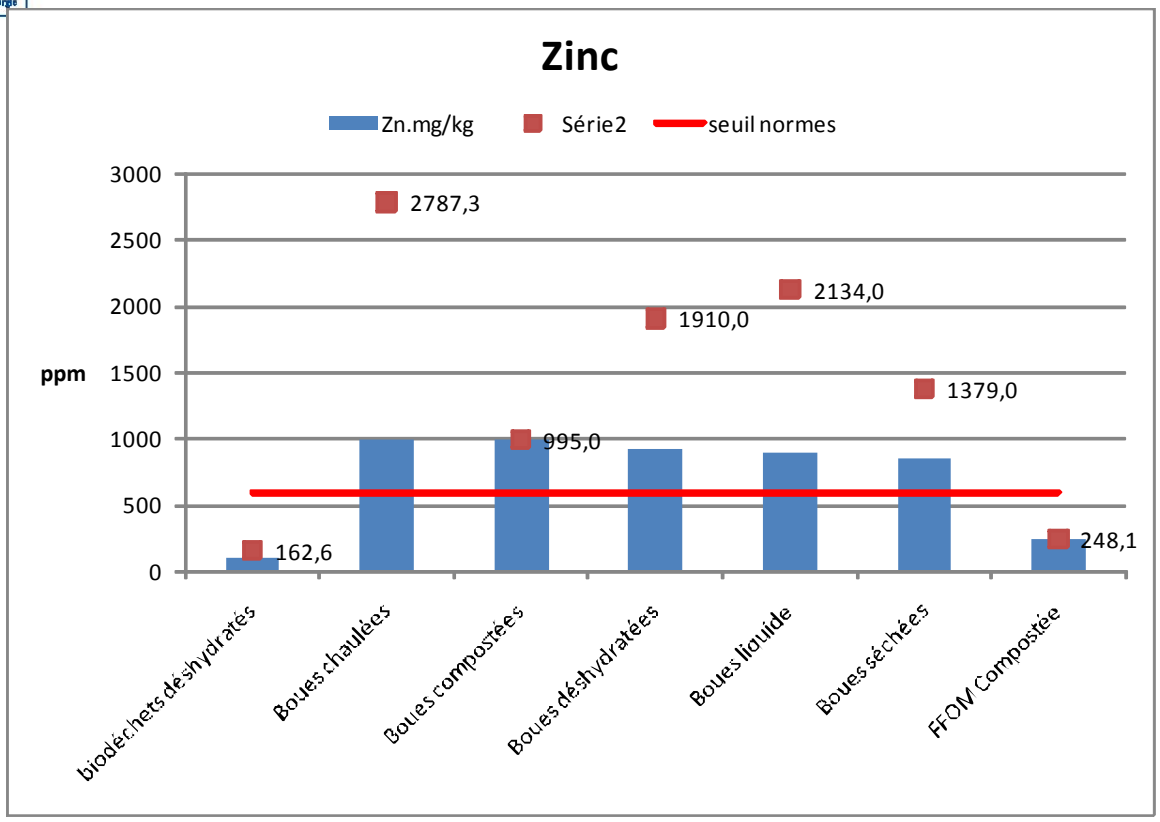


Figure 90 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en zinc (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants

9.4 ETUDE DE CAS : IMPACT DE LA METHANISATION SUR LES TENEURS EN ELEMENTS TRACE METALLIQUES DE LA STATION DE SEINE AMONT :

Les teneurs en ETM dans les digestats sont directement reliées aux concentrations dans les BTU avant digestion.
Deux exemples (sur le cadmium et le zinc) illustrent l'évolution de ces teneurs en comparant les valeurs avant la digestion et après la digestion.

Les résultats sont présentés dans la Figure 91 et la Figure 92.

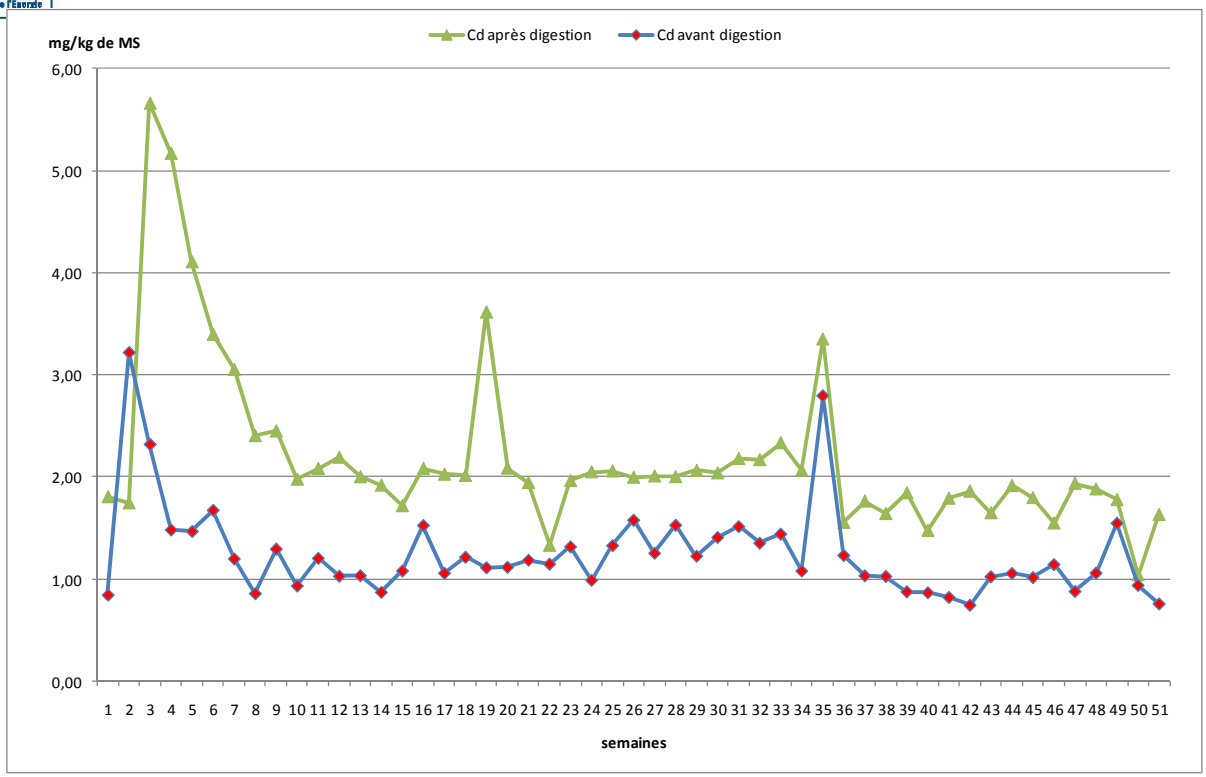


Figure 91 : Comparaison des teneurs hebdomadaires en cadmium dans les BTU et les BTU digérées de Seine Amont

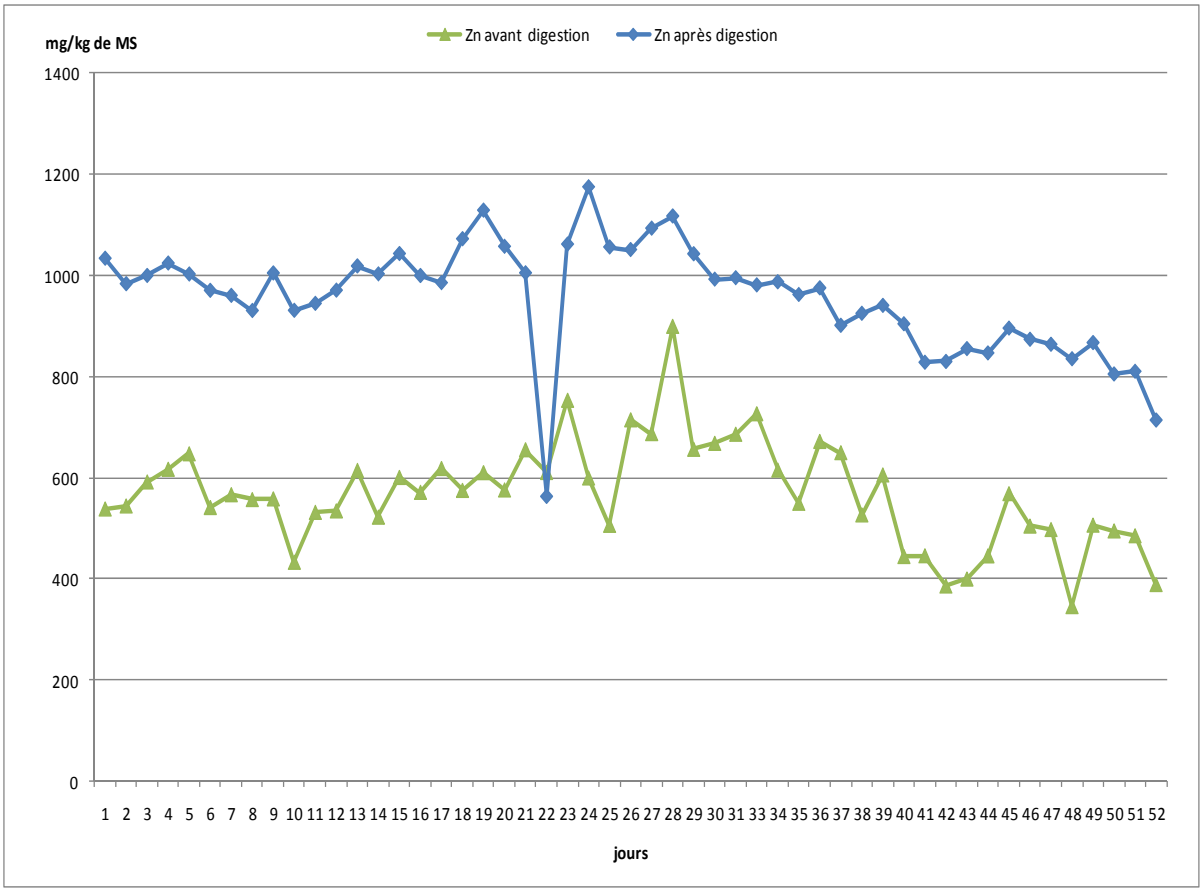


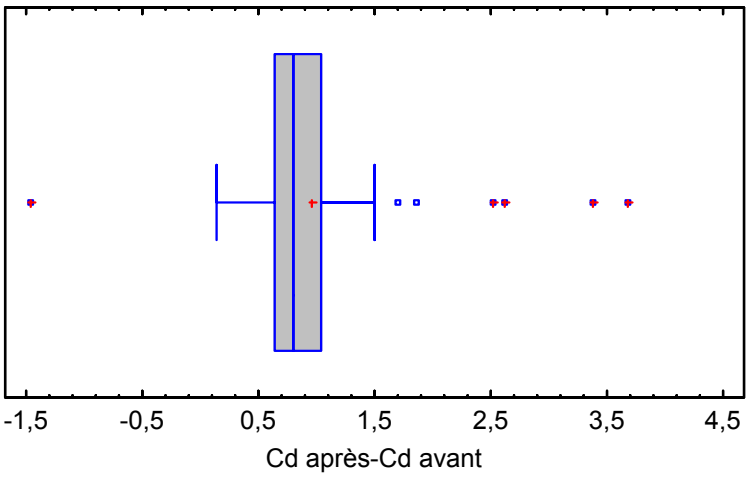
Figure 92 : Comparaison des teneurs hebdomadaires en zinc dans les BTU et les BTU digérées de Seine Amont.

Tableau 69 : Evolution des teneurs en Eléments Traces Métalliques (ETM) des BTU de Seine Amont après méthanisation.

	Unités	Effectif	Teneur moyenne supplémentaire	Ecart-type	Coef. de variation	Mini	Maxi	Etendue	Moyenne des taux de concentration
cadmium	mg/kg MS	51	0,95	0,78	0,82	-1,46	3,67	5,13	1,76
chrome	mg/kg MS	51	13,20	5,44	0,41	0,60	24,10	23,50	1,50
cuivre	mg/kg MS	51	143,92	33,05	0,23	-3,00	203,00	206,00	1,67
mercure	mg/kg MS	51	0,65	0,90	1,39	-2,27	3,70	5,97	1,57
plomb	mg/kg MS	51	54,47	48,58	0,89	-217,00	127,00	344,00	1,73
zinc	mg/kg MS	51	387,92	97,71	0,25	-46,00	575,00	621,00	1,68
nickel	mg/kg MS	50	7,73	3,67	0,47	-6,47	14,80	21,27	1,51
fer	g/kg MS	51	30,69	21,23	0,69	-25,56	72,13	97,70	1,64

On observe une augmentation des teneurs moyennes pour tous les métaux dans le digestat. (Tableau 69). La plupart des métaux présentent un taux de concentration comparable au taux de concentration du phosphore (1,7 mg /kg MS).
Cependant le chrome et le nickel présentent un taux de concentration moins élevé avec une valeur de 1,5 ; ce qui correspond à une augmentation moyenne à 13,2 mg /kg MS pour le chrome et 7,8 mg/kg MS pour le nickel,

Le digestat présente donc des teneurs moyennes en ETM supérieures aux BTU avant méthanisation. Ceci est également illustré dans les (Figure 93),



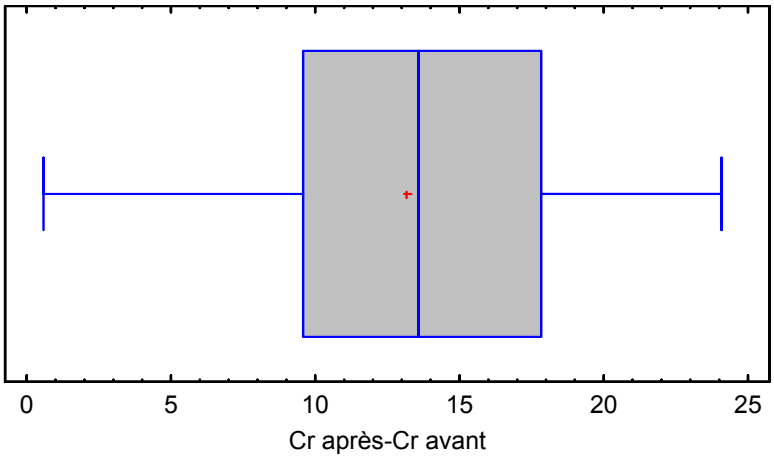


Figure 93 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en cadmium (haut) et en chrome (bas) dans les digestats de BTU. (en mg/Kg MS)

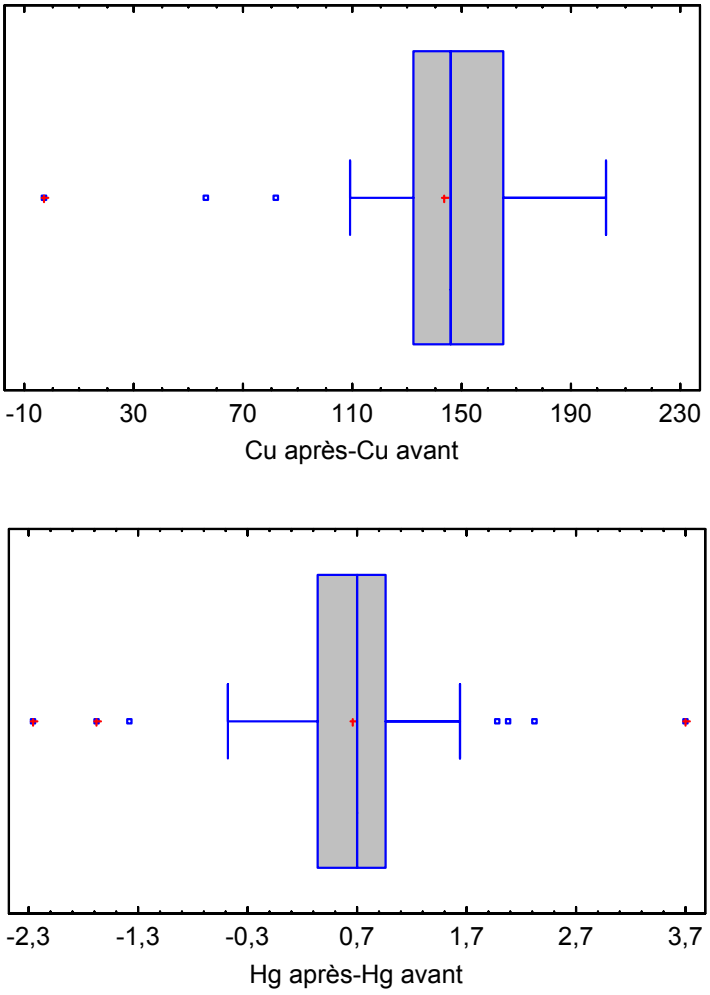


Figure 94 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en cuivre (haut) et en mercure (bas) dans les digestats de BTU. (en mg/Kg MS)

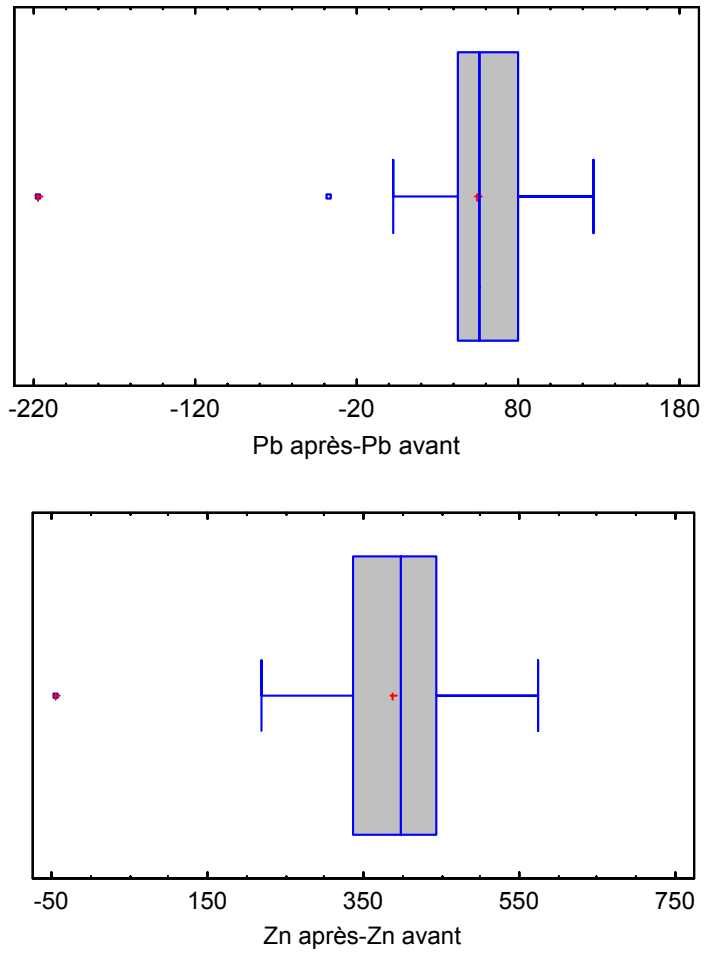
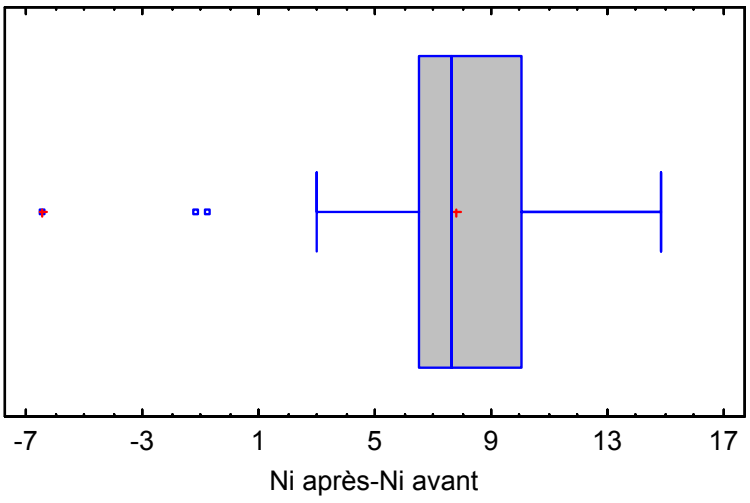


Figure 95 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en plomb (haut) et en zinc (bas) dans les digestats de BTU de Seine Amont. (en mg/Kg MS)



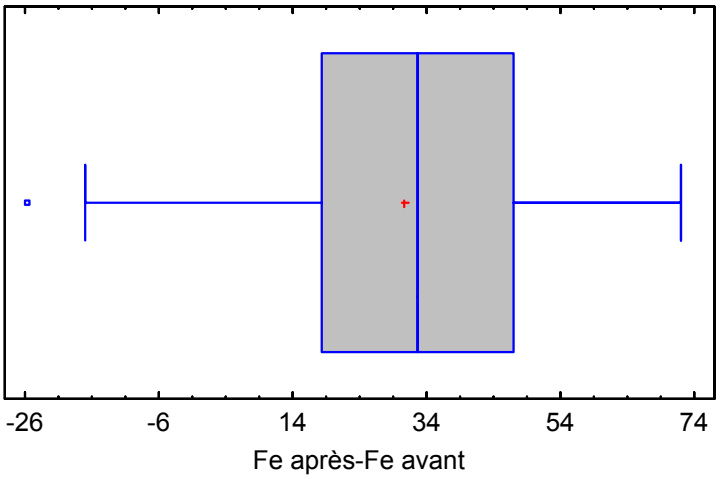


Figure 96 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en nickel (haut) et en fer (bas) dans les digestats (en mg/Kg MS) de BTU de Seine Amont

9.4.1 Seine Amont : Synthèse sur les ETM

Les valeurs présentées au 8.6.4. montrent bien l'effet d'homogénéisation d'un digesteur en terme de teneurs en matières sèches dans une filière de traitement des BTU. Par contre on ne retrouve pas paradoxalement cet « effet de lissage » pour les Éléments Traces Métalliques qui présentent des concentrations nettement plus variables dans le temps.
On constate clairement le phénomène de concentration des éléments minéraux par la méthanisation. Ce phénomène est dû à la perte de carbone des BTU sous forme de biogaz (donc à la perte de matière sèche).
Les taux de concentration des nutriments et des ETM sont de l'ordre de 1,7. Cependant trois d'entre eux présentent des taux de concentration légèrement plus faibles : 1,5 pour le chrome, 1,51 pour le nickel et 1,57 pour le mercure.
Cette variabilité peut être expliquée par :

- ⇨ l'hypothèse d'une sédimentation dans le fond du digesteur, de complexes polymétalliques qui auraient piégé le phosphore et les métaux de façon différentielle.
- ⇨ L'incertitude sur la mesure (inférieure ou égale à 6 % pour Ni et Cr, inférieure ou égale à 10 % pour Hg), qui peut expliquer cette différence de taux de concentration.
- ⇨ Une volatilisation partielle pour le mercure

Les conséquences de la concentration des éléments minéraux et donc des ETM sur l'impact des épandages de digestats sur la qualité des sols agricoles sont les suivantes :

L'impact d'un épandage est évalué par le calcul du flux du métal considéré par unité de surface de sol. Dans la mesure où la dose (en tonnes/ha) de digestats de boue est le plus souvent calculée sur la base de la dose de phosphore apportée. Le tonnage de BTU brutes apporté sous forme de digestats est plus faible que les mêmes BTU non digérées à dose de phosphore équivalente.
- Si le taux de concentration d'un métal est équivalent à celui du phosphore l'impact de l'épandage du digestat est comparable à l'impact de la même boue non digérée.
- Si ce taux de concentration est supérieur à celui du phosphore, l'impact sera supérieur.
- De même, si ce taux est inférieur à celui du phosphore, l'impact sera inférieur.

On constate donc, au vu des valeurs mesurées et calculées précédemment que l'épandage de digestats de BTU issues de cette station d'épuration est comparable en termes d'apport d'ETM, à l'épandage de ces mêmes BTU non digérées.
Cependant, cette hypothèse devrait être validée par des mesures complémentaires sur d'autres installations et/ou d'autres années.

Tableau 70 : Evolution des teneurs en éléments trace métalliques et éléments fertilisants majeurs des BTU de Seine Amont après méthanisation.

	Unités	Effectif	teneur moyenne supplémentaire dans les digestats	Ecart-type	Coef. de variation	Min	Max	Etendue	Moyenne d'indice de concentration
ETM									
cadmium	mg/ kgMS	51	0,95	0,78	0,82	-1,46	3,67	5,13	1,76
chrome		51	13,20	5,44	0,41	0,60	24,10	23,50	1,50
cuivre		51	143,82	33,05	0,23	-3,00	203,00	206,00	1,67
mercure		51	0,65	0,90	1,39	-2,27	3,70	5,97	1,57
plomb		51	54,51	48,58	0,89	-217,00	127,00	344,00	1,73
zinc		51	387,90	97,71	0,25	-46,00	575,00	621,00	1,68
nickel		50	7,77	3,67	0,47	-6,47	14,80	21,27	1,51
fer		51	30,69	21,23	0,69	-25,56	72,13	97,70	1,64
ELEMENTS									
P total	g/kgMS	51	27,99	9,41	0,34	1,69	46,93	45,24	1,67
N total	g/kgMS	51	25,08	8,41	0,34	11,05	59,57	48,52	1,74
MS	g/l	365	-19,92	6,83	-0,34	-47,60	5,90	53,50	1,70
MV	%MS	365	-18,98	4,84	-0,25	-29,00	1,00	30,00	1,40

9.5 ELEMENTS TRACES METALLIQUES: PRESENTATION DES DONNEES BIBLIOGRAPHIQUES

MONTEMURRO, 2008 **(47)** montre que l'apport de digestat de lisier de porc ou de digestat d'effluent vinicoles na pas augmenté les teneurs en ETM dans le sol et a permis de maintenir les niveaux de carbone humifié, de carbone organique et azote organique dans le sol sur une période de 2 années de suivi.

Les taux de métaux dans les substrats susceptibles d'être méthanisés sont tels qu'ils ne gênent généralement pas le processus. Par-contre, le traitement des digestats est plus délicat. En effet, suivant le pH et le métal lui-même, celui-ci va se trouver soit dans la phase solide, soit dans la phase liquide **(56)**. Par exemple, le zinc aura tendance à passer dans la fraction liquide en cas de pH acide.
Une comparaison de la biodisponibilité du cuivre et du zinc contenus dans les lisiers de porcs digérés ou non digérés a montré que le cuivre demeure dans la fraction particulaire (>0,45 µm) quel que soit le pH tandis que le zinc passe progressivement dans la fraction dissoute quand le pH diminue. **(59)**
« Les conditions physico-chimiques du milieu (anaérobiose avec des potentiels d'oxydoréduction très bas) ont un impact sur la mobilité de certains composés comme les éléments traces métalliques » **(50)**
En ce qui concerne les teneurs en ETM de composts et digestats produits à partir de déchets verts triés à la source l'étude « compost et digestat en Suisse » montre que pour la plupart des échantillons analysés, les valeurs sont nettement en dessous des valeurs limites avec quelques dépassements observés pour le cuivre et pour le plomb.
Les digestats liquides contiennent, en proportion de la matière sèche, généralement plus de métaux lourds que les digestats solides et les composts, tout en restant en dessous des valeurs limites.
Pour le nickel par exemple, les teneurs dans les digestats liquides analysés sont en moyenne (21,73 mg/Kg MS) plus élevées que les digestats bruts (14,05 mg/kgMS) et les digestats solides (11,95 mg/kgMS).

mg/kgMS	Compost (compostage seul)		Digestat composté	
	DV	DV + biodéchets	OMr	DV + biodéchets
Arsenic	-	6 - 18	2 - 12	4 - 6
Plomb	4 - 120	60 - 180	45 - 600	70 - 125
Cadmium	0 - 1,5	0,8 - 1,6	3 - 5	0,4 - 0,6
Chrome	<100	70 - 200	90 -250	15 - 30
Cuivre	15 –70	60 –70	150 - 350	25 – 40
Mercure	<1	0,3 - 1	3 - 7	0,1 – 0,4
Molybdène	-	1 - 3	1,8	5
Nickel	-	0 - 1	5,1	5
Plomb	4 - 120	60 –180	450 - 600	70 -125
Sélénium	-	0 - 1	5,1	5
Zinc	-	6 - 18	2 - 12	4 - 6

OM_r Ordures ménagères résiduelles

Tableau 71 : Teneurs moyennes en éléments traces métalliques trouvées dans les composts et digestats compostés (CREED 2001, selon ADEME 2006) *(61)*

- En ce qui concerne les risques liés à la présence de métaux, un essai au champ, réalisé sur une culture maraichère de laitue **(62)**, n'a pas montré d'impact sur l'exportation de ces métaux par les laitues suite aux trois années d'apport de différents amendements organiques, dont un digestat solide de résidus de distillation de marc de raisin, flottés et centrifugés.
Les auteurs n'ont pas mesuré de différence d'accumulation des ETM dans le sol. Cependant, ils précisent que la durée de trois années n'est pas suffisante pour mesurer cet effet.

- Une autre étude ayant suivi les exportations de métaux lourds par une culture fourragère après l'application de digestat de lisier de porc et d'effluent vinicoles, n'a pas montré de différence significative comparativement à l'exportation en métaux de la parcelle témoin sans digestat (**47)**.

- Pour finir, les essais en sol par évaluation des transferts des ETM vers des cultures de maïs et de fève ont montré de faibles différences entre les deux types d'effluents. Les niveaux d'exportation de cuivre et de zinc ne présentent pas de différences significatives entre les plantes cultivées sur un sol avec apport de lisier méthanisé et celles cultivées sur un sol avec apport de lisier brut.
  Les exportations en ETM restent en deçà du seuil de toxicité des végétaux pour les deux types d'effluents même avec un apport en métaux équivalent à plusieurs dizaines d'années d'épandage. **Ces travaux montrent que le traitement des lisiers de porcs par méthanisation influence peu la mobilité et la biodisponibilité du cuivre et du zinc pour les végétaux** (**56).**

  Remarque générale : les ETM provenant de composts et digestats produits à partir de déchets verts triés à la source et de lisiers ne sont pas problématique, étant pratiquement toujours nettement en dessous des valeurs limites des normes de mise sur le marché des amendements organiques. Celles-ci n'étant dépassées pratiquement qu'avec certains lisiers.
  Il faut encore noter que les valeurs les plus élevées de la fraction liquide des digestats dépassent cependant régulièrement les valeurs limites de l'agriculture biologique.

A l'exception du fumier porcin pouvant être riche en Cu et Zn, les intrants agricoles ne posent pas de problème en ce qui concerne les teneurs en ETM et les polluants organiques, même si ils sont concentrés par le processus de méthanisation (**19)**.
Lors du processus de méthanisation, la teneur en ETM par kg de MS augmente, car ils sont concentrés suite à la décomposition de la matière organique. Le taux de concentration varie suivant les substrats : d'un facteur x4 pour le silo de maïs, de x10 pour les graines de seigle, de x1,3 pour le lisier de porc. Par contre, les BTU de flottations et les graisses contiennent des quantités plus importantes d'ETM.

9.6 QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES DIGESTATS DE TOUTE ORIGINE

Les données récupérées n'étaient pas suffisantes pour réaliser une étude statistique de ces données. Les informations présentées ci-après sont toutes tirées de la bibliographie.

9.6.1 Impacts des intrants

La teneur en Enterobacteries, Salmonelles, Campylobacter, enterocoques, Escherichia *coli*, Clostridium perfringens et listeria a été étudiée sur 87 installations de méthanisation agricoles.
37 % des échantillons de digestats analysés ont été classés douteux.

Une influence claire de la qualité des intrants n'a pas pu être effectuée, les analyses de ces intrants n'étant pas réalisées. Toutefois, une influence nette de l'utilisation de restes de repas comme co-substrat sur la présence d'enterobactéries dans le digestat a pu être mise en évidence. D'un autre côté, la présence d'un post-fermenteur a significativement baissé la teneur des digestats en enterobactéries.
D'autre part, toutes les installations avec des présences prouvées de salmonelles traitaient des graisses ou des huiles alimentaires **(80)**.

9.6.2 Impact de la température de méthanisation

En ce qui concerne les paramètres agronomiques, la température n'a pas d'impact significatif sur les caractéristiques des digestats excepté pour la réduction des organismes pathogènes **(26 ; 27)**.

La méthanisation en phase thermophile permet une meilleure hygiénisation que la phase mésophile, notamment sur la réduction du taux de Clostridium *perfringens* avec un facteur de réduction de 10 à

100 fois plus qu'en phase mésophile **(27)**. Ainsi, pour les intrants représentants un risque notable, une hygiénisation préalable (à 50-55°C au moins) est recommandée.

En ce qui concerne les germes pathogènes, les germes de coliformes et de streptocoques diminuent d'un facteur 100 pendant la méthanisation mésophile **(28)**.

Mylène Besson et René Moletta **(81**) ont étudié le devenir de certains organismes pathogènes dont les résultats sont présentés ci-dessous :

La réduction des pathogènes est plus rapide en thermophile qu'en mésophile. Le temps pour réduire de 90 % la population en agents pathogènes (=T90) est de plusieurs heures en condition thermophile, alors qu'il est de plusieurs jours voir plusieurs mois en condition mésophile (en fonction des microorganismes ciblés).

Bien qu'elle soit plus efficace qu'un simple stockage, la réduction des bactéries pathogènes en mésophile est souvent plus faible et moins rapide qu'en thermophile. Par exemple, en mésophile à 35°C :

- ⇨ Le T90 des Escherichia *coli* est de 2,4 jours,
- ⇨ LE T90 des Salmonelles est d'environ deux jours. Selon Sahlström (2003), il faut 10 jours à 37°C pour réduire de 90 % la population des Salmonelles **(81)**.

En thermophile, le temps pour réduire de 90 % la population est atteint en quelques heures et les bactéries végétatives sont éliminées au bout de 12 à 24 heures. Par exemple :

- ⇨ Le T90 des Escherichia *coli* est de 10 minutes à 55°C et de une à trois heures à 50°C.
- ⇨ Les Streptocoques fécaux et Escherichia *coli* sont totalement détruits.
- ⇨ De plus, en système continu, les Salmonella et Mycobactérium *paratuberculosis* sont inactivées dans les 24 heures en thermophile à 55°C. Le T90 des Salmonella est de 0,7 heure en thermophile **(81)**.

La température mésophile permet souvent une réduction suffisante des E. coli, avec une réduction d'environ 10^2, mais elle n'a pas d'effet sur les Nématodes de bovins **(81)**.

Selon l'étude **(85)** qui a mesuré les teneurs en pathogènes sur 4 installations de méthanisation de biodéchets et de fumiers bovin, la réduction des pathogènes est parfois insuffisante. Les Entérobactéries, Streptocoques et Coliformes sont réduit de 10^2 UFC/g (UFC/g = Nombre de bactéries dans 1 gramme de digestat) et se retrouvent présents à 10^5 UFC/g de digestat **(85)**.

La digestion anaérobie thermophile est plus efficace que la digestion mésophile sur la réduction des micro-organismes pathogènes présents dans les déjections animales **(81)**. **En effet, le digestat répond à la réglementation sanitaire européenne après une digestion thermophile**. Cette dernière permet une réduction pouvant aller jusqu'à 10^5 bactéries indicatrices de traitement (Enterocoques, coliformes fécaux) par gramme de digestat. Ces bactéries indicatrices sont néanmoins présentes dans le digestat issu de la méthanisation thermophile, à des concentrations allant jusqu'à 10^3 UFC/g **(85)**.

Néanmoins, il n'y a pas de différence entre la digestion mésophile et thermophile en ce qui concerne la réduction des clostridiums anaérobie sulfito-réducteurs (réduction de 0 à 10^3 UFC/g) **(81)**.

Il est reconnu que la méthanisation a un effet sur l'hygiénisation et la réduction des pathogènes **(61)**.
Les travaux réalisés, en particulier en Suisse par le Dr. Metzler et son équipe sur des déchets organiques, ont montré que trois facteurs principaux interviennent dans ce processus d'hygiénisation : **(40b) :**

1. La température, qui doit être située de préférence au-dessus de 52°C, et le couple temps/température.
2. La répartition de la température, qui doit être particulièrement homogène dans un fermenteur.
3. Le taux d'ammonium, qui peut pénétrer sous forme d'ammoniac par tous les pores des cellules. Un taux élevé optimise donc l'hygiénisation.

Par exemple, des analyses sur la hernie du chou (il s'agit du champignon Plasmodiophora *brassicae)* ont montrées que la méthanisation thermophile d'une durée de 7 à 14 jours détruisait ce pathogène à quasiment 100 % alors qu'il résistait à une température de 35°C **(41)**. Une digestion anaérobie thermophile est donc capable d'assurer l'hygiénisation des produits traités à partir de 15 jours.

Notons également que la température thermophile n'est pas suffisante pour éliminer l'ensemble des souches thermorésistantes qui sont principalement des bactéries sporulées de type Clostridium ou Bacillus *aureus* **(84)**.
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.

On ne peut pas considérer que la méthanisation permette un traitement final des déchets à haut risque, mais permet de réduire et assainir les déchets.

Du point de vue de la qualité sanitaire du digestat vis-à-vis de certains agents pathogènes et phytopathogènes, plusieurs publications et études ont montré que la méthanisation mésophile permettait la réduction de certains pathogènes **(65)**, mais que pour une bonne hygiénisation, il fallait une remontée de température (par compostage post-hygiénisation) pour assurer une hygiénisation correcte du digestat.

C'est pourquoi des matières hygiéniquement douteuses peuvent être pasteurisées avant la méthanisation mésophile. Sinon, le digestat peut être chauffé de manière adéquate après la digestion, avant d'être utilisé. Le couplage à un post-traitement aérobie de type compostage peut être une solution pour compléter l'hygiénisation du digestat.

Cependant, même si le procédé de méthanisation permet de réduire les teneurs en organismes pathogènes, il faut tenir compte de la re-contamination possible et de la croissance de certaines bactéries (Coliforme et Entérocoque) sur le digestat. L'augmentation du nombre de bactéries pouvant être d'un facteur 100 ou plus. Le nombre de ces pathogènes reste tout de même inférieur à celui des intrants initiaux **(81**).
Le phénomène de recolonisation et croissance des pathogènes lors du stockage du digestat à la ferme peut s'expliquer par :

- La persistance des bactéries après pasteurisation.
- La présence d'autres bactéries sur le site de stockage à la ferme.
- Une contamination lors du transport à la ferme (réservoir identique pour apporter le lisier à traiter et pour récupérer le digestat), d'où l'importance de l'hygiène lors des manutentions (lavage des réservoirs ou avoir des réservoirs différents).
- …

9.6.3 Chaulage

En contact avec de l'eau, la chaux vive provoque une réaction exothermique qui libère de la chaleur et entraîne donc une montée en température, ce qui permet de détruire les pathogènes.
La chaux éteinte très basique qui arrive soudainement dans le milieu provoque une augmentation rapide du pH (jusqu'à 10) et une libération d'ammoniac, ce qui permet une inhibition de beaucoup de bactéries entériques.

Cette méthode est souvent utilisée pour une destruction rapide des *Salmonella* et est bénéfique en cas d'épandage sur les sols acides.
Selon **(27)**, les BTU digérées nécessitent 30 % de chaux en moins que les BTU aérobies pour obtenir le même effet réducteur sur les bactéries.

9.6.4 Etude comparative de 3 prétraitements

Certains prétraitements (chaulage, séchage thermique et ozonation) combinés avec la digestion anaérobie classique ont été évalués, dans une étude comparative **(27)** sur la qualité des BTU digérées en termes d'agents pathogènes, de propriétés de déshydratation, de teneurs en métaux lourds et de polluants organiques.

Les traitements utilisés ont été :

- Traitement alcalinisant à la chaux. Ajout de chaux au digestat.
- Traitement thermique : le digestat est chauffé en maintenant le digestat en cuve à une température de 130°C pendant 1 heure.
- Ozonation par injection de 20 milligrammes d'O_3 par gramme de matière sèche volatile pendant 2 heures.

La digestion a été réalisée en mésophile avec deux temps de séjour hydraulique (10 et 20 jours) et également en conditions thermophiles avec deux temps de séjour hydraulique (6 et 10 jours). L'ensemble des modalités étudiées est présenté dans le tableau ci-dessous.

Tableau 72 : Synthèse des prétraitements étudiés dans l'étude de Carballa & al, 2009 (27)

	Température de procédé : 35°C		Température de procédé : 55°C	
	Temps de séjour hydraulique (j)		Temps de séjour hydraulique (j)	
BTU brutes	20	10	10	6
BTU chaulées	20	10	10	6
BTU traitées thermiquement	20	10	10	6
BTU ozonées	20	10	10	6

Les résultats de cette étude n'ont pas montré d'impacts significatifs des prétraitements sur les teneurs en carbone, azote, phosphore, potassium, ni sur les concentrations en métaux lourds, dans les digestats de BTU, et ce, quels que soient la température et le temps de séjour de la méthanisation.

Le chaulage apporte beaucoup de chaux, donc augmente fortement les teneurs en CaO dans cette modalité. Les concentrations comprises entre 1 et 6 % de CaO par kg de matière sèche de digestat passent alors à plus de 20 %. Le pH du digestat est par conséquent plus basique (augmentation de 0,5 à 1 unité de pH) et peut avoir un effet sur le pH du sol sur lequel ce digestat sera appliqué. Cette méthode peut cependant avoir une influence négative en augmentant les pertes ammoniacales des digestats.

Les différences observées entre ces prétraitements l'ont été sur la réduction des pathogènes.

La bactérie Shigella n'a été détectée dans aucun échantillon de BTU après la digestion.
Bien que Salmonella fût présente dans les BTU brutes, le chaulage et le traitement thermique ont conduit à l'élimination de cette bactérie alors qu'elle était encore présente dans les BTU ozonées.

Les autres agents pathogènes considérés, à savoir les coliformes totaux, les streptocoques, Escherichia.coli et Clostridium perfringens ont été éliminés de façon significative avec un taux d'abattement supérieur à 85 % au cours des prétraitements avec une efficacité plus faible pour l'ozonation (environ 63 %). La faible efficacité de l'ozonation sur la désactivation des agents pathogènes a également été observée par d'autres auteurs (Uradzinski et al 2005. Vanhulle et al. 2008) **(27)** et cela pourrait être lié à la durée du traitement et de la capacité de la matière organique présente pour l'absorption d'ozone. Il faut néanmoins noter que malgré cet abattement des micro-organismes cités, une valeur de 85% de réduction de ces populations est une valeur qui reste relativement faible.

Le chaulage et le traitement thermique semblent être de bons prétraitements car ils permettent d'une part, d'éliminer ou au moins de réduire de façon très significative le taux de micro-organismes pathogènes et d'autre part, d'hydrolyser la matière organique pour la rendre plus dégradable lors du processus de méthanisation. **Il faut cependant noter que ces traitements ont un effet négatif sur les pertes azotées par volatilisation. De plus, le séchage thermique demande une énergie importante parfois non compatible avec les contraintes économiques des méthaniseurs.**

9.6.5 Pasteurisation

La pasteurisation est une technique de traitement physique par chauffage du digestat. Elle doit se réaliser au moins à 70°C pendant 60 minutes.

Les risques de dissémination d'agents pathogènes par les digestats sont plus élevés qu'avec le compost, cependant moins importants qu'avec les BTU **(80)**.

Un traitement d'hygiénisation (par exemple la pasteurisation) est à recommander pour les matières douteuses du point de vue hygiénique, afin d'éviter tout risque lors de l'utilisation agricole des digestats **(80)**.
Elle peut être utilisée en pré ou en post-traitement. Lorsqu'elle se fait après la digestion il peut aussi avoir une re-contamination et re-croissance des pathogènes, notamment si le digestat est transporté.

Cette méthode est efficace en système continu et discontinu. Mais elle est préférable en discontinu car la régulation de la température et du temps de séjour est mieux maîtrisée et il est possible de vérifier les effets sur la réduction des pathogènes. De plus, la pasteurisation est efficace pour la destruction des micro-organismes entériques et de beaucoup de virus, néanmoins, elle n'a que peu d'effet sur la réduction des spores **(84)**.

9.7 SYNTHESE POUR LA QUALITE SANITAIRE DES DIGESTATS

Les polluants organiques

Les données collectées ont montré que l'ensemble des digestats ou composts de digestats d'origine urbaine étudiés présentent des teneurs en HAP et en PCB qui sont conformes aux critères réglementaires de mise sur le marché des amendements organiques.

Les données concernant les digestats d'origine agricole ne nous ont pas permis de déterminer l'impact des intrants ou des procédés sur les teneurs dans les digestats des polluants organiques.
Cependant l'étude bibliographique a pu montrer que les digestats présentent des teneurs variables en polluants organiques, dépendant des matières premières. Ces concentrations restent toutefois inférieures aux limites fixées par les normes NFU 44-051 et NFU 44-095, que se soit pour les concentrations en HAP ou en PCB.

De plus, l'étude bibliographique montre que la digestion a un impact sur la teneur de ces polluants. Elle permet un abattement significatif de certains d'entre eux. La méthanisation en conditions thermophiles et/ou une hydrolyse thermique en prétraitement sembleraient améliorer le taux d'abattement des ces composés, mais certaines études présentent des résulats contradictoire sur ce point.

Les polluants métalliques
En ce qui concerne les ETM, la méthanisation a pour effet de les concentrer dans les digestats, de la même façon que les nutriments. Le facteur de concentration des ETM est en partie fonction du potentiel méthanogène des matières premières. En effet, plus le carbone sera extrait sous forme de biogaz, plus les matières minérales, et donc les ETM seront concentrés dans le digestat sortant. Il a été trouvé dans la bibliographie des facteurs de concentration de 1,3 pour le lisier de porc, de 4 pour le maïs et de 10 pour le seigle.

- Les données collectées ont permis de montrer suite au traitement statistique qu'en très grande majorité, les teneurs en ETM dans les digestats issus des déchets agricoles et matières végétales, quelque soit leur nature (brut, liquide, solide) sont inférieures aux limites de la Norme NFU 44-051. Les quelques teneurs supérieures aux limites de la Norme NFU 44-051 en cuivre et en zinc ont été observées sur des digestats de lisiers porcin et ou de substrats d'IAA en provenance de l'activité viticole.

- Les digestats de BTU présentent des teneurs en ETM plus élevées que celles mesurées dans les autres digestats quelle que soit leur origine.

Les teneurs mesurées sont toujours conformes aux seuils de la réglementation régissant les plans d'épandage déchets des BTU.
De plus, ces teneurs sont en moyenne inférieures aux seuils régissant la mise sur le marché des amendements organiques (Norme NFU 44 051, et NFU 44 095), et ce, pour l'ensemble des ETM à l'exception du cuivre et du zinc, qui présentent des teneurs moyennes supérieures à ces seuils.
Sur la base des teneurs moyennes, sur l'ensemble des BTU étudiées, cinq d'entre elles seraient conformes à ces seuils. L'ETM constituant le facteur limitant principal est le zinc suivi du cuivre et dans une moindre mesure du plomb.

L'analyse statistique, du fait du nombre de données hétérogène entre les différents intrants et procédés étudiés, n'a pas pu montrer d'impact des post-traitements sur les teneurs en ETM ou en CTO. Néanmoins, nous pouvons supposer que seuls les post-traitements qui consistent en l'ajout d'un autre substrat (compostage et chaulage) peuvent avoir un impact sur ces teneurs et faire évoluer les tendances précisées ci-dessus.

Les agents pathogènes

La digestion anaérobie est un procédé qui permet la réduction des concentrations en germes pathogènes, avec une efficacité beaucoup plus importante en conditions thermophiles qu'en conditions mésophiles.
La digestion mésophile avec un taux d'abattement en pathogènes de l'ordre de 80 % n'assure pas forcément une hygiénisation suffisante pour prévenir le développement ultérieur des micro-organismes pathogènes lors du stockage. Une hygiénisation supplémentaire peut alors être apportée si nécessaire par un prétraitement ou un post traitement ad hoc (le compostage par exemple).

Le stockage d'au minimum un mois des digestats liquides diminue cependant nettement les risques de présence de germes pathogènes. Ces germes étant souvent apportés dans le lisier avec les co-substrats méthanisés **(73)**.

Certaines bactéries ne seront que peu affectées en termes de réduction de leur population, par la méthanisation thermophile du fait de leur passage en formes résistantes La sporulation notamment leur permet de résister aux températures de 55°C.
Il faut également préciser que la réglementation relative à l'épandage agricole des BTU n'exige pas une hygiénisation de ces BTU. En effet, la réglementation définit des règles d'usages des BTU en fonction de la qualité des matières à épandre.

10 IMPACT DE L'APPORT DE DIGESTAT SUR LES PROPRIÉTÉS BIOLOGIQUES ET PHYSIQUES DES SOLS. RÉSULTATS ISSUS DE LA BIBLIOGRAPHIE

10.1 EFFETS SUR LES PROPRIETES BIOLOGIQUES DES SOLS

Plusieurs études ont démontré que les digestats avaient des actions bénéfiques sur la qualité des sols, que ce soit au niveau microbiologique (augmentation de l'activité respirométrique, activité nitrifiante,…) ou au niveau physique (capacité d'échange cationique) **(38)**.

De même, Nyberg et ses collaborateurs **(66)** montrent que l'utilisation de digestat comme amendement du sol en conditions contrôlées de laboratoire augmente l'activité respirométrique, l'activité nitrifiante des micro-organismes, la biomasse bactérienne et l'activité enzymatique. **Ces actions sont équivalentes, voir meilleures que les fertilisants organiques plus classiques tels que les composts (40).**

Une autre étude **(67)** a également démontré que le digestat entraîne une activité microbiologique supérieure aux autres fertilisants organiques et que le rendement des cultures est équivalent (avec mélange 50 % d'azote minéral et 50 % d'azote apporté par un digestat de biodéchets) à un engrais azote, phosphore, soufre minéral. De plus, La composition floristique des prairies n'a pas été influencée par la méthanisation du lisier, déchets organiques et déchets d'abattoirs **(46)**.

L'ajout des digestats sur le sol provoque une stimulation générale de micro-organismes du sol, en raison de la présence de nutriments inorganiques et des matières organiques **(26)**.
Les effets positifs sur l'activité microbienne du sol après apport de produits résiduaires organiques ont été signalés dans plusieurs études.

Nyberg et al. (2004) **(66)** ont constaté que l'amendement du sol avec des digestats de biodéchets et déjections animales produits à l'échelle du laboratoire, a permis d'augmenter à la fois la respiration du sol et l'activité nitrifiante.
La majorité des populations microbiennes dans le sol sont hétérotrophes et donc tributaires de la disponibilité du carbone organique, tels que le sucre, l'amidon et la cellulose. Par conséquent, en modifiant le sol avec l'apport de carbone organique, cela devrait avoir pour effet une plus grande biomasse microbienne et donc affecter les paramètres de la respiration.
L'activité respiratoire des sols a augmenté avec l'application de digestat de biodéchets solide, car il contient une plus grande quantité de carbone biodégradable selon l'auteur. Cette activité est plus importante que lors de l'application de BTU ou de compost.
De plus, les fortes concentrations de NH_4^+ du digestat ont amélioré la croissance des végétaux qui ont à leur tour, fourni plus de carbone dans le sol par les exsudats des racines et en créant une "litière", et la plus grande proportion de micro-organismes actifs a été trouvée dans les parcelles avec digestats combiné avec des engrais minéraux.
Une autre étude a montré que l'activité enzymatique traduite par une croissance spécifique a augmenté à la suite de l'application de digestat **(38)**.

L'ensemble de ces résultats sont confirmés par l'étude réalisé par Odlare en 2007 **(67)**.
Cette étude compare les substrats suivants apportés pour une fertilisation de 100 unités d'azote par an :

- Fumier porcin
- Fumier bovin
- Compost de biodéchets
- 50 % Compost + 50 % NPS (Azote, Phosphore et Soufre)
- Digestat de biodéchets
- 50 % digestat de biodéchets + 50 % Fertilisation minérale (N, P, S)
- Digestat de BTU
- Fertilisation minérale (N, P, S)
- Témoin non fertilisé
-

Les principales conclusions de cette étude sont les suivantes (tableau en Annexe 9).

- Le compost de biodéchets ainsi que les BTU méthanisées ont augmenté les teneurs en phosphore biodisponible.
- Le digestat de biodéchets a augmenté la respiration induite du substrat (SIR) par rapport à l'amendement témoin non traité ainsi que la modalité avec du compost et conduit à une plus forte proportion de micro-organismes actifs. Ce digestat augmente de 11 % cette respiration, de 19 % le taux de croissance et l'activité dénitrifiante et augmente de 20 % la minéralisation de l'azote par rapport au compost.
- En outre, les digestats étudiés ont augmenté le taux potentiel d'oxydation d'ammoniac (PAO), la capacité de minéralisation de l'azote (N-min) ainsi que la constance du taux de croissance spécifique des bactéries dénitrifiantes (LPDA).

11 EFFETS SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU SOL

Très peu de données disponibles sur les caractéristiques CEC, porosité, compaction, pH, rétention en eau, ISMO, ont été trouvées
Cependant, le digestat contient des matières organiques et des éléments nutritifs (N, P, K, MgO,…) et par conséquent a un effet positif sur la qualité des sols par l'amélioration de la structure du sol, augmentant la capacité de rétention d'eau et en stimulant l'activité microbienne **(26)**.
Concernant l'impact des digestats sur l'évolution du pH du sol, Chantigny, 2004 (**48),** montre que l'apport de digestat de lisier de porc augmente légèrement le pH dans les premiers centimètres du sol, mais qu'en-dessous de 5 cm, l'application du lisier ou de digestat a peu d'effet sur le pH du sol, la teneur en eau, le taux d'acide gras volatils ou l'azote minéral.
(Le risque est qu'un pH faible entraîne une diminution du nombre de site d'adsorption disponible pour les métaux lourds et par conséquent provoque une plus grande mobilité de ces éléments dans le sol **(62)**.
Petz, W. (2000) **(71)** rapporte les résultats d'un essai au champ sur 4 paires de parcelles. Dans chaque paire, une parcelle a été fertilisée avec du digestat liquide de lisier, et l'autre avec du lisier non méthanisé ou avec de l'engrais minéral.
Par rapport aux parcelles témoin, les parcelles fertilisées avec du digestat avaient une meilleure capacité de rétention en eau, une densité plus faible et une teneur en substance organique plus élevée. L'abondance des populations de lombrics, de nématodes, des rotatores, tardigrades et ciliates était également significativement plus élevée dans les parcelles ayant reçu du digestat liquide.
En conclusion, la fertilisation avec du digestat liquide a eu une influence positive sur la structure du sol et sa faune.

Debosz et al. (2002) (**69)** quant à lui, montre que le compost de biodéchets et les BTU digérées ont influencés positivement les propriétés des sols dans une direction qui est conforme à leur fertilisation, et aucun effet négatif n'a été observé sur la stabilité des agrégats du sol et la dispersion des argiles. L'apport de ces deux types d'amendements a permis de maintenir ces propriétés physiques du sol équivalentes au sol avant l'essai, alors que la structure du sol s'est dégradée dans la parcelle n'ayant pas été amendée. L'action du digestat est donc similaire à celle du compost.

Il a également montré que le Compost de biodéchets a augmenté l'azote potentiellement minéralisable par un facteur de 1,8, et l'apport de BTU méthanisées a augmenté la quantité de phosphore biodisponible par un facteur de 1,6. Ces effets significatifs ont été temporaires et observables dans les premières semaines après apport. Bien que transitoires, ces effets peuvent être importants au cours d'une courte saison de croissance intensive, où la dynamique des facteurs de croissance tels que la disponibilité des éléments nutritifs, les échanges gazeux et les caractéristiques de rétention d'eau, peut influer directement sur le développement des cultures.

Néanmoins :
Unterfrauer et al. **(70, 55)** ont par contre montré que **l'utilisation inappropriée de digestats liquides peut provoquer des dégâts sur la structure des sols, en particulier des sols peu tamponnés** et ainsi influencer négativement leur fertilité. La quantité importante d'ions K^+ peut causer les problèmes suivants sur le sol : acidification, destruction des agrégats du sol, surcharge des complexes de sorption, ... Ceci peut conduire à une destruction de la structure du sol, une réduction de la capacité d'infiltration. Un apport de calcaire et de silicate d'aluminium permet de contrer cet effet négatif des digestats liquides **(70)**.
Le potassium contenu dans le digestat est presque totalement sous forme soluble. Dans le cadre d'un essai au champ de courte durée avec un sol pauvre en calcaire, l'effet négatif de ce potassium a pu être clairement démontré. L'acidité du sol avait déjà augmenté après 2 à 4 semaines après apport. Les ions K^+ chargeant les complexes de sorption.
50 m^3 de digestat liquide (correspondant à 143 kg de potassium) ont été apporté et la valeur pH d'un sol léger pauvre en calcaire a baissé d'environ 1 à 2 unités en 20 semaines, la concentration élevée de K s'échangeant avec les acides échangeables absorbés par le sol.
Cet apport de digestat liquide a également provoqué une diminution de 10 % de la stabilité des agrégats du sol. De plus, le rendement en maïs dans les parcelles ayant reçu le digestat était 5 % plus faible que dans le contrôle sans fertilisation.

12 RÉSULTATS ISSUS D'ESSAIS AU CHAMP

Ces essais concernent surtout les épandages des digestats agricoles et montrent que le digestat d'effluents d'élevage augmente les rendements de production végétale de 6 % à 20 % et qu'il pourrait remplacer en partie les engrais minéraux pour les céréales.
Rivard **(37)** montre également que le digestat agricole augmente les rendements de culture proportionnellement à la dose d'apport.
En mesurant la teneur en azote dans les grains d'orge sur des essais au champ entre 1999 et 2002, Monica Odlare a montré dans sa thèse **(54)** que le digestat de biodéchets apporte de l'azote facilement biodisponible par les plantes, et que ces teneurs étaient presque équivalentes à une fertilisation avec un engrais minéral. Elle a également montré que le rendement de culture de l'orge et de l'avoine est plus important avec le digestat qu'avec du compost de biodéchets.
Une autre étude de Monica Odlare montre qu'il n'y a pas d'effet négatif relatif à un épandage correct de digestat **(74)**, mais que le digestat de biodéchets doit être complémenté avec du phosphore et le compost de biodéchets avec de l'azote pour en faire des fertilisants complets.
L'intérêt (et le risque) des digestats réside donc dans sa teneur en azote ammoniacal.

Liste d'essais réalisés « au champ » présentant d'une façon non exhaustive les utilisations possibles du digestat sur terres agricoles.

1. Des essais **(75)** ont montré qu'il est possible d'épandre des digestats sur prairies lorsque ces cultures en ont besoin. Ces essais ont démontré que l'apport en unités d'azote, par le digestat est suffisant pour permettre une bonne croissance de la prairie.
2. Des épandages sur cultures ont été réalisés **(75)** en utilisant du digestat issu d'effluents d'élevage produit sur place et. Il a été épandu avant culture de :
    - Colza : L'épandage peut se faire sur les chaumes de la culture précédente juste avant un déchaumage. Ceci permet d'incorporer le digestat dans le sol et de conserver l'azote jusqu'au semis qui intervient quelques jours plus tard.
    - Céréales : Il est alors recommandé d'épandre au printemps pour le premier apport d'azote lors du redémarrage de la croissance.
    - Sur CIPAN (Cultures Intermédiaires Piège A Nitrates) avant une culture de maïs. L'épandage s'effectue alors en fin d'été.
3. Un autre essai sur maïs avec du digestat de lisier de porc a montré que l'efficacité mesurée est semblable aux engrais minéraux **(76)**. Des tests d'écotoxicologie n'ont pas montré d'effet phytotoxique de ce digestat sur haricots et maïs **(76)**.
4. Sur l'orge. Cet essai a montré que l'épandage de digestat n'est pas recommandé. Le problème est la minéralisation de la partie organique du digestat qui n'est pas connue. Il est alors possible de produire des grains d'orge trop riches en protéines, ce qui va provoquer un déclassement de ces grains **(76)**.
5. Un essai au champ sur trois ans de l'apport de différents amendements :

    - Des résidus de distillation de marc de raisin centrifugés
    - Des digestats solides de résidus de distillation de marc de raisin, flottés et centrifugés
    - Du compost d'olive

    Les résultats ne montrent pas de différence significative en ce qui concerne les rendements obtenus pour les modalités fertilisées avec des digestats et celle fertilisée avec des engrais minéraux. Même si cette différence n'est pas significative, les rendements des parcelles ayant reçu des digestats sont légèrement inférieurs de 10 % par rapport au témoin avec engrais minéraux (**62)**.
    L'utilisation d'amendements organiques réduit la lixiviation des nitrates. Un suivi des teneurs en Azote dans les sols durant les 3 années montre que les teneurs en NO_3^- avec la fertilisation minérale sont 2-3 fois supérieures à celle des modalités amendements. Cela signifie qu'une partie de cette fertilisation minérale n'est pas utilisée par les cultures et peut être lixiviée **(62)**.

6. Etude de suivi au champ pendant deux ans de l'effet de digestat (efficacité agronomique) sur graminées et légumineuses (alfalfa et dactyle). Essais réalisés dans une ferme expérimentale à BARI (Italie), climat méditerranéen **(68)**.

   - Digestat à base de lisier de porc (97 %) et résidu de presse d'olive (7 %) la première année
   - Digestat d'effluent de lavage d'une usine de production d'aliments surgelés et digestat d'effluent vinicole la seconde année

   Ces modalités ont été comparées avec une fertilisation minérale (NH_4NO_3 & TSP) etune modalité non fertilisée.

   L'apport des fertilisants (digestat et minéraux) était de 75 unités de P_2O_5 et 50 unités d'azote organique par modalité chaque année.

   Etude des rendements :

   Les rendements bruts mesurés sont équivalents aux rendements normalement observés sur ce type de plantes et il n'y a pas de différence de rendements bruts entre les modalités. Cependant, le taux de matière sèche dans les dactyles est significativement plus bas pour la modalité non fertilisée, ce qui démontre une efficacité de la fertilisation avec les digestats :

   ⇨ + 112 % par rapport au non fertilisé pour la modalité avec ammonitrate
   ⇨ + 45 % pour le digestat de lisier
   ⇨ + 37 % pour le digestat de résidu de distillation la première année.

   Et respectivement +36, 26 et 20 % la seconde année.

   Les auteurs supposent un effet à plus long terme de la fertilisation par digestat comparativement à la fertilisation minérale. L'effet de la matière organique apportée la première année est plus important, lors de la seconde année de suivi.

7. Etude sur le rendement du sorgho **(G.Bermejo, F.Ellmer 2010)**,
   Les résultats ont montré lors de l'application de la même quantité d'azote pour chaque traitement (120 kg ha-1 N), que l'engrais minéral a eu un effet positif significatif sur le rendement en matière sèche du Sorgho par rapport au témoin. Le fumier liquide ainsi que le digestat sec et humide ont tendance à avoir ce même effet positif sur le rendement en comparaison avec le témoin. Le rendement le plus élevé en matière sèche a été obtenu avec l'engrais minéral. Dans le cas des digestats humides et secs, le rendement en matière sèche est de 23 % et 19 % en dessous du niveau des engrais minéraux, et 10 % et 16 % de plus par rapport au témoin non fertilisé.

13 SUBSTITUTION AUX ENGRAIS MINÉRAUX

Selon l'Agence européenne pour l'environnement (EEA), la consommation d'engrais dans l'agriculture augmentera de manière significative dans l'UE au cours des 20 (2001-2020) prochaines années, et ce, principalement dû à la croissance de la production agricole des 8 nouveaux Etats membres. L'EEA prévoit donc une augmentation de la consommation d'engrais minéraux.
Cette tendance est confirmée par un rapport mené pour le ministère de l'agriculture **(29)** et exprimée par la Figure 97.

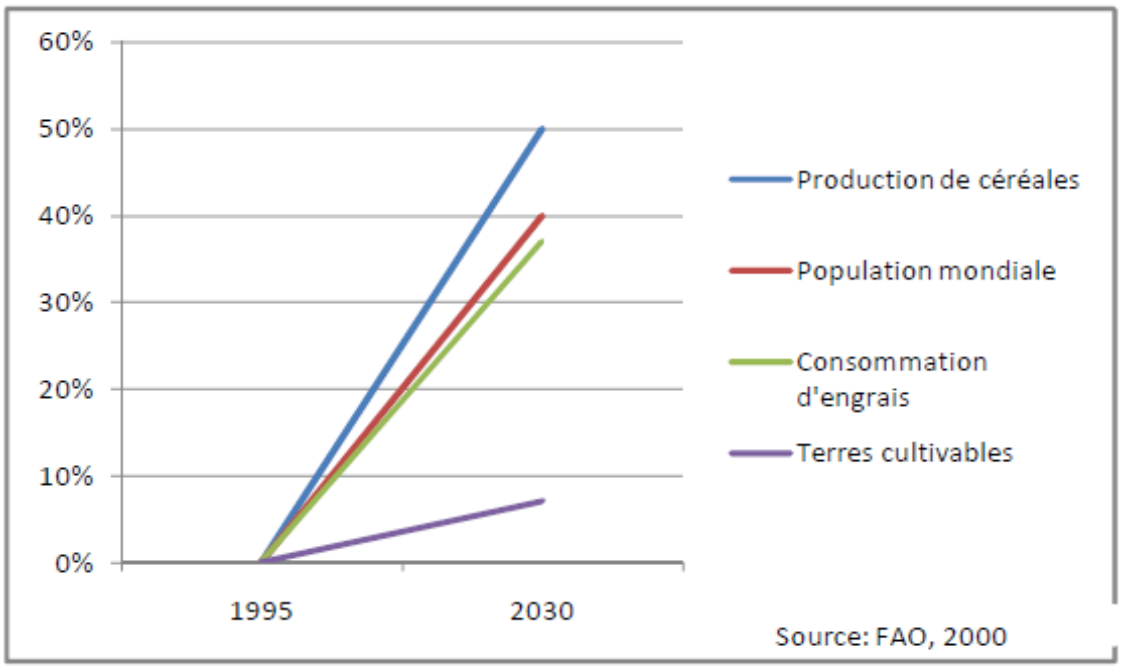


Figure 97 : Estimation de l'évolution de quatre indices qui ont un impact significatif sur la sécurité alimentaire et l'environnement (29)

L'augmentation (de 60-80 %) de l'utilisation des engrais organiques devrait se développer dans un proche avenir (European Environment Agency, 2005) **(36)** afin de réduire la part des engrais minéraux dans cette fertilisation.
Ceci semble déjà le cas, mais l'utilisation de digestat ne représente pour l'instant qu'une faible partie de la fertilisation organique. L'apport de matières fertilisantes organique d'origine industrielle et de déchets urbains ne représentent que 2 % des apports organiques totaux mais augmentent sensiblement. Ils pourraient être amenés à fortement se développer avec la mise en place de projets de méthanisation des déchets ménagers **(29)**.

Par hectare	Effluent bovin	Digestat
N exigé (kg)	250	250
N total effluent (kg)	170	170
N effluent utilisé (kg)	68	102
N utilisé (%)	40	60
engrais (kg)	182	148
économie (kg)	-	34
économie (€)	-	27

Figure 98 : Plan de fertilisation pour 1 ha de prairie

Traduction de Torben Ravn Pedersen, 24th -25th January 2008, Sesto S.Giovanni, Milano, "Anaerobic digestion: opportunities for agriculture and environment"

Selon Pedersen, Figure 98, la méthanisation de fumier bovin permet par l'apport d'azote ammoniacal via le digestat une économie de 34 kg d'engrais minéral, correspondant à 27 EUR par hectare pour la fertilisation d'une prairie (**77)**.
L'azote des digestats peut également être concentré par des post-traitements et pourrait être utilisé pour limiter l'azote minéral créé par le processus de Haber-Bosch. Cette substitution permet de réduire l'énergie fossile nécessaire pour ce processus ente 19 et 25 kWh / m3 de digestat (BAKX, 2009) **(33)**.
L'effet fertilisant du digestat liquide à court terme est égal ou légèrement supérieur à celui du lisier, et nettement supérieur à celui du compost **(57)**.

Il faut noter que même si le lisier méthanisé a montré une meilleure efficacité fertilisante azotée que le lisier non méthanisé, cette efficacité n'était pas aussi élevée que celle des engrais minéraux.
Pour l'utilisation de digestats liquides de lisiers et biodéchets, il existe un bon effet fertilisant à court terme, mais aussi des risques plus importants de pertes ammoniacales lors de son épandage. C'est pourquoi une certaine prudence est de mise lors de son utilisation. La quantité préconisée de digestats liquide à utiliser annuellement est de 22 à 27 m^3.

Toujours selon le rapport **(29)**, le gaz, le phosphate naturel et le sel de potassium représentent les trois ressources de base pour la production des trois éléments fertilisants principaux : l'azote (N), le phosphate (P) et, le potassium (K). Les formulations industrielles indiquent que ces matières premières représentent entre 70 % et 80 % du coût des produits fertilisants en moyenne sur les trois éléments.
De manière générale, la rareté et la distribution inégale des ressources caractérisent les matières premières. Selon les estimations actuelles, les réserves de gaz naturel devraient être épuisées d'ici moins de 100 ans, tandis que le phosphate naturel et le potassium devraient assurer les besoins de plusieurs générations (supérieur à 300 ans).
Le problème des ressources naturelles ne se pose pas seulement en termes de disponibilité mais plus directement dans ses conditions économiques d'exploitation. En effet, la localisation, la qualité des nouveaux gisements ajoutés aux nouvelles contraintes environnementales ont considérablement augmenté le coût de revient des matières premières rendant hypothétique toute visibilité économique des projets à moyen terme **(29)**.

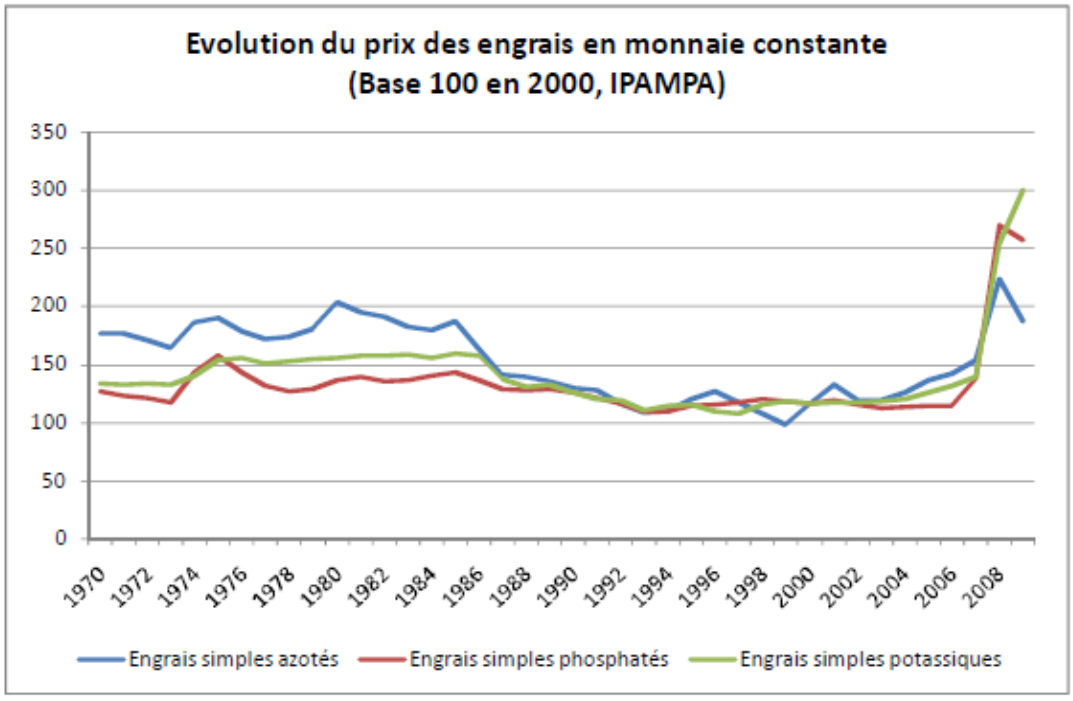


Figure 99 : Evolution du prix des engrais sur les 40 dernières années

Au vu de ces constatations, l'utilisation des matières organiques en tant que matière fertilisante et l'optimisation de cette utilisation par la digestion peut être un moyen de réduire les apports d'engrais minéraux, de limiter l'utilisation des ressources naturelles et d'augmenter ou maintenir le taux de matière organique dans les sols.

14 ODEURS

Les odeurs sont en partie liées aux acides gras volatils (AGV). Or, dans le processus de méthanisation ces molécules sont décomposées en grande partie puisqu'il s'agit des précurseurs de l'acétate, source principale des bactéries méthanogènes pour produire du méthane. Ainsi, une diminution des nuisances olfactives est observée
Ceci est mis en évidence par une expérience réalisée par Hansen en 2004 (
Figure *100*) qui a mesuré les teneurs de 4 acides gras volatils dans des lisiers méthanisés ou non. Il a observé une diminution importante des concentrations de ces 4 AGV après la méthanisation.

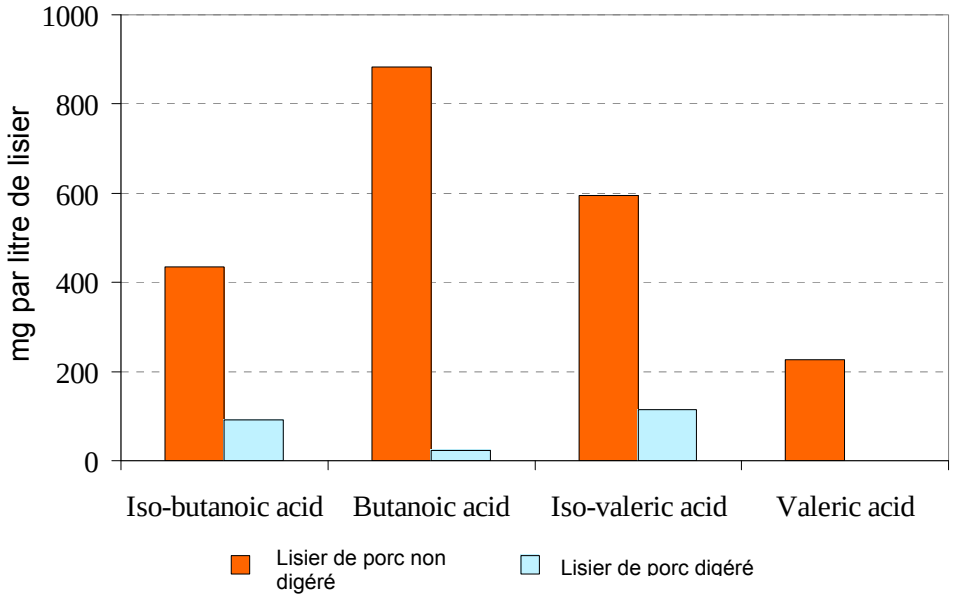


Figure 100 : **Concentrations de 4 AGV dans un lisier digéré et un lisier non digéré Source : Hansen et al, 2004**

Photo 2 : Photo du prélèvement réalisé pour la collecte d'échantillon

La
Figure 101 montre les résultats d'unités d'odeurs générées après épandage de lisier digéré et non digéré. L'échantillon a été "senti" par un panel de personnes à deux temps : 20 et 260 minutes après épandage.
Il a été montré une nuisance olfactive réduite pour le lisier digéré aux deux temps. Cependant, la mesure à 260 minutes montre une nuisance supérieure à celle mesurée à 20 minutes, probablement due à la température ambiante lors de l'épandage, qui était supérieure lors du deuxième prélèvement à 260 minutes.

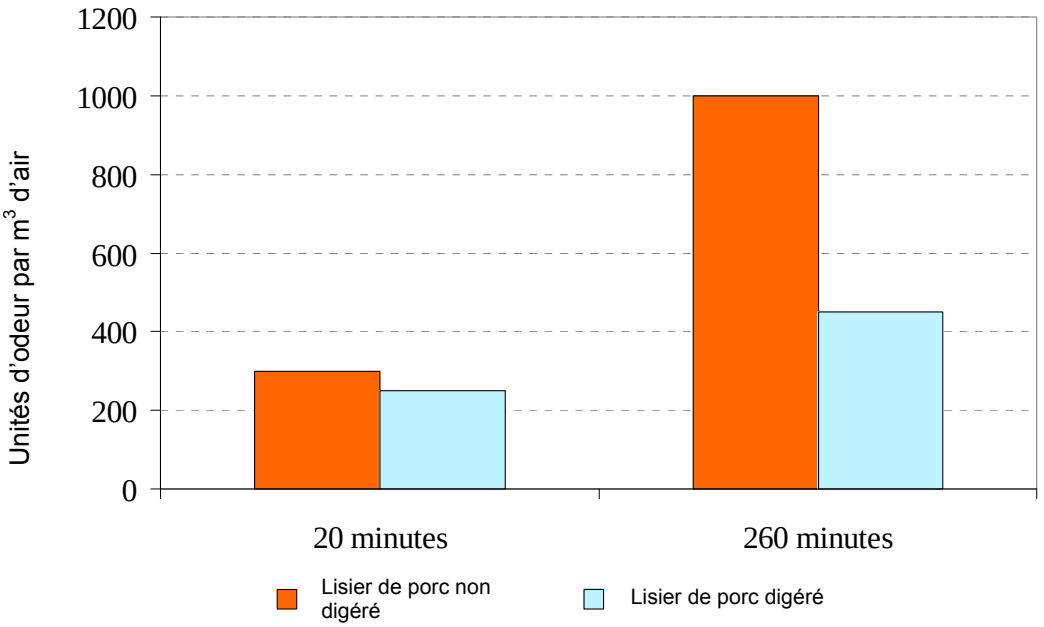


Figure 101 : concentration des odeurs dans un volume d'air collecté après épandage de lisier digéré ou non. Source: Hansen et al. 2004.

Sur un effluent non traité, la décomposition non maîtrisée de la matière organique est génératrice d'odeurs. Dans le cas de la méthanisation, cette décomposition se fait en milieu étanche dans le digesteur. L'ensemble des gaz générés par les effluents est capté et valorisé, il y a donc moins de production d'odeurs au niveau du site de stockage des effluents.

Une fois traités, les lisiers et fumiers sont sous une forme plus ou moins stabilisée. Ainsi, l'épandage d'un effluent méthanisé génère moins d'odeurs que le même substrat non digéré. Pour éliminer plus complètement la diffusion des odeurs, il est conseillé de couvrir la cuve de stockage du digestat. Le temps de dégradation des AGV pour un fumier bovin est de l'ordre de 28 à 35 jours **(78)**.

Une étude **(24)** s'est intéressée aux odeurs ressenties par un panel de spécialiste sous la forme d'un « groupe nez ».
100 personnes formées à la détection et la reconnaissance des odeurs ont effectué 5437 observations des nuisances olfactives (exprimées en unités d'odeurs) générées par des digestats de fumiers (326 échantillons de fumier obtenus par des procédés de méthanisation simple de type infiniment mélangé et des réacteurs à lit fluidisé).
Pour certains de ces digestats des additifs $KMnO_4$ H_2O_2 ont été ajoutés comme agents masquants
Les échantillons ont été maintenus 3 jours à température ambiante avant l'évaluation par des experts et des analyses chimiques.

Les conclusions de cette étude ont montré que :

⇨ La digestion anaérobie réduit l'intensité des odeurs de façon linéaire avec l'augmentation de temps de rétention hydraulique (HRT) jusqu'à 20 jours, 1,5 à 2,5 jours pour les lits fluidisés.

⇨ L'ajout de produits commerciaux et des produits chimiques odorants a modifié certaines concentrations (par exemple de l'ammoniac), mais n'a pas réduit l'intensité des odeurs. Au contraire, certains produits ont augmenté l'intensité des odeurs.

⇨ Les phénols sont les odeurs les plus fortement corrélées avec l'intensité des odeurs.

⇨ L'addition de produits dans le digestat ne réduit pas significativement les odeurs.

La digestion permet donc de réduire l'intensité des odeurs émises lors du traitement et lors de l'application au champ, avec une diminution de 50 % lors de l'épandage lorsque le digestat est produit dans un réacteur de type CSTR.

15 VOLATILISATION DE L'AZOTE

Remarque :
Les éléments ci-dessous sont tirés d'une étude réalisée par Isabelle ZDANEVITCH (INERIS) et Christophe BACHOLLE (Uteam) dans le cadre du programme d'appui de l'INERIS au MEEDDM « Evaluation et maîtrise des risques liés aux stockages des déchets évolutifs ». Références INERIS-DRC-10-112773-12015A.

Les émissions d'ammoniac sont préjudiciables pour l'environnement : Elles génèrent des nuisances olfactives, elles contribuent à la pollution atmosphérique, notamment par les particules, elles contribuent à l'eutrophisation des écosystèmes via les transferts de pollution atmosphériques sur de longues distances (à ce titre, leur réduction constitue l'un des objectifs du protocole de Göteborg) et elles constituent un gaspillage de nutriments pour les plantes, nutriments qu'il faut alors apporter par des engrais de synthèse dont la fabrication est très génératrice de gaz à effet de serre (GES).
En ce qui concerne les effluents d'élevage, les lisiers bruts émettent des quantités significatives d'ammoniac et un certain nombre de publications s'intéressent au bilan global des élevages en termes d'émission d'ammoniac et aux stratégies d'abattement possibles. La digestion va donc s'insérer dans la filière de gestion des effluents et influencer les émissions d'ammoniac aux étapes ultérieures (stockage, stabilisation éventuelle, épandage).
Pour évaluer l'impact de la digestion anaérobie sur les émissions d'ammoniac d'un élevage, il est donc nécessaire d'établir un comparatif entre les filières de gestion des déjections animales avec et sans digestion anaérobie.
La filière de gestion de ces digestats comporte à minima :

- une opération de stockage, de durée variable (l'épandage n'est pas possible toute l'année, notamment en raison des phases de culture),
- une opération d'épandage.

Elle peut comporter en outre plusieurs opérations de traitements : séparation de phase mécanique ou stabilisation aérobie par compostage.

Ce surplus d'émission peut être réduit en respectant des techniques et conditions adéquates (saison, dilution du digestat, temps) d'épandage et la fermeture de la cuve de stockage **(82)**.
Des recherches à l'université de Bonn **(82)** parlent plutôt d'une baisse significative (plus de 40 %) des émissions de NH_3 à l'épandage du digestat et justifient cela par l'amélioration de l'écoulement.

15.1 LE STOCKAGE

Les déchets organiques, digérés ou non, destinés à l'épandage doivent généralement être stockés. En effet les périodes d'épandage sont discontinues et souvent assez limitées dans l'année. Les déchets étant produits régulièrement, ils doivent nécessairement être stockés entre deux périodes d'épandage. La durée du stockage est variable selon les systèmes agricoles et les conditions pédoclimatiques de la région agricole considérée, elle peut varier de 3 mois à 10 mois dans les cas extrêmes.

La bibliographie est assez abondante au sujet des émissions d'ammoniac durant le stockage des lisiers bruts ou des lisiers digérés, elle est plus rare au sujet des digestats issus d'autres déchets organiques.

Cette littérature propose des approches très différentes qui rendent les comparaisons difficiles, voire impossibles. Les facteurs d'émissions sont parfois exprimés en pourcentage de l'azote total ou de l'azote ammoniacal (N-NH_4) du digestat **(88)**, et parfois en fonction de la surface des silos de stockage **(87)**. Plusieurs publications cherchent à évaluer l'influence de la croûte qui se forme à la surface des silos ou des couvertures rustiques comme la paille broyée sur les émissions **(82 ; 88 ; 89)**.

Les facteurs d'émissions trouvées dans la littérature sont de l'ordre de 5 % à 40 % de NH_3 volatilisé par rapport à la quantité de N total contenu dans le lisier **(88 ; 90 ; 91)** ou de 38 à 205 mg NH_3 m^{-2} h^{-1} **(82)**.

Dans une étude réalisée par le CEMAGREF **(Gac *et al ;(17)*)** en 2006 pour le compte de l'ADEME visant à élaborer une base de données relative aux émissions de GES et d'ammoniac des élevages français, un scénario visant à doter d'une couverture rigide l'ensemble des silos de stockage de lisier en France a été étudié. I y est conclu que l'amélioration du bilan est modeste dans ce cas du fait du report d'émissions sur le poste épandage et que ce scénario n'est donc intéressant que s'il est couplé avec des mesures de réductions des émissions à l'épandage. Dans cette même étude il est considéré qu'un traitement par digestion anaérobie n'a pas d'influence sur les émissions d'ammoniac du lisier au stockage, mais cette conclusion est déduite de l'existence de données contradictoires dans la littérature.

La digestion anaérobie n'aurait donc que peu d'impact sur les émissions d'ammoniac lors du stockage des digestats. Mais ce constat est la résultante de plusieurs faits :

- le stockage n'est pas considéré comme la phase la plus émettrice d'ammoniac des filières, ce n'est pas une phase critique. Cette phase est donc moins étudiée que les autres phases (épandages, bâtiments d'élevage) jugées plus critiques.
- Les données produites sont très différentes entre elles. De plus elles sont parfois exprimées en fonction de la teneur en N-NH_4 du digestat, et parfois en fonction de la surface des silos de stockage, ce qui interdit les comparaisons.
- Les émissions sont très variables en fonction des équipements, elles sont négligeables si les silos sont équipés d'une couverture fermée. Il est donc souvent proposé de « régler la question » par la couverture des silos.

15.2 L'ÉPANDAGE

Les données bibliographiques sont là aussi assez contradictoires et on peut constater une véritable controverse. Ceci tient pour partie aux difficultés méthodologiques pour effectuer des mesures au champ. Les différences de résultats entre les répétitions d'un même traitement conduisent certains auteurs à conclure à l'absence de différences d'émissions d'ammoniac entre les lisiers digérés et les lisiers bruts, mais la variabilité des mesures masque les éventuelles différences.

Il y a cependant consensus sur le fait qu'une plus forte teneur en ammonium et un pH plus élevé des lisiers digérés devraient favoriser les émissions et qu'à l'inverse, la moindre viscosité des lisiers digérés (leur teneur en MS est beaucoup plus faible) facilite leur pénétration dans le sol et conduit à limiter les émissions gazeuses et donc les émissions d'ammoniac.
Il y a également consensus sur le fait que 70 à 80 % des émissions interviennent dans les 12 premières heures qui suivent l'épandage, et qu'elles sont d'autant plus importantes que la température de l'air au moment des épandages est élevée.

L'étude du CEMAGREF déjà citée **(17)** retient une augmentation de 9,3 % des émissions d'ammoniac à l'épandage du fait de la digestion des lisiers. Et un impact global de 2,8 % d'émissions d'ammoniac par les élevages français si tous les lisiers étaient digérés, par rapport à un scénario de référence comportant un traitement aérobie des lisiers, traitement qui permet de réduire par ailleurs les émissions d'ammoniac (à condition de récupérer l'air lors de la fermentation aérobie et de le traiter : voir alinéa 3).

In fine une publication récente **(88)** met en évidence la plus grande volatilisation de l'ammoniac avec les lisiers digérés qu'avec les lisiers bruts mais montre que cette différence est faible : respectivement 10,2 % et 8,9 % de l'azote total apporté.
Par contre, les systèmes par injection ou par pendillards avec un enfouissement réalisé dans les minutes qui suivent l'épandage, permettent de réduire les émissions de 22 à 52 % par rapport à l'épandage avec un épandeur à queue de carpe.

L'étude du CEMAGREF déjà citée étudie des scénarios d'amélioration du bilan des émissions de l'élevage français. Dans ces différents scénarios, c'est toujours le poste épandage (pendillard au lieu d'une queue de carpe) le plus fort contributeur potentiel aux réductions d'émissions d'ammoniac de l'ensemble de l'élevage français.

La digestion anaérobie n'aurait donc que peu d'impact sur l'augmentation des émissions à l'épandage. Par contre les méthodes d'injection directe ou d'épandage par pendillard, suivies d'un enfouissement immédiat, permettent de réduire de façon très significative les émissions d'ammoniac des lisiers, que ces lisiers soient digérés ou non. Elles peuvent donc permettre une économie substantielle d'engrais azoté.

Des données sur la volatilisation de l'ammoniac à l'épandage de matières organiques digérés puis compostées devraient être produites dans le cadre du programme de recherche ANR « DIVA » en cours de mise en place par le CEMAGREF (pilote) et l'INRA.

15.3 LES TRAITEMENTS COMPLÉMENTAIRES

Les conséquences en terme d'émissions des traitements de séparation de phase ayant lieu sur une durée réduite et dans une enceinte fermée peuvent être considérées comme négligeables.

Le traitement de stabilisation par compostage est susceptible d'émettre des quantités significatives d'ammoniac.

Dans le cas du compostage de matières organiques non digérées, il est établi que les émissions ont lieu durant la phase thermophile et sont donc localisées dans le temps en fonction du déroulement de cette phase thermophile. Les émissions rapportées dans la littérature sont très importantes : de l'ordre de 20 à 30 % (voire 50 % dans les cas extrêmes) de l'azote initialement présent dans les matières entrantes. Lorsque l'air du process est canalisé, cet ammoniac peut être récupéré presque intégralement dans l'eau de condensation ou dans les tours de lavage.

Aucune publication traitant de la question des émissions d'ammoniac durant le compostage de matières organiques préalablement digérées n'a été recensée.

15.4 CONCLUSIONS SUR LA VOLATILISATION DE L'AMMONIAC

L'impact de la méthanisation sur les émissions d'ammoniac des effluents d'élevage serait modeste et est difficile à établir. Selon les auteurs l'augmentation des émissions liée à la digestion est comprise entre 0 et 17 % (sur l'ensemble de la filière de la gestion des digestats entre le digesteur et l'intégration au sol) de l'azote ammoniacal apporté au sol.

Ces émissions peuvent être considérablement réduites par la couverture des silos de stockage d'une part et par l'adoption de techniques d'épandage par pendillard suivie d'un épandage immédiat d'autre part.
Pour le traitement de digestat liquide, on peut extrapoler les résultats relatifs au traitement biologique aérobie des lisiers, largement répandu en Bretagne, qui permet d'abattre les émissions d'ammoniac du fait de la mise en œuvre de procédés de nitrification/dénitrification.
Pour le traitement de digestat solide, les mesures réalisées durant le compostage de déchets urbains ou d'effluents d'élevage montrent des émissions importantes d'ammoniac. On peut supposer qu'elles seront au moins aussi importantes avec des digestats qu'avec des matières organiques non digérées.

16 SYNTHÈSE GÉNÉRALE SUR LA MÉTHANISATION DES DÉCHETS ORGANIQUES AGRICOLES ET URBAINS

La méthanisation permet d'extraire de l'énergie sous forme de biogaz des matières organiques sans pénaliser leur valeur fertilisante, tant en termes de nutriments qu'en terme d'entretien des taux de matières organiques des sols.
Selon les matières premières et sur certains aspects le potentiel agronomique des matières organiques est amélioré par la facilité de gestion amenée par la méthanisation, par l'obtention d'un produit stabilisé en termes de nuisances olfactives et dans le cas de méthanisation thermophile, par l'obtention d'un produit hygiénisé.
De plus les digestats non séparés (digestats bruts) et les digestats liquides peuvent constituer un engrais azoté « quasi minéral ». La proportion d'utilisation effective de cet azote par les plantes sera facilitée à condition que ces digestats soient effectivement gérés comme tels par l'agriculteur et se substituent aux engrais azotés minéraux.
Les analyses multifactorielles ont permis de déterminer les intrants qui ont un effet sur les caractéristiques agronomiques des digestats dont les analyses ont pu être récoltées. Il s'agit de :

1- Lisier-Fumier-Bovin
2- Lisier de Porc
3- Déchets Verts et Horticoles
4- Biodéchets
5- Sous-produits animaux
6- Déchets d'IAA

Néanmoins, le nombre d'analyses récoltées par catégorie d'intrants n'est pas suffisant pour permettre de comparer statistiquement les digestats issus de ces intrants seuls ou en mélange. L'ensemble du jeu de données a cependant été analysé afin d'avoir des indications sur l'impact de ces différents intrants sur la qualité des digestats. Il a alors été montré que la présence de lisier porcin et de sous-produits animaux, produisait les digestats d'origine agricole ayant les concentrations en éléments fertilisants, notamment pour l'azote, les plus élevées parmi les intrants étudiés, et ce, quelle que soit la nature du digestat (brut / liquide / solide).

De même, il a alors été montré que la présence de BTU produisait des digestats ayant les concentrations en phosphore, les plus élevées parmi les intrants étudiés, et ce, quelle que soit la nature du digestat.
Les post-traitements peuvent avoir un impact significatif sur la valeur agronomique, en particulier sur les teneurs en azote des digestats urbains. En effet, il s'agit alors essentiellement des digestats solides issus d'une déshydratation, le digestat liquide n'étant pas valorisé sur les sols agricoles.

En termes de qualité sanitaire et environnementale :

Les teneurs en ETM des boues issues du traitement des eaux usées urbaines - BTU digérées sont supérieures aux teneurs mesurées dans les autres digestats et composts de digestats de biodéchets et de fraction fermentescible issues des ordures ménagères - FFOM, en particulier pour le cuivre et le zinc.
A quelques exceptions près, les faibles teneurs en éléments traces métalliques - ETM des matières premières issues du monde agricole ou des matières végétales brutes permettent d'obtenir des digestats dont les teneurs en ETM restent très faibles quel que soit le facteur de concentration observé dans le digesteur.

Pour les composés traces métalliques - CTO, l'étude a montré que les digestats agricoles ou urbains étudiés avaient des teneurs qui leur permettraient de respecter les critères des normes de mise sur le marché des amendements organiques aux seuils actuels.

Au regard des contaminations par les germes pathogènes, la méthanisation thermophile permet d'hygiéniser de façon significative les matières premières. Néanmoins, certains germes (clostridium perfringens notamment) ne sont pas éliminés.

Les BTU sont presque exclusivement digérées en conditions mésophiles. Cependant, les teneurs en pathogènes des digestats urbains n'ont pas pu être étudiées du fait du manque de données obtenues sur ces paramètres.

Enfin la méthanisation de certaines matières premières, notamment des effluents d'élevage riches en azote, est susceptible de favoriser la volatilisation de l'ammoniac lors des manipulations ultérieures du digestat. Cependant ce phénomène est difficile à quantifier et est dans tous les cas modeste au regard des réductions de volatilisations possibles par des techniques d'épandage adaptées.

Les données manquantes

Cette étude a également fait ressortir les besoins d'acquisition de certains paramètres afin de mieux caractériser les digestats et définir ses potentiels d'utilisation.

- La réalisation d'essais de moyennes et longues durées permettraient de mesurer l'impact des différents types de digestats, en particuliers des digestats liquides sur la fertilité du sol, la croissance des plantes et l'environnement (teneur en humus du sol, propriétés physiques/chimiques/biologique du sol, évolution des teneurs en ETM dans les sols, résistance des plantes aux maladies, …). En effet, il existe finalement peu de données d'essais aux champs sur la mesure de ces paramètres (rétention en eau, porosité, stabilité structurales, capacité d'échange cationique, pH). Ce point avait déjà été relevé lors de l'étude réalisée par Solagro-Orgaterre en 2004.

La mise en place d'un réseau d'essais démonstratifs de longues durées permettrait de répondre en grande partie à ces questions dans des conditions pédoclimatiques différentes.
De tels essais sont déjà en place pour évaluer les composts ou les BTU en termes de dynamique des ETM dans le système sol-plante. Il serait souhaitable que de tels éssais soient également mis en place avec des digestats ou des composts de digestats, ou que des digestats soient intégrés aux dispositifs existants.
De plus, les effets de l'application répétée de digestats liquides sur certains sols sableux pauvres en calcaires sont préoccupants, une détérioration des paramètres physico-chimiques de ces sols ayant été signalée.
Il faut également noter que peu de données sont disponibles sur le soufre, élément de plus en plus recherché par les agriculteurs. La réutilisation de sels de stripping en mélange avec les composts pourrait être un plus pour la distribution des digestats.

- Du fait du manque d'études s'intéressant à la relation entre les caractéristiques des intrants et des digestats qui en découlent, il n'est pas possible de prévoir correctement les caractéristiques agronomiques et sanitaires de ces digestats et ainsi, de valider les effets des groupes d'intrants que nous avons pu observer dans cette étude.
  Un suivi rigoureux de certaines installations françaises permettrait de réaliser ces bilans matières et de relier justement les intrants et les mélanges d'intrants pour permettre de répondre à cette question.

- La réalisation de bilans des résultats économiques sur les exploitations travaillant avec des digestats serait nécessaire pour déterminer si la substitution des engrais minéraux par les digestats est rentable. De même l'étude des possibilités et des limites des post-traitements des digestats (stripping, compostage, séchage, pyrolyse, …) permettrait d'évaluer les gains et les pertes en éléments fertilisants, les bilans énergétiques, les émissions de gaz à effet de serre, …

  Cette problématique est déjà en voie d'amélioration puisqu'un un appel d'offre a été lancé par l'ADEME en ce début d'année 2011, concernant le suivi d'installations de méthanisations.

- Il pourrait également être intéressant de comparer les caractéristiques sanitaires et agronomiques de composts et de digestats et de matières brutes et d'étudier l'évolution de la matière organique (humification, minéralisation) de ces trois produits.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

(1). Étude n° 1 : T.Kupper, R.Brändli, T.Bucheli, KristinBecker van Slooten, J.Mayer, H.Bachmann, M.Pohl, F.Niang, C.Stämpfli, A.Aldrich, O.Daniel, W.Richner, F.X.Stadelmann, J.Tarradellas.
Étude n° 2 : J.G. Fuchs, A.Berner, L.Tamm, JochenMayer, H.Bachmann, U.Baier, H.Zweifel, A.Wellinger, K.Schleiss, 2007. « Compost et digestat en Suisse ». Téléchargeable sur : www.environnement-suisse.ch/uw-0743-f. Référence : UW-0743-F

(2). B.Leclerc, S.Doublet, C.Couturier, S.Berger, Orgaterre / Solagro, décembre 2004, C/568-N°2-12/04. La qualité agronomique des digestats - Synthèse. Etude réalisée pour l'ADEME.

(3) Schenkel Y., Despontin C.,Warnant G, projet AGROBIOGAS. 2006. AGROBIOGAS Deliverable 1 : Update on the ongoing AD research activities and results

(4) APESA, 2007. Méthanisation et production de Biogaz - Etat de l'art.

(5) Pfundtner, E. (2002). Limits and Merits of Sludge Utilisation – Land Application. European workshop: Impact of Waste Management Legislation on Biogas Technology, Tulln, Austria, September 12-14

(6) ADEME, (Mars 2006). Gestion des déchets organiques en France. Le point sur les filières de gestion biologique avec retour au sol.

(7) Wendland, (2008). Düngung mit Gärrückständen, Nährstoffbilanzierung für Biogasbetriebe, Rechtsvorschriften aus dem Düngebereich. Bayerische landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie.

(8) Erich M. Pötsch, (2006). Nährstoffgehalt von Gärrückständen aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen und deren Einsatz im Dauergrünland. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg Gumpenstein, Oesterreich. Rapport final du projet BAL 2941

(**9)** M. Wendland. (2009). Biogasgärreste: Einsatz von Gärresten aus der Biogasproduktion als Düngemittel. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, D.Freising. Brochure d'information du "Biogas Forum Bayern"

(10) Döhler, H. (2010). Qualität, Aufbereitung und Verwertung von Gärresten aus Biogasanlagen. KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Deutschland. Présentation Power-Point au Symposium: "Angepasster Energiepflanzenanbau zur Biogasproduktion im Saarland" du 87 juin 2010 à D-Eppelborn

(11) Haber, N., Kluge, R., Wagner, W., Mokry, M., Dederer, M., Messner, J. (2008). Inhaltsstoffe von Gärprodukten und Möglichkeiten zu ihrer geordneten pflanzenbaulichen Verwertung. Landwirtschaftliches technologiezentrum Augustenberg, Deutschland

(12) Brenner A. & Clemens J. (2005). Vergleich der Stoffflüsse mit ökologischer Bilanzierung von zwei Kofermentationsanlagen. Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn / Deutschland

(13) Andrea Brenner. (2008). Untersuchungen zur Düngewirkung von Gärrückständen unter besonderer Berücksichtigung von NH_3- und NO_3^- Verlusten. Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, D-Bonn.

(14) Bosshard B., Flisch R., Mayer J., Basler S., Hersener J.-L., Meier U. & Richner W. (2010). Verbesserung der Stickstoffeffizienz von Gülle durch Aufbereitung. Agroscope ART, CH-Zürich.

(15) E. Pfundtner. (2007). Der sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückständen im Acker- und Grünland. 2. Auflage. Directive pour la protection et la fertilité du sol, publication de l'office féféral de l'agriculture autrichien.

(**16)** R,Moletta, F.Cansell. (2003). InNRA Narbonne, ICMCB-CNRS Bordeaux. Méthanisation des déchets organiques - Etude bibliographique, 2003, 194 p, n°101-0408/1A.
(17) A. Gac, F. Beline, T. Bioteau, Février 2006. Digestion anaérobie et gaz à effet de serre. Application pour le calcul du bilan des émissions de gaz à effet de serre des installations de digestion anaérobie. Version 1.0 Guide méthodologique.

(18) H. Goehler & C. Emmerling. (2007). Landwirtschaftliche Verwertung von Gärrückständen aus NaWaRo-Biogasanlagen. Rapport final du projet FKZ: 22011201

(**19)** F. Peretki, C. Müller, T. Dittmann. (2005). Düngerfabrik Biogasanlage:WOCHENBLATT-Serie „Biogas“, Teil 9: Düngen mit Gärrückständen. BLW 7: 42-44

(20) Kuch, B., Rupp, S., Fischer, K., Kranert, M., Metzger, J.W.. (2007). Untersuchungen von Komposten und Gärsubstraten auf organische Schadstoffe in Baden-Württemberg. Rapport de projet de recherche. Universität Stuttgart, Deutschland

(21) Jongmin Park a, Hai-Feng Jin a, Byung-Ran Lim b, Ki-Young Park c, Kisay Lee. (2010). Ammonia removal from anaerobic digestion effluent of livestock waste using green alga Scenedesmus sp. Bioresource Technology 101 (2010) 8649–8657

(**22)** Daniel MATHIEU. (2008). Biocarburants de 2ème génération. Pole Trimatec

(23) Isabelle Zdanevitch, Karine Adam, Anne-Sophie Clincke. (2010). Algues-vertes - Description des phénomènes et procédés et enjeux de maîtrise des risques. INERIS - DRC-10-113094-05297A

(24) W. J. Powers, H. H. Van Horn, A. C. Wilkie, C. J. Wilcox and R. A. Nordstedt, 1999. Effects of anaerobic digestion and additives to effluent or cattle feed on odor and odorant concentrations. Departments of *Dairy and Poultry Sciences, Soil and Water Science, and Agricultural and Biological Engineering, University of Florida, Gainesville 32611-0920. J Anim Sci 1999. 77:1412-1421.

(25) Virginie Wawrzyniak et Nathalie Viard. (2007). Synthèse de l’étude bibliographique sur la méthanisation en voie sèche. Projet Interreg IIIA WLL : Agricométhane. TRAME

(26) Lotta Levén. (2006). Anaerobic Digestion at Mesophilic and Thermophilic Temperature With Emphasis on Degradation of Phenols and Structures of Microbial Communities. Thèse de "Swedish University of Agricultural Sciences" Uppsala 2006. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae 2006:116

(27) Marta Carballa & Francisco Omil & Juan M. Lema. (2009). Influence of Different Pretreatments on Anaerobically Digested Sludge Characteristics: Suitability for Final Disposal. Water Air Soil Pollut (2009) 199:311–321

(28) G. Rheinhold, V. König, L. Herold. (2004). Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Eigenschaften der Gärsubstrate. Proceeding du 116ème congrès VDLUFA.

(29) GCL Développement Durable, 2010. Etat, perspectives et enjeux du marché des engrais. Edited by J. Mata-Alvarez. ISBN: 1 900222 14 0.

(30) Sami Luste, Sari Luostarinen. (2009). Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge – Effect of hygienization and organic loading rate. Bioresource Technology 101 (2010) 2657–2664

(31) Lotta Leven ,Anna Schnurer. (2005). Effects of temperature on biological degradation of phenols, benzoates and phthalates under methanogenic conditions. International Biodeterioration & Biodegradation 55 (2005) 153–160

(32) August Bonmatı´, Xavier Flotats. (2002). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. Waste Management 23 (2003) 261–272

(33) Toine Bakx, Yves Membrez, Adèle Mottet, Adriano Joss, Marc Boehler. (2009). Etat de l'art des méthodes rentables pour l'élimination, la concentration ou la transformation de l'azote pour les installations de biogaz agricoles de tailles petite/moyenne. Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication DETEC Office fédéral de l'énergie OFEN
(34) D.I. Masse, F. Croteau, L. Masse. (2007). The fate of crop nutrients during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors. Bioresource Technology 98 (2007) 2819–2823

(35) Bureau d'étude Ernst et Young. (2010). Etude de marché de la méthanisation et des valorisations du biogaz. Marché ADEME N°0706C0053

(36) (2006). Report on quality criteria for application of AD sludge as bio-fertiliser in agriculture. Project No. 030348- AGROBIOGAS : An integrated approach for biogas production with agricultural waste

(37). C. Rivard, J.B. Rodriguez, Nagle, J. R. Self, B. D. Kay ; P. N. Soltanpour, R. A. Nieves, 1995. Anaerobic digestion of municipal solid waste: utility of process residues as a soil amendment. Symposium on biotechnology for fuels and chemicals No16, Gatlinburg TN, Etats-Unis (09/05/1994) 1995, vol. 51-52 (836 p.) (13 ref.), pp. 125-135

(38). Monica Odlare. (2005). Organic Residues - A Resource for Arable Soils. Doctoral thesis - Swedish University of Agricultural Sciences - Uppsala 2005 ; Acta Universitatis Agriculturae Sueciae - 2005:71

(39) P. Pouech, exposé à la journée technique nationale de l'ADEME : « Réussir un projet de méthanisation associant des déchets ménagers, agricoles et industriels », 7 octobre 2008. Principales caractéristiques des digestats

(40). J.Fuchs, U.Galli, K.Schleiss, A.Wellinge, 2001. Directive de l'ASIC 2001. Caractéristiques de qualité des composts et des digestats provenant du traitement des déchets organiques. Document élaboré par l'Association Suisse des Installations de Compostage (ASIC) en collaboration avec le Forum Biogaz Suisse.
(40b). Abächerli, F., Baier U., Berner, F., Bosshard, C. **Fuchs, J.**, Galli, U., Gfeller, H., Leuenberger R., Mayer J., Pfaffen P., Schleiss K., Trachsel D. and Wellinger A. (2010). **Directive Suisse 2010** de la branche sur la qualité du compost et du digestat. *ARGE Inspektorat der Kompostier- und Vergärbranche der Schweiz* eds., Bern-Switzerland, pp. 39.

(41). J.Fuchs, Présentation du 28/11/2006Du compost en plus de l'énergie ? Aspects agronomiques de l'intégration d'une unité de méthanisation sur un site de compostage.

(42) K.Nyberg, thèse de Doctoral à la Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala, 2006. Impact of Organic Waste Residues on Structure and Function of Soil Bacterial Communities With Emphasis on Ammonia Oxidizing Bacteria.

(43). C-E. Marcato, Thèse présentée pour obtenir le titre de Docteur de l'Institut National Polytechnique de Toulouse octobre 2007. Origine, devenir et impact du cuivre et du zinc des lisiers porcins.

(44) Kupper Thomas [a,*], Thomas D. Bucheli [b], Rahel C. Brändli [b], Didier Ortelli [c], Patrick Edder [c]. 2008. Dissipation of pesticides during composting and anaerobic digestion of source-separated organic waste at full-scale plants. a Swiss College of Agriculture, Zollikofen, Switzerland ; b Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, CH-8046 Zürich, Switzerland ; c Food Authority Control of Geneva, CH-1211 Geneva, Switzerland. Bioresource Technology 99 (2008) 7988–7994

(45) P. Sorensen, 2008. The fate of nitrogen from animal manure in soil-crop systems : experiences with dairy and pig slurries.Milan, 25 janvier 2008

(46) K. Jäkel. (2004). Umweltwirkung von Biogasgülle. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt

(47) F.Montemurro, S.Canali, G.Convertini, D.Ferri, F.Tittarelli, C.Vitti. (2008). Anaerobic digestates application on fodder crops: effects on plant and soil. Agrochimica,Vol.LII - N°5, septembre-octobre 2008

(48) Martin H. Chantigny, Philippe Rochette, Denis A. Angers, Daniel Masse, and Denis Côte. (2004). Ammonia Volatilization and Selected Soil Characteristics Following Application of Anaerobically Digested Pig Slurry. Soil Science Society of America, J. 68:306–312

(49) Kurt Moller, Walter Stinner; Arno Deuker ;Gunter Leithold. (2008). Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems. Nutr Cycl Agroecosyst (2008) 82:209–232

(50) APESA, ADAESO, ENSAT, UPPA (2005). Méthavalorg, la méthanisation appliquée à la valorisation agricole des effluents d'élevage et de la matière organique. Rapport final, 96 p.

(51) C.Couturier, S.Berger I.Meiffren (SOLAGRO), (2001). La digestion anaérobie des boues urbaines, état des lieux, état de l'art.

(52) H. Lindorfer b, R. Waltenberger, K. Köllner, R. Braun, R. Kirchmayr. (2008). New data on temperature optimum and temperature changes in energy crop digesters. Bioresource Technology 99 (2008) 7011–7019

(53) Kurt Moller , Walter Stinner. (2010). Effects of organic wastes digestion for biogas production on mineral nutrient availability of biogas effluents. Nutr Cycl Agroecosyst (2010) 87:395–413

(54) Muller.M, Sarah Combalbert, Nadine Delgenès, Valérie Bergheaud, Vincent Rocher, Pierre Benoît, Jean-Philippe Delgenès, Dominique Patureau, Guillermina Hernandez-Raquet, 2010. Occurrence of estrogens in sewage sludge and their fate during plant scale anaerobic digestion. INRA, UR050, Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement, Narbonne ; INRA, UMR Environnement et Grande Culture, Thiverval-Grignon ; SIAAP, Direction du Développement et de la Prospective, Colombes. Chemosphere 81 (2010) 65–71

(55) Unterfrauner H. (2008). Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter unter besonderer Berücksichtigung des Kaliums (K). 63. ALVA-Tagung, Raumberg-Gumpenstein (Österreich)

(56) P. Pouech, C. Marcato, O. Theobald, M.Guiresse, 2007. Influence de la méthanisation des lisiers de porcs sur la biodisponibilité du cuivre et du zinc. Journées Recherche Porcine, 39, 55-60..

(57) Ebertseder, T. (2008). Düngewirkung von Kompost und von flüssigen Gärrückständen im Vergleich. Humuswirtschaft & Kompost 1/08: 64-67

(58) Oliver Gans, Erwin Pfundtner, Christoph Winckler, Alexander Bauer. (2010). Antibiotika in Biogasanlagen. Antibiotiques dans les instalations de méthanisation. Perspektiven für Umwelt & Gesellschaft - Umweltbundesamt (Rapport final d'une étude mandatée et poubliée par l'office de l'environnement autrichien (A-Vienne))

(59). Barret.M, G. Cea Barcia, A. Guillon, H. Carrère, D. Patureau,2010. Influence of feed characteristics on the removal of micropollutants during the anaerobic digestion of contaminated sludge. INRA, UR 050, Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement, Narbonne. Journal of Hazardous Materials 181 (2010) 241–247

(60) Engwall, M and Schnürer, A. (2002). Fate of Ah-receptor agonists in organic household waste during ananerobic degradation – estimation of levels using EROD induction in organ cultures of chicken embryo livers. Sci Total Environ. 297 (1-3).

(61). Saint-Ouen M., Camard JP., Host S., Grémy I., Carrage S., Le traitement des déchets ménagers et assimilés en Ile-de-France : Considérations environnementales et sanitaires. Rapport ORS Ile-de-France, juillet 2007, 210 p.

(62) F.Montemurro, D.Ferri, F. Tittarelli, S. Canali and C. Vitti. (2010). anaerobic digestate and on-farm compost application: effects on lettuce (lactuca sativa L.) crop production and soil properties. Compost Science & utilization (2010), vol.18, N°.3, 184-193

(63) Guivarch.A, 2001. THESE « Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines ». Institut National Polytechnique de Lorraine,Ecole Doctorale Ressources, procédés, Produits et Environnement / Institut National de la Recherche Agronomique – Bordeaux Unité d'Agronomie.

(64) Moutet.S, Bugel.JP, Cecchi.JM, 2003. Rapport d'étude : Réalisation d'un référentiel technique et économique d'unités de traitement de déchets organiques par méthanisation avec ou sans valorisation du biogaz. Cabinet Merlin / EREP.

(65) Godon J.J (2008), Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation, Moletta coord., éditions tec & doc Lavoisier, p81.

(66) K. Nyberg, I. Sundh, M.Johansson & A. Schnürer, 2004. Presence of potential ammonia oxidation (PAO) inhibiting substances in anaerobic digestion residues. Applied Soil Ecology 26:107-112.

(67). M.Odlare, M.Pell, K.Svensson, 2008. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. Waste management 28 : 1246-1253.

(68) Gungor, K., Karthikeyan, K.G., (2008). Phosphorus forms and extractability in dairy manure: a case study for Wisconsin on-farm anaerobic digesters. Bioresource Technology, 99, 425-36.

(69) Kasia Debosz, Søren O. Petersen, Liv K. Kure, Per Ambus. (2001). Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. Applied Soil Ecology 19 (2002) 237–248

(70) Unterfrauner H., Somitsch W., Peticzka R., Brauneis S. & Schlaipfer M. (2010). Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter. 2. Umweltökologisches Symposium, 2.-3, März 2010

(71) Petz, W. (2000). Auswirkung von Biogasgülledüngung auf Bodenfauna und einige Bodeneigenschaften. Rapport d'étude pour « l'Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesrat für Wasserwirtschaft »

(72) H. Kolbe. Den Humus nicht vergessen: Dauerhafte Bodenfruchtbarkeit erfordert eine ausgeglichene Humusbilanz. BLW 52/53: 28-29.

(73) Erich M. Pötsch, 2003. Einsatz von Biogasgülle im Dauergrünland im Vergleich mit konventionellen Wirtschaftsdüngersystemen. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg Gumpenstein, Oesterreich. Abschlussbericht Projekt BAL 2301/98

(74) K. Svensson, M. Odlare & M. Pell, Swedish University of Agricultural Sciences, 2004. The fertilizing effect of compost and biogas residues from source separated household waste. Journal of agricultural science, 2004, vol. 142 (4), pp. 461-467

(75) O.Thiercy, exposé à la journée technique nationale de l'ADEME : « Réussir un projet de méthanisation associant des déchets ménagers, agricoles et industriels », 7 octobre 2008. Modalité d'utilisation du digestat.

(76) Philippe Pouech, APESA, novembre 2007. Intérêt des digestats et possibilités de valorisation.

(77) Torben Ravn Pedersen, 24th -25th January 2008, Sesto S.Giovanni, Milano, Anaerobic digestion: opportunities for agriculture and environment")

(78) Christelle Mignon. (2009). Biométhanisation : Utilisation du digestat comme fertilisant en agriculture. CRA. Valbiom

(79) Ebertseder, T.(2007). Humusbildung und Nährstoffbetrachtungen von Bioabfallkompost und Gärrückständen im Vergleich. Dans: K. Wiemer & M. Kern (Eds): Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA Luft und EEG.

(80) Singer M, 2005. Erfassung des hygienischen Zustandes von Gärrückständen aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen und Darstellung des daraus resultierenden Risikopotentials. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität für Bodenkultur, Bundes- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, Oesterreich.

(**81)** Mylène Besson(1) (2), René Moletta(2). Aspects sanitaires de l'épandage de digestats issus de méthanisation à la ferme. Résultats issus du rapport de stage de Mylène Besson : La méthanisation en zones AOC Savoyardes. Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires liés à l'épandage de digestat. 2010. (1) LEGTA de Savoie, Domaine Reinach, (73 290) La Motte Servolex
(2) Moletta Méthanisation, 73470 Novalaise .

(82). Wulf S., Bergmann S., Maeting M., Clemens J. (2001). Importance of simultaneous measurement of NH_3, N_2O and CH_4 for evaluating the efficiency of measures to reduce trace gas emissions, in Phyton (Austria), special issue: Nitrogen emissions, Vol. 41, pp. 131-142.

(83) Maialen Barret, 2009. THESE "Devenir des perturbateurs endocriniens HAPs/NP/PCBs au cours de la digestion anaérobie de boues contaminées : rôle de la biodisponibilité et du cométabolisme". Université de Montpellier II- Institut National de Recherche Agronomique – Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement (INRA-LBE).

(84) Bagge, Sahlström, Albhin, 2005. The effect of hygienic treatment on the microbial flora of biowaste at biogas plants. National veterinary institute, Uppsala, Sweden. Water research 39 (2005) 4879-4886

(85) Paavola, Rintala, 2008. Effects of storage on characteristics and hygienic quality of digestates from four co-digestion concepts of manure and biowaste. Department of biological and environmental science, University of Jyväskylä, Finland. Bioresource technology 99 (2008) 7041-7050

86) MÖLLER, K., W. STINNER (2009) : «Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides).» European Journal of Agronomy 30(1): 1-16.

Autres références étudiées pour la réalisation de la synthèse sur la volatilisation de l'azote réalisée par L'INERIS et Uteam

(87) SOMMER S. G. (1992) « Ammonia volatilization from cattle and pig slurry during storage and after application in the field ». PhD thesis Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen. Tidsskr Planteavls Spec S2209

(88) HANSEN, M. N., T. S. BIRKMOSE, *et al*. (2005) : "Effects of separation and anaerobic digestion of slurry on odour and ammonia Emission during Subsequent Storage and land application". International conference of the FAO Escorena network on recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture, Murcia, Spain, October 2004. In: Bernal, Pilar; Moral, Raul; Clemente, Rafael and Paredes, Concepcion (Eds.) Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety, FAO and CSIC, 1, pp. 265-269.

(89) ROSS C. A., SCHOLEFIELD D., JARVIS S. C. (2002) : « A model of ammonia volatilisation from a dairy farm: an examination of abatement strategies ». Nutrient Cycling in Agroecosystems 64: 273–281

(90) LOYON *et a*l (2006) : (a) « Emissions gazeuses de NH_3, N_2O, CH_4, CO_2 au cours du traitement biologique du lisier de porc selon 3 modes d'aération », Journ. Rech. Porcine Fr;, 38, p. 49-52,
b) "Gaseous emissions (NH_3, N_2O, CH_4 and CO_2) during pig slurry biological aerobic treatment and treatment by-products storage". Int. Congr., Series 1293, 299-302.

(91) Edelmann W. et al, 2001. Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem biogas; Projekt 35408, Vertrag 75187, étude commandée par le „ Schweizeriches Bundesamtes für Energie

BECK-FRIIS, B., S. SMÅRS, *et al.* (2001) : «SE--Structures and Environment: Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes.» Journal of Agricultural Engineering Research 78(4): 423-430.

BONNEAU M., J. Y. DOURMAD *et al* (2008) : « Connaissance des émissions gazeuses dans les différentes filières de gestion des effluents porcins ». INRA Production animale, vol 21(4), 345-360

CHANTIGNY M. H., P. ROCHETTE *et al* (2004) : « Ammonia Volatilization and Selected Soil Characteristics Following Application of Anaerobically Digested Pig Slurry » Soil Sci. Soc. Am. J. 68:306–312

CLEMENS, J., CUHLS C. (2003) : «Greenhouse gas emissions from mechanical and biological waste treatment of municipal waste.» Environmental Technology 24(6): 745 - 754.

CLEMENS, J., M. TRIMBORN, *et al.* (2006) : «Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry.» Agriculture, Ecosystems & Environment 112(2-3): 171-177.

Couturier. C, S.Berger I.Meiffren (SOLAGRO), 2001. La digestion anaérobie des boues urbaines, état des lieux, état de l'art.

ELWELL D.L., HONG J. H., KEENER H.M. (2002) : « Composting Hog manure/sawdust mixture using intermittent and continuous aeration : ammonia emissions ». Compost Sci & Utiliz., vol 10(2), 142-149

Klingler, 2000. Environmental aspects of biogas technology, in AD-Nett (ed): AD: Making energy and solving modern waste problems, Ortenblad H., Herning municipal utilities, Denmark, pp. 22-33

Menzi.H, R. Frick, R. Kaufmann, M. Keck, (1997). Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials.

NYORD, T., H. T. SØGAARD, *et al*. (2008) : «Injection methods to reduce ammonia emission from volatile liquid fertilisers applied to growing crops.» Biosystems Engineering 100(2): 235-244.

RUBAEK GH, HENRIKSEN K, PETERSEN J, RASMUSSEN B, SOMMER SG (1996) : « Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (Lolium perenne) ». Journal of agricultural science 126 481-492

SOMMER, S. G. (2001) : «Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter.» European Journal of Agronomy 14(2): 123-133.

Sommer, S. Petersen, H.Søgaard, J Environ Qual 29:744-751, 2000. Greenhouse Gas Emission from Stored Livestock Slurry

WHELAN, M. J., T. EVERITT, *et al*. (2010) : «A mass transfer model of ammonia volatilisation from anaerobic digestate.» Waste Management 30(10): 1808-1812.

WULF, S., P. JÄGER, *et al.* (2006) : «Balancing of greenhouse gas emissions and economic efficiency for biogas-production through anaerobic co-fermentation of slurry with organic waste.» Agriculture, Ecosystems & Environment 112 (2-3): 178-185.

Annexes

Annexe 1 : questionnaire d'enquête 156

Annexe 2 : Liste non exhaustive et caractéristiques des déchets méthanisables 160

Annexe 3 : Schéma de stripping avec lavage acide (Bakx, 2009,33)) 161

Annexe 4 : Schéma du principe de précipitation de struvite (Bakx, 2009,33 162

Annexe 5 : Schéma du principe de l'osmose inverse (Bakx, 2009,(33)) 163

Annexe 6 : Répartition des éléments après le procédé d'osmose inverse sur digestat (Bakx, 2009 (33)) 164

Annexe 7 : Répartition des éléments après deux procédés de séchage (Bakx, 2009, (33)) 165

Annexe 8 : Synthèse des la répartition des éléments fertilisants lors de post-traitements 166

Annexe 9 : Résultats du suivi de paramètres du pendant 4 ans suite à l'apport de plusieurs amendement 167

Annexe 10 : Production de biogaz à partir de différents substrats – Mesures sur installations 168

Annexe 11 : Tableau récapitulatif des paramètres agronomiques des digestats d'origine agricole et IAA 169

Annexe 12 : Tableau récapitulatif des paramètres agronomiques des digestats en fonction de l'origine des intrants (agricoles ou urbains 170

Annexe 13 : Tableau récapitulatif des paramètres agronomiques des digestats issus des déchets agricoles et de matières végétales après séparation de phase 171

Annexe 14 : Tableau récapitulatif des paramètres agronomiques des digestats issus des déchets urbains en fonction des post-traitements 172

Annexe 15 : Teneurs en polluants métalliques (ETM) des digestats en fonction de l'origine des intrants 173

Annexe 16 : Teneurs en polluants organiques (CTO) des digestats en fonction de l'origine des intrants 174

Annexe 17 : Fiches de lecture 175

Annexe 1
Questionnaire d'enquête : Qualité agronomique et sanitaire des digestats

Enquête auprès des exploitants

La présente enquête est réalisée dans le cadre de l'étude « La qualité des digestats agronomique et sanitaire des digestats » réalisée pour l'ADEME par un groupement d'entreprises constitué par RITTMO, Fibl, LDAR, INERIS et Uteam.

Elle a pour objet de collecter le maximum d'informations auprès des exploitants d'installation de méthanisation afin d'évaluer la qualité des digestats produits en France.

Les principales informations recherchées sont les analyses des digestats produits, le plus simple est donc de joindre à ce document des copies des bulletins d'analyses concernant les douze derniers mois (Septembre 2009 – Aout 2010) et de nous les retourner :

- par e-mail (de préférence) à c.bacholle@wanadoo.fr
- ou par courrier à :

Uteam,
À l'intention de C.Bacholle,
66 avenue de Landshut,
60200 Compiègne.

Les autres informations demandées concernent :

- les matières premières pour lesquelles des données précises sont demandées. Si des bulletins d'analyses sont disponibles et diffusables, le plus simple est là aussi de les joindre directement,
- une description sommaire des procédés utilisés

Par ailleurs, nous serions également intéressés par toutes les informations et données que vous seriez susceptibles de détenir concernant vos digestats, leur efficacité et leurs impacts (analyse de sols après épandage, étude d'impacts, évaluations sanitaires, essais agronomiques ...) ou concernant les digestats en général.

Identification de l'installation

Maitre d'ouvrage (si différent de l'exploitant) :
Exploitant :
Adresse :

Nom de l'interlocuteur : Tel :
e-mail :
Adresse du site d'implantation du digesteur :

MATIERES PREMIERES UTILISEES

	Matière première*	Tonnage annuel	MS %	MO %	pH	N Tot. g/kg	NH_4^+ g/kg	Saisonnalité**
Substrat1								
Substrat2								

*: Merci de définir vos matières premières de la façon la plus précise possible, *cf la liste de matières premières fournies à titre d'exemples en fin de document*

**: merci de préciser si les livraisons sont régulières toute l'année ou uniquement sur une ou des périodes données, en indiquant lesquelles.

DESCRIPTION DE VOTRE PROCEDE

1-Technique utilisée ?
ex :voie sèche , voie humide, infiniment mélangée, etc.

Autres informations :
2- Biogaz

Volume annuel produit : Valorisation :

Teneur en CH_4 (%) : Teneur en CO_2 (%) : Teneur en H_2S (%) :

3- Prétraitements

Capacité du fermenteur (m3) : Température du procédé : TRH

Durée de séjour minimum : Teneur en MS dans le digesteur :

Type : *Ex : hydrolyse, pasteurisation*

Durée du prétraitement :

4-Post traitements

Stockage anaérobie (durée):
Séparation de phase :
Maturation aérobie (durée) :
Compostage (durée) :
Stripping :
Production de struvite :
Autre :

DIGESTATS

1 Analyses

Merci de joindre au présent questionnaire copie de toutes les analyses réalisées depuis 1an (de septembre 2009 à Septembre 2010) concernant tous les paramètres:

- **Paramètres agronomiques**
- **Eléments indésirables (ETM, CTO, Germes pathogènes)**
- **Caractérisation de la matière organique (ISMO, minéralisation du carbone et de l'azote)**

Merci également de préciser la période de production à laquelle se rapportent les bulletins d'analyse fournis.
Dans le cas où les seules analyses disponibles sont effectuées après compostage du digestat, merci de le préciser et d'indiquer les éventuels coproduits utilisés pour le compostage ainsi que les ratios de mélange.

2- Valorisation du digestats

- Epandage direct (plan d'épandage) :
  Si oui,
  Combien d'hectares épandables ?
  Quelles sont les cultures destinatrices ?

- Compostage sur site pour production de compost normalisé :
  Nature des débouchés :
  (Grandes cultures, vigne, grande distribution, etc.)

- Compostage hors site pour production de compost normalisé :
  Nature des débouchés :
  (Grandes cultures, vigne, grande distribution, etc.)
- Autres :

Exemples de matières premières

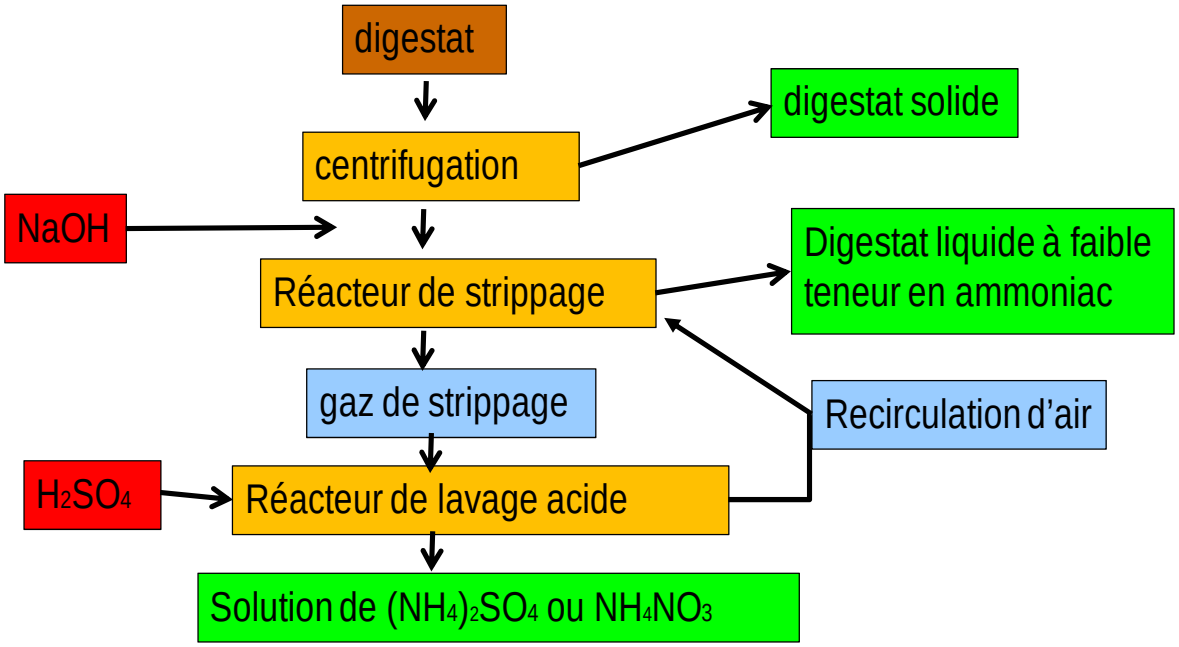
Déjections animales	**Lisiers** , bovins, porcins, volailles, lapins
	Fumiers, Bovins, porcins, ovins, caprins, Equins, volailles, lapins.
	Eaux vertes et blanches
	Déjections livrées en mélange
	etc.
Sous-produits animaux	Aliments animaux résidus
	Déchets de poissons
	Farine animale
	Matières stercoraires
	Lait et sous porduit laitiers
Cultures energétiques	Maïs
	Miscanthus…
Déchets végétaux agricoles	Céréales
	Poussières de Céréales
	Chanvre gâteau de presse
	Colza
	Colza tourteau
	Pomme de terre fanes
	Betterave fourragère
	Betterave sucrière pulpe
	Betterave sucrière feuille
	Paille
	ensil herbe
Boues	BTU
	Boues de laiterie
	Boues Autres IAA
Graisses	Graisse d'abattoir
	Graisses alimentaires usagées
	Glycèrine
	Graisses de step urbaines
Déchets Urbains	Fraction Fermentescibles des Ordures Ménagères
	Déchets de restauration
	Déchets des marchés
	Déchets verts
	Ordures Ménagères résiduelles
	Denrées alimentaires périmées ou avariées
Déchets/Sous produits des IAA	Mélasse
	Résidus de distillation
	Amidon pulpe
	Drèches de Brasserie

Etc…

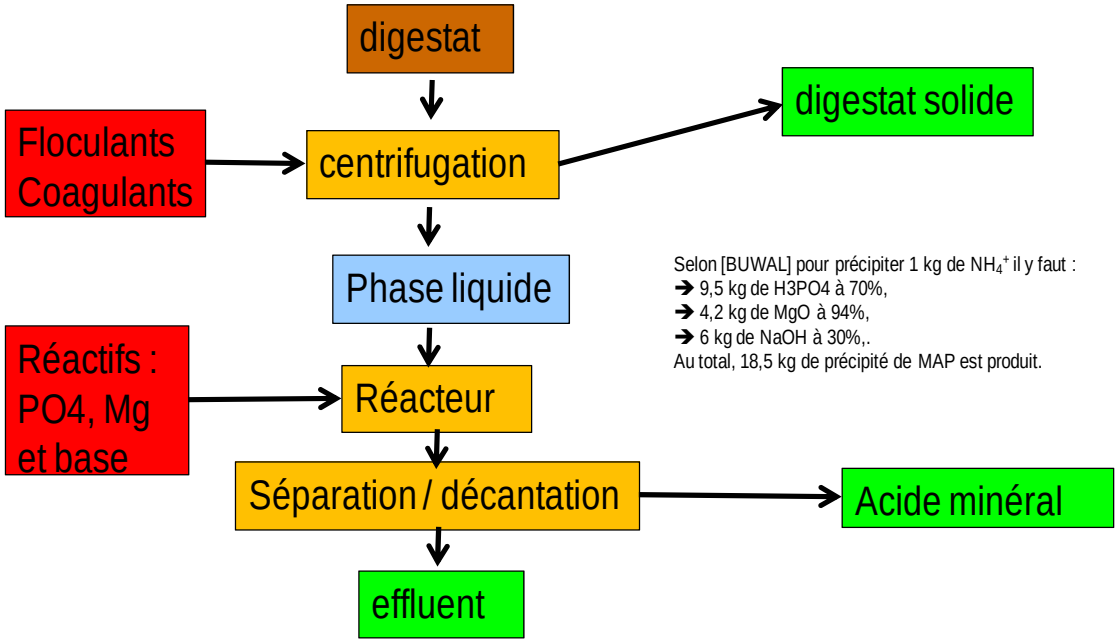
Annexe 2 :
Liste non exhaustive et caractéristique des déchets méthanisables

ENGRAIS ORGANIQUES			COMPOSITION en Kg / tonne de produit brut				
FAMILLE	TYPE	ORIGINE	N	P_2O_5	K2O	CaO	MgO
EFFLUENTS D'ELEVAGE	fumier de dépôt	bovin	6,5	3	11	5	
	fumier frais (très compact de litière accumulée)		5,8	2,3	9,6	3,8	1,7
	fumier compact de pente paillée		4,9	2,3	9	3,8	1,7
	fumier compact d'étable entravée		5,3	1,7	7,1	3,8	1,7
	fumier mou de logette		5,1	2,3	6,2	3,8	1,7
	compost de fumier		8	5	14	6	3
	lisier presque pur		4	2	5	4,5	1,5
	lisier dilué		2,7	1,1	3,3	2,5	1
	lisier très dilué		1,6	0,8	2,4	1	0,5
	purin pur		3	0,9	5,7	2	2
	purin dilué		0,4	0,2	1,5	1	0,5
	fumier de litière accumulée sur paille	porcin	7,2	7	10,2	6	2,5
	fumier de litière raclée sur paille		9,1	10,9	11,2	7,5	3,1
	lisier pur		9,6	4,8	5,9	5,2	1,7
	lisier dilué		4,3	3,8	2,6	3,6	1,2
	compost de fumier de litière accumulée		7,6	10,2	14,7	8	3
	compost de fumier de litière raclée		11	18,3	20,8	10	4
	compost de lisier sur paille		7,7	14,9	10,5	5	2
	compost de refus de tamisage de lisier		7,2	43,4	2,6	10	3
	lisier pondeuse	volaille	6,8	9,5	5,5	16,2	1,2
	fiente humide pondeuse		15	14	12	40,5	3
	fiente présèchée sur tapis pondeuse		22	20	12	50	4,8
	fiente séchée en fosse profonde pondeuse		30	40	28	60	8
	fiente séchée sous hangar pondeuse		40	40	28	60	8
	lisier canard		5,9	5,9	4,1	6	1
	fumier sortie du bâtiment poulet de chair		29	25	20	14,5	3,7
	fumier aprés stockage poulet de chair		22	23	18	11	2,8
	fumier sortie du bâtiment poulet label		20	18	15	10	2,5
	fumier aprés stockage poulet label		15	17	14	7,5	1,9
	fumier sortie du bâtiment dinde de chair		27	27	20	23,5	3,7
	fumier aprés stockage dinde de chair		21	25	18	18,2	2,8
	fumier sortie du bâtiment pintade de chair		32	25	20	18	2
	fumier	ovin	6,7	4	12	11,2	1,4
	compost de fumier d'ovins		11,5	7	23	22	3
	fumier	caprin	6,1	5,2	7	8	2
	fumier	cheval	8,2	3,2	9	6	2
	lisier	lapin	8,5	13,5	7,5	13,9	3,5
EFFLUENTS INDUSTRIELS	écume de sucrerie		3	8,5	0,4	300	5
	vinasse de mélasse		40	9	90	2	1
EFFLUENTS URBAINS	compost urbain (ordures ménagères)		6	4	5	36	4
	compost végétal urbain		8	4	10	2	1
	boue de station d'épuration liquide		2 à 5	4	0,6	1	0,5
	boue de station d'épuration pateuse		5 à 12	10	1,5	2	1,25
	boue de station d'épuration chaulée solide		5 à 12	12	1,8	35	1,5
	boue de station d'épuration séchée		30 à 40	36	5,4	9	4,5

Annexe 3 :
Schéma de stripping avec lavage acide (Bakx, 2009,33)



Annexe 4 :
Schéma du principe de précipitation de struvite (Bakx, 2009,33)



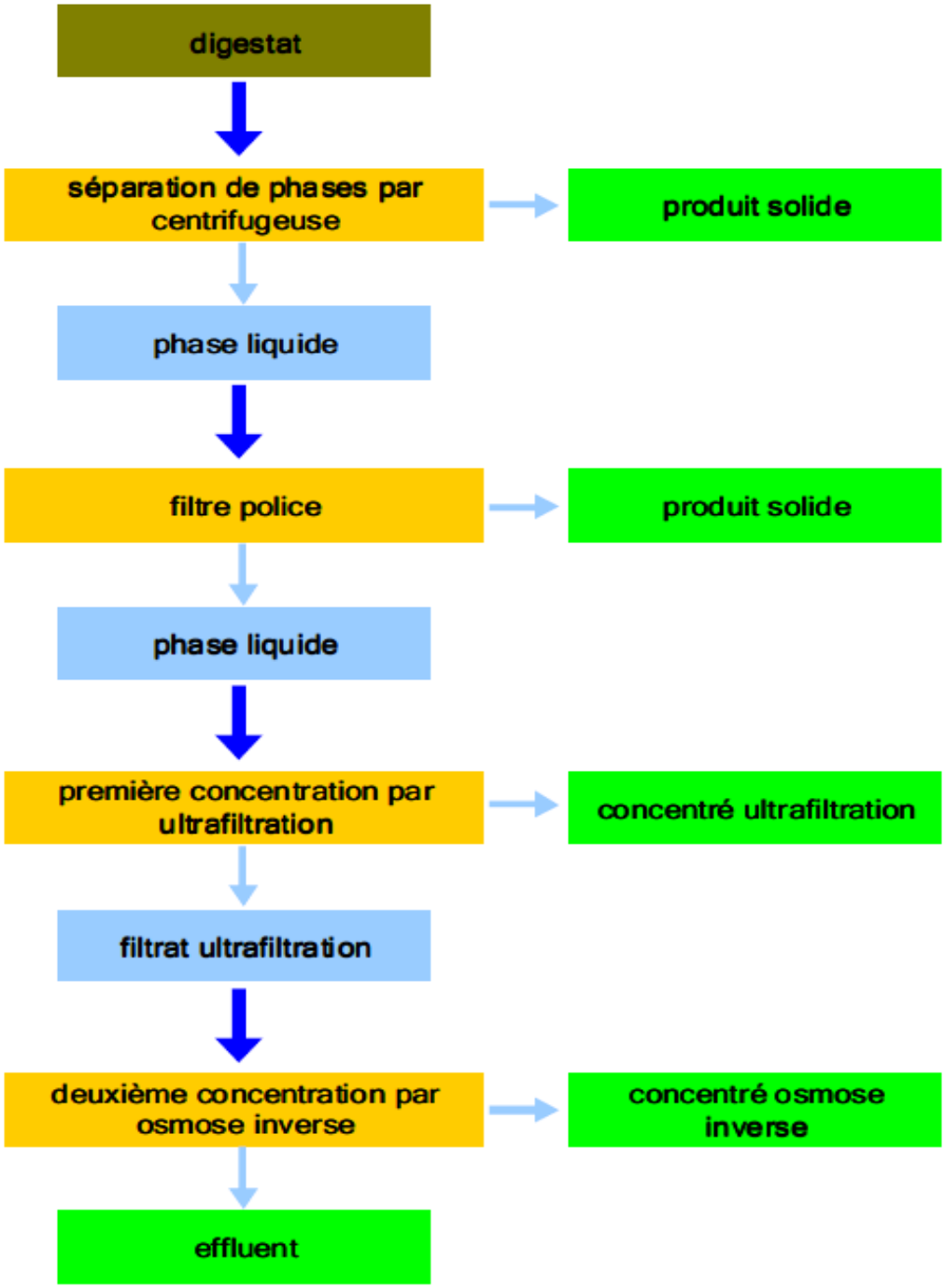
Elle permet l'obtention de 3 produits :

- ⇨ Produit solide sortant de la centrifugation. Des floculants/coagulants sont ajoutés pour améliorer la séparation de la matière en suspension, ce qui engendre également une séparation des phosphates.
- ⇨ Produit solide « minéral » contenant le magnésium-ammoniumphosphate (MAP) et des résidus organiques (MS estimée à 30 %).
- ⇨ Fraction liquide contenant très peu de N et de P (MS estimée à 3 %), mais il contient presque tout le K.

Tableau de répartition des éléments après précipitations de struvite (Bakx, 2009,(33))

	solide (centrifugation + coagulant)	liquide séparé des boues de MAP	boues de MAP
volume %	7	93	
N total %	22		
N orga %	17-25		
NH_4^+ %	10	9	81
P %	79	21	430 Car ajout de H_3PO_4
K %	3	97	0
MES %	48	52	

Annexe 5 :
Schéma du principe de l'osmose inverse (Bakx, 2009,(33)



Annexe 6 :
Répartition des éléments après le procédé d'osmose inverse sur digestat (Bakx, 2009 (33))

	solide après centrifugation	concentré d'ultrafiltration	concentré osmose inverse	effluent
volume %	18	12	18	53
N total %				
N orga %				
NH_4^+ %	18	13	70	0
P %	76	20	4	0
K %	17	12	70	0
MES %	70	30	0	0

Annexe 7 :
Répartition des éléments après deux procédés de séchage (Bakx, 2009, (33))

	évaporation	évaporation	évaporation	séchage thermique	séchage thermique	séchage thermique
	solide	évaporation	effluent	presse à vis ➔ fraction liquide	digestat séché	eau de lavage
volume %	10-20	28	62	80-90	5	2
N total %	8-25	75-92		80	11	9
N orga %		-				
NH_4^+ %	3-11	89-97		91		9
P %	8-28	72-82		8-28	72-92	
K %	6-13	87-94		87-94		
MES %	20-55	45-80		46		

Annexe 8 :
Synthèse des la répartition des éléments fertilisants lors de post-traitements

	phases obtenues après traitement	volume %	MES %	N tota %	N orga %	NH_4^+ %	P %	K %
presse à vis	liquide	80-90	45-80	75-92	/	89-97	8-28	87-94
presse à vis	solide	10-20	20-55	8-25	/	3-11	72-92	6-13
centrifugation	liquide	93	52	78	79	90	21-73	97
centrifugation	solide	7	48	22	21	10	27-99	3
osmose inverse	solide après centrifugation	18	70	/	/	18	76	17
osmose inverse	concentré par ultrafiltration	12	30	/	/	13	20	12
osmose inverse	concentré par osmose inverse	18	0	/	/	70	4	70
osmose inverse	effluent liquide	53	0	/	/	0	0	0
stripping + oxydation catalytique	liquide	91	52	36	/	27	25	93
stripping + oxydation catalytique	solide	7	48	22	17-25	10	75	3
stripping + lavage acide	liquide	90	52	8	75-83	9	21-73	93
stripping + lavage acide	solide	7	48	22	17-25	10	27-79	3
stripping + lavage acide	NH_4SO_4	/		/	/	81		
évaporation	solide	10-20	20-55	8-25	/	3-11	8-28	6-13
évaporation	concentré	28	45-80	75-92	/	89-97	72-92	87-94
évaporation	effluent	62	/	/	/	/	/	/
séchage thermique	liquide après presse à vis	80-90	46	80	/	91	8-28	87-94
séchage thermique	digestat séché	5	/	11	/	/	72-92	/
séchage thermique	eau de lavage	2	/	9	/	9	/	/
struvite	solide (centrifugation + coagulant)	7	48	22	17-25	10	79	3
struvite	liquide séparé des boues de MAP(magnésium-ammoniumphosphate)	93	52	/	/	9	21	97
struvite	boues de MAP	/	/	/	/	81	430	0

Annexe 9 :
Résultats du suivi de paramètres pendant 4 ans suite à l'apport de plusieurs amendements

caractéristiques du sol d'essai après 4 ans d'application des matières organiques. Les résultats correspondent aux moyennes sur les 4 années. **(Odlare, 2007)**										
		50 % Compost + 50 % NPS	**50 % digestat + 50 % Fertilisation minérale (N,P,S)**	**BTU digérées**	**fumier porcin**	**fumier bovin**	**Fertilisation minérale (N, P, S)**	**Compost de biodéchets**	**digestat de biodéchets**	**Témoin non fertilisé**
pH		5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,6	5,7	5,7	5,6
Corg (%)	%	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3
Tot-N (%)	%	0,13	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
P total	g/Kg MS	0,74	0,7	0,8	0,7	0,7	0,7	0,8	0,8	0,7
S total	mg/100g MS	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
P-disponible	mg/100g MS	4,5	4	4,8	4,4	4,5	4	5	4,4	4
P olsen	mg/100g MS	2,1	2	2,2	2,1	2,1	2	2,2	2,1	2
K	mg/100g MS	19,8	19,3	19,5	19,8	20,6	18,4	20,3	20,1	18,4
Cu	mg/kg MS	29	28,2	28,5	28,6	28,6	26,4	28,1	29,2	26,6
Zn	mg/kg MS	101,1	98,2	99,2	99,4	98,8	93,4	97,9	101,3	93,8
Cd	mg/kg MS	0,26	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,2
Cr	mg/kg MS	37,8	36,5	37,6	37,2	36,7	35,2	36,5	37,7	35,8
Ni	mg/kg MS	23,1	22,6	23,4	23,1	23	20,8	22,5	23,6	21,5
Pb	mg/kg MS	20,5	20,2	20,3	20,3	20,4	19,8	19,7	21	19,7
Respiration basale	µg CO2-C / g MS / h	0,23	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Respiration induite par le substrat (SIR)	µg CO2-C / g MS / h	3,4	3,5	3,4	3,4	3,4	3,2	3,3	3,6	3,1
µSIR	min	0,16	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Organismes non actifs	µg CO2-C / g MS / h	2,9	3	3	3	3	2,8	3	3,2	2,8
Organismes actifs	µg CO2-C / g MS / h	0,45	0,5	0,4	0,5	0,4	0,5	0,3	0,4	0,3
Activité potentielle de dénitrification	(ng N2O-N / g Ms/ min 1)	9,9	9,3	9,6	9,8	8,7	9	9,5	9,2	8,7
µPDA	min	0,25	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,2
Potentiel d'oxydation de l'ammonium	ng NO2-N /g MS / min)	4,2	4,1	4	4,1	3,9	3,6	4,3	4,4	4
P biodisponible	µmol PNP / g MS / h	1,6	1,6	1,6	1,6	1,5	1,5	1,6	1,7	1,5
N minéral	µg NH_4^+ + / g MS / 10 jours	18,9	18,6	19	18,7	20,5	18,2	19,1	19,3	17,2
Rendement des cultures	kg / Ha / an	2532,5	2666,7	2699,4	2704,7	2597	2798	1946,8	2272,5	1593,4

Annexe 10 :
Production de biogaz à partir de différents substrats – Mesures sur installations

Déchet	Composition du biogaz	Procédé	Référence
Déchets divers	CH_4 : 50 – 80% CO_2 : 15 –45% H_2O : 5 % H_2S : 0,1 – 0,5% N_2 : 0 à 5 % CO : traces Organo-halogénés : traces Métaux lourds : traces	-	CReeD (2001)
Déchets de restauration	CH_4 : 70-80 %	-	Schomaker et al. (2000)
Déchets de fruits et légumes	CH_4 : 50-60%	Bioréacteur pilote (3,25L) mésophile	Rao et al. (2000)
Déchets agricoles	CH_4 : 59.9%		
Fumier de bovins	CH_4 :62%		
Boues de step	CH_4 : 50 – 74% CO_2 : 30-49 % N_2: 0-2% H_2S:0-7500 mg/m^3	n. r.	Poulleau (2002)
Boues de step	CH_4 : 65 % CO_2 : 35% H_2S : 0,3 à 0,5%	-	Couturier et al. (2001)
Lisier de porc	CH_4 : 65 – 69% CO_2 : 30-34 % N_2: 0-1% H_2S:0-9600 mg/m^3	n. r.	Poulleau (2002)
Lisier de porc	CH_4 : 70-80 %	-	Schomaker et al. (2000)
Lisier de vache	CH_4 : 55-75 %		
Lisier de volaille	CH_4 : 60-80 %		
Lisier bovin, lisier porcin	CH_4 : 50-68 % H_2S : 300 à 800ppm	Mésophile, humide	CReeD (2003)
Lisier porcin	CH_4 : 60 %		
OM	CH_4 :70%	Bioréacteur pilote (3,25L) mésophile	Rao et al. (2000)
OM	CH_4 : 50 – 60 % (moy à 54) CO_2 : 40 à 60 % H_2S : 200 à 2500 ppmv (moy à 1200) H_2 : <0,5%	Solide, mésophile	Brula et al. (1995)
OM	CH_4 : 63%	Thermophile, semi-liquide	Wannholt (1999)
Biodéchets	CH_4 : 55 %	Thermophile , sec	De Baere (2000)
Biodéchets	CH_4 : 50-65 % H_2S : 200ppm	Thermophile, sec	CReeD (2003)

Résultats issus de :
P. Mallard, D. Rogeau, B. Gabrielle, M. Vignoles, C. Sablayrolles, V. Le Corff, M. Carrere, S. Renou, E. Vial, O. Muller, N. Pierre, Y. Coppin, 2005. Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets – Bilan des connaissances.

Annexe 11 :
Tableau récapitulatif des paramètres agronomiques des digestats d'origine agricole et des IAA

	Substrats	déjections animales	déjections animales & sous-produits animaux	déjections animales & sous-produits animaux & biodéchets	Digestats d'IAA	Lisier / fumier bovin	Lisier / fumier porcin	Autres	Déchets verts & biodéchets	Totalité des digestats agricoles
pH	*Effectif*	15	17	5	23	12	21	13	53	160
	Moyenne	**8,0**	**7,6**	**8,0**	**7,7**	**7,7**	**7,7**	**7,5**	**7,8**	**7,8**
	Minimum	7,1	7,1	7,7	3,7	6,2	6,4	7,4	7,5	3,7
	Maximum	8,5	8,0	8,2	12,6	8,7	9,9	8,2	8,3	12,6
MS (% de MB)	*Effectif*	19	17	6	24	10	10	16	53	155
	Moyenne	**11,5**	**13,5**	**7,5**	**18,3**	**16,7**	**8,0**	**8,6**	**26,5**	**17,5**
	Minimum	1,7	4,6	4,3	2,6	4,4	1,0	2,5	4,5	1,0
	Maximum	41,6	27,5	18,5	49,0	34,0	42,2	20,3	54,5	54,5
C/N	*Effectif*	3	0	0	8	12	2	6	53	84
	Moyenne	**5,9**	**nd**	**nd**	**10,1**	**16,4**	**2,1**	**19,1**	**18,0**	**16,2**
	Minimum	4,5	nd	nd	5,0	3,0	0,3	3,7	5,8	0,3
	Maximum	7,4	nd	nd	17,0	34,0	4,0	38,5	39,3	39,3
C orga (% MS)	*Effectif*	1	0	0	8	13	7	5	0	34
	Moyenne	**290,00**	**nd**	**nd**	**312,88**	**129,95**	**141,56**	**419,20**	**nd**	**222,63**
	Minimum	290,00	nd	nd	153,00	1,42	35,58	360,00	nd	1,42
	Maximum	290,00	nd	nd	466,00	416,67	618,46	457,00	nd	618,46
N total (g/kg MS)	*Effectif*	11	17	5	26	14	15	6	53	147
	Moyenne	**67,59**	**58,13**	**72,41**	**52,40**	**15,97**	**75,43**	**35,13**	**23,74**	**42,72**
	Minimum	20,10	19,78	43,10	8,13	1,10	1,50	13,20	8,44	1,10
	Maximum	160,00	94,34	97,48	172,62	64,91	240,00	102,00	55,45	240,00
NH4 (g/kg MS)	*Effectif*	20	10	5	17	14	15	16	53	150
	Moyenne	**39,04**	**40,24**	**47,62**	**25,51**	**13,17**	**34,53**	**23,64**	**7,15**	**22,10**
	Minimum	0,93	22,65	13,30	0,40	0,19	0,13	1,05	0,00	0,00
	Maximum	120,59	53,04	88,32	128,57	32,10	166,15	70,12	31,46	166,15
P2O5 (g/kg MS)	*Effectif*	*20*	*17*	*5*	*26*	*13*	*4*	*7*	*53*	*145*
	Moyenne	***26,76***	***21,53***	***30,44***	***28,44***	***27,36***	***46,26***	***10,92***	***10,14***	***20,33***
	Minimum	*2,1*	*11,31*	*19,71*	*2,03*	*4,7*	*1,8*	*3,38*	*4,48*	*1,8*
	Maximum	*115,11*	*41,06*	*39,85*	*92*	*57,38*	*96,92*	*23,15*	*16,97*	*115,11*
K2O (g/kg MS)	*Effectif*	18	17	5	23	12	2	7	53	137
	Moyenne	**59,97**	**27,29**	**62,44**	**28,24**	**49,76**	**204,06**	**63,55**	**22,64**	**37,63**
	Minimum	4,60	6,98	43,84	0,40	14,57	189,07	17,21	7,03	0,40
	Maximum	154,00	99,83	92,62	143,00	114,09	219,04	260,90	57,90	260,90
CaO (g/kg MS)	*Effectif*	5	0	1	18	0	7	0	0	31
	Moyenne	**35,06**	**nd**	**35,80**	**106,47**	**nd**	**90,75**	**nd**	**nd**	**89,13**
	Minimum	27,49	nd	35,80	5,22	nd	68,61	nd	nd	5,22
	Maximum	46,95	nd	35,80	400,00	nd	105,69	nd	nd	400,00
MgO (g/kg MS)	*Effectif*	7	17	4	0	12	0	6	53	99
	Moyenne	**5,90**	**3,65**	**9,79**	**nd**	**8,28**	**nd**	**4,52**	**6,97**	**6,45**
	Minimum	3,10	1,99	7,41	nd	0,00	nd	1,60	3,17	0,00
	Maximum	8,02	7,90	14,97	nd	17,50	nd	9,70	12,49	17,50

Annexe 12 :
Tableau récapitulatif des paramètres agronomiques des digestats en fonction de l'origine des intrants (agricoles ou urbains)

		digestats de biodéchets			Compost de déchets verts + digestat de biodéchets			Compost de déchets verts + digestat de FFOM			digestats de BTU			digestat agricoles + IAAs		
nombre de sites		9			2			4			44			56		
nombre de valeurs analytiques		39			22			19			408			49-147		
Paramètres	unités	moy	min	max	moy	min	max	moy	min	max	moy	min	max	moy	min	max
pH		8,2	7,8	8,5	nd	nd	nd	8,3	8,3	8,4	8,7	7	12,7	7,8	3,7	12,6
MS	% MB	18,2	3,1	45,7	55,6	55,1	56	56,1	51,2	63,2	26	2,1	86,6	15,9	1	54,5
MO	% MS	63,6	38,6	75,1	29,4	21,1	37,7	48,1	39,8	53,8	56,7	28,6	76,5	nd	nd	nd
N total	g / kg MS	49,49	3,80	98,00	6,45	6,60	6,30	12,48	6,60	21,00	55,38	4,34	219,00	42,72	1,1	240
$N\text{-}NH_4$	g / kg MS	15,88	2,00	35,00	nd	nd	nd	1,30	1,00	1,60	5,93	0,55	36,60	22,1	0	166,15
P_2O_5	g / kg MS	32,38	1,00	59,00	3,85	4,80	2,90	8,11	3,50	13,30	48,50	6,53	126,10	20,33	1,8	115,11
K_2O	g / kg MS	96,45	6,50	244,00	5,35	6,90	3,80	9,71	5,40	15,80	4,29	0,22	29,00	37,63	0,4	260,9
CaO	g / kg MS	44,80	44,80	44,80	nd	nd	nd	55,88	44,30	82,90	117,47	9,81	397,00	67,27	5,22	400,00
MgO	g / kg MS	19,90	19,90	19,90	nd	nd	nd	5,60	4,50	7,00	6,96	0,61	13,33	17,13	0,30	475,71

Annexe 13 :

Tableau récapitulatif des paramètres agronomiques des digestats issus des déchets agricoles et de matières végétales après séparation de phase

	digestat brut					digestat liquide				
	effectif	**moyenne**	**médiane**	**min**	**max**	**effectif**	**moyenne**	**médiane**	**min**	**max**
pH	57	7,4	7,8	3,7	8,4	54	7,9	7,9	7,3	9,9
C/N	10	4	9,12	17	8,05	36	0,29	7,86	12,9	7,95
C Total (g/kg MS)	18	391,78	391,50	35,50	699,00	12	109,23	67,65	6,08	360,00
N total (g/kg MS)	33	65,2	49	1,1	240	56	52,43	43,7	6,08	149,21
NH4 (g/kg MS	43	41,91	30,43	0,13	166,15	58	24,14	17,06	0,81	120,59
P2O5 (g/kg MS)	32	28,36	25,96	1,8	96,92	53	19,73	14,95	2,1	57,38
K2O (g/kg MS)	26	69,92	65,09	1,74	219,04	51	48,3	34,78	0,4	260,9
CaO (g/kg MS)	28	67,58	43,78	24,65	356,0	46	47,12	47,73	5,22	82,83
MgO (g/kg MS)	28	22,85	13,57	0,78	315,45	45	23,18	13,74	3,10	475,71
Na2O (g/kg MS)	6	13,44	13,15	1,50	28,32	3	13,99	16,40	0,27	25,30

	digestat solide					**Totalité des digestats**				
	effectif	**moyenne**	**médiane**	**min**	**max**	**effectif**	**moyenne**	**médiane**	**min**	**max**
pH	46	8,0	7,8	7,1	12,6	159	7,8	7,8	3,7	12,6
C/N	38	4,95	26,07	39,3	25,65	84	0,29	16,25	39,3	10,85
C Total (g/kg MS)	11	278,28	329,41	1,67	457	49	282,81	355,00	1,42	699,00
N total (g/kg MS)	58	20,56	13,38	1,42	76	147	42,72	30,56	1,1	240
NH4 (g/kg MS)	49	2,29	1,3	0	13,3	150	22,1	8,48	0	166,15
P2O5 (g/kg MS)	60	16,57	7,25	2,03	115,1	145	20,33	14,17	1,8	115,11
K2O (g/kg MS)	60	14,56	11,01	0,8	45,5	137	37,63	26,85	0,4	260,9
CaO (g/kg MS)	44	89,50	66,40	10,07	400,0	121	67,27	52,01	5,22	400
MgO (g/kg MS)	49	8,67	7,77	0,30	33,92	125	17,13	10,84	0,30	475,71
Na2O (g/kg MS)	5	5,11	4,10	0,56	10,40	14	10,58	8,70	0,27	28,32

Annexe 14 :

Tableau récapitulatif des paramètres agronomiques des digestats issus des déchets urbains en fonction des post-traitements

	Substrats méthanisés	BTU liquides	BTU déshydratées	BTU séchées	biodéchets brut	biodéchets déshydratés	biodéchets Compostés	FFOM Compostée	Totalité des digestats urbains
pH	*Effectif*	6	15	3	1	1	/	2	34
	Moyenne	**8,0**	**8,7**	**7,4**	**8,5**	**8,4**	**/**	**8,3**	**8,6**
	Minimum	7,4	7,3	7,0	8,5	8,4	/	8,3	7,0
	Maximum	8,4	12,9	7,9	8,2	8,4	/	8,5	12,9
MS (% de MB)	*Effectif*	9	19	7	6	3	2	4	57
	Moyenne	**3,0**	**26,6**	**45,0**	**8,4**	**48,0**	**55,6**	**56,1**	**29,1**
	Minimum	2,1	18,9	13,1	3,1	42,5	55,1	51,2	2,1
	Maximum	3,6	37,4	92,1	14,2	45,7	56,0	63,2	92,1
MO (% de MS)	*Effectif*	5	17	6	5	3	2	3	47
	Moyenne	**72,2**	**53,3**	**68,0**	**70,2**	**52,7**	**29,4**	**48,1**	**56,5**
	Minimum	68,5	31,1	58,9	68,1	38,6	21,1	39,8	21,1
	Maximum	75,2	70,2	76,5	75,1	74,1	37,7	53,8	76,5
C orga (% MS)	*Effectif*	5	2	5	5	1	/	/	19
	Moyenne	39,2	52,3	39,4	38,8	109,0	/	/	44,4
	Minimum	37,8	48,9	34,0	37,7	109,0	/	/	34,0
	Maximum	41,1	55,6	49,8	40,4	37,8	/	/	109,0
N total (g/kg MS)	*Effectif*	7	19	9	6	3	2	4	57
	Moyenne	110,93	43,25	51,09	79,92	14,03	6,45	12,47	50,15
	Minimum	51,00	4,33	44,50	6,50	13,00	6,30	6,60	4,33
	Maximum	140,50	65,10	73,00	151,00	15,10	6,60	21,00	151,00
NH4 (g/kg MS)	*Effectif*	1	16	5	3	3	/	2	37
	Moyenne	19,20	7,07	3,18	94,00	2,75	/	1,30	12,65
	Minimum	19,20	0,55	2,06	87,00	0,45	/	1,00	0,45
	Maximum	19,20	13,00	4,00	98,00	4,00	/	1,60	98,00
P2O5 (g/kg MS)	*Effectif*	7	19	9	4	3	2	4	55
	Moyenne	28,55	57,98	47,55	22,50	6,65	3,85	8,11	38,54
	Minimum	15,00	6,53	17,90	17,00	2,00	2,90	3,50	2,00
	Maximum	69,70	97,01	67,20	35,00	9,00	4,80	13,30	97,01
K2O (g/kg MS)	*Effectif*	1	16	8	4	3	2	4	44
	Moyenne	5,00	4,08	4,60	49,25	7,40	5,35	9,70	9,09
	Minimum	5,00	0,22	2,84	32,00	1,00	3,80	5,40	0,22
	Maximum	5,00	29,00	7,00	59,00	15,20	6,90	15,80	59,00
CaO (g/kg MS)	*Effectif*	1	13	4	1	/	/	4	28
	Moyenne	105,50	91,53	68,57	44,80	/	/	55,87	106,07
	Minimum	105,50	9,80	38,90	44,80	/	/	44,30	9,80
	Maximum	105,50	295,70	80,00	44,80	/	/	82,90	328,72
MgO (g/kg MS)	*Effectif*	1	/	4	1	1	/	4	29
	Moyenne	11,60	/	6,85	19,90	11,30	/	5,60	7,36
	Minimum	11,60	/	6,00	19,90	11,30	/	4,50	0,61
	Maximum	11,60	/	9,06	19,90	11,30	/	7,00	19,90

Annexe 15 :

Teneurs en polluants métalliques (ETM) des digestats en fonction de l'origine des intrants

		digestats de biodéchets				Compost de déchets verts + digestats de FFOM				Teneurs limites NFU 44-051 & 44-095
nombre de sites		9				4				
nombre de valeurs		14				17				
Paramètres	unités	**moyenne**	mediane	*min*	*max*	**moyenne**	**mediane**	*min*	*max*	
Cadmium	mg/kg MS	**0,40**	0,37	*0,37*	*0,45*	**0,60**	0,64	*0,50*	*0,80*	3
chrome		**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**26,90**	26,94	*26,40*	*27,50*	120
cuivre		**48,5**	48,49	*35,3*	*61,7*	**64,10**	64,14	*49,70*	*78,60*	300
mercure		**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**0,10**	0,13	*0,10*	*0,10*	2
nickel		**17,90**	17,91	*17,90*	*17,9*	**17,70**	17,67	*17,60*	*17,80*	60
plomb		**15,30**	15,27	*2,20*	*28,3*	**76,20**	76,22	*68,90*	*83,60*	180
zinc		**109,10**	109,14	*55,7*	*162,6*	**244,90**	244,92	*241,70*	*248,10*	600
arsenic		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	18
Selenium		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	12

		digestats de BTU				digestats agricole				Teneurs limites NFU 44-051 & 44-095
nombre de sites		44				variable				
nombre de valeurs		395				variable (12-121)				
Paramètres	unités	**moyenne**	mediane	*min*	*max*	**moyenne**	mediane	*min*	*max*	
Cadmium	mg/kg MS	**1,80**	1,69	*0,40*	*8,10*	0,41	0,33	0,00	2,74	3
chrome		**43,40**	44,67	*13,40*	*88,90*	23,00	12,30	0,00	199,00	120
cuivre		**410,40**	406,15	*116,90*	*749,2*	116,40	55,76	0,04	2756,0	300
mercure		**1,60**	1,67	*0,40*	*8,20*	0,20	0,06	0,00	1,40	2
nickel		**29,90**	26,45	*12,70*	*115*	15,06	12,34	0,10	68,70	60
plomb		**78,10**	55,61	*16,40*	*309*	17,80	13,23	0,00	63,54	180
zinc		**929,1**	881,18	*246,00*	*2787*	221,55	182,24	0,70	2563,0	600
arsenic		nd	nd	nd	nd	0,50	0,01	0,00	4,30	18
Selenium		nd	nd	nd	nd	**nd**	nd	nd	**nd**	12

Annexe 16 :

Teneurs en polluants organiques (CTO) des digestats en fonction de l'origine des intrants

		digestats de FFOM compostées avec déchets verts				digestats de BTU				digestats agricoles et IAAs				Teneurs limites NFU 44-051/44-095
nombre de sites		19								4				
nombre de valeurs analytiques		19				22				18				
Paramètres	unités	moyenne	médiane	*min*	*max*	moyenne	médiane	*min*	*max*	moyenne	médiane	*min*	*max*	
Fluoranthène	µg/kg MS	521	460	400	764	466	370	77	1630	94	55	*4*	*383*	4000
Benzo(b)fluoranthène		235	235	130	340	272	191	50	970	59	50	*4*	*164*	2500
Benzo(a)pyrène		203	205	130	272	228	173	50	770	61	36	*4*	*164*	1500
Somme des 7 PCB		non requis	non requis	non requis	non requis	218	140	67,8	880	non requis	non requis	non requis	non requis	800

Annexe 17 :

Fiches de lectures

N° de fiche	1
année	2007
Titre de la publication	Compost et digestat en Suisse
Auteurs	Étude n° 1 : T.Kupper, R.Brändli, T.Bucheli, KristinBecker van Slooten, J.Mayer, H.Bachmann, M.Pohl, F.Niang, C.Stämpfli, A.Aldrich, O.Daniel, W.Richner, F.X.Stadelmann, J.Tarradellas.Étude n° 2 : J.G. Fuchs, A.Berner, L.Tamm, JochenMayer, H.Bachmann, U.Baier, H.Zweifel, A.Wellinger, K.Schleiss, 2007.
Affiliation	
Source	Internet : Téléchargeable sur : www.environnement-suisse.ch/uw-0743-f. Référence : UW-0743-F
Mots-clé	digestat, compost, épandage,
Résumé	Le compostage (traitement aérobie des déchets biodégradables) et la méthanisation (traitement anaérobie, combiné à la production de biogaz) sont des procédés de traitement des déchets dont l'importance en Suisse continue de croître. Le présent rapport de synthèse propose une revue approfondie des micropolluants présents dans le compost, le digestat et l'eau de pressage et des bénéfices qu'apportent ces trois produits. Il décrit leurs effets sur l'environnement, sur la fertilité du sol, les organismes terrestres, ainsi que sur la santé des plantes. Les résultats de ces études exhaustives montrent que la grande majorité des composts et digestats de Suisse sont de qualité bonne à très bonne (échantillonnage 2003). Les matériaux de départs (intrants) influencent surtout les caractéristiques chimiques des produits, alors que la conduite de la dégradation en détermine surtout les caractéristiques biologiques. Une application réussie de compost et de digestat exige que l'on choisisse le produit adapté à l'utilisation prévue.
	Ce document dresse un tableau détaillé de la présence de micropolluants organiques dans le compost, le digestat et le jus de pressage (fraction liquide). Il expose les facteurs influençant les concentrations de ces substances et décrit leurs effets sur les organismes du sol. Ce travail a débuté par une compilation bibliographique exhaustive, ponctuée par une synthèse des données actuellement disponibles. Les classes de polluants destinées à être analysées ont été classées par ordre de priorité et des méthodes analytiques ont été élaborées en conséquence. Une étude de monitoring a été conçue, réalisée et interprétée. Ces travaux ont été complétés par une étude en conditions réelles du comportement des micropolluants organiques pendant le compostage et la méthanisation et par des études écotoxicologiques.
type d'effluents	agricoles, biodéchets et déchets verts et horticoles
Procédés étudiés	co-méthanisation, voie sèche, voie humide
Principaux résultats	document très complet, étude sur les aspects innocuité des digestats et des composts en Suisse
	Dans l'ensemble, les résultats des études écotoxicologiques ont indiqué que la dissémination de micropolluants organiques par épandage de compost ou de digestat ne présente aucun risque immédiat pour le sol. Mais les lacunes importantes affectant les connaissances sur les écosystèmes terrestres empêchent d'exclure tout effet néfaste.

	La confrontation de l'effet fertilisant et d'autres incidences positives avec les effets néfastes avérés et potentiels, en tenant compte des incertitudes dans l'interprétation des données, indique que l'abandon de la valorisation du compost et du digestat issus de déchets urbains collectés sélectivement n'est ni nécessaire ni proportionné. Il est toutefois recommandé d'optimiser ce mode de recyclage pour les raisons suivantes : (a) grande variabilité des teneurs en micropolluants organiques, (b) flux nets de substances issues de régions urbaines qui aboutissent sur des surfaces agricoles utiles, (c) cycles de matières incomplètement bouclés dans l'agriculture et (d) lacunes dans les connaissances sur l'impact des polluants. La nécessité d'optimisation ne découle donc pas de l'existence de risques immédiats avérés, mais des possibilités manifestes de réduire la contamination du compost et du digestat (a), de l'organisation perfectible du système de recyclage (b, c) et des risques potentiels, qui ne peuvent pas encore être évalués comme il convient (d).
	La stabilité des produits augmente avec leur maturation, ce qui ce traduit d'une part par des extraits aqueux plus clairs, et d'autre part par des teneurs en acides humiques plus importantes. En contrepartie, l'activité biologique des composts, caractérisée par le potentiel respiratoire des produits et par leurs activités enzymatiques, diminue avec l'avancement du processus. Les composts deviennent également de plus en plus compatibles avec la croissance des plantes. A ce sujet cependant, il faut relever que la conduite du processus joue un rôle important quand à la qualité biologique du produit final. Ceci est également observable en ce qui concerne le pouvoir de suppression des maladies. Six mois après l'épandage du compost, une augmentation nette du pH des sols a encore pu être observée. Par contre, les sols ne se différenciaient pas sur le plan de leur réceptivité aux maladies. Il est toutefois probable que cela vienne du fait que l'équilibre microbien de ces champs, cultivés depuis plusieurs années selon le mode de production biologique, est déjà proche de son optimum. Le post-traitement de digestats permet la production de composts de bonne qualité. Lors de ce traitement, une attention particulière doit être protée à l'humidité des tas, afin d'éviter les pertes en azote sous forme ammoniacale. A ce sujet, l'ajout de broyat ou de compost frais apporte un avantage certain. En conclusion, la présente étude a mis mettre en évidence le fait que la qualité générale des digestats et composts suisses est bonne. Toutefois, la responsabilité du producteur de compost est importante, la conduite du processus pouvant fortement influencer la qualité du produit fini. Au niveau de l'utilisation des composts, une attention particulière doit être portée au choix du produit en relation avec les buts recherchés. Une meilleure connaissance des produits permet un meilleur succès lors de son utilisation, et un dialogue plus approfondi entre le producteur et l'utilisateur du compost est souhaitable. Ainsi, une des priorités pour assurer l'avenir du compostage et de la méthanisation doit être portée sur la formation des acteurs de cette filiale, et ceci aussi bien au niveau du processus lui-même qu'au niveau de l'utilisation des produits finis.
type de données obtenues	de nombreuses informations sur les caractéristiques agronomiques et sanitaires des digestats

N° de fiche	2
année	2004
Titre de la publication	Qualité agronomique et sanitaire des digestats issus de méthanisation - conventionADEME N° 03.75C.0048
Auteurs	Sylvain DOUBLET, Blaise LECLERC, Christian COUTURIER, Sylvaine BERGER
Affiliation	Solagro - Orgaterre
Source	Internet
Mots-clé	
Résumé	Les digestats sont les produits de digestion anaérobie (méthanisation). Leur épandage dur 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, protides, glucides, cellulose, hémicellulose) est transformée en biogaz (CH_4 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'efficacités 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 NH_3, N_20, 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 biologiques 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.
type d'effluents	tous
Procédés étudiés	tous
type de données obtenues	Données sur les digestats de BTU, de lisiers

N° de fiche	3
année	2006
Titre de la publication	AGROBIOGAS : Deliverable 1: Update on the ongoing AD research activities and results
Auteurs	Schenkel Y., Despontin C.,Warnant G
Affiliation	Coordinateur du projet : Dansk Landbrugsrådgivning Landscentret (DAAS) Denmark
Source	projet AGROBIOGAS
Mots-clé	méthanisation, digestat
Résumé	Le projet AGROBIOGAS («An integrated approach for biogas production with agricultural waste») financé à hauteur de 2,1 millions d'euros au titre du sixième programme-cadre (6e PC) de l'UE s'est fixé pour objectif de développer la méthanisation, qui offre un moyen efficace de traiter les déchets agricoles tout en constituant une option réaliste pour les agriculteurs. Ce projet très complet passe en revue la faisabilité économique, technique et sociale de la méthanisation avec des intrants essentiellement agricole. La qualité du digestat et ses caractéristiques sont abordées. Le potentiel méthanogène et les ressources en matières premières y sont également développés
type d'effluents	divers
Procédés étudiés	Pré-traitement Le but de technologies de pré-traitement pour les digestats est d'améliorer la biodégradabilité des matières les moins biodégradables qu'il contient et par là d'augmenter le rendement en méthane du substrat. Au cours de la digestion anaérobie plusieurs souches de bactéries sont utilisées pour dégrader des substances organiques présentes dans la charge. Toutefois, tous les composés ne peuvent être dégradés. Un complexe de lignocellulose, présent dans les plantes, en est un bon exemple. Par conséquent, les substrats appliqués dans les processus de méthanisation, contenant des parties de plantes, ne sont que partiellement digérés. Il existe plusieurs méthodes de pré-traitement, avec les plus importants décrite comme suit: • pré-traitemen mécanique de la matière première est une méthode à faible coût. Il convient dans un premier temps avant que d'autres procédures de pré-traitement avancé. Grâce à couper, cisailler ou macération elle augmente la surface disponible pour les bactéries • ultrasons ou à haute pression: les méthodes sont également disponibles, plutôt pour les substances à teneur en MS inférieure. Le rendement de production de biogaz peut être augmenté de 5 %, même jusqu'à 25 %. La figure 5 présente l'amélioration de la production de biogaz après l'application de la macération, illustré par quelques plantes danoise co-digestion centralisée. , Des produits chimiques en pré-traitement: Parmi les nombreux agents chimiques, des composés alcalins NaOH, Na2CO3, KOH, etc) semblent avoir le meilleur résultat à solubiliser lignocellulose originaires de la paille et d'autres cultures, alors que les acides (le plus fréquent - H2SO4 dilué ou concentré) composés avoir un rendement élevé en bois dégradants fondés biomasse lignocellulosique. • Steam-explosion: Lors de ce traitement, les substrats sont mis sous pression avec la pression de vapeur élevée (200 à 450 psi) pendant une certaine période de temps (1-10 min), puis une explosion de décharge à la pression atmosphérique, ce qui entraîne une décompression soudaine. Cette décharge explosive changements de la matière solide en paillis

	fibreux. L'inconvénient de ce processus est une exigence de haute énergie ainsi que la possibilité de la production de composés toxiques comme le furfural. méthode similaire est un traitement hydrothermal, bien décrite dans la référence (Thygesen et al., 2004). Des résultats positifs dans la dégradation de composés lignocellulosiques ont été réalisés au cours de l'enquête sur l'usine pilote au Danemark. • Wet-oxydation: c'est encore une méthode de pré-traitement à l'étude au Danemark (Klinke et al, 2002; Varga et al, 2003..). Le procédé est de combiné une haute température, et une haute pression, et le traitement chimique (composés alcalins). Cette méthode amontré qu'elle augmente le rendement de production de biogaz au cours d'essais de laboratoire (Thomsen et al., 2005).
Principaux résultats	Le post-traitement du digestat est normalement appliqué dans les cas où un excès d'éléments nutritifs du fumier est présent ainsi que dans les zones où il est nécessaire d'éliminer ou d'exporter certains de ces éléments à d'autres régions. Toutefois, la façon la plus courante consiste à utiliser le digestat sur les terres agricoles en tant que bio-engrais. Le poste le plus commun est le traitement par le procédé de séparation de phase. Grâce à la séparation, le digestat peut être divisé en un liquide et une fraction de fibres solides. Le liquide est appliqué sur les terres agricoles en bio-engrais, les exigences et les conditions de son utilisation sont les mêmes que pour les digestats bruts. La fraction de fibres peuvt être soit compostée ou venduse ou incinérée. L'utilisation de méthodes de séparation permet une meilleure gestion des éléments nutritifs, de sorte que le risque de pertes d'éléments nutritifs ou sur-fertilisation peut être évité.

N° de fiche	4
année	2007
Titre de la publication	Méthanisation et production de biogaz. Etat de l'art
Auteurs	APESA
Affiliation	APESA
Source	internet
Mots-clé	méthanisation, biogaz
Résumé	Etat de l'art sur la méthanisation : faisabilité et production énergétique, présentation des potentiels de méthanisation en Europe,
type d'effluents	tous
Procédés étudiés	Présentation des procédés fréquemment utilisés en fonction des intrants
Principaux résultats	Etude bibliographique sur la présentation de la méthanisation et son potentiel
type de données obtenues	La qualité de la fraction solide du digestat est une composante importante du bon fonctionnement de la filière dans son ensemble. Elle concerne d'une part l'aspect visuel du produit final et d'autre part des critères agronomiques d'efficacité et d'innocuité. La qualité visuelle est directement dépendante de la présence de composés indésirables (morceaux de plastique, de verre, de métaux…). Certains critères d'innocuité sont liés à la présence de composés dangereux (métaux, composés organiques…). La qualité des produits finis dépend dès lors du système de collecte mis en place et de l'efficacité du tri (Environnement & Technique (2005), n°252, p26-28.) La fraction solide résiduelle issue du digestat contient de la matière organique et des éléments minéraux pouvant être valorisés en agriculture pour l'entretien de la fertilité des sols et/ou pour la fertilisation des cultures. En effet la méthanisation est un procédé de transformation biologique entraînant des modifications dans les formes de la matière organique et la biodisponibilité des éléments nutritifs pour les végétaux. Les conditions physicochimiques du milieu (anaérobiose avec des potentiels d'oxydoréduction très bas) ont également un impact sur la mobilité de certains composés comme les éléments traces métalliques. Il n'est pas raisonnable de considérer cette transformation comme un simple prétraitement (au même titre que le broyage ou la déshydratation), il s'agit bien d'une étape de profonde modification de la matrice organique. Pour permettre une optimisation de son utilisation, le digestat doit suivre une phase de post-traitement aérobie dont l'objectif est de poursuivre l'évolution de la matière organique afin d'obtenir un produit plus « stabilisé » du point de vue de l'évolution de la matière organique. Dans la pratique, les industriels poursuivent l'évolution du produit en procédant à une phase de maturation aérobie plus ou moins poussée voire de compostage aérobie. Les produits obtenus à partir de la méthanisation de matière organique sont à rapprocher de la catégorie des amendements organiques en revendiquant principalement un effet d'entretien ou de valorisation de la fertilité des sols. La méthanisation de la matière organique peut être comparée à la phase thermophile du compostage. A la fin de ces processus biologiques, on a des produits (digestat et compost frais) qui doivent subir une phase de maturation (réorganisation du carbone, humification) afin d'obtenir un produit stabilisé (faible évolution de la fraction carbonée). La question à laquelle le projet souhaite répondre est de savoir si on peu obtenir à partir du même déchet qu'il soit traité par compostage ou par méthanisation, un produit final appartenant à la même catégorie de produit organique.

N° de fiche	5
année	2002
Titre de la publication	Limits and Merits of Sludge Utilisation – Land Application
Auteurs	Pfundtner, E.
Affiliation	
Source	European workshop: Impact of Waste Management Legislation on Biogas Technology, Tulln, Austria, September 12-14
Mots-clé	anaerobic digestion, nitrogen
Résumé	
type d'effluents	effluents agricoles
Procédés étudiés	méthanisation en général
Principaux résultats	Les deux effets principaux de la méthanisation sont donc, d'une part, de réduire la teneur en matière organique en produisant du biogaz et d'autre part, de transformer une fraction plus ou moins importante de l'azote organique en azote minéral. Le résultat du processus de méthanisation est appelé «digestat». Sa qualité est influencée fortement par les matières premières mais également par le procédé utilisé. l'azote du digestat est beaucoup mieux utilisé par les plantes que celui contenu dans le lisier brut. On observe notamment que la disponibilité de l'azote minéral du sol (en % de l'azote total) est plus élevée dans le cas du digestat que celle du lisier non digéré. Dans les résidus organiques, la plupart de l'azote est lié à des protéines. Tout au long de la digestion anaérobie, une partie de l'azote est libéré en ammonium dissous. Par conséquent, l'azote du digestat est plus rapidement disponible pour les plantes.
type de données obtenues	
commentaires	

N° de fiche	6
année	2006
Titre de la publication	Gestion des déchets organiques en France. Le point sur les filières de gestion biologique avec retour au sol.
Auteurs	France-Noëlle Lefaucheux,
Affiliation	ADEME Rhône-Alpes,
Source	Colloque ADEME
Mots-clé	méthanisation, déchets, urbains
Principaux résultats	Les différents bilans de masse disponibles sur les unités de méthanisation en fonctionnement montrent le maintien de la quantité d'azote dans l'effluent méthanisé. La digestion anaérobie est un procédé conservatif pour les éléments n'entrant pas dans la composition du biogaz. Ce procédé permet donc la préservation des éléments fertilisants majeurs (l'azote, le phosphore et le potassium), et des oligo-éléments dans le digestat brut. Par conséquent, il va y avoir conservation des éléments fertilisants, mais également des polluants potentiels. Pour ce qui est des qualités fertilisantes au sens strict, les principaux changements qui s'opèrent lors de la méthanisation sont observables sur l'azote, notamment sa forme chimique.

N° de fiche	7
année	2008
Titre de la publication	Düngung mit Gärrückständen, Nährstoffbilanzierung für Biogasbetriebe, Rechtsvorschriften aus dem Düngebereich.
Titre en français	Fertilisation avec digestats, bilan de fumure pour installations de biogaz, directives légales du domaine de la fertilisation
Auteurs	Matthias Wendland
Affiliation	Bayerische landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie
Source	Présentation donnée en février 2008
Mots-clé	
Résumé	Présentation des dispositions légales pour les digestats en Allemagne. Une utilisation de 40 m^3 de digestat par Ha de maïs silage et de 47 m^3 par Ha de prairie a été réalisée. La quantité de phosphore apportée limite une donnée plus importante. Le bilan humus ne peut être équilibré qu'avec une rotation de cultures diversifiées.
type d'effluents	Lisier, maïs énergie.
Procédés étudiés	
Principaux résultats	Teneur en éléments fertilisants des digestats: - digestat complet: MS 6,7 %, Ntot: 5,5kg/m3, NH_4^+: 3,6 kg/m3, P_2O_5 : 2,5 kg/m3, K2O: 5,5 kg/m3 - digestat séparé, phase liquide: : MS 5,5 %, Ntot: 5,6kg/m3, NH_4^+: 3,3 kg/m3, P_2O_5: 2,1 kg/m3, K2O: 4,7 kg/m3 - digestat séparé, phase solide: : MS 24,5 %, Ntot: 6,5kg/m3, NH_4^+: 3,2 kg/m3, P_2O_5: 6,2 kg/m3, K2O: 4,6 kg/m3
type de données obtenues	
commentaires	Unités des données pas claires. Mélange de départ de la méthanisation pas mentionné.

N° de fiche	8
année	2006
Titre de la publication	Nährstoffgehalt von Gärrückständen aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen und deren Einsatz im Dauergrünland.
Titre en français	Teneurs en fertilisants de digestats provenant d'installations de co-méthanisation agricoles et leurs utilisation en prairies permanentes
Auteurs	Erich M. Pötsch
Affiliation	Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg Gumpenstein, Oesterreich
Source	Rapport final du projet BAL 2941
Mots-clé	
Résumé	Des digestats de 86 installations de méthanisation agricoles ont été analysés. Les installations ont été classées en trois groupes suivant les lisiers utilisés: a) bovin, b) porcin, c) bovin+porcin. Les digestats analysés ont démontré être de bons engrais complets avec une teneur importante en azote soluble et facilement disponible pour les plantes. Toutefois, suivant les co-substrats utilisés, des problèmes avec les teneurs en métaux lourds et les agents pathogènes peuvent survenir. Les semences de Rumex sont rapidement inactivées par le processus de méthanisation. L'effet des digestats dans un effet en champs sur prairies permanentes a donné de très bon résultats, toutefois pas différents significativement de l'emploi de lisier non méthanisé. Aucune augmentation de risque de lessivage de nitrates n'a été observée avec une utilisation de digestats jusqu'à une quantité de 120 kg de N par hectare.
type d'effluents	Lisiers de bovins et de porcs, plus co-substrats: (a) plantes énergies, (b) graisse, déchets d'abattoirs, petit lait, huiles comestibles, levures de brasserie, (c): restes de repas, (d): poubelle verte.
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole
Principaux résultats	Voir résumé. Pour chaque classe de produits, les valeurs varient, entre min et max, d'un facteur 4 à 20 !
type de données obtenues	Analyses des teneurs en élémnent fertilisants et en métaux lourds de digestats par classe: a) digestats de lisiers bovins, b)a) digestats de lisiers porcins, c) a) digestats de lisiers bovins+porcins. Pour chaque groupe, les valeurs indiquées sont: moyenne, Médiane, min, max.

N° de fiche	9
année	2009
Titre de la publication	Biogasgärreste: Einsatz von Gärresten aus der Biogasproduktion als Düngemittel
Titre en français	Digestats: emploi comme engrais de digestats provenant d'installations de méthanisation
Auteurs	M. Wendland
Affiliation	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, D.Freising
Source	Brochure d'information du "Biogas Forum Bayern"
Mots-clé	
Résumé	La teneur totale en azote du materiel ne change guère pendant le processus de méthanisation, mais la partie de cet azote minéralisé et assimilable par les plantes augmente considérablement. Un digestat avec environ 7 % de MS apporte au sol 90 kg de C-Humus. .
type d'effluents	pas précisé
Procédés étudiés	co-méthanisation agricole
Principaux résultats	Teneur moyenne des digestats après séparation des phases: phase liquide: TS 5,7 %; Ntot: 4,9 kg/m3; $N\text{-}NH_4^+$: 3,0 kg/m3; P_2O_5: 2,3 kg/m3; K2O: 6.2 kg/m3. phase solide: TS 24,3 %; Ntot: 5,8 kg/m3; $N\text{-}NH_4^+$. 2,7 kg/m3; P_2O_5: 5,0 kg/m3; K2O: 5,8 kg/m3.
type de données obtenues	
commentaires	Valeur de reproduction de l'humus vraisenblablement surévaluée !

N° de fiche	10
année	2010
Titre de la publication	Qualität, Aufbereitung und Verwertung von Gärresten aus Biogasanlagen
Titre en français	Qualité, traitement et utilisation de digestats d'installations de méthanisation
Auteurs	Döhler, H.
Affiliation	KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Deutschland
Source	Présentation Power-Point au Symposium: "Angepasster Energiepflanzenanbau zur Biogasproduktion im Saarland" du 87 juin 2010 à D-Eppelborn
Mots-clé	
Résumé	Les digestats liquides ont une valeur pH plus élevée que les lisiers, une teneur en MO plus faible, une teneur en NH_4^+ plus élevée. Les pertes ammoniacales suite à l'épandage des produits sont plus élevées pour les digestats liquides dans les 3 premières heures après l'épandage; cependant, les pertes cumulées pendant les 50 heures suivant l'épandage sont similaires entre les produits.
	L'utilisation de pendillards pour l'épandage des digestats permet de diminuer entre 10 et 30 % les pertes ammoniacales, suivant la végétation en place. L'enfouissement du digestat permet, selon la technique employée, de diminuer les pertes entre 60 et 90 %. L'effet est plus important pour les digestats plus épais. La méthode d'utilisation du digestat liquide joue un rôle essentiel quant à l'efficacité d'utilisation de l'azote. La méthanisation du lisier augmente d'environ 15 % la solubilité du phosphore.
type d'effluents	lisiers, cultures énergétiques
Procédés étudiés	
Principaux résultats	Caractéristiques des engrais organiques: Purin bovin: MS 9,1 %; pH 7,3; C/N 10,8; Ntot 4,1 kg/t MF; NH_4^+ 1,8 kg/t MF; MO: 74,3 kg/ t MF. Purin bovin + cultures énergétiques méthanisées: MS 7,3 %; pH 8,3; C/N 6,8; Ntot 4,6 kg/t MF; NH_4^+ 2,6 kg/t MF; MO: 53,3 kg/ t MF Purin porcin + cultures énergétiques méthanisées: MS 5,6 %; pH 8,3; C/N 5,1; Ntot 4,6 kg/t MF; NH_4^+ 3,1 kg/t MF; MO: 41,4 kg/ t MF. Cultures énergétiques méthanisées: MS 7,0 %; pH 8,3; C/N 6,4; Ntot 4,7 kg/t MF; NH_4^+ 2,7 kg/t MF; MO: 51,0 kg/ t MF.
type de données obtenues	
commentaires	

N° de fiche	11
année	2008
Titre de la publication	Inhaltsstoffe von Gärprodukten und Möglichkeiten zu ihrer geordneten pflanzenbaulichen Verwertung
Titre en français	Composition chimique des digestats et possibilités pour leur utilisation raisonnée dans les cultures
Auteurs	Haber, N., Kluge, R., Wagner, W., Mokry, M., Dederer, M., Messner, J.
Affiliation	Landwirtschaftliches technologiezentrum Augustenberg, Deutschland
Source	Rapport de projet de recherche
Mots-clé	
Résumé	Sur la base d'analyse de 249 digestats d'installations de méthanisation agricoles de la région de Baden-Württemberg, ainsi que d'essais de croissance de plantes en pots, les recommandations suivante d'utilisations de digestats ont été faites: - emploi d'une technique d'épandage appropriée (par ex. pendilard) - fertilisation azotée raisonnée, si possible en plusieurs apports - être attentif aux conditions d'épandage afin d'éviter les pertes d'azote sous forme d'ammoniac ou de gaz hilarant. Une tonne de digestat liquide apporte environ 3 kg de NH_4^+.
	- Céréale d'automne: apport de 10-15 t/ha au début de la végétation, puis 10-15 t/ha à la montée -Céréale de printemps (sauf orge de brasserie): 10-20 t/ha avant le semis - Colza d'automne et orge d'automne: après le semis selon normes de fumure, max. 13 t/ha; au début de la végétation: 15-20 t/ha - prairie: 10-15 t/ha par coupe -maïs: 20-30 t/ha avant le semis, puis 10-20 t/ha au stade 6-8 feuilles - décomposition de la paille: selon norme de fumure, max. 13 t/ha
type d'effluents	Lisiers, déchets verts, NaWaRo
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole
Principaux résultats	voir résumé
type de données obtenues	Données récapiltulative d'analyses de près de 250 diigestats
commentaires	Résumé de beaucoup de données d'analyses

N° de fiche	12
année	2005
Titre de la publication	Vergleich der Stoffflüsse mit ökologischer Bilanzierung von zwei Kofermentationsanlagen.
Titre en français	Comparaison des flux de matières avec bilan écologique de deux installations de co-méthanisation
Auteurs	Brenner A. & Clemens J.
Affiliation	Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn / Deutschland
Source	Rapport de projet de recherche
Mots-clé	
Résumé	Divers essais en pots et en champs ont été réalisés pour évaluer les pertes en ammoniacs, les risques de lessivage des nitrates et l'effet fertilisant de digestats liquides en comparaison avec le lisier non méthanisé. Les pertes en NH_3 correspondaient à des quantités entre 14 et 67 % de la quantité de NH_4^+ épandue. C'est surtout la teneur en matière sèche des digestats qui influençait les pertes: plus le digestat était épais, plus les pertes étaient importantes. Les risques de lessivage de NO_3^- étaient suivant les essais soit identiques entre lisiers et digestats, soit moindre pour les digestats. Elles sont principalement dépendantes d'une sur-fertilisation azotée avec les produits. Au niveau de l'efficacité fertilisante des produits, les digestats ne se sont pas différenciés des lisiers.
type d'effluents	Lisiers, divers co-substrats
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole
Principaux résultats	voir résumé
type de données obtenues	Nombreux résultats d'essais en champs.
commentaires	

N° de fiche	13
année	2008
Titre de la publication	Untersuchungen zur Düngewirkung von Gärrückständen unter besonderer Berücksichtigung von NH_3 und NO_3^-Verlusten
Titre en français	Etudes de l'effet fertilisant de digestats avec considération particulière pour les pertes en NH_3 et NO_3^-
Auteurs	Andrea Brenner
Affiliation	Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, D-Bonn
Source	Dissertation
Mots-clé	
Résumé	Les substrats utilisés ainsi que le processus de méthanisation influencent la composition en fertilisants des digestats. Avec une teneur plus élevée en azote minéral, l'effet fertilisant est augmenté, mais les risques de pertes d'azote et d'émissions de NH_3 également. Ces pertes peuvent avoir lieu lors de l'épandage du digestat ainsi que pendant son stockage. Lors d'un stockage de digestat liquide à ciel ouvert, les émissions de NH_3 cumulées pendant une journée peuvent comprendre entre 4 et 6,9 g par m^2. Les émissions de NH_3* lors de l'épandage du digestat se différencient clairement de celles du lisier frais. Les émissions de NH_3 sont comprises entre 14 et 67 % de la quantité de NH_4^+ épandue. Une acidification du digestat permet de réduire significativement ces pertes.
	Des essais en pots et en champs ont montré que la quantité de NH_4^+ dans le substrat n'est pas un paramètre pertinent pour une meilleure utilisation de l'azote par les plantes.Plus pertinent est la quantité totale d'azote apportée sur la parcelle. En ce qui concerne leur effet dû à la croissance des plantes, les digestats liquides ne se différencient pas nettement des lisiers non méthanisés.
type d'effluents	divers lisiers et co-substrats
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole mésophile
Principaux résultats	Au champ, la teneur en MS et la valeur pH sont positivement corrélées avec les pertes en NH_3. La plus grande partie en emission de NH_3 se passe pendant les premières heures après l'épandage du digestat. En ce qui concerne les risques de lessivage de nitrates, ils ne sont pas différents entre l'application de digestat ou de lisier. Pour ce qui est du rendement des plantes, la quantité totale d'azote apportée avec le digestat est pertinente, et non la quantité d'ammonium.
type de données obtenues	Nombreuses analyses de sol en champs et en pots suite à l'apport de digestat ou de lisier.
commentaires	Travail intéressant sur l'effet fertilisant azoté des digestats et sur les risques d'émissions de NH_3 et de lessivage de NO_3^-

N° de fiche	14
année	2010
Titre de la publication	Verbesserung der Stickstoffeffizienz von Gülle durch Aufbereitung
Titre en français	Traitements pour l'amélioration de l'efficacité de lisiers
Auteurs	Bosshard B., Flisch R., Mayer J., Basler S., Hersener J.-L., Meier U. & Richner W.
Affiliation	Agroscope ART, CH-Zürich
Source	AgrarForschung Schweiz 1(10): 378-383
Mots-clé	
Résumé	L'efficacité d'assimilation de l'azote par les plantes, de lisier de porc non traité, méthanisé (digestat liquide), et du digestat liquide traité par filtration ou osmose invererse a été étudié dans des essais en pots et en champs avec du blé et du maïs. La méthanisation du lisier augmente le pourcentage d'ammonium par rapport à l'azote total, et diminue sa viscosité, permettant une meilleure pénétration du produit dans le sol et un meilleur écoulement le long des feuilles. Ceci diminue les risques de pertes ammoniacales lors de l'épandage du produit. Toutefois, le pH plus élevé des produits méthanisés provoque l'effet inverse. Le lisier méthanisé a montré une meilleure efficacité fertilisante azotée que le lisier non méthanisé. Toutefois, cette efficacité n'était pas aussi élevée que celle des engrais minéraux. Les travaux effectués montrent que le digestat liquide et les produits pouvant en résulter par ultrafiltration ou osmose inverses sont bien appropriés à être utilisés comme engrais.
type d'effluents	Lisiers de porcs
Procédés étudiés	co-méthanisation agricole, mésophile
Principaux résultats	Voir résumé
type de données obtenues	Résultats d'essais en pots et en champs avec maïs et blé
commentaires	Résumé du proceeding de l'exposé de T. Ebertseder tenu dans le cadre du symposium „Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA Luft und EEG“, 2007

N° de fiche	15
année	2007
Titre de la publication	Der sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückständen im Acker- und Grünland. 2. Auflage
Titre en français	L'utilisation correcte des digestats en cultures ouvertes et en prairies. 2ème édition
Auteurs	E. Pfundtner
Affiliation	Agence autrichienne pour la santé et la sécurité alimentaire, A-Vienne
Source	Directive pour la protection et la fertilité du sol, publication de l'office fédéral de l'agriculture autrichien.
Mots-clé	
Résumé	Les divers restes organiques existant sont différemment appropriés à être méthanisé, et, suivant leur classe, doivent être traités différemment. Pour certains, une pasteurisation préalable est par exemple requise. Les digestats produits sont classés en trois catégories suivant leurs intrants. Les exigences en analyses varient suivant la classe de digestat. Les teneurs en éléments fertilisants et en métaux lourds des divers intrants organiques varient considérablement d'un type de produit à l'autre. Pendant le processus de méthanisation, la teneur en matière sèche du lisier diminue de 30 à 60 %). De ce fait, le digestat s'écoule mieux sur les plantes pénètre mieux dans le sol que le lisier. Ceci a pour conséquence une diminution des pertes ammoniacales. Par contre, le pH plus élevé des digestats augmente le risque d'évaporation de l'ammoniac du produit au contact de l'air. Si l'épandage du digestat n'est pas faite selon les règles, jusqu'à 70 % de l'azote ammonium peut être perdu sous forme ammoniacale.
	Directive pour l'utilisation des digestats liquides: Mesures à prendre pour éviter les pertes ammoniacales: épandage par temps frais, humide et sans vent, plutôt le soir, en petites quantités (splitting), et dans une culture pouvant utiliser l'ammonium. De plus, il faut incorporer rapidement le digestat dans le sol (dans un laps de temps de quelques heures), épandre de grosses gouttes près ou dans le sol, et faire une répartition homogène du produit. En ce qui concerne les quantités employées, 170 kg de N par ha et an ne doit pas être dépassée en grandes cultures, 210 en prairies permanentes. Si des déchets animaux sont compris dans les intrants méthanisés, 21 jours doivent être attendus avant de mettre le bétail en pâture ou avant de récolter le fourrage.
type d'effluents	lisiers et divers co-substrats
Procédés étudiés	Co-méthanisation mésophile
Principaux résultats	voir résumé
type de données obtenues	Caractéristiques des restes organiques et des mesures à prendre pour les méthaniser.
commentaires	Bases pour l'utilisation des digestats liquides en Autriche.

N° de fiche	16
année	2003
Titre de la publication	méthanisation des déchets organiques - Etude bibliographique, 2003, 194 p, n°101-0408/1A
Auteurs	R,Moletta, F.Cansell
Affiliation	InNRA Narbonne, ICMCB-CNRS Bordeaux
Source	internet
Mots-clé	méthanisation
Résumé	étude générale et présentation des procédés de méthanisation, principe, précision sur les intrants et présentation de plusieurs
type d'effluents	tous
Procédés étudiés	Recensement des différents procédés et constructeurs en activité. Présentation des méthaniseurs "type" utilisés en agriculture
Principaux résultats	Quelques données sur les caractéristiques agronomiques de digestats et sur le compost de digestat produit à Amiens (Valorga) Comparaison des coûts d'investissement des unités selon les constructeurs avec un intérêt particulier sur le rendement de production de biogaz Les méthaniseurs agricoles fonctionnent le plus souvent en co-substrat

N° de fiche	17
année	2007
Titre de la publication	Février 2006. Digestion anaérobie et gaz à effet de serre. Application pour le calcul du bilan des émissions de gaz à effet de serre des installations de digestion anaérobie. Version 1.0 Guide méthodologique
Auteurs	A. GAC, F. BELINE, T. BIOTEAU
Affiliation	CEMAGREF
Source	Internet
Mots-clé	Digestion anaérobie, volatilisation de l'azote
Résumé	Etude réalisée par le CEMAGREF en 2006 pour le compte de l'ADEME visant à élaborer une base de données relative aux émissions de GES et d'ammoniac des élevages français
type d'effluents	Agricoles
Procédés étudiés	digestion
Principaux résultats	Un scénario visant à doter d'une couverture rigide l'ensemble des silos de stockage de lisier en France a été étudié, il est conclu que l'amélioration du bilan est modeste dans ce cas du fait du report d'émissions sur le poste épandage et que ce scénario n'est donc intéressant que s'il est couplé avec des mesures de réductions des émissions à l'épandage. Dans cette même étude il est considéré qu'un traitement par digestion anaérobie n'a pas d'influence sur les émissions d'ammoniac du lisier au stockage, mais cette conclusion est déduite de l'existence de données contradictoires dans la littérature. La digestion anaérobie n'aurait donc que peu d'impact sur les émissions d'ammoniac lors du stockage des digestats. Mais ce constat est la résultante de plusieurs faits : o le stockage n'est pas considéré comme la phase la plus émettrice d'ammoniac des filières, ce n'est pas une phase critique. Cette phase est donc moins étudiée que les autres phases (épandages, bâtiments d'élevage) jugées plus critiques. o Les données produites sont très différentes entre elles. De plus elles sont parfois exprimées en fonction de la teneur en NH_4^+ du digestat, et parfois en fonction de la surface des silos de stockage, ce qui interdit les comparaisons. o Les émissions sont très variables en fonction des équipements, elles sont négligeables si les silos sont équipés d'une couverture fermée. Il est donc souvent proposé de « régler la question » par la couverture des silos.
type de données obtenues	Un exemple de composition des effluents utilisés en méthanisation en France propose une liste de déchets moyens dans laquelle se retrouvent les différentes catégories de déchets les plus couramment méthanisés, dont les effluents d'élevage.

N° de fiche	18
année	2007
Titre de la publication	Landwirtschaftliche Verwertung von Gärrückständen aus NaWaRo-Biogasanlagen
Titre en français	Utilisation agricole des digestats provenant d'installations de méthanisation NaWaRo
Auteurs	H. Goehler & C. Emmerling
Affiliation	Universität Trier, FB VI - Bodenkunde, D-54286 Trier
Source	Rapport final du projet FKZ: 22011201
Mots-clé	
Résumé	Différents facteurs influencent la qualité des digestats. La durée du processus en est un : plus le processus dure, plus la teneur en MS du digestat diminue, mais sa teneur en éléments fertilisants et en métaux lourds par kg de MS augmentent. Les divers substrats utilisés influencent également la teneur en éléments fertilisants et en métaux lourds des digestats. Avec les quantités de digestats appliquées lors des essais, aucune augmentation de la teneur en métaux lourds dans le sol n'a pu être constatée. L'apport de digestat aux champs peut influencer l'assimilation des métaux lourds par les plantes; toutefois, l'effet peut être, suivant les métaux lourds et les conditions aux champs, positif ou négatif.
type d'effluents	Maïs, herbe, céréales + fumiers, lisiers
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole mésophile NaWaRo
Principaux résultats	Voir résumé
type de données obtenues	Nombreuses analyses de la teneur en éléments fertilisants et métaux lourds de divers substrat avant et après méthanisation. Nombreuse données sur l'effet dans le sol d'apport des produits susmentionnés (en comparaison avec fertilisation NPK).
commentaires	

N° de fiche	19
année	2005
Titre de la publication	Düngerfabrik Biogasanlage:WOCHENBLATT-Serie „Biogas“, Teil 9: Düngen mit Gärrückständen
Titre en français	Fabrique d'engrais installation de méthanisation: engrais à base de digestats
Auteurs	F. Peretki, C. Müller, T. Dittmann
Affiliation	LfL Agrarökologie, D-Freising
Source	BLW 7: 42-44
Mots-clé	
Résumé	Un des facteurs le plus important influençant la teneur des digestats en éléments fertilisants par m3 est sa teneur en matière sèche. Les digestats étant très riches en ammonium, des mesures de précaution doivent être prises pour ne pas perdre cet azote lors du stockage ou de son épandage. A l'exception du fumier porcin pouvant être riche en Cu et Zn, les intrants agricoles ne posent pas de problème en ce qui concerne les teneurs en métaux lourds et les polluants organiques, même si ils sont concentrés par le processus de méthanisation.
type d'effluents	Silo de maïs, des grains de seigle et du lisier de porc.
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole mésophile NaWaRo
Principaux résultats	Lors du processus de méthanisation, la teneur en métaux lourds par kg de MS augmente, car ils sont concentrés suite à la décomposition de la matière organique. Le taux de concentration varie suivant les substrats: facteur x4 pour le silo de maïs, de x10 pour les graines de seigle, de x1,3 pour le lisier de porc). Par contre, les BTU de flottation et les graisses contiennent des quantités plus importantes de métaux lourds. Toutefois, les teneurs en métaux lourds provenant des produits agricoles (excepté le lisier de porc) sont très faibles et ne posent guère de problèmes.
type de données obtenues	Représentation de teneurs moyennes en éléments fertilisants des digestats réalisés avec du silo de maïs, des grains de seigle et du lisier de porc.
commentaires	Article de vulgarisation, moyennement pertinent.

N° de fiche	20
année	2007
Titre de la publication	Untersuchungen von Komposten und Gärsubstraten auf organische Schadstoffe in Baden-Württemberg.
Titre en français	Etude de la teneur en polluants organique des composts et digestats de Baden-Württemberg
Auteurs	Kuch, B., Rupp, S., Fischer, K., Kranert, M., Metzger, J.W.
Affiliation	Universität Stuttgart, Deutschland
Source	Rapport de projet de recherche
Mots-clé	
Résumé	Les concentrations en divers polluants organiques de 19 composts de déchets verts, 5 composts horticoles et 5 digestats ont été analysées. De manière générale, les composts et digestats analysés sont moins chargés en polluants organiques que les BTU. Il est probable que, pour certains polluants comme les HAP, une partie importante des teneurs vienne par voie atmosphérique, les composts horticoles contenant tendanciellement moins de polluants organiques que ceux de déchets verts.
	Une quantité plus importante de certains polluants (HAP, chlorobenzole, DDE, DEHP) a été observée dans les digestats; par contre, leurs teneurs en produits anti combustions y étaient moins concentrés. Tous ces résultats sont à interprétés avec prudence, vu le nombre d'échantillons relativement restreint analysés.
type d'effluents	Déchets verts, déchets horticoles
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole
Principaux résultats	voir résumé
type de données obtenues	Analyses complètes des polluants organiques dans 39 composts et digestats
commentaires	étude relativement complète de la présence de pathogènes dans les digestats en Autriche

N° de fiche	21
année	2010
Titre de la publication	Ammonia removal from anaerobic digestion effluent of livestock waste using green alga Scenedesmus sp.
Auteurs	Jongmin Park a, Hai-Feng Jin a, Byung-Ran Lim b, Ki-Young Park c, Kisay Lee
Affiliation	Dept. of Environmental Engineering and Biotechnology, Myongji University, Yongin 449-728, Republic of Korea b Environmental Materials Education Center, Seoul National University of Technology, Seoul, Republic of Korea c Dept. of Civil and Environmental System Engineering, Konkuk University, Seoul, Republic of Korea
Source	Bioresource Technology 101 (2010) 8649–8657
Mots-clé	Ammonia remova, Microalgae Anaerobic digestion effluent Alkalinity Semi-continuous operation
Résumé	L'algue verte Scenedesmus est capable de retirer l'azote des digestats, peut être utilisée pour récupérer l'azote et autres éléments en post-traitement de la méthanisation. Produit de la biomasse pour la méthanisation. Étudie les capacités de cette micro-algue pour récupérer l'azote des effluents liquide d'élevage utilise NH_4^+ et NO_3^- indifféremment comme source d'azote
type d'effluents	lisier porcin
Procédés étudiés	
Principaux résultats	L'ion bicarbonate, constitutif de l'alcalinité de la digestion anaérobie, a été activement consommé comme source de carbone par micro algues autotrophes cultivées dans les lisiers riches en ammonium. Par conséquent, le maintien d'un certain niveau de carbone inorganique est nécessaire pour prolonger élimination de l'ammoniac. Dans un procédé semi-continu le Mg est facilement consommé par rapport à d'autres composants métalliques et nécessite donc une supplémentation périodique. L'entretien de l'alcalinité, le taux de Mg, l'optimal NH_4^+ initial / ratio de cellules et l'aération modérée est nécessaire afin d'atteindre l'élimination stable de l'ammoniac dans un processus semi-continu à l'aide micro algues.

N° de fiche	22
année	2008
Titre de la publication	Biocarburants de 2ème génération
Auteurs	Daniel MATHIEU
Affiliation	Pole Trimatec
Source	Internet
Mots-clé	méthanisation macro-algues
Résumé	Les algues sont riches en polysaccharides, mais difficilement fermentescibles forte concentration en eau teneur importante en composés soufrés présence de composés antimicrobiens => difficulté à produire du bioéthanol et pas de biodiesel
type d'effluents	algues
Procédés étudiés	
Principaux résultats	Valorisation énergétique par méthanisation §permet la production de biogaz (CH_4...) §des procédés industriels déjà matures : •traitements des Ulvesau Danemark •pilote industriel au Japon (Tokyo Gaz Co) •projet Morgane de la société Olmix en Bretagne
	SYMBIOSE (INRA, NASKEO...) : projet ANR de méthanisation de la biomasse, couplé à l'exploitation de micro-algues

N° de fiche	23
année	2010
Titre de la publication	ALGUES VERTES- Description des phénomènes et procédés et enjeux de maîtrise des risques
Auteurs	Isabelle ZDANEVITCH, Karine ADAM, Anne-Sophie CLINCKE
Affiliation	INERIS
Source	INERIS - DRC-10-113094-05297A
Mots-clé	
Résumé	Il présente l'analyse des opérations de ramassage, de stockage, de transport, de dépotage et de traitement des algues vertes qui a été conduite sous l'angle de la maîtrise des risques.
type d'effluents	
Procédés étudiés	
Principaux résultats	Cette étude a pour objectif la formulation de premières recommandations pour limiter les risques sur l'ensemble de la filière de ramassage, transport et traitement des algues vertes et évoque la méthanisation de ce substrat. « Les macroalgues présentent un potentiel méthanogène très faible (puisqu'elles ne contiennent que peu de matières organiques : de l'ordre de 6 à 10 % sur le poids brut) ; en revanche leur fortes concentrations en éléments soufrés et azotés pose un problème. Ainsi les composés soufrés peuvent se retrouver sous la forme d'H_2S dans le biogaz avec les risques associés. De plus, la valorisation de biogaz riche en H_2S donne lieu à des émissions atmosphériques de SO_2. Les composés azotés sont moins éliminés sous forme d'ammoniac gazeux que lors du compostage des algues et restent donc dans le digestat

N° de fiche	24
année	1999
Titre de la publication	Effects of anaerobic digestion and additives to effluent or cattle feed on odor and odorant concentrations
Auteurs	W. J. Powers, H. H. Van Horn, A. C. Wilkie, C. J. Wilcox and R. A. Nordstedt
Affiliation	Departments of *Dairy and Poultry Sciences, †Soil and Water Science, and ‡Agricultural and Biological Engineering, University of Florida, Gainesville 32611-0920
Source	J Anim Sci 1999. 77:1412-1421
Mots-clé	Odors, Anaerobic Digestion, Manures
Résumé	L'intensité de l'odeur (5437 observations), a été déterminée par des experts (100 différents panélistes au cours de l'expérience), et un nombre de concentrations odorantes chimiques a été déterminées pour des échantillons de fumier (326) obtenu par des procédés de méthanisation simple (infiniment mélangé) et des réacteurs à lit fluidisé pour lesquels des additifs $KMnO_4$ H_2O_2 ont été ajoutés, et les excréments, l'urine et fumier mélangé Généralement, les échantillons ont été maintenus 3 jours à température ambiante avant l'évaluation par des experts et des analyses chimiques.
type d'effluents	Digestats de fumiers
Procédés étudiés	Digestats produits en Infiniment mélangé et lit fluidisé
Principaux résultats	La digestion anaérobie réduit l'intensité des odeurs de façon linéaire avec l'augmentation de temps de rétention hydraulique (HRT) jusqu'à 20 jours, 1,5 à 2,5 jours pour les lits fluidisés
	Ajout de produits commerciaux et des produits chimiques odorants ont modifié certaines concentrations (par exemple, de l'ammoniac), mais n'a pas réduit l'intensité des odeurs. au contraire, certains produits ont augmenté l'intensité des odeurs. Ajout d'un commercial produit à base de levure à un régime alimentaire de la vache laitière n'a pas effet décelable. L'étude de l'alimentation de la vache ont montré que l'urine et les fèces seules étaient moins odorants que mélangés combinaison (fumier). Le fumier frais est moins odorant que le fumier a tenu pendant 3 jours. Les phénols sont les odeurs les plus fortement corrélée avec l'intensité des odeurs.Individuels et le total des acides gras volatils aussi contribué. L'ammoniac ne semble pas être un grand contribue à l'odeur de cet ensemble de données
	La digestion réduit l'intensité des odeurs de 50 % dans CSTR L'addition de produits dans le digestat ne réduit pas significativement les odeurs, e't parfois provoque l'effet inverse,La méthanisation permet d'agir pour réduire les odeurs

N° de fiche	25
année	2007
Titre de la publication	Projet Interreg : Agricométhane. Synthèse de l'étude bibliographique sur la méthanisation en voie sèche
Auteurs	Virginie WAWRZYNIAK et Nathalie VIARD
Affiliation	TRAME
Source	
Mots-clé	
Résumé	Vue d'ensemble du procédé de méthanisation en voie sèche et comparaison avec la phase humide
type d'effluents	effluents agricoles
Procédés étudiés	méthanisation en voie sèche
Principaux résultats	Le digestat produit est liquide. Il peut être utilisé tel quel à condition de prendre quelques précautions (date d'épandage, type d'épandeur). Il peut aussi être composté après séparation de phase. Dans ce cas, on récupère une fraction solide à composter et une fraction liquide à épandre,

N° de fiche	26
année	2006
Titre de la publication	Anaerobic Digestion at Mesophilic and Thermophilic Temperature With Emphasis on Degradation of Phenols and Structures of Microbial Communities
Auteurs	Lotta Levén
Affiliation	Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences- Department of Microbiology- Uppsala
Source	thèse de "Swedish University of Agricultural Sciences" Uppsala 2006. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae 2006:116
Mots-clé	
Résumé	Cette thèse décrit les effets de la température sur la dégradation lors de la méthanisation des polluants organiques
type d'effluents	
Procédés étudiés	pilotes de laboratoires
Principaux résultats	De spores des micro-organismes pathogènes, tels que Clostridium et certains champignons, peuvent survivre à une hygiénisation 1h à 70°C,(Bagge et al, 2005;. Schnürer & Schnürer, 2006). L'ajout des digestats sur le sol provoque une stimulation générale de micro-organismes du sol, en raison de la présence de nutriments inorganiques et des matières organiques (Petersen et al., 2003). Cette stimulation pourrait masquer les effets des polluants sur des groupes microbiens sous-jacent (Nyberg et al., 2004). Toutefois, les effets des polluants peuvent être isolés par extraction de la fraction organique du digestat et en utilisant l'extrait de tests microbienne du sol (Nyberg et al, 2004). En utilisant cette approche, les extraits organiques des digestats de bioréacteurs à grande échelle et de fumier de porc ont inhibé l'activité nitrifiante, indiquant la présence de substances organiques toxiques (Nyberg et al, 2004; Nyberg et al, 2006). En outre, il y avait une relation claire et positive entre le degré des effets inhibiteurs sur l'activité des AOB et la teneur en phénols dans le digestat. La mesure d'activité avec des concentrations plus importantes en phénols a également appuyé l'hypothèse que les phénols dans le digestat ont été la cause de l'inhibition. Les effets négatifs des phénols sur les activités microbiennes ont également été rapportés antérieurement pour les autres micro-organismes (Dyreborg & Arvin, 1995; Varel & Miller, 2001;. Olguin-Lora et al, 2003), illustrant la toxicité de ces composés. Le fumier de porc est connu pour contenir des composés phénoliques et la teneur en phénol dans le digestat est plus élevée avec une plus grande entrée de lisier de porc.
	Les risques dans l'utilisation de digestat comme engrais. La présence de polluants organiques dans le digestat peut causer des perturbations que peut impliquer la réduction de la diversité microbienne et de la redondance fonctionnelle dans le sol. Cela peut nuire à la résistance aux perturbations dans le sol (Girvan et al., 2005). Pour déterminer si l'application de composés toxiques présents dans digestat représente un risque pour le sol, plusieurs questions sont d'importance, la concentration, la voie de dégradation et les propriétés physiques et chimiques du composé, par exemple sa réactivité chimique, solubilité dans l'eau, la volatilité et la capacité de sorption (Ejlertsson et al, 1996;. Alexander, 1999). En outre, la capacité de dégradation du sol à long terme, devrait également être envisagée (Bergström & Stenström, 1998; Enwall et al, 2005;. Girvan et al,

	2005.). Les polluants persistants qui s'accumulent dans le sol peuvent affecter la fertilité des sols, contrairement aux composés rapidement dégradé avec formation d'intermédiaires non-toxiques.
	Le développement des bioréacteurs fonctionnant en mésophiles (30-40 ° C) et thermophiles (50-60 ° C) a été la conséquence d'une meilleure connaissance sur les taux de réaction et optima de croissance pour les micro-organismes anaérobies actif dans le processus de digestion (Fig. 2; McHugh et al, 2006.). La digestion anaérobie à température thermophile a un taux plus élevé de bioconversion et un temps de traitement plus courte que la digestion à basse température (Zábranská et al, 2000;. van Lier et al, 2001.). L'augmentation de la production de gaz à la température plus élevée peut compenser les coûts supplémentaires liés au chauffage (Hartmann & Ahring, 2006). Un autre avantage de la digestion à des températures thermophiles est l'effet d'hygiénisation relativement forte, à savoir éliminer plus efficacement des agents pathogènes présents dans les déchets (Zábranská et al, 2000;. Sahlström, 2003;. Bagge et al, 2005). En comparaison avec les bioréacteurs thermophiles, le procédé mésophile nécessite moins d'énergie pour le chauffage et dispose d'une conversion plus lente de la matière organique. Ce processus est également souvent moins touchés par les effets inhibiteurs de l'ammoniac libéré lors de la minéralisation des protéines (Angelidaki & Ahring, 1994; Sanchez et al, 2000.). À l'heure actuelle, l'intérêt dans le traitement anaérobie dans des conditions psychrophiles (<20 ° C) est en augmentation en raison de ses coûts de chauffage beaucoup plus faible (McHugh et al., 2006). De nouveaux bioréacteurs se développent afin d'utiliser cette technique à basse température (Connaughton et al., 2006).
	La température du procédé a un fort impact sur la dégradation des polluants organiques, avec une capacité inférieure de dégradation à haute température. En conséquence, le digestat produit en thermophile contient les plus fortes concentrations pour certains polluants organiques, par exemple différents composés phénoliques. Ces composés phénoliques inhibent les AOB dans le sol, ce qui peut potentiellement provoquer des perturbations sur cet environnement. En plus de la température, la composition du substrat entrant a également influencé la concentration de phénols dans les digestats, avec une corrélation positive avec le fumier de porc. La dégradation limitée de polluants organiques à la température thermophile pourrait probablement être expliqué par la baisse de la diversité dans la communauté microbienne par rapport à celle dans le réacteur mésophile. La différence observée entre la dégradation du phénol dans les cultures d'enrichissement en provenance des bioréacteurs fonctionnant à température mésophiles ou thermophiles peut être expliqué par le fait que deux bactéries différentes sont responsables de cette dégradation. Une autre explication possible est que l'activité de l'enzyme (s) impliqués dans la dégradation anaérobie du phénol est fortement réglementée par la température.

N° de fiche	27
année	2009
Titre de la publication	Influence of Different Pretreatments on Anaerobically Digested Sludge Characteristics: Suitability for Final Disposal
Auteurs	Marta Carballa & Francisco Omil & Juan M. Lema
Affiliation	Department of Chemical Engineering, School of Engineering, University of Santiago de Compostela, E-15782 Santiago de Compostela, Spain
Source	Water Air Soil Pollut (2009) 199:311–321
Mots-clé	Anaerobic digestion, Dewatering, Heavy metals
Résumé	Dans ce travail, l'utilisation de certains prétraitements (alcalines, thermique, et ozonation) combinée avec la digestion anaérobie classique a été évalué sur la qualité des BTU digérées en termes d'agents pathogènes, propriétés de déshydratation, les métaux lourds et les polluants organiques.
type d'effluents	
Procédés étudiés	prétraitements et méthanisation mésophile et thermophile
	traitement alcalinisant à la chaux ==> pH 12
	traitement thermique 130°C pdt 1h
	ozonation : injection de 20 mg d'O3 par gramme de MSV pdt 2h
Principaux résultats	Pas d'effet des prétraitements sur les teneurs en C, N, P, K, métaux lourds. letraitement alcalinisant apporte beaucoup de chaux, donc augmente fortement les teneurs en CaO dans cette modalité (1 à 6 % ==> + de 20 %)
	Les pré-traitements n'ont pas d'impacts significatifs sur les caractéristiques des BTU excepté pour la réduction des pathogènes. Shigella spp. n'a été détecté dans aucun échantillon de BTU. Bien que Salmonella spp. était présent dans les BTU brutes, le chaulage et le séchage ont conduit à l'élimination de Salmonella spp., alors qu'elle était encore présente dans les BTU ozonées. Les autres agents pathogènes considérés ont été éliminés de façon significative (> 85 %) au cours des prétraitements des BTU avec une efficacité plus faible pour l'ozonation (environ 63 %). La faible efficacité de l'ozonation sur la désactivation des agents pathogènes a également été observée par d'autres auteurs (Uradzinski et al 2005. Vanhulle et al. 2008) et cela pourrait être lié à la durée du traitement et de la capacité de la matière organique présente pour l'absorption d'ozone.
	Pas d'effets réellement significatifs des traitements sur les BTU en ce qui concerne les valeurs agronomiques et les teneurs en métaux lourds.
	effets hygiénisant meilleur en phase thermophile
type de données obtenues	C, N, P, coliformes totaux, Streptocoques, E.coli, Clostridium perfringens, Salmonelles et shigella (dysentrie)

N° de fiche	28
année	2004
Titre de la publication	Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Eigenschaften der Gärsubstrate.
Titre en français	Effet bde la production du digestat sur sa qualité
Auteurs	G. Rheinhold, V. König, L. Herold
Affiliation	Thüringer Ministerium dür landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, D-Thüringen
Source	Proceeding du 116ème congrès VDLUFA
Mots-clé	
Résumé	Pendant le processus de méthanisation, la MS moyenne diminue en moyenne de 50 %, et la valeur pH augment de plus d'une unité. La teneur en NH_4^+ augmente de 50 % par rapport à Ntot.La salinité augmente également pendant la méthanisation (+20 %), alors que la teneur en soufre diminue. En ce qui concerne les germes pathogènes, les germes de coliformes et de streptocoques diminuent d'un facteur 100 pendant la méthanisation mésophile.
type d'effluents	Lisiers, plantes énergétiques, déchets organiques
Procédés étudiés	co-méthanisation agricole, mésophile
Principaux résultats	Teneurs moyennes avant méthanisation: MS: 11,3 g/l; pH: 6,6; NH_4^+: 42,9 % de Ntot; salinité: 0,9 % KCl, S: 0,062 %. Teneurs moyennes après méthanisation: MS: 5,6 g/l; pH: 7,9; NH_4^+: 63,5 % de Ntot; salinité: 1,2 % KCl, S: 0,049 %.
type de données obtenues	Analyses de 24 installations de co-méthanisation agricoles mésophiles.

N° de fiche	29
année	2010
Titre de la publication	Etat, perspectives et enjeux du marché des engrais"
Auteurs	GCL Développement Durable
Affiliation	Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pèche Service de la Statistique et de la Prospective Centre d'Etudes et de Prospective
Source	Edited by J. Mata-Alvarez. ISBN: 1 900222 14 0
Mots-clé	engrais
Résumé	Etude de synthèse sur l'évolution du marché des engrais et les perspectives de production et d'utilisation, incluant les fertilisants organiques dont les digestats,
Principaux résultats	Selon l'Agence européenne pour l'environnement (EEA), la consommation d'engrais dans l'agriculture augmentera de manière significative dans l'UE au cours des 20 (2001-2020) prochaines années, et ce, principalement du à la croissance de la production agricole des 8 nouveaux états membres. L'EEA prévoit donc une augmentation de la consommation d'engrais minéraux. l'utilisation de digestat ne représente pour l'instant qu'une faible partie de la fertilisation organique. L'apport de matières fertilisantes organique d'origine industrielle et de déchets urbains ne représentent que 2 % des apports organiques totaux mais augmentent sensiblement. Ils pourraient être amenés à fortement se développer avec la mise en place de projets de méthanisation des déchets ménagers
type de données obtenues	tableaux de l'évolution des prix des engrais (N, P, K)
commentaires	

N° de fiche	30
année	2009
Titre de la publication	Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge – Effect of hygienization and organic loading rate
Auteurs	Sami Luste a,*, Sari Luostarinen b
Affiliation	a University of Kuopio, Department of Environmental Science, Yliopistonranta I E, FI-70211 Kuopio, Finland b MTT Agrifood Research Finland, Lönnrotinkatu 5, FI-50100 Mikkeli, Finland
Source	Bioresource Technology 101 (2010) 2657–2664
Mots-clé	Anaerobic co-digestion Hygienization Meat-processing by-products
Résumé	Co-digestion anaérobie d'un mélange de sous-produits animaux (SPA) de l'industrie de transformation de viande et de BTU. 35 ° C pour la co-digestion dans des digesteurs. Mélange des SPA et de BTU dans un rapport de 1:7 (v / v), avec et sans hygiénisation (70 C, 60 min) et dans un rapport de 1:3 (v / v).3 temps de séjour hydraulique 25, 20 jours et enfin à 14 jours. Les rendements les plus élevés de méthane ont été atteint avec 20-jours-HRT(1) 400 ± 30, (2) 430 Â ± 40, (3) 410 ± 30 m3 CH_4 / t VS. Hygiénisation a un impact sur le rendement en méthane en l'augmentant et pour le ratio 1/3. La qualité du digestat est similaire pour les autres réacteurs
type d'effluents	sous-produits animaux et BTU
Procédés étudiés	
Principaux résultats	Hygiénisation augmenté la teneur en DCOs de 17 ± 4 %, aussi diminué légèrement le pH des intrants de 6,2 à 5,9. Avec un TSH de 25 et 20 jours, l'hygiénisation n'a pas d'incidence sur le contenu en AGV des intrants mais avec un TSH de 14 jours, 30 % des AGV ont été éliminé au cours de l'hygiénisation
	Co-digestion de SPA et BTU produit de manière significative plus de méthane que les BTU de la même usine de traitement des eaux usées seule (260 m3 CH_4 / t VS; Luostarinen et al., 2009). En conséquence, l'hygiénisation est un moyen efficace de pré-traitement afin de solubiliser plus facilement la matière organique des SPA et des BTU. L'hygiénisation permet un taux plus élevé de dégradation au cours de la digestion en dégradant les protéines comme le montre la plus grande teneur en NH_4^+ **soluble dans le digestat (+14 %)** ==> hydrolyse les molécules et facilite leur dégradation

N° de fiche	31
année	2005
Titre de la publication	Effects of temperature on biological degradation of phenols, benzoates and phthalates under methanogenic conditions
Auteurs	Lotta Leven ,Anna Schnurer
Affiliation	Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden
Source	International Biodeterioration & Biodegradation 55 (2005) 153–160
Mots-clé	Anaerobic degradation; Methanogenic conditions; Phenols; Benzoates;
Résumé	etude de la dégradation de polluants organiques lors de la méthanisation et mesure de leurs teneurs dans les digestats, Comparaison des résultats obtenus en conditions thermophiles et mésophiles
type d'effluents	déchets ménagers
Procédés étudiés	batch, infiniment mélangés
Principaux résultats	Des systèmes batch anaérobies ont été incubés à 37 et 55°C. L'acide benzoïque, l'acide phtalique, methylphthalate, le phénol, m-et p-crésol ont été minéralisés par les cultures mésophiles incubées à 37 ° C. En dehors de l'acide benzoïque, les composés aromatiques n'ont pas été minéralisés par la communauté thermophile incubée à 55 ° C, ce qui suggère que les réactions utilisant l'enzyme benzoyl-CoA sont inopérantes dans cette communauté microbienne. La dégradation limitée de phénols observée à 55 ° C a été confirmée par des analyses chimiques des résidus de la digestion anaérobie, qui contenait un niveau plus élevé de phénols (322 µg par g de matière sèche) dans le système qui a été réalisé à 55 ° C que celui à 37 ° C, (65 µg par g de matière sèche). Toutefois, une diminution de 55 C à 48 C a déclenché la dégradation des phénols dans les réacteurs thermophiles, certainement due à une température permettant une activation des enzymes impliquées dans la dégradation du phénol.

N° de fiche	32
année	2002
Titre de la publication	Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion
Auteurs	August Bonmatı´, Xavier Flotats*
Affiliation	Laboratory of Environmental Engineering, Department of Environment and Soil Science, University of Lleida, Av. Rovira Roure 177, E-25198 Lleida, Spain
Source	Waste Management 23 (2003) 261–272
Mots-clé	ammonia stripping digestion
Résumé	L'objectif de l'étude est d'étudier l'effet sur du lisier de porc, brut ou digéré, et l'effet du pH initial sur le stripping à haute température (80°C) procédé d'extraction comme pré-ou post traitement à la digestion anaérobie. performances de traitement diffèrent selon le type de lisier de porc. comparaison du stripping sur du lisier de porc brut et digéré et solution témoin. Les trois préparations sont filtrées à 200 µm afin de n'avoir que le NH_4^+. Lorsque le lisier de porc est utilisé, en dépit de travail à 80° C, un pH initial élevé (11,5) est nécessaire pour éliminer l'ammoniac au complet. D'autre part, pour le lisier de porc digéré, l'élimination complète de l'ammoniac sans modification du pH et de la matière organique est possible. Les essais par batch anaérobies ont montré que le stripping n'est pas un bon pré-traitement pour les lisiers de porc.
type d'effluents	lisier de porc
Procédés étudiés	stripping

N° de fiche	33
année	2009
Titre de la publication	Etat de l'art des méthodes rentables pour l'élimination, la concentration ou la transformation de l'azote pour les installations de biogaz agricoles de taille petite/moyenne
Auteurs	Toine BAKX, Yves MEMBREZ, Adèle MOTTET - *EREP SA* Adriano JOSS, Marc BOEHLER - *EAWAG*
Affiliation	EREP : Chemin du Coteau 28, 1123 Aclens, info@erep.ch, www.erep.ch Ueberlandstrasse 133, 8600 Duebendorf, info@eawag.ch, www.eawag.ch
Source	Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication DETEC Office fédéral de l'énergie OFEN
Mots-clé	Azote, méthanisation, biogaz
Résumé	Etue des bilans de masse et de la répartition en phase des éléments fertilisants majeurs en fonction du traitement appliqué sur un digestat agricole
type d'effluents	Agricoles divers
Procédés étudiés	Postraitements de l'azote Presse à vis, centrifugation, osmose inverse, stripping, évaporation, séchage thermique, struvite
Principaux résultats	
	Quelques techniques produisent un produit exportable contenant entre autre de l'azote. Ce produit pourrait être utilisé comme substituant des engrais minéraux. La production d'un engrais minéral contenant de l'azote se fait par le procédé de Haber-Bosch où l'azote atmosphérique (N_2) est transformé en NH_3. Ce procédé est très consommateur d'énergie fossile, notamment 8 kWh / kg N produit. Donc les techniques permettant de conserver / concentrer l'azote comme substitut de l'azote minéral remplacent également une partie de cette énergie fossile. La substitution en énergie est montrée dans la figure 48.
type de données obtenues	
	Les méthodes qui permettent de réduire fortement le contenu d'azote (plus de 50 %) sont la filtration membranaire, le stripping avec lavage acide, l'évaporation, la précipitation struvite et le traitement biologique. Quatre méthodes permettent de bien conserver l'azote, à savoir la filtration membranaire, le stripping avec lavage acide, l'évaporation et la précipitation struvite. L'azote est concentré et pourrait être utilisé pour remplacer l'azote minéral créé par le processus de Haber-Bosch. Cette substitution permet de réduire l'énergie fossile nécessaire pour ce processus ente 19 et 25 kWh / m3 de digestat. Les méthodes avec lavage acide de l'air permettent de produire un engrais minéral simple ou composé. La filtration membranaire et l'évaporation produisent un concentré organo-minéral. Seul le compostage et le sécheur à bandes permettraient de produire un amendement.
	La précipitation struvite permet de produire un engrais minéral mais le rapport N/P n'est pas très favorable à une grande utilisation et donc cette méthode n'est pas vraiment en développement pour le traitement des lisiers ou des digestats. Même si l'azote est bien réduit, les quantités toujours épandables et les volumes de stockage nécessaires ne changent guère par rapport à l'épandage du digestat non-traité. Seules l'évaporation et la filtration membranaire permettent de réduire significativement la quantité épandable ainsi que son stockage. En termes de consommation d'énergie la filtration membranaire, le stripping, la combustion et le traitement biologique

	sont demandeurs ; l'évaporation et le sécheur à bandes sont gourmands en énergie thermique. Une partie ou la totalité de l'énergie thermique pourrait être fournie par la chaleur excédentaire venant du couplage chaleur-force de l'installation de biogaz. Ceci permettrait également d'utiliser cette chaleur qui serait autrement inutilisée. Au vu des grandes quantités de chaleur nécessaires pour le séchage à bandes et le faible rendement par rapport au traitement d'azote, le but envisagé du traitement, il est préférable d'utiliser ce système pour le séchage d'autres produits, comme les copeaux de bois, cultures etc. L'énergie nécessaire pour fabriquer les produits chimiques utilisés dans les différents procédés est, sauf pour le traitement par précipitation de struvite, négligeable par rapport à la consommation en électricité et chaleur.

N° de fiche	34
année	2007
Titre de la publication	The fate of crop nutrients during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors
Auteurs	D.I. Masse´ *, F. Croteau, L. Masse
Affiliation	Dairy and Swine Research and Development Centre, Agriculture and Agri-Food Canada, Lennoxville, QC, Canada J1M 1Z3
Source	Bioresource Technology 98 (2007) 2819–2823
Mots-clé	Manure, anaerobic digestion, nutrients
Résumé	Les objectifs de l'étude étaient de mesurer les niveaux d'éléments nutritifs du fumier de porc conservés dans des réacteurs discontinus psychrophiles et de déterminer la distribution des nutriments dans les boues et les zones de surnageant de bioréacteur,
type d'effluents	
Procédés étudiés	pilotes de labo 41 l à 17°C
Principaux résultats	le P et N sont généralement conservés au cours de la méthanisation, mais la fraction minéralisée des deux nutriments est accrue (Field et al, 1984;. Larsen, 1986; Messner et Amberger, 1987; Plaixats et al, 1988.). Les teneurs en NH_4^+ dans le fumier digéré pourraient favoriser la volatilisation de l'azote après épandage. Cependant, des études ont montré que les pertes par volatilisation étaient semblables pour des substrats digérés par rapport aux mêmes non digérés (Chantignyet al, 2004;. Rubaek et al, 1996). Les résultats ont été attribués à la plus faible viscosité de fumier digéré, ce qui accroît l'infiltration au -dessous de la surface du sol. Sur un sol sec, hydrophobe, la volatilisation était encore plus élevé avec des fumiers bruts qu'avec les mêmes digérés,(Rubaek et al., 1996) La méthanisation diminue le C/N d'un ratio 17 à 11 pour du fumier de porc Le carbone restant est moins disponible pour la biodégradation, Le fait que le C/N soit plus bas que dans les effluents bruts fait que l'immobilisation de l'azote par les micro-organismes est moins forte et que par conséquent l'azote est plus disponible pour les plantes. Etude de la répartition des éléments en fonction de la phase (liquide - solide) Le digestat liquide contient 62 % de l'azote total et 33,5 % du phosphore total La fraction solide (décantation) contient 60 % de la MS : 38 % de l'azote, 62,5 % du P total, 71 % du Ca, 90 % du Mg, 76 % de Al, 90 % du Cu, 75 % du Zn, 52 % du S

N° de fiche	35
année	2010
Titre de la publication	Etude de marché de la méthanisation et des valorisations du biogaz
Auteurs	Cabinet d'études Ernst et Young
Affiliation	ADEME
Source	Marché ADEME n° 0706C0053
Mots-clé	Méthanisation, digestat, biogaz
Résumé	La rentabilité des installations guide le marché vers la méthanisation centralisée. Les principaux acteurs de la méthanisation agricole sont les agriculteurs ou coopératives agricoles. Cependant, au vu de la faible rentabilité des installations de méthanisation (dont les substrats sont essentiellement du lisier et fumier), la co-digestion est une solution souvent envisagée par les agriculteurs. Les co-substrats peuvent être des déchets de collectivités (déchets verts, tontes de pelouses) ou des déchets d'industries agroalimentaires se trouvant à proximité des installations à la ferme.
type d'effluents	tous
Procédés étudiés	Technologies de digestion des BTU. Le mode de digestion utilisé dans ce secteur est l'infiniment mélangé (CSTR). Des conditions mésophiles sont adoptées quasi systématiquement, à l'exception notable des digesteurs thermophiles installés à Marseille. La digestion thermophile est plus couramment répandue aux Etats-Unis où les exigences en termes d'hygiénisation des BTU sont plus strictes.
	Les innovations sur le procédé de digestion en lui-même sont rares. Certaines sociétés proposent des souches bactériennes plus performantes mais l'accroissement de l'efficacité de ces populations dans les conditions d'exploitation réelles n'est pas évident. Les innovations portent quasi exclusivement sur le prétraitement des BTU : - Les prétraitements mécaniques (ultrason, cavitation) : ils sont très controversés car l'augmentation de production de biogaz se fait au prix d'une forte consommation d'électricité. D'après Degrémont, ces systèmes ne sont pas rentables compte tenu du coût d'investissement et des consommations électriques associées. Il n'y a pas de retour d'expérience en France, mais en Allemagne ces systèmes de pré-traitement sont supprimés. - Les prétraitements thermiques (hydrolyse thermique des BTU), dont l'intérêt est à déterminer au cas par cas. Dans tous les cas, il s'agit de préparer les BTU. « Il est à noter que la co-digestion va devenir assez classique, notamment la digestion conjointe de BTU et déchets d'OM. Ceci devrait favoriser le développement d'unités de méthanisation qui ne se seraient pas développées sans co-digestion. ». « Depuis la mise en place du tarif de rachat de l'électricité en 2006, la cogénération est présente dans tous les appels d'offre »
Principaux résultats	Les biodéchets issus de la collecte sélective constituent des substrats de meilleure qualité. Leur qualité dépend cependant de l'effort de sensibilisation de la population qui doit être réalisé pour obtenir une bonne qualité de tri. En outre, une partie de la fraction fermentescible des ordures ménagères n'est pas captée lors de la collecte sélective des biodéchets. La méthanisation sur ordures ménagères résiduelles permet théoriquement d'exploiter la majeure partie de la matière organique présente dans les déchets des ménages. La collecte est aussi plus facile à mettre en œuvre. Cependant, une opération poussée de tri en amont et en aval du méthaniseur est nécessaire (tri mécano-biologique par exemple). La méthanisation des OM associe souvent une autre catégorie de déchets urbains qui sont les déchets verts, notamment les déchets peu ligneux (tontes de pelouses par exemple) et qui

	possèdent un pouvoir méthanogène intéressant.
	Cette diversité des intrants, et notamment leur potentiel méthanogène, induit une évolution du marché vers la méthanisation centralisée pour obtenir ou optimiser la rentabilité des installations. Les principaux acteurs de la méthanisation agricole sont les agriculteurs ou coopératives agricoles. Cependant, au vu de la faible rentabilité des installations de méthanisation (dont les substrats sont essentiellement du lisier et fumier), la co-digestion est une solution souvent envisagée par les agriculteurs. Les co-substrats peuvent être des déchets de collectivités (déchets verts, tontes de pelouses) ou des déchets d'industries agroalimentaires se trouvant à proximité des installations à la ferme.
type de données obtenues	Données sur les installations en fonctionnement et le types de procédés associés ainsi que les intrants principaux

N° de fiche	36
année	2006
Titre de la publication	Report on quality criteria for application of AD sludge as bio-fertiliser in agriculture
Auteurs	Projet européen AGROBIOGAS
Affiliation	Project No. 030348- AGROBIOGAS An integrated approach for biogas production with agricultural waste
Source	Project No. 030348- AGROBIOGAS An integrated approach for biogas production with agricultural waste
Mots-clé	
Résumé	
type d'effluents	co-digestion déjections animales et biodéchets
Procédés étudiés	
Principaux résultats	L'amélioration de la gestion des engrais organiques peut entraîner une diminution des pertes d'ammoniac (c'est-à-dire la couverture totale des installations de stockage, les techniques d'épandage des produits, etc.). Dans l'ensemble, les pertes de P et de K peuvent être réduites de 80 % à 95 % et de 50 % pour l'azote, lorsque l'engrais est correctement stocké et épandu. L'augmentation de l'utilisation des engrais organiques (de 60-80 %) devrait se développer dans un proche avenir (European Environment Agency, 2005) La qualité du digestat dépend des matières premières et des conditions de traitement. La méthanisation entraîne une dégradation de la matière sèche et une réduction de la viscosité des produits Lorsque les digestats sont épandus sur les terres agricoles et sur lors de la phase de croissance des plantes, il s'égoutte plus facilement à partir des plantes et pénètre plus rapidement dans le sol, par rapport à un fumier brut. Par conséquent, il ya une réduction du risque d'abimer les plantes, des pertes d'ammoniac si le digestat est immédiatement incorporé dans le sol, ainsi que les problèmes d'odeur (Pfundtner, 2002). Dans les résidus organiques, la plupart de l'azote est lié à des protéines. Tout au long de la digestion anaérobie, une partie de l'azote est libéré en ammonium dissous. Par conséquent, l'azote du digestat est plus facile disponible pour les plantes. Des engrais très efficaces peuvent être réalisés à partir de co-digestion de fumier de vache (teneur élevée en potassium), du lisier de porc (riches en phosphore), et des déchets agricoles et sous-produits adapté. L'application du digestat en tant que fertilisant organique diminue les pertes en nutriments, ainsi que la pollution de l'eau. En outre, le procédé de méthanisation permet de limiter la consommation d'énergie pour la production d'engrais chimiques. Pour obtenir tous ces avantages, il est nécessaire d'appliquer ce qu'on appelle des «bonnes pratiques agricoles". Au danemark, co-digestion de déjections animales et FFOM issue d'OMr répandues

	Recommandations Préconise le stockage couvert du digestat, stockage agité pour homogénéiser les digestat avant transport ou utilisation Recommande le compostage de la fraction solide Déconseille l'utilisation d'OMr ou d'autres déchets potentiellement contaminés (ETM,…) Pasteurisation et stérilisation recommandé Sous produits animaux de catégorie 1 ne sont pas admis en méthanisation au Danemark Catégorie 2 admise si stérilisation 20 minutes à plus de 133°C et à 3 bars (vapeur) Catégorie 3 Ok si pasteuriser. Risque de volatilisation d'ammoniac plus important avec digestat qu'avec produit non traité car concentration en ammonium plus élevée. Donc pour éviter la volatilisation, appliqué le digestat par temps froid et sans vent La perte d'azote peut être réduite de 95 % par un épandage près du sol et par un enfouissement immédiat du digestat.

N° de fiche	**37**
année	1995
Titre de la publication	Anaerobic digestion of municipal solid waste: utility of process residues as a soil amendment
Auteurs	C. Rivard, J.B. Rodriguez, Nagle, J. R. Self, B. D. Kay ; P. N. Soltanpour, R. A. Nieves
Affiliation	
Source	Symposium on biotechnology for fuels and chemicals No16, Gatlinburg TN ETATS-UNIS (09/05/1994), 1995, vol. 51-52 (836 p.) (13 ref.), pp. 125-135
Mots-clé	solid waste, biogas, soil, amendment
Résumé	Expérience montrant que les digestats accroissent les rendements agricoles en proportion directe avec l'augmentation du taux d'application. Par ailleurs, la saturation en nutriments n'a pas été démontrée dans la fourchette des taux d'application évaluée pour le sol samoan. Au-delà de la supplémentation en nutriments, la modification de résidus organiques au sol samoan induit une mélioration des capacités de rétention en eau et en éléments fertilisants (limite la lixiviation)
type d'effluents	biodéchets
Procédés étudiés	mésophile
Principaux résultats	Ces essais concernent surtout des digestats agricoles, et donc leurs épandages, et montrent que le digestat d'effluents d'élevage augmente les rendements de production végétale de 6 % à 20 % et qu'il pourrait remplacer en partie les engrais minéraux pour les céréales. Rivard montre également que le digestat agricole augmente les rendements de culture proportionnellement à la dose d'apport

N° de fiche	38
année	2005
Titre de la publication	Organic Residues - A Resource for Arable Soils
Auteurs	Monica Odlare
Affiliation	Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences - Department of Microbiology - Uppsala
Source	Doctoral thesis - Swedish University of Agricultural Sciences - Uppsala 2005 ; Acta Universitatis Agriculturae Sueciae - 2005:71
Mots-clé	biogas residues, compost, field experiment, sewage sludge, soil microbiology
Résumé	Cette thèse porte sur les changementsde la qualité du sol après l'avoir amendé avec différents produits résiduaires organiques. La plupart des méthodes existantes utilisées pour évaluer les effets des épandages sur la qualité des sols se concentrent principalement sur les propriétés chimiques des sols qui changent lentement avec le temps, teneurs en C, N et en P, ce qui limite leur utilité pour la détection de changements à court terme la qualité des sols. Cette thèse s'intéresse donc aux mesures de l'activité des communautés microbiennes spécifiques contribuant aux processus effectués dans le sol. Cela permet de caractériser les évolutions de la qualité du sol. Les indicateurs utilisés pour mesurer les impacts des différents amendements sur les sols sont - la biomasse microbienne (Doran & Parkin, 1994; Boehm & Anderson, 1997; Sparling,1997), - l'activité enzymatique (Helgason et al, 1998;. Badiane et al, 2001;. Chang et al.2001b) - la composition de la flore microbienne (Jordan et al, 1995;. Perkins & Kennedy, 1996). Une évaluation intégrée a été adoptée, selon laquelle des analyses microbiologiques du sol ont été combinés avec les éléments chimiques du sol et des analyses physiques ainsi que des mesures du rendement et de qualité du grain afin de décrire et de quantifier les effets positifs ou négatifs des résidus organiques.
	Expérimentation au champ Application de compost, de digestat, de fumiers porcin et bovin non traités, asociés et non associés à de l'azote minéral pour appliquer une fertilisation équivalente à 100 unités d'azote Le rendement des cultures Au cours des quatre premières années de l'expérience sur le terrain, les digestats ont donné un plus grand rendement pour l'avoine et l'orge comparativement au compost, Les combinaison de résidus organiques et de N minéral ont toujours donné des rendements plus élevés que lorsque les produits organiques étaient utilisés seuls. les taux d'application ont été relativement faibles, et la teneur en azote minéral varie entre les différents traitements. L'avantage des digestats est la teneur élevée en NH_4^+
	Bååth & Rämert (2000) signalent que les digestats ont donné des rendements plus élevés pour des cultures de poireaux comparativement aux composts ou fumiers de litières de poulet, tandis que Marchain (1992) trouve que les digestats ont augmenté les rendements de la production végétale par 6-20 %. Les digestats peuvent donc remplacer une partie des engrais minéraux dans la production céréalière (Tiwari et al, 2000;. Akerhielm & Stinzing 2005, inédit) et Rivard et al. (1995) ont constaté qu'ils ont augmenté le rendement des cultures en proportion directe avec le taux d'application. Les résidus organiques combinés avec l'azote minéral ont donné des

	rendements aussi forts pour l'avoine et l'orge, bien que les BTU et de résidus de biogaz semblent avoir un effet légèrement supérieur mais non significatif Aucun des résidus organiques n'est significativement différent du lisier bovin et fumier de porc non traités
	propriétés chimiques des sols. L'analyse de variance de tous les sols a montré que seuls trois d'entre eux ont des différences significatives entre les traitements: Le Compost a augmenté le pH dans le sol. Ceci a également été rapporté précédemment par Jakobsen (1995), Leifeld (2002) et Lee et al. (2004). D'autre part, Hartl et al. (2003) et Bartl et al. (2002) n'ont observé aucune augmentation du pH après l'application de compost ce qui est probablement du au fait que le sol était plus alcalin que celui étudié dans cette thèse. L'application de compost et des BTU a également augmenté la quantité de phosphore disponible (P-AL) dans le sol et tous les trois résidus organiques augmenté la quantité de K disponible (K-AL) . Plusieurs autres auteurs ont signalé des augmentations dans le sol en P et K après l'application de compost (Steffens et al, 1996;. Boisch et al, 1997;. Adediran et al, 2003.) et de BTU (Siddique & Robinson, 2003; Banuelos et al, 2004;.. Heras et al, 2005; Mantovi et al, 2005;. Warman et Termeer, 2005). La teneur accrue en phosphore disponible dans les parcelles amendées avec des engrais riche en P, mais pauvre en N, n'est valable que tant que le taux d'application est de l'amendement est basé sur les unités de N. Un engrais pauvre en N, comme le compost, sera appliquée dans de plus grandes quantités, ce qui résultant en une accumulation de P.
	Aucune application des résidus organiques dans cette étude n'a augmenté la teneur en métaux lourds dans le sol. Ces résultats sont en contraste avec Pinamonti (1998) et Bartl et al. (2002) qui ont trouvé des quantités accrues de métaux lourds dans les sol après l'application de compost et l'application de BTU. Il a été signalé à la fois l'augmentation (Heras et al., 2005) et pas d'impact (Banuelos et al., 2004), sur la concentration de métaux lourds dans le sol. Dahlin et al. (1997) a effectué une expérience au champ à Brunnby : Ferme expérimentale où les BTU avaient été appliquées au sol à différents taux pendant 23 ans. Ils ont trouvé qu'un taux d'application similaire à celui utilisé dans cette thèse a sensiblement augmenté les concentrations de Cr, Cu et Zn dans le sol. Cependant, les concentrations sont inférieures aux limites actuelles de l'UE. Dans l'expérience sur le terrain ORC, il n'y avait pas de différences significatives entre les traitements pour l'un des métaux lourds analysés. La raison principale de ceci est que les taux de métaux lourds appliqués étaient faibles, moins de 1 % des teneurs initiales dans le sol.

	Les propriétés microbiologiques du sol La majorité des populations microbiennes dans le sol sont des hétérotrophes et donc tributaires de la disponibilité du carbone organique, tels que le sucre, l'amidon et cellulose. Par conséquent, en modifiant le sol avec l'apport de C organique, cela devrait avoir pour effet une plus grande biomasse microbienne et donc affecter les paramètres de la respiration. L'activité respiratoire des sols a augmenté avec l'application de digestat, car il contient une plus grande quantité de C biodégradable selon l'auteur. cette activité est supérieure que lors de l'application de BTUet de compost De plus, les fortes concentrations de NH_4^+ du digestat a amélioré la croissance des végétaux qui ont à leur tour fournir plus de C dans le sol en créant une "litière", et par les exsudats des racines. La plus grande proportion de micro-organismes actifs a été trouvée dans les parcelles avec digestats combiné avec des engrais minéraux. De plus, l'activité enzymatique traduit par une croissance spécifique a augmenté à la suite de l'application de digestat. Les effets positifs sur l'activité microbienne du sol après apport de produits résiduaires organiques ont été signalés dans plusieurs études; Nyberg et al. (2004) a constaté que l'amendement du sol avec des digestats, à l'échelle du laboratoire a permis d'augmenté à la fois la respiration du sol et l'activité nitrifiante.
	Toutefois, en raison de la teneur relativement faible en P, les digestats doivent être complétée par le superphosphate, afin d'éviter les déficits en P dans le sol.
type d'effluents	Digestats de biodéchets, de BTU et de déchets agricoles
	L'utilisation de cultures de couverture est une technique très efficace individuellement pour réduire la teneur SMN à l'automne et de compenser les effets résiduels des engrais. La teneur globale en N des sols à l'automne a été **diminuée de 10 %** en utilisant un lisier liquide en comparaison avec un fumier. La digestion des BTU n'a pas influé sur les teneurs en N des sols à l'automne, et, par conséquent, le risque de lessivage de nitrates in situ. En cultures de céréales, où l'épandage de fumier a été réalisé sur la surface du sol, d'autres facteurs (par exemple la culture de couverture) ont eu un effet plus marqué sur la teneur en N des sols contenus à l'automne que tout effet dus aux digestats. La digestion des lisiers augmente les pertes d'azote après épandage. Les digestats possèdent certaines propriétés qui favorisent la volatilisation de l'azote. - teneurs élevées en NH_4^+, pH plus élevé et qui l'emportent sur les facteurs de réduction de la volatilisation (viscosité plus faible, Ms plus faible). Par conséquent, pour l'application de digestat l'adoption de techniques modernes d'application, comme l'injection peu profonde, revêt une importance particulière. La récolte et l'enlèvement des cultures de couverture diminuent de manière significative l'émission pendant l'hiver de N_2O. La réutilisation des éléments nutritifs, après digestion, à la rotation des cultures entraîne une augmentation significative des émissions après l'addition du sol. Équilibrer les émissions au cours de l'ensemble du système de culture a montré une réduction significative des émissions telluriques d'oxyde nitreux de plus d'un tiers.
Procédés étudiés	

Principaux résultats	Les digestats contiennent de grandes concentrations de NH_4^+ et de carbone facilement dégradable. Ils sont donc plus efficaces que le compost en fournissant pour la plante plus de N biodisponible et en augmentant l'activité biologique dans le sol. Ceci, combiné avec le fait que le digestat produit à partir de déchets ménagers triés à la source contient plus d'autres éléments nutritifs et de très faibles quantités de métaux lourds et autres composés toxiques, Ceci suggère que le digestat peut et doit être utilisé comme engrais sur les sols agricoles. Toutefois, en raison de la teneur relativement faible en P, les digestats doivent être complété par le superphosphate, afin d'éviter les déficits en P dans le sol.

N° de fiche	**39**
année	2008
Titre de la publication	Principales caractéristiques des digestats
Auteurs	P. Pouech
Affiliation	
Source	exposé à la journée technique nationale de l'ADEME : « Réussir un projet de méthanisation associant des déchets ménagers, agricoles et industriels »
Mots-clé	biogas residues, compost, field experiment, sewage sludge, soil microbiology
Principaux résultats	La maturation aérobie du digestat (brut ou fraction solide) ne conduit pas toujours à une montée en température comme dans une phase thermophile de compostage. Elle se déroule aux alentours de 35 à 40°C correspondant à des conditions de réorganisation de la matière organique ou phase d'humification. Ceci est lié au fait que la fraction carbonée rapidement accessible aux bactéries a été dégradée pendant l'étape de méthanisation. Ainsi, si on souhaite réaliser un "compostage caractérisé du digestat " (comme défini dans la norme NF U44-051), il pourrait être nécessaire d'apporter un substrat carboné fermentescible.

N° de fiche	**40**
année	2001
Titre de la publication	Directive de l'ASIC 2001. Caractéristiques de qualité des composts et des digestats provenant du traitement des déchets organiques
Auteurs	J.Fuchs, U.Galli, K.Schleiss, A.Wellinge,
Affiliation	Document élaboré par l'Association Suisse des Installations de Compostage (ASIC) en collaboration avec le Forum Biogaz Suisse.
Source	internet
Mots-clé	digestats, déchets organiques
Principaux résultats	Avantages du compostage du digestat. Le compostage permet l'augmentation du degré de maturité qui entraîne une diminution de la salinité et du pH. La stabilité du produit et sa compatibilité avec les plantes sont nettement améliorés Plusieurs études ont démontré que les digestats avaient des actions bénéfiques sur la qualité des sols, que ce soit au niveau microbiologique (augmentation de l'activité respirométrique, activité nitrifiante,…) ou au niveau physique (capacité d'échange cationique). L'utilisation de digestat comme amendement du sol en conditions contrôlées de laboratoire augmente l'activité respirométrique, l'activité nitrifiante des micro-organismes, la biomasse bactérienne et l'activité enzymatique. Ces actions sont équivalentes, voir meilleures que les fertilisants organiques plus classiques tels que les composts.

N° de fiche	41
année	2001
Titre de la publication	Du compost en plus de l'énergie ? Aspects agronomiques de l'intégration d'une unité de méthanisation sur un site de compostage.
Auteurs	J.Fuchs,
Affiliation	FIBL
Source	internet : Présentation du 28/11/2006
Mots-clé	digestats, déchets organiques
Principaux résultats	Quelques différences et similitudes entre le compost et le digestat • Pour la matière sèche, les teneurs des phases solides des digestats dépendent des intrants et des procédés utilisés pour la séparation de phases et peuvent aller jusqu'à des teneurs similaires à celles des composts. • Les teneurs en azote total seront légèrement plus élevées dans les digestats bruts que dans les composts issus des mêmes substrats. La teneur en azote ammoniacale est largement supérieure dans les digestats que dans les composts. Par contre, l'azote sous forme nitrate sera en concentration plus importante dans les composts, • Le compostage permet la formation d'humus stable Pour résumer, le digestat permet d'apporter des nutriments et de la matière organique labile. Mais il n'a pas les propriétés structurantes d'un compost. Il peut constituer une source d'azote pour le compostage de matières ligneuses (par exemple, certains déchets verts).

N° de fiche	42
année	2006
Titre de la publication	Impact of Organic Waste Residues on Structure and Function of Soil Bacterial Communities With Emphasis on Ammonia Oxidizing Bacteria.
Auteurs	K.Nyberg,
Affiliation	thèse de Doctorat
Source	Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala
Mots-clé	Organic waste, anaerobic digestion, soil effects
Principaux résultats	Les polluants persistants qui s'accumulent dans le sol peuvent affecter la fertilité des sols dans la perspective à long terme, contrairement aux composés rapidement dégradé avec formation d'intermédiaires non-toxiques Des essais en laboratoire réalisés par Nyberg ont démontrés que les extraits organiques des digestats de fumier de porc issus de méthaniseurs en fonctionnement ont inhibé l'activité nitrifiante du sol, indiquant la présence de substances organiques toxiques. Ces contaminants peuvent provenir de traces de pesticides sur les fruits et légumes, des additifs pour matières plastiques, de la contamination dans la chaîne de collecte et de transport des déchets au méthaniseur (Nilsson, 2000; Hartmann & Ahring, 2003).

N° de fiche	43
année	2007
Titre de la publication	Origine, devenir et impact du cuivre et du zinc des lisiers porcins.
Auteurs	C-E. Marcato,
Affiliation	thèse de Doctorat
Source	Institut National Polytechnique de Toulouse
Mots-clé	lisiers, méthanisation, métaux lourds
Résumé	Thèse sur l'impact de la méthanisation des lisiers de porc sur la spéciation et la distribution des métaux lourds cuivre et zinc
type d'effluents	Lisiers de porc
Procédés étudiés	
Principaux résultats	Le procédé de méthanisation a pour effet de convertir une grande partie de l'azote organique (protéines et urée principalement) en azote minérale. Cette minéralisation de l'azote est proportionnelle au taux de dégradation du carbone. En raison du milieu réducteur qui prévaut au sein du digesteur, cet azote minéral est sous forme ammoniacale (ion NH_4^+ dissous) et représente alors entre 45 et 85 % de l'azote total du digestat final Une comparaison de la biodisponibilité du cuivre et du zinc contenus dans les lisiers de porcs digérés ou non. Le cuivre demeure dans la fraction particulaire (>0,45 µm) quel que soit le pH tandis que le zinc passe progressivement dans la fraction dissoute quand le pH diminue. Les essais en sol par évaluation des transferts des ETM vers des cultures de maïs et de fève ont montré de faibles différences entre les deux types d'effluents. Les niveaux d'exportation de cuivre et de zinc ne présentent pas de différences significatives entre les plantes cultivées sur un sol avec apport de lisier méthanisé et celles cultivées sur un sol avec apport de lisier brut. Les exportations en ETM restent en deçà du seuil de toxicité des végétaux pour les deux types d'effluents même avec un apport en métaux équivalent à plusieurs dizaines d'années d'épandage. Ces travaux montrent que le traitement des lisiers de porcs par méthanisation influence peu la mobilité et la biodisponibilité du cuivre et du zinc pour les végétaux.

N° de fiche	44
année	2008
Titre de la publication	Dissipation of pesticides during composting and anaerobic digestion of source-separated organic waste at full-scale plants
Auteurs	Kupper Thomas a,*, Thomas D. Bucheli b, Rahel C. Brändli b, Didier Ortelli c, Patrick Edder c,
Affiliation	a Swiss College of Agriculture, Zollikofen, Switzerland ; b Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, CH-8046 Zürich, Switzerland ; c Food Authority Control of Geneva, CH-1211 Geneva, Switzerland.
Source	Bioresource Technology 99 (2008) 7988–7994
Mots-clé	pesticides anaerobic digestion, organic waste
Résumé	Etude de la dissipation en laboratoire des molécules pesticides au cours du procédé de méthanisation
type d'effluents	compost de digestat solide (après séparation de phase) thermophile de biodéchets.
Procédés étudiés	méthanisation et compostage des digestats
Principaux résultats	les résultats des dissipations de molécules montrent des taux de dissipation dans le compost de digestats supérieur à 50 % pour la majorité des pesticides. Cependant, les auteurs discutent ces résultats du fait du protocole d'analyse qui n'a pas pris en compte la quantification des pesticides dans la phase liquide du digestat avant compostage. Ces travaux ont montré que le compostage de digestat solide de biodéchets présente des teneurs en pesticides inférieures au compostage seul du même substrat. Les auteurs précisent donc que des recherches supplémentaires sont nécessaires pour : -évaluer le devenir des pesticides lors de la digestion anaérobie. en utilisant un protocole expérimental approprié -définir si la digestion améliore la dissipation des pesticides - si les pesticides se retrouvent de préférence dans la phase liquide du digestat

N° de fiche	45
année	2008
Titre de la publication	The fate of nitrogen from animal manure in soil-crop systems : experiences with dairy and pig slurries.
Auteurs	P. Sorensen,
Affiliation	
Source	Présentation à Milan, 25 janvier 2008
Mots-clé	Nitrogen, pig slurry
Résumé	Etude comparative sur la biodisponibilité de l'azote dans le lisier digéré
type d'effluents	lisier de porc méthanisé et non digéré
Principaux résultats	l'azote du digestat est beaucoup mieux utilisé par les plantes que celui contenu dans le lisier brut. On observe notamment que la disponibilité de l'azote minéral du sol (en % de l'azote total) est plus élevée dans le cas du digestat que celle du lisier non digéré.
type de données obtenues	Graphiques comparatifs de la biodisponibilité de l'azote dans un sol sableux.

N° de fiche	46
année	2004
Titre de la publication	Umweltwirkung von Biogasgülle
Titre en français	Effet environnemental des digestats liquides
Auteurs	K. Jäkel
Affiliation	Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Fachbereich LB, D-Böhlitz-Ehrenberg
Source	Abschlussbericht zum Forschungsprojekt
Résumé	Du point de vue de l'hygiène, la teneur en salmonelles, en germes coliformes et fécaux ont été analysés dans les digestats provenant de 6 installations mésophiles. Des salmonelles ont été retrouvées dans seulement une des installations. Par contre, la concentration en germes coliformes et fécaliers dépassait les normes dans toutes les installations, m'ême dans les installations ne traitant que du lisier. Du point de vue de la fertilisation azotée, les digestats ont augmenté les rendements dans toutes les installations. Le pourcentage de NH_4^+ par rapport à l'azote total était plus élevé dans les lisiers méthanisés. Le coefficient d'utilisation de l'azote était de 10 à 20 % plus élevé dans les lisiers méthanisés par rapport aux lisiers bruts. La composition botanique des prairies n'a pas été influencée par la méthanisation du lisier. Les pertes d'azote par lessivage étaient moins importantes dans les lisiers méthanisés que dans les lisiers bruts.
type d'effluents	Lisiers, déchets organiques, déchets d'abattoirs
Procédés étudiés	co-méthanisation agricole, mésophile
Principaux résultats	Voir résumé
type de données obtenues	Analyses de l'effet de 6 installations de co-méthanisation agricoles mésophiles sur l'environnement et les plantes. Beaucoup de résultats que sous forme de graphiques.

N° de fiche	47
année	2008
Titre de la publication	Anaerobic digestates application on fodder crops : effects on plant and soil
Auteurs	F.MONTEMURRO, S.CANALI, G.CONVERTINI, D.FERRI, F.TITTARELLI, C.VITTI
Affiliation	CRA Bari et Rome
Source	Agrochimica,Vol.LII - N°5, septembre-octobre 2008
Mots-clé	digestate, effect plant soil
Résumé	Etude de suivi au champ pendant deux ans de l'effet de digestat (efficacité agronomique) sur graminées et légumineuses (alfalfa et dactyle). Essais réalisés dans une ferme expérimentale à BARI, climat méditerranéen. Suivi des paramètres agronomiques et des sols - Digestat à base de lisier de porc (97 %) et résidu de presse d'olive (7 %) la première année - Digestat d'effluent de lavage d'une usine de production d'aliments surgelés - Digestat d'effluent vinicole la seconde année - comparé avec fertilisation minérale (NH_4NO_3 & TSP) et non fertilisé. Application de 75 U de P_2O_5 et 50 U de N orga par modalité chaque année,
type d'effluents	- Digestat à base de lisier de porc et résidu de presse d'olive la première année - Digestat d'effluent de lavage d'une usine de production d'aliments congelés - Digestat d'effluent vinicole la seconde année
Procédés étudiés	infiniment mélangé
Principaux résultats	Etude des rendementsrendement équivalent aux rendements normalement observé sur ce type de plantes. Pas de différence selon les modalités Taux de matière sèche dans les dactyles significativement plus bas pour la modalité non fertilisée ==>> efficacité de la fertilisation avec digestat '+112 % par rapport au non fertilisé pour la modalité avec ammonitrate +45 % pour le digestat de lisier et + 37 % pour le digestat de résidu de distillation la première annéeet +36, 26 et 20 % la seconde année==> pas de différence significative. Les auteurs supposent un effet à plus long terme de la fertilisation par digestat comparativement à la fertilisation minérale. L'effet de la matière organique apportée la première année est plus important la seconde année, exportation des éléments dans les plantes : pas de différence significative pour N et P. Taux en ETM, pas de différence selon les modalités effets sur le sol pas de différence pour les ETM, le carbone humifié et le C organique, le Norga. Le sol d'essai a des caractéristiques (teneurs élevées pour ces 4 paramètres) qui ne permettent pas d'observer d'effet pour une période de 2 années.
	Conclusion : le digestat peut être utilisé pour réduire les apports d'engrais minéraux et augmenter le taux de matière organique dans les sols L'apport cumulé sur deux ans de matière organique a augmenté le rendement la deuxième année et les résultats sont comparables à une fertilisation

	minérale. pas d'exportation par la culture fourragère des ETM suite à l'apport des digestats.

N° de fiche	**48**
année	2004
Titre de la publication	Ammonia Volatilization and Selected Soil Characteristics Following Application of Anaerobically Digested Pig Slurry
Auteurs	Martin H. Chantigny,* Philippe Rochette, Denis A. Angers, Daniel Masse´ , and Denis Coˆ te
Affiliation	Agriculture and AgriFood Canada, Soils and Crops Research and Development Centre, MATERIALS AND METHODS 2560 Hochelaga Blvd., Que´ bec, QC, Canada,
Source	Soil Science Society of America, J. 68:306–312
Mots-clé	ammonia volatilization soil
Résumé	comparaison de substrats digérés pour l'impact sur un sol dans les 10 premiers cm et mesure de la volatilisation de l'azote
type d'effluents	lisier porc
Procédés étudiés	infiniment mélangé
Principaux résultats	la digestion anaérobie ne modifie pas significativement la proportion d'azote qui a été perdue sous forme de NH_3 entre un lisier et un lisier digérée La volatilisation est liée principalement au pH du sol et aux concentrations de NH_4^+ dans les 2 premiers cm du sol. En-dessous de 5 cm, l'application du lisier ou de digestat a peu d'effet sur le pH du sol, la teneur en eau, le taux d'acide gras volatils ou l'azote minéral. pas de différence significative entre stockage 12 semaines et digestion sur l'humidité du sol dans les 10 premiers cm. Ces résultats suggèrent que les nutriments ont été concentrées dans les 5 premiers centimètres du sol, mais qu'une partie pourrait être lessivée sous la profondeur de 5 cm, pH : augmentation du pH moins importante avec digérée car plus de CaCO3.

N° de fiche	49
année	2008
Titre de la publication	Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems
Auteurs	Kurt Moller, Walter Stinner; Arno Deuker ;Gunter Leithold
Affiliation	Liebig-Universita¨t Giessen, Karl Glockner Str. 21c, 35394 Giessen, Germany
Source	Nutr Cycl Agroecosyst (2008) 82:209–232
Mots-clé	Biogas digestion, Nitrogen , Farmyard manure
Résumé	Les objectifs des essais présentés sont :- mesurer l'impact de la digestion de lisier sur l'absorption de l'azote N et les rendements des cultures in situ, - de déterminer l'influence de la digestion des résidus comme la paille et des cultures intermédiaires, - de déterminer l'influence de l'introduction de substrats extérieurs (trèfle et le maïs ensilé à l'équivalent de 40 kg N ha-1 terres agricoles) sur les flux de rendements N, l'absorption de N et de la culture.
type d'effluents	lisiers bovin et fumier bovin
Procédés étudiés	37 °C, 25-30 jours
Principaux résultats	La balance de P et N a indiqué qu'une forte proportion (environ 20-30 %) de N circulant dans les déchets a été perdu dans l'étable et durant le stockage avant la diffusion sur le terrain. D'autres pertes après addition au sol des engrais organiques mobile (Moller et Stinner, 2008a). Les pertes d'azote par volatilisation ne sont pas seulement importantes en termes de pertes d'azote absolu, mais également due au fait que la plupart de la fraction facilement disponible de N inorganique a été perdu.
	L'apport de lisier non digéré a fournit plus de N disponible pour la croissance des plantes. Cela a été mesuré par la plus grande absorption de N dans la biomasse aérienne des non-légumineuses. Des résultats similaires ont également été signalés par Hege et Offenberger (2006). Toutefois, après avoir analysé les résultats obtenus à partir des cultures différentes, il a été constaté que les effets décrits sur l'absorption de matières sèche et N ne sont généralement pas présents:
type de données obtenues	les pertes d'ammoniac après épandage de lisier digéré sont supérieures à celles observées pour des lisiers non digérés, car la digestion a augmenté la concentration d'ammoniaque et la valeur du pH, qui sont deux facteurs favorisant les pertes d'azote gazeux (Bernal et Kirchmann 1992; Sommer et al 2006;. Moller et Stinner, 2008a). Si le digestat a été incorporé immédiatement après l'ajout au sol, le N organique du lisier non digéré semble avoir assez de temps dans les cultures à cycle long, comme le maïs, pour se minéraliser partiellement et être disponible pour les cultures. Cela a été confirmé par les résultats obtenus dans le blé de printemps à cycle court, où la plupart du digestat a été incorporé après épandage avant le semis du blé de printemps, ce qui empêche les pertes d'azote gazeux. Le blé de printemps traités avec du lisier digéré a obtenu des rendements de céréales significativement plus élevé que le blé de printemps amendé avec du lisier non digérés. Egalement dans les pommes de terre, nous avons constaté une tendance à l'absorption de N plus élevé après l'application de boue digérée.

	Ces résultats montrent quelques arguments en faveur de l'utilisation de produit liquide. En ce qui concerne la digestion des lisiers, les résultats présentés montrent l'importance de l'incorporation dans le sol immédiatement après épandage sur le terrain. La digestion est une technique qui permet également l'utilisation productive de biomasses telles que les résidus des cultures et des cultures de couverture.

N° de fiche	**50**
année	2005
Titre de la publication	la méthanisation appliquée à la valorisation agricole des effluents d'élevage et de la matière organique.
Auteurs	
Affiliation	APESA, ADAESO, ENSAT, UPPA
Source	Méthavalorg, Rapport final, 96 p.
Résumé	Suivi de l'épandage de lisier méthanisé sur les rendements culturaux
type d'effluents	lisier digéré
Principaux résultats	Des essais au champ conduits sur culture de maïs ont montré un effet positif de l'épandage de lisier méthanisé par rapport à un épandage de lisier non traité ou d'une fertilisation minérale. Les meilleurs rendements ont été obtenus dans les modalités de fertilisation avec du lisier méthanisé. Au-delà de l'effet positif de l'azote, on peut penser que la matière organique apportée avec le digestat a pu jouer un rôle positif dans les mécanismes de rétention en eau du sol.

N° de fiche	**51**
année	2001
Titre de la publication	La digestion anaérobie des boues urbaines, état des lieux, état de l'art
Auteurs	C.Couturier, S.Berger I.Meiffren
Affiliation	SOLAGRO
Source	Internet
Mots-clé	digestion, BTU
Résumé	Document de synthèse sur les procédés de méthanisation et la faisabilité de méthanisation des BTU. Présentation de la capacité des BTU à la digestion, leur pouvoir méthanogène, les avantages et inconvénients, bilan économique, valorisation agronomique
type d'effluents	BTU
Procédés étudiés	les procédés applicables aux BTU (CSTR)

Principaux résultats	La digestion des BTU avant épandage : réduit les quantités de BTU à déshydrater, transporter, stocker et épandre ; réduit les nuisances olfactives ; réduit les agents pathogènes, l'épandage parachevant le travail d'élimination amorcé par la digestion. Sous l'effet de la température, du rayonnement solaire, des conditions physico-chimiques du sol, de la compétition entre micro-organismes, les pathogènes résiduels disparaissent rapidement ; produit des BTU plus homogènes ; augmente la proportion d'azote sous forme ammoniacale, d'où une assimilation plus rapide par les végétaux. Propriétés agronomiques des BTU digérées déshydratées Les BTU digérées sont généralement assez riches en phosphore, en calcium et moyennement riches en azote. La concentration en éléments fertilisants des BTU digérées dépend du degré de déshydratation De même que pour l'azote, lors de la méthanisation une partie du phosphore (1/3 environ) est solubilisée dans la fraction liquide pour ensuite former des substances minérales comme la struvite ($MgNH_4PO_4$) et le phosphate de calcium (hydroxyapatite).
type de données obtenues	Composition des BTU mixtes digérées déshydratées non chaulées

N° de fiche	**52**
année	2008
Titre de la publication	New data on temperature optimum and temperature changes in energy crop digesters
Auteurs	H. Lindorfer b,*, R. Waltenberger a, K. Ko¨ llner a, R. Braun a, R. Kirchmayr a
Affiliation	aBOKU – University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Department for Agrobiotechnology, IFA-Tulln, Institute for Environmental Biotechnology, Konrad Lorenz Str. 20, 3430 Tulln, Austria b Schaumann BioEnergy, An der Mu¨ hlenau 4, 25421 Pinneberg, Germany
Source	Bioresource Technology 99 (2008) 7011–7019
Mots-clé	Ammonia inhibition; Anaerobic digestion; Population change; Self-heating; Transition strategies
Résumé	Le but de cette étude était d'étudier l'impact des hausses de température sur la stabilité du processus de méthanisation. Différentes stratégies pour la transition de mésophiles à des conditions thermophiles et les rendements de méthane résultant de différents niveaux de température ont été évalués. Deux effets principaux ont été identifiés avec les différents digestats des usines de biogaz agricole: (1) échec de la production de méthane liées aux changements dans la communauté microbienne, (2), une accumulation lente mais continue d'acide propionique, mais sans effet immédiat sur la production de méthane. Toutes les stratégies pour augmenter la température de fonctionnement ont montré des effets négatifs sur la performance du digesteur, certains avec de graves conséquences économiques pour l'opérateur.
type d'effluents	effluent de brasserie, BTU, effluent de production de levure
Procédés étudiés	infiniment mélangé

Principaux résultats	Les résultats de cette étude montrent qu'il n'y a pas de température optimale pour la digestion anaérobie comme cela était initialement conclu sur la base d'expériences préliminaire. Dans la gamme de 35 à 50 C, les rendements de méthane sont similaires. La température optimale d'une installation de biogaz dépend de nombreux autres paramètres tels que la charge d'azote, exigences de l'hygiène et la conception des installations. L'augmentation de la température'auto-induite dans les digesteurs mésophiles à des niveaux sous-thermophile (40a à 50 ° C) peut provoquer des perturbations des processus. Quelle que soit la stratégie choisie pour augmenter la température, si une étape ou plusieurs étapes, ou après l'application d'impulsions rapides de température, d'autres négatifs impacts (par exemple sur la production de méthane ou de la formation d'acide propionique) sont rarement évitables. Cependant, la stratégie de l'accoutumance de la communauté microbienne à des températures plus élevées par des impulsions rapides de température pourrait être la meilleure façon d'augmenter la température dans les digesteurs. L'ajout de masse microbienne, par exemple par recirculation de la boue des étapes de digestion, est une autre possibilité de réduire les impacts négatifs.

N° de fiche	**53**
année	2010
Titre de la publication	Effects of organic wastes digestion for biogas production on mineral nutrient availability of biogas effluents
Auteurs	Kurt Moller • Walter Stinner
Affiliation	Department of Plant Nutrition, Universita¨t Hohenheim, 70593 Stuttgart, Germany Deutsches Biomasseforschungszentrum, Torgauer Straße 116, 04347 Leipzig, Germany
Source	Nutr Cycl Agroecosyst (2010) 87:395–413
Mots-clé	
Résumé	objectif de l'étude : mesurer les effets de la digestion sur la biodisponibilité du phosphore
Principaux résultats	Gungor et Karthikeyan (2008) ont montré que le P dissous minéralisé pendant la digestion anaérobie est associé à particules solides. La fraction de P dissous dans le fumier non digéré variait de 45 % à 70 % du P total, ce qui est réduit sensiblement après la digestion anaérobie a 25-45 % du P total. La digestion du fumier semble réduire la fraction de P qui est immédiatement disponible en augmentant la stabilité des phases solide retenant le phosphore (Gungor et Karthikeyan 2008) Les concentrations d'orthophosphates sont généralement plus élevé dans l'effluent digéré que dans les matières premières. Leurs données montrent que les orthophosphate forment 48-61 % du phosphore total dans les fumiers non digérés contre 52-74 % dans le fumier digéré. Pour K pas de différence entre digéré ou non. Cependant il semble que la disponibilité à court terme de K dans le fumier solide a été inférieure à la disponibilité dans le lisier digéré ou non digéré. (liquide)

N° de fiche	54
année	2010
Titre de la publication	Occurrence of estrogens in sewage sludge and their fate during plant scale anaerobic digestion
Auteurs	Mathieu Muller, Sarah Combalbert, Nadine Delgenès, Valérie Bergheaud, Vincent Rocher, Pierre Benoît, Jean-Philippe Delgenès, Dominique Patureau, Guillermina Hernandez-Raquet
Affiliation	INRA, UR050, Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement, Avenue des Etangs, Narbonne F-11100, France INRA, UMR Environnement et Grande Culture, Site de Grignon bâtiment EGER BP1, Thiverval-Grignon F-78850, France SIAAP, Direction du Développement et de la Prospective, 82 Avenue Kléber, Colombes F-92700, France
Source	Chemosphere 81 (2010) 65–71
Mots-clé	Estrogens, Sludge, Sorption, Analytical method, Validation procedure, Anaerobic digestion
Résumé	Le but de cette étude est d'étudier le comportement de différents œstrogènes dans différents types de BTU, à des stades différents, lors de la digestion anaérobie. Les expériences d'extraction de ces substances ont montré qu'il y a peu de résidus non extractibles dans ces BTU, ceci suggérant que la sorption ne limite pas l'extraction.
type de molécules	stéroides E1, E2, E3 et EE2
Procédé étudié	La digestion anaérobie
Principaux résultats	La soprtion n'affecte pas l'efficacité d'extraction.
	Différents paramètres ont été identifiés comme jouant un rôle sur la concentration des divers œstrogènes dans les BTU: - Les propriétés hydrophobes de ces molécules sont un paramètre intrinsèque qui explique en partie la quantité adsorbée pour chaque molécule (E1, E2, E3 and EE2) - La présence d'un traitement biologique de l'azote et de forts temps de rétention favorisent leur biodégradation pendant le traitement des BTU et par conséquent leur concentration dans les BTU secondaires
	La digestion anaérobie à l'échelle industrielle a peu d'efficacité sur l'élimination des œstrogènes sorbés sur les BTU, contrairement à l'échelle laboratoire. Malgré le peu d'implication de la sorption dans le mécanisme d'élimination lors du traitement des BTU, les concentrations finales dans les BTU ayant subit une digestion anaérobie sont élevées. La stabilisation finale des BTU et leur dessèchement tendent à augmenter le contenu en œstrogènes de la boue ayant subit la digestion anaérobie vers la boue déshydratée. (probablement en améliorant leur extractibilité)

N° de fiche	55
année	2008
Titre de la publication	Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter unter besonderer Berücksichtigung des Kaliums (K)
Titre en français	Effet de digestats liquides sur les les paramètres du sol, avec considération spéciale de la potasse.
Auteurs	Unterfrauner H.
Affiliation	BoWaSan, A-Graz
Source	63. ALVA-Tagung, Raumberg-Gumpenstein (Österreich)
Mots-clé	
Résumé	Le potassium contenu dans le digestat est dissout à près de 95 %. Dans un test en champs de courte durée dans un sol pauvre en calcaire, l'effet négatif de ce potassium a pu être clairement démontré. L'acidité du sol a augmenté déjà après 2 à 4 semaines, les ions K chargeant les complexes de sorption. Suite à cela, la stabilité des agrégats de sols diminue notablement, influençant négativement la structure du sol. Un apport de gypse ou de chaux avec le digestat liquide permet de diminuer l'effet négatif de ce produit dans les terres pauvres en calcaire.
type d'effluents	75 % de silo de maïs et 25 % de lisier de porc.
Procédés étudiés	co-méthanisation agricole
Principaux résultats	Suite à un apport de 50 m^3 de digestat liquide, la valeur pH KCl d'un sol léger pauvre en calcaire a baissé de 5.35 à 4,6 en l'espace de 4 semaines à cause de l'apport d'ions K s'échangeant sur les complexes de sorption. L'apport de 50 m3 de digestat liquide apporte 142,8 kg de K dissous dans le sol. L'apport d'un mélange de chaux (2 t/ha) ou de gypse (2 t/ha) a permis de diminuer l'effet négatif du digestat, le mélange de chaux étant plus efficace.
type de données obtenues	Essais en champs dans une culture de maïs.

N° de fiche	56
année	2007
Titre de la publication	Influence de la méthanisation des lisiers de porcs sur la biodisponibilité du cuivre et du zinc
Auteurs	Claire-Emmanuelle MARCATO (1), Philippe POUECH (1), Olivier THEOBALD (2), Maritxu GUIRESSE (3)
Affiliation	(1) APESA, Hélioparc, 2 avenue du Président Angot, 64053 Pau cedex 09 (2) ADEME, 2 square Lafayette, BP 90406, 49004 Angers cedex 01 (3) ENSAT, Avenue de l'Agrobiopole, BP 32607, Auzeville Tolosane, 31326 Castanet-Tolosan
Source	2007. Journées Recherche Porcine, 39, 55-60.
type d'effluents	lisier de porc
Procédés étudiés	infiniment mélangé
Principaux résultats	Le procédé de méthanisation a pour effet de convertir une grande partie de l'azote organique (protéines et urée principalement) en azote minérale. Cette minéralisation de l'azote est proportionnelle au taux de dégradation du carbone. En raison du milieu réducteur qui prévaut au sein du digesteur, cet azote minéral est sous forme ammoniacale (ion NH_4^+ dissous) et représente alors entre 45 et 85 % de l'azote total du digestat final Une comparaison de la biodisponibilité du cuivre et du zinc contenus dans les lisiers de porcs digérés ou non. Le cuivre demeure dans la fraction particulaire (>0,45 µm) quel que soit le pH tandis que le zinc passe progressivement dans la fraction dissoute quand le pH diminue. Les essais en sol par évaluation des transferts des ETM vers des cultures de maïs et de fève ont montré de faibles différences entre les deux types d'effluents. Les niveaux d'exportation de cuivre et de zinc ne présentent pas de différences significatives entre les plantes cultivées sur un sol avec apport de lisier méthanisé et celles cultivées sur un sol avec apport de lisier brut. Les exportations en ETM restent en deçà du seuil de toxicité des végétaux pour les deux types d'effluents même avec un apport en métaux équivalent à plusieurs dizaines d'années d'épandage. Ces travaux montrent que le traitement des lisiers de porcs par méthanisation influence peu la mobilité et la biodisponibilité du cuivre et du zinc pour les végétaux.

N° de fiche	57
année	2008
Titre de la publication	Düngewirkung von Kompost und von flüssigen Gärrückständen im Vergleich
Titre en français	Comparaison de l'effet fertilisant du compost et du digestat liquide
Auteurs	Ebertseder, T.
Affiliation	FH Weihenstephan (Germany)
Source	Humuswirtschaft & Kompost 1/08: 64-67
Mots-clé	
Résumé	Lors de la méthanisation de lisier ou de restes organiques, la matière organique est dégradée, mais l'élaboration de matière humique n'a pas lieu. Pour cette raison, la teneur en ammonium est élevée dans le digestat liquide, en comparaison avec du compost. Le digestat liquide a ainsi une action fertilisante importante à court terme. Aussi le phosphore est minéralisé pendant la méthanisation, augmentant sa disponibilité à court terme. Pour l'utilisation de digestats liquides, ceci signifie un bon effet fertilisant à court terme, mais aussi des risques plus importants de pertes ammoniacales lors de son épandage. C'est pourquoi une certaine prudence est de mise lors de son utilisation. La quantité de digestats liquide à utiliser annuellement est de 22 à 27 m^3. L'effet fertilisant du digestat liquide à court terme est égal ou légèrement supérieure à celui du lisier, et nettement supérieure à celui du compost.
type d'effluents	Lisiers, restes organiques
Procédés étudiés	co-méthanisation agricole, mésophile
Principaux résultats	Voir résumé
type de données obtenues	Données générales plus résultats d'essais en champs (rendement des cultures)
commentaires	Résumé du proceeding de l'exposé de T. Ebertseder tenu dans le cadre du symposium „Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA Luft und EEG“, 2007

N° de fiche	58
année	2010
Titre de la publication	Antibiotika in Biogasanlagen
Titre en français	Antibiotiques dans les instalations de méthanisation
Auteurs	Oliver Gans, Erwin Pfundtner, Christoph Winckler, Alexander Bauer
Affiliation	Institut für UmwUmweltbundesamt (A), AGES, Universität für Bodenkultur
Source	Perspektiven für Umwelt & Gesellschaft - Umweltbundesamt (Rapport final d'une étude mandatée et publiée par l'office de l'environnement autrichien (A-Vienne))
Mots-clé	
Résumé	L'influence des médicaments, en particulier des antibiotiques, utilisés dans l'élevage, sur les processus de méthanisation et sur le digestat produit a été étudiée. Les quantités d'antibiotiques trouvées dans les lisiers ont été parfois suffisantes pour diminuer jusqu'à 40 % la production de méthane. Alors que les résultats obtenus sur la décomposition de la tétracycline pendant le processus de méthanisation sont contradictoires, il a été démontré clairement que l'enrofloxacine est persistante pendant le processus.
	Lors de l'utilisation de digestat, une contamination du sol avec des antibiotiques a pu être observée. Il est conseillé, lors d'emploi d'engrais de ferme, d'employer aussi d'autres intrants pour dilué les concentrations d'antibiotiques dans le sol. Il est aussi conseillé de stocké les digestats plus de 100 jours pour diminuer l'apport d'antibiotique dans le sol.
type d'effluents	lisier porcin
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole mésophile.
Principaux résultats	Jusqu'à 770 resp. 24 mg d'oxytetracycline par kg MS ont été mesurés dans du lisier porcin resp. dans le digestat produit à partir de ce lisier. Le processus de méthanisation est freiné notablement à partir de 100 mg d'oxytetracycline par kg MS.. Après l'emploi de digestat dans le sol, jusqu'à 0,12 mg d'oxytetracycline et 0,0057 mg d'enrofloxacine par kg MS de sol ont été mesurés. Toutefois, aucun changement de la population microbienne avec ces quantités d'antibiotiques n'a pu être observé. Un changement de la population microbienne du sol n'a pu être observé qu'à partir de 8 g d'antibiotiques par kg de sol.
type de données obtenues	Teneurs en antibiotiques du lisier porcin, du digestat produit et du sol dans lequel le digestat a été utilisé.
commentaires	Etude intéressante sur les risques potentiels dus aux médicaments

N° de fiche	59
année	2010
Titre de la publication	Influence of feed characteristics on the removal of micropollutants during the anaerobic digestion of contaminated sludge
Auteurs	M. Barret, G. Cea Barcia, A. Guillon, H. Carrère, D. Patureau
Affiliation	INRA, UR 050, Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement, Avenue des Etangs, 11100 Narbonne, France
Source	Journal of Environmental Management (2010) 1-5
Mots-clé	Bioavailability, Biodegradation, Cellulose, Co-metabolism, Thermal treatment
Résumé	Le but de cette étude est de voir l'effet de l'apport de différentes substances dans les BTU sur l'élimination de différents micropolluants lors de la digestion anaérobie. Ces différentes formes de supplémentations ont un effet sur la biodisponibilité des polluants et leur élimination. Ceci suggère que ni le métabolisme global ni la biodisponibilité ne limitent l'élimination des polluants
type de molécules	aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorobiphenyls (PCBs), Nonylphenol (NP)
Procédé étudié	La digestion anaérobie
Principaux résultats	L'élimination des PAHs, PCBs et NP dépend fortement de ce qui a été apporté aux BTU
	Le traitement thermique appliqué à la boue primaire (PS) a fait baisser le taux d'élimination des polluants mais en même temps cela stimule le métabolisme global des microorganismes L'ajout de cellulose n'améliore pas l'efficacité d'élimination des polluants même si on a un métabolisme global très important L'apport de matières dissoutes et colloidales en grandes proportions fait baisser le métabolisme global alors qu'hypothétiquement la biodisponibilité des micropolluants est améliorée, ceci résultant d'une moindre élimination de ces micropolluants. La limitation liée au co-métabolisme prédomine ici.
	Finalement une bonne ou moins bonne efficacité d'élimination des micropolluants peut être expliquée par des variations du co-métabolisme et de la biodisponibilité. Ceci suggère qu'il n'y a pas un unique mécanisme facteur limitant de cette élimination. Ces résultats montrent qu'une analyse plus fine des apports de suppléments dans les BTU permettrait de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans l'élimination.

N° de fiche	60
année	2002
Titre de la publication	Fate of Ah-receptor agonists in organic household waste during ananerobic degradation – estimation of levels using EROD induction in organ cultures of chicken embryo livers
Auteurs	Engwall, M and Schnürer, A.
Affiliation	Man–Technology–Environment Research Centre, Department of Natural Sciences, Örebro university, 701 82, Örebro, Sweden b Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, P.O. Box 7025, SE-75007, Uppsala, Sweden
Source	F Sci Total Environ. 297 (1-3).
Mots-clé	anaerobic degradation, household
Procédé étudié	Utilisation d'un bioessai utilisant des embryons de poulet et test sur des digestats de biodéchets
Principaux résultats	Tous les échantillons testés indiquent la présence de composés de type dioxine, Dans le processus anaérobie, les teneurs de ces composés qui sortent des réacteurs sont plus élevés que les teneurs des composés en entrée de méthanisation, en particulier pour la température mésophile. Une déchloration plus efficace des PCB fortement chlorés et une augmentation de la production de composés de type dioxine ont été montrés en laboratoire lorsque la méthanisation se déroule à température mésophile.

N° de fiche	61
année	2007
Titre de la publication	Le traitement des déchets ménagers et assimilés en Ile-de-France : Considérations environnementales et sanitaires.
Auteurs	Saint-Ouen M., Camard JP., Host S., Grémy I., Carrage S.
Affiliation	ORS d'Ile-de-France
Source	Rapport ORS Ile-de-France, juillet 2007, 210 p.
Mots-clé	méthanisation, déchets ménagers
Résumé	Dans le cadrer du plan régional d'élimination des déchets ménagers et assimilés de la région Ile-de- France (PREDMA) un ce rapport environnemental a été réalisé avec une prise en compte des considérations sanitaires du traitement des déchets.
Procédé étudié	compostage, méthanisation
Principaux résultats	Il existe un risque sanitaire lié à la présence d'organismes pathogènes dans les déchets méthanisés, que se soit lors de la collecte, du traitemment ou encore du stockage.
commentaires	Etude très générale et surtout axée sur le compostage, le tri, mais qui a le mérite d'abordé l'étude des risques

N° de fiche	62
année	2010
Titre de la publication	anaerobic digestate and on-farm compost application : effects on lettuce (lactuca sativa L.) crop production and soil properties
Auteurs	F.Montemurro, D.Ferri, F. Tittarelli, S. Canali and C. Vitti
Affiliation	CRA Itali
Source	Compost Science & utilization (2010), vol.18, N°.3, 184-193
Mots-clé	anaerobic, digestate, soil effects
Résumé	Un pH faible entraîne une diminution du nombre de site d'adsorption disponible pour les métaux lourds et par conséquent provoque une plus grande mobilité de ces éléments dans le sol. (Tittarelli, 2007) essais au champ sur trois ans de l'apport de différents amendements - résidus de distillation de marc de raisin centrifugés - digestat solide de résidus de distillation de marc de raisin, flottés et centrifugés - compost d'olive Culture maraichère sur laitue et étude de l'application annuelle sur une période de trois ans des amendements, comparé ave une fertilisation minérale azotée : nitrate d'ammonium et sulfate d'ammonium, Apport de 140 U d'azote pour chaque modalités Les résultats ne montrent pas de différence significative pour les rendements entre les modalités digérées et la fertilisation minérale, mais ils sont inférieurs de 10 %, L'utilisation d'amendement réduit la lixiviation des nitrates,
type d'effluents	digestat solide de résidus de distillation de marc de raisin
Procédés étudiés	digesteur infiniment mélangé et séparation de phase par centrifugation TSH 18 jours, 25°C pH régulé à 7, capacité de 6000 m3
Principaux résultats	Un suivi des teneurs en NH_4^+ dans les sols durant les 3 années montre que les teneurs en NO_3^- avec la fertilisation minérale sont 2-3 fois supérieures à celle des modalités amendements. Cela signifie qu'une partie de cette fertilisation minérale n'est pas utilisée par les cultures et peut être lixiviée. Pas de différence pour les ETM (accumulation). Les auteurs précisent que la durée de trois années n'est pas suffisante pour mesurer cet effet. Le bilan des importations et exportations d'azote sur les modalités montre que l'utilisation des résidus non digérés est la modalité pour laquelle il reste le moins d'azote dans le sol après culture, et suffisamment pour permettre un rendement correct à la fertilisation minérale. La modalité digérée à deux fois plus d'azote restant,

N° de fiche	63
année	2001
Titre de la publication	Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines
Auteurs	guivarch
Affiliation	Institut National Polytechnique de Lorraine Ecole Doctorale Ressources, Procédés, Produits et Environnement Institut National de la Recherche Agronomique – Bordeaux Unité d'Agronomie
Source	interne
Mots-clé	biodisponibilité, BTU, épandage raisonné, fertilisation, phosphore, traçage isotopique.
Résumé	Les BTU contiennent du phosphore (P) qui, s'il est disponible pour les plantes, justifie leur utilisation en agriculture. Comme leur valeur fertilisante (VF), i.e. biodisponibilité du P de la boue exprimée par rapport à celle du P soluble dans l'eau, varie largement ou bien est inconnue, il est actuellement difficile de raisonner leur utilisation. Les objectifs de ce travail étaient donc d'évaluer, d'analyser et d'expliquer la variabilité de la VF de BTU représentatives des différentes filières existant en France. La teneur moyenne de 80 échantillons de BTU est de 20 g P kg-1 MS dont environ 85 % sous forme minérale. La répartition des ions P entre phase solide et solution dépend fortement des traitements subis par les BTU ; ainsi, la quantité d'ions P en solution avoisine 0.001 g P kg-1 MS pour les BTU chaulées et 10 gP kg-1 MS pour certaines BTU biologiques. Les ions P isotopiquement échangeables en 3 mois (i.e. durée de prélèvement d'une culture) représentent environ 30 % du P total.
type d'effluents	BTU
Procédés étudiés	tous
Principaux résultats	L'évaluation la plus fiable de la biodisponibilité du P pour une boue donnée est obtenue en considérant la contribution relative du P apporté à la nutrition phosphatée (Pdff). La VF varie entre 36 et 110 % (valeur moyenne 83 %) dans 45 situations sol×boue incluant des études antérieures. ==> Le P des BTU biologiques avec ou non un traitement spécifique de déphosphatation, et celui des BTU physico-chimiques, a une biodisponibilité proche de celle du P minéral soluble (VF moyenne de 87 %). Sur ces BTU, l'apport de sels de fer et la digestion tendent toutefois à diminuer la VF alors que le chaulage, même massif, n'a aucun effet. Le compostage et le conditionnement thermique (45 min à 195°C sous 18 bars) des BTU diminuent sensiblement leur VF. Pour ces dernières, la VF diminue avec leur teneur en fer et augmente avec l'acidité du sol. La VF est aussi fonction de l'effet de la boue sur la minéralisation nette de l'azote, ce qui appelle des études plus poussées sur le couplage des cycles de l'azote et du phosphore.
	Certains traitements tendent à diminuer VF(Pdff). La digestion entraîne une diminution de VF(Pdff) d'environ 15 %. Le compostage réduit la VF(Pdff). Cette baisse peut être expliquée par un faible potentiel de minéralisation de l'azote de la boue. Enfin, la VF(Pdff) des BTU traitées thermiquement (45 min à 195°C sous 18 bars) est d'environ 50 %. L'origine de cette diminution est multiple : (i) l'augmentation de la teneur de la boue en Fe, Zn, Pb, etc., connus pour induire une précipitation de minéraux phosphatés et donc une perte de solubilité et de mobilité du P, (ii) la dissolution des phosphates de calcium de la boue qui diminue avec l'augmentation du pH du sol, (iii) le potentiel de minéralisation de l'azote de cette boue.

	Le Pdff est donc l'indicateur de biodisponibilité du P à utiliser pour calculer les valeurs fertilisantes phosphatées des BTU. Une analyse de la variabilité des valeurs fertilisantes phosphatées (VF(Pdff)), concernant 45 combinaisons sol/boue en incluant de précédentes études, montre que : - les BTU biologiques, de déphosphatation, physico-chimiques, traitées ou non aux sels de fer et chaulées ou non, ont des VF(Pdff) comparables à une forme d'engrais P soluble (moyenne 95 %), à condition d'être ni digérées ni compostées. - les BTU physico-chimiques traitées aux sels de fer ont une VF(Pdff) plus faible (moyenne 88 %). - même si l'effet est peu marqué, l'ajout de sels de fer aura tendance à diminuer la VF(Pdff) des BTU. - la digestion, le compostage et le conditionnement thermique ont tendance à diminuer la VF(Pdff) des BTU (moyenne BTU compostées 73 %, moyenne BTU digérées 76 %, moyenne BTU digérées puis conditionnées thermiquement 56 %). - la valeur fertilisante dépend aussi de l'effet de la boue sur la minéralisation nette du carbone et de l'azote du sol. - la nature de la boue n'explique pas toute la variabilité des VF(Pdff). Le type de sol, en particulier le pH, est une composante importante de la VF(Pdff) des BTU digérées conditionnées thermiquement et des BTU compostées, puisque celle-ci diminue quand le pH du sol augmente. Bien qu'un tel effet pH n'ait pu être mis en évidence sur les autres BTU l'effet de facteurs sol pourraient être à l'origine des écarts observés entre BTU issues de traitements comparables. Résultats à vérifier

N° de fiche	64
année	2003
Titre de la publication	Rapport d'étude : Réalisation d'un référentiel technique et économique d'unités de traitement de déchets organiques par méthanisation avec ou sans valorisation du biogaz.
Auteurs	Moutet.S, Bugel.JP, Cecchi.JM
Affiliation	Cabinet Merlin / EREP
Source	Internet
Mots-clé	méthanisation OM, BTU
	1.
Résumé	
type d'effluents	divers
Procédés étudiés	description des procédés et techniques de méthanisation
Principaux résultats	Faisabilité technique et économique des installations de méthanisation
	La majorité des installations utilise un digesteur de type "piston", c'est à dire un digesteur horizontal ou vertical dans lequel le flux de substrat entrant fait progresser celui ayant été introduit précédemment. Le brassage des déchets peut être mécanique, hydraulique, ou pneumatique et permet l'homogénéisation des déchets. Cependant, le procédé infiniment mélangé (CSTR) peut également être utilisé en fonction des intrants et permet de travailler en phase liquide. Quelque soit le procédé de méthanisation adopté, des étapes de prétraitement de tri, de broyage, d'humidification, ….) sont nécessaires pour réaliser la méthanisation des déchets urbains afin d'assure la qualité des intrants et d'en retirer le maximum d'indésirables. Le traitement mécano-biologique peut-être utilisé pour effectuer cette étape. La qualité des intrants va donc fortement dépendre de la qualité du tri et de la préparation des déchets entrants dans le méthaniseur.
type de données obtenues	Description des procédés industriels de méthanisation, contraintes techniques et développement des unités en France

N° de fiche	65
année	2008
Titre de la publication	Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation
Auteurs	Godon J.J
Affiliation	
Source	Moletta coord., éditions tec & doc Lavoisier, p81.
Principaux résultats	Du point de vue de la qualité sanitaire du digestat vis-à-vis de certains agents pathogènes et phytopathogènes, plusieurs publications et études ont montré que la méthanisation mésophile permettait la réduction de certains pathogènes, mais que pour une bonne hygiénisation, il faut une remontée de température (par compostage post-hygiénisation) pour assurer une hygiénisation correcte du digestat. C'est pourquoi des matières hygiéniquement douteuses peuvent être pasteurisées avant la méthanisation mésophile. Sinon, le digestat peut être chauffé de manière adéquate après la digestion, avant d'être utilisé. Le couplage à un post-traitement aérobie de type compostage peut être une solution pour compléter l'hygiénisation du digestat.

N° de fiche	66
année	2004
Titre de la publication	Presence of potential ammonia oxidation (PAO) inhibiting substances in anaerobic digestion residues
Auteurs	K. Nyberg, I. Sundh, M.Johansson & A. Schnürer
Affiliation	Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden b Department of Disease Control and Biosecurity, National Veterinary Institute, SE-751 89 Uppsala, Sweden
Source	Applied Soil Ecology 26:107-112.
Mots-clé	anaerobic digestion, ammonia
Résumé	L'utilisation de digestat comme amendement du sol en conditions contrôlées de laboratoire augmente l'activité respirométrique, l'activité nitrifiante des micro-organismes, la biomasse bactérienne et l'activité enzymatique
type d'effluents	biodéchets
Procédés étudiés	infiniment mélangé
Principaux résultats	l'amendement du sol agricole avec des digestats de biodéchets et déjections animales, produits à l'échelle du laboratoire, a permis d'augmenter à la fois la respiration du sol et l'activité nitrifiante dans les 20 premiers cm.
type de données obtenues	Potentiel d'oxydation d'ammoniac (PAO) dans le sol après amendement par des digestats de et issus de sept usines de biogaz, apport correspondant à 1400 kg N / ha

N° de fiche	67
année	2007
Titre de la publication	Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues
Auteurs	M. Odlare a,*, M. Pell b, K. Svensson b
Affiliation	a Department of Public Technology, Ma¨ lardalen University, Box 883, SE-721 23 Va¨ stera˚ s, Sweden b Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden
Source	Waste Management 28 (2008) 1246–1253
Résumé	Un essai sur le terrain de 4 ans a été établi dans l'est de la Suède pour évaluer les effets de l'apport de différents déchets organiques sur la chimie et la microbiologie du sol
type d'effluents	compost de biodéchets, digestat de biodéchets, digestat de BTU, fumier de porc, fumier bovin et un engrais minéral (N, P S= ammonitrate)
Procédés étudiés	
Principaux résultats	- Le compost augmente légèrement le pH du sol (0,2 unités) - Compost et BTU digérées augmente la biodisponibilité du phosphore et du K - le digestat de biodéchets augmente la respiration du sol et, par rapport au témoin non traité et au compost. Il conduit à une proportion plus élevée des micro-organismes actifs. Le digestat de biodéchets augmente également le taux potentiel d'oxydation d'ammoniaque (PAO), la capacité de minéralisation de l'azote (N-min) ainsi que le taux de croissance spécifique des bactéries dénitrifiantes (LPDA) Les changements des propriétés microbiennes du sol semblent se produire plus rapidement que la plupart des propriétés chimiques de ce sol. Ceci suggère que les processus microbiens du sol peuvent fonctionner comme des indicateurs plus sensibles de l'évolution à court terme dans les propriétés du sol suite à l'apport de matières organiques.
	Par conséquent, le compost, les BTU et le fumier de vache ont été épandus quelques jours avant le labour en fin d'automne. Les digestats et fumiers de porc on été épandus immédiatement avant élongation de la tige des semis. Les engrais minéraux ont été appliqués au printemps au moment des semis
	Pas d'effet des amendements sur la respiration basale du sol, sur l'activité nitrifiante
	L'apport de digestat augmente de 11 % cette respiration, 19 % sur taux de croissance et activité dénitrifiante et augmente de 20 % la minéralisation de l'azote
	Sur le sol différences observées sur seulement pH, P et K biodisponible
	pH augmenté, pas le compost
	P et biodisponible plus élevé pour BTU et compost

N° de fiche	68
année	2008
Titre de la publication	Phosphorus forms and extractability in dairy manure: a case study for Wisconsin on-farm anaerobic digesters.
Auteurs	Gungor, K., Karthikeyan, K.G.,
Affiliation	
Source	Bioresource Technology, 99, 425-36.
Mots-clé	Phosphorus, anaerobic digestion
Résumé	l'effet de la digestion anaérobie sur le phosphore (P) et les formes de P extractible à l'eau a été étudié en utilisant des échantillons de digestats de fumier de vaches laitière de 6 des digesteurs anaérobies dans le Wisconsin, USA.
type d'effluents	fumier bovin
Procédés étudiés	méthanisation mésophile infiniment mélangé
Principaux résultats	En moyenne, le P total dissous (TDP) constitue 12 ± 4 % du P total(TP) des intrants. Seulement 7 ± 2 % de l'effluent était sous une forme dissoute. Dans la plupart des cas, il est apparu que la fraction de la DUP (p dissous non réactif) minéralisé pendant la digestion anaérobie est devenu par la suite associé à des particules solide.La modélisation en équilibre géochimique avec Mineq1 + a indiqué que phosphate dicalcique dihydraté, le phosphate dicalcique anhydre, phosphate octocalcique, newberyite et la struvite sont les probables phases solides à la fois dans les échantillons intrants que dans les digestats. Le Phosphore dissous minéralisé pendant la digestion anaérobie est associé aux particules solides. La fraction de Phosphore dissous dans le fumier non digéré variait de 45 % à 70 % du Phosphore total, ce qui est réduit sensiblement après la digestion anaérobie à 25-45 % du Phosphore total. Les concentrations d'orthophosphates sont donc généralement plus élevées dans l'effluent digéré que dans les matières premières. Leurs données montrent que les orthophosphate forment 48-61 % du phosphore total dans les fumiers non digérés

N° de fiche	69
année	2001
Titre de la publication	Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties
Auteurs	Kasia Debosz a, Søren O. Petersen a,∗, Liv K. Kure b, Per Ambus b
Affiliation	a Department of Crop Physiology and Soil Science, Research Centre Foulum, Danish Institute of Agricultural Sciences, P.O. Box 50, DK-8830 Tjele, Denmark b Department of Plant Biology and Biogeochemistry, Risø National Laboratory, P.O. Box 49, DK-4000 Roskilde, Denmark
Source	Applied Soil Ecology 19 (2002) 237–248
Mots-clé	
Résumé	Une expérience d'incubation en laboratoire de 11 mois a été menée, dans lequel un sol sableux, sans ou avec des BTU digérées (4,2 t de matière sèche (MS) ha-1) ou 1 compost de biodéchets (17 t DMha-1) a été incubé dans des conditions constantes de laboratoire à 10°C, Ont été suivies notamment la stabilité des agrégats du sol, et la dispersion d'argile, le P et le N minéral, la biomasse C et N, p, l'activité d'hydrolyse et dégagement de CO_2. En parallèle essai au champ En général, les effets de l'amendement des déchets ont été positifs, mais modérée par rapport à la dynamique observée dans le sol non amendé, et s'est produit principalement dans les premières semaines après apport. La dynamique de N inorganique, l'activité d'hydrolyse et la biomasse semblaient être plus rapide dans les conditions climatiques fluctuantes de l'essai terrain. Pour évaluer les effets cumulés des demandes répétées des déchets, le sol a aussi été échantillonnée à partir d'un essai sur le terrain, dans lequel les BTU et le compost ont été appliquée au même taux que dans l'étude d'incubation et ce, pendant trois années consécutives
type d'effluents	BTU et biodéchets
Procédés étudiés	
Principaux résultats	Le Compost a augmenté l'N potentiellement minéralisable par un facteur de 1,8, et l'amendement des BTU a augmenté la quantité de P par un facteur de 1,6. Cependant, il n'y a pas d'effets de l'amendement des déchets sur la fraction de sol dans les agrégats humides-stable, ou sur les propriétés microbiologiques testé, ce qui montre, comme observé durant les essais au laboratoire l'effet transitoires de ces apports,
	La dispersibilité de l'argile du sol sans amendement (10 ◦ C) a augmenté après l'échantillonnage en Juin 1998, ce qui indique un recul progressif de la stabilisation de la structure du sol. En revanche, l'apport d'amendement au sol en laboratoire a permis de maintenir le niveau initial
	En résumé, le compost et les ont influencé positivement les propriétés des sols dans une direction qui est conforme à la fertilité des sols, et aucun effet négatif n'a été observé. Ces effets significatifs ont été temporaire et dans les premières semaines après apport. Bien que transitoire, ces effets peuvent être importants au cours d'une courte saison de croissance intensive, où la dynamique des facteurs de croissance tels que la disponibilité des éléments nutritifs, les échanges gazeux et les caractéristiques de rétention d'eau peut influer directement sur le développement des cultures. La dynamique des différentes incubations en laboratoire et sur le terrain a laissé entendre que d'un système un peu plus réaliste, c'est à dire dynamiques, la température et le régime d'humidité peuvent donner des résultats plus représentatifs,

N° de fiche	70
année	2010
Titre de la publication	Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter
Titre en français	Effet de digestats liquides sur les paramètres du sol
Auteurs	Unterfrauner H., Somitsch W., Peticzka R., Brauneis S. & Schlaipfer M.
Affiliation	BoWaSan, A-Graz
Source	2. Umweltökologisches Symposium, 2.-3, März 2010
Mots-clé	
Résumé	L'utilisation de digestats liquides peut influencer négativement la fertilité de sol peu tamponnés. La quantité importante des ions K+ peut causer les problèmes suivants sur le sol: acidification, destruction des agrégats du sol, surcharge des complexes de sorption, ... Ceci peut conduire à une destruction de la structure du sol, une réduction de la capacité d'infiltration, etc. Un apport de calcaire et de silicate d'aluminium permet de contrer cet effet négatif des digestats liquides.
type d'effluents	Lisiers, déchets organiques, déchets d'abattoirs
Procédés étudiés	co-méthanisation agricole, mésophile
Principaux résultats	Suite à un apport de 50 m^3 de digestat liquide, la valeur pH d'un sol léger pauvre en calcaire a baissé d'environ 1/2 unité en 20 semaines, la concentration élevée de K s'échangeant avec les acides échangeables absorbés par le sol. Cet apport de digestat liquide a également provoqué une diminution de 10 % de la stabilité des agrégats du sol. Le rendement en maïs dans les parcelles ayant reçu le digestat était 5 % plus faible que dans le contrôle. Un apport de 3200 tonnes par hectare d'un mélange à base calcaire, magnésie, gypse et silicate d'aluminium nanoporeux a permis de contrer ces effets. Contrairement à l'apport de seuls 2000 kg/ha de calcaire et de magnésie, l'apport de 2000 kg/ha de silicate d'aluminium nanoporeux a eu le même effet que le mélange employé. L'apport du mélange à base calcaire, magnésie, gypse et silicate d'aluminium nanoporeux, en combinaison avec le digestat liquide, a permis une augmentation de 10 % du rendement par rapport au témoin non fertilisé, alors que le silicate d'aluminium nanoporeux a conduit à une de rendement de 2,5 % par rapport au témoin.

N° de fiche	71
année	2000
Titre de la publication	Auswirkung von Biogasgülledüngung auf Bodenfauna und einige Bodeneigenschaften
Titre en français	Effet de fertilisation avec digestats liquides sur la faune du sol et quelques paramètres du sol
Auteurs	Petz, W.
Affiliation	Technisches Büro für Ökologie und Umweltschutz, A-Hallwang
Source	Rapport d'étude pour l'"Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesrat für Wasserwirtschaft"
Mots-clé	
Résumé	Quatre paires de parcelles ont été comparé. Dans chaque paire, une parcelle a été fertilisée avec du digestat liquide, et l'autre avec du lisier non méthanisé ou avec de l'engrais minéral. Par rapport aux parcelles témoin, les parcelles fertilisées avec du digestat avaient une meilleure capacité de rétention en haut, une densité plus faible et une teneur en substance organique plus élevée. L'abondance des populations de lombrics, de nématodes, des rotatores, tardigrades et ciliates étaient également significativement plus élevées dans les parcelles ayant reçu du digestat liquide. En conclusion, la fertilisation avec du digestat liquide a eu une influence positive sur la structure du sol et sa faune.
type d'effluents	Lisiers
Procédés étudiés	co-méthanisation agricole, mésophile
Principaux résultats	Voir résumé
type de données obtenues	Données moyennes des résultats en champ comparant 4 paires de parcelles.
commentaires	Pas de données sur la qualité des digestats employés, ni sur la quantité épandue. De même, les types de sol ne sont pas décrits.

N° de fiche	72
année	2009
Titre de la publication	Den Humus nicht vergessen: Dauerhafte Bodenfruchtbarkeit erfordert eine ausgeglichene Humusbilanz.
Titre en français	Ne pas oublier l'humus. Une fertilité durable du sol exige un bilan d'humus équilibré
Auteurs	H. Kolbe
Affiliation	Sächsisches Landesamt für Umwelt, D-Leipzig
Source	BLW 52/53: 28-29.
Mots-clé	
Résumé	Un équilibrage de la teneur en humus du sol est indispensable pour conserver une fertilité durable du sol. Les diverses matières organiques amendées dans le sol y contribuent dans des mesures différentes
type d'effluents	divers
Procédés étudiés	divers
Principaux résultats	L'effet de reproduction de l'humus du digestat liquide est semblable à celui du lisier (entre 5 et 11 kg de C-humus par tonne de matière fraîche). Le digestat solide a un apport semblable à du fumier (entre 25 et 45 kg C-humus par tonne de matière fraîche). Le compost mûr apporte lui entre 50 et 95 kg C-humus par tonne de matière fraîche.

N° de fiche	73
année	2003
Titre de la publication	Einsatz von Biogasgülle im Dauergrünland im Vergleich mit konventionellen Wirtschaftsdüngersystemen
Titre en français	Emploi de digestat en prairie permanente en comparaison avec des engrais de ferme conventionnels
Auteurs	Erich M. Pötsch
Affiliation	Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg Gumpenstein, Oesterreich
Source	Abschlussbericht Projekt BAL 2301/98
Mots-clé	
Résumé	Les caractéristiques des digestats liquides ont été comparées avec celles des lisiers. La méthanisation du lisier a pour conséquence: augmentation du pH, de la teneur en NH_4^+. De plus, les lisiers méthanisés ont une meilleure homogénité, une meilleure fluidité et une meilleure infiltration dans le sol. La méthanisation influence également positivement les odeurs du lisier. L'influence du stockage du digestat liquide sur ses qualités a été étudiée. Les caractéristiques physico-chimiques ne sont guère influencées par le stockage. Par contre, un stockage du digestat liquide permet une diminution importante des germes de pathogènes humains et animaux.
	Dans un essai en champs, l'influence des apports de lisier, digestat liquide ou engrais minéral sur les éléments fertilisants lessivés a été étudiée. Les digestats n'ont pas provoqué un lessivage plus important de nitrate que les lisiers, malgré leurs teneurs plus importantes en azote minéral.
type d'effluents	Qutre type de lisiers: (a) bovin, (b) porcin, (c) poule, (d) bovin+porcin. Co-substrats: (a) graisse + déchets d'abattoirs, (b): restes de repas + déchets horticoles, (c) + (d): restes de repas.
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole mésophile
Principaux résultats	Le stockage d'au minimum un mois des digestats liquides diminue les risques de germes pathogènes. Ces germes sont souvent apportés dans le lisier avec les co-substrats.La méthanisation des lisiers n'augmente pas les risques de lessivage lors de leur utilisation aux champs.
type de données obtenues	Analyses comparatrices de quatre lisiers méthanisés ou non. Analyses détaillées de la teneur en éléments fertilisants des eaux de lessivage en champs (prairie permanente) suite à l'utilisation de lisiers, de digestats et d'engrais minéraux.

N° de fiche	74
année	2004
Titre de la publication	The fertilizing effect of compost and biogas residues from source separated household waste
Auteurs	K. Svensson, M. Odlare & M. Pell
Affiliation	Swedish University of Agricultural Sciences,
Source	journal of agricultural science, 2004, vol. 142 (4), pp. 461-467
Mots-clé	fertilizer, biogas residues
Résumé	L'objetcif de cette étude est d'étudier les effets de compost de biodéchets au digestat de biodéchets suite à l'application au champ de l'équivalent de 50 unités d'azote et de les comparer à 1 engrais minéral (100u de N).
type d'effluents	compost de biodéchets et digestats de biodéchets
Procédés étudiés	méthanisation thermophile de biodéchets
Principaux résultats	Le rendement est meilleur avec l'engrais minéral. Le compost doit être complémenté avec de l'azote pour avoir un effet "engrais" et le digestat avec le phosphore. Attention si la compensation de la faible teneur en N dans les composts de biodéchets est gérer pour la fertilisation par l'apport de plus grande quantité de compost de biodéchets, cela peut avoir pour effet d'apporter de plus grande quantité d'ETM.

N° de fiche	75
année	07-oct-08
Titre de la publication	Modalité d'utilisation du digestat.
Auteurs	O.Thiercy
Affiliation	
Source	exposé à la journée technique nationale de l'ADEME : Réussir un projet de méthanisation associant des déchets ménagers, agricoles et industriels
Mots-clé	digestat, sol, rendement
Résumé	Présentation d'essais réalisés aux champ par l'application de digestats d'origine agricole (lisier) et présentation des culture appropriée à lrecvoir les digestats
type d'effluents	digestats de lisiers de porcs
Principaux résultats	Des essais sur prairie ont montré qu'il est possible d'épandre lors des besoins en azote des plantes et permet un apport suffisant d'azote pour les prairies. Des épandages sur cultures ont été réalisés en utilisant du digestat issu d'effluents d'élevage produit sur place et. Il a été épandu avant culture de : - Colza. L'épandage peut se faire sur les chaumes de la culture précédente juste avant un déchaumage. Ceci permet d'incorporer le digestat dans le sol et de conserver l'azote jusqu'au semis qui intervient quelques jours plus tard. - Céréales. Il est alors recommander d'épandre au printemps pour le premier apport d'azote lors du redémarrage de la croissance. - Sur CIPAN (Cultures Intermédiaires Piège A Nitrates) avant une culture de maïs. L'épandage s'effectue alors en fin d'été.
type de données obtenues	les périodes d'épandage pour certains types de cultures

N° de fiche	76
année	novembre 2007
Titre de la publication	Intérêt des digestats et possibilités de valorisation
Auteurs	Philippe Pouech.
Affiliation	APESA
Source	internet
Mots-clé	digestat
Résumé	essais au champ suite à l'apport de digestat, étude des rendements et réalisation de tests écotoxicologiques Comparatif de 4 traitements dont une fraction liquide de lisier méthanisé Efficacités d'une fertilisation minérale ou organique (lisier brut ou méthanisé) semblables sur le rendement en grains
type d'effluents	digestats de déjections animales
Procédés étudiés	non précisé, mais il doit s'agir de CSTR en mésophile
Principaux résultats	Essai sur maïs avec du digestat de lisier de porc a montré que l'efficacité mesurée est semblable aux engrais minéraux. Des tests d'écotoxicologie n'ont pas montré d'effet phytotoxique de ce digestat sur haricots et maïs. Sur l'orge. Cet essai a montré que l'épandage de digestat n'est pas recommandé. Le problème est la minéralisation de la partie organique du digestat qui n'est pas connue. Il est alors possible de produire des grains d'orge trop riches en protéines, ce qui va provoquer un déclassement de ces grains.
type de données obtenues	rendements en grains + impact écotoxicologique

N° de fiche	77
année	24-25 janvier 2008
Titre de la publication	Anaerobic digestion: opportunities for agriculture and environment"
Auteurs	Torben Ravn Pedersen, Sesto S.Giovanni
Affiliation	
Source	Présentation au congrés de Milan, du 24-25 janvier 2008
Mots-clé	digestate, fertilizer
Résumé	travaux très généraux sur l'épandage de digestats, calcule des apports en éléments dans les digestats pour la fertilisation
type d'effluents	lisier de porc
Procédés étudiés	/
Principaux résultats	la méthanisation de fumier bovin permet par l'apport d'azote ammoniacal via le digestat une économie de 34 kg d'engrais minéral, correspondant à 27 EUR par hectare pour la fertilisation d'une prairie.
type de données obtenues	Plan de fertilisation pour 1 ha de prairie

N° de fiche	78
année	2009
Titre de la publication	Biométhanisation : Utilisation du digestat comme fertilisant en agriculture
Auteurs	Christelle Mignon
Affiliation	CRA
Source	Valbiom
Résumé	Synthèse générale sur les caractéristiques du digestat et son utilisation
type d'effluents	agricoles
Procédés étudiés	aucun
Principaux résultats	La composition du digestat dépend évidemment de la matière première utilisée et de la gestion du processus de bio méthanisation. Une fois digéré, le digestat contient moins de matière sèche (MS) qu'initialement. Approximativement 50 % de la matière sèche est convertie en méthane (CH_4) et en dioxyde de carbone (CO_2) provoquant ainsi une diminution de la quantité de carbone. Cependant, la teneur en azote du digestat est augmentée de ~20 % par rapport au lisier de bovin mais reste identique pour le lisier de porc. Dans la matière organique la plupart de l'azote est liée aux protéines, c'est pourquoi il n'est pas directement assimilable par les plantes. Pendant le processus de bio méthanisation, une partie cet azote organique lié est réduit par désamination en ammonium dissout. Par conséquent, la teneur en azote total est renforcée de 0,2 % à 27 % dans le digestat par rapport aux effluents bruts. Cette augmentation est liée au temps de séjour des matières dans le digesteur et de la diminution de matière sèche. Par conséquent l'azote est mieux absorbé (et plus rapidement) par les plantes. Néanmoins, de part la faible présence de phosphore (P) dans le digestat, il est conseillé de compléter l'épandage du digestat par une fumure phosphatée pour éviter tout déficit en cet élément dans le sol.
	Lorsque le digestat est épandu sur les plantes en croissance, il s'écoule plus vite de la plante et s'infiltre plus rapidement dans le sol que les effluents bruts. Cela signifie pour l'agriculteur que les risques de pertes d'ammoniac après application sur une terre arable sont moins importants et donc les nuisances olfactives aussi. Les conclusions de cette étude danoise sont les suivantes : (1) moins d'azote organique et donc moins de risque de lessivage à long terme meilleur utilisation de l'azote la première année mais moins d'effet résiduel par la suite (2) meilleur disponibilité de l'azote pour les plantes et moins de matière organique pour le sol (3) amélioration de l'infiltration - réduction des gaz à effet de serre (CH_4, N_2O, CO_2) Substitution aux engrais minéraux 34 kg, soit 27 EUR par Ha Les odeurs sont liées aux acides gras volatiles (AGV). Or, dans le processus de biométhanisation ces molécules sont décomposées. Ainsi, une diminution des nuisances olfactives est observée. Néanmoins, pour éliminer complètement les odeurs, il est conseillé de couvrir la cuve de stockage, Le temps de dégradation des AGV pour un fumier bovin est de 28 à 35 jours. Globalement, pour minimiser la volatilisation de l'ammoniac, il est recommandé de suivre les conseils suivants : - toujours bien couvrir la surface de la cuve de stockage (croûte naturel, bâche, …) - pomper le digestat par le bas pour éviter de le remuer - remuer le digestat juste avant de l'épandre - placer la cuve de stockage à l'ombre et à l'abri du vent En effet, une étude (Huijsmans et al.1999) a montré que si le digestat est incorporé (charrue) au moins 6 heures après l'épandage, la volatilisation de l'ammoniac peut être réduite de ~50 %

N° de fiche	79
année	2007
Titre de la publication	Humusbildung und Nährstoffbetrachtungen von Bioabfallkompost und Gärrückständen im Vergleich
Titre en français	Comparaison entre la formation d'humus et aspects fertilisants de composts de déchets verts et de digestats
Auteurs	Ebertseder, T.
Affiliation	Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Deutschland
Source	Dans: K. Wiemer & M. Kern (Eds): Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA Luft und EEG.
Mots-clé	
Résumé	Les digestats ont une valeur fertilisante à court terme meilleure que les composts, car les éléments azote, phoshore et soufre sont, dans les composts, principalement liés aux matières humiques. Toutefois, la teneur en éléments fertilisants des digestats peut considérablement varier selon la composition des intrants employés. Du point de vue de l'efficacité d'utilisation de l'azote, celle-ci est moindre dans les digestats par rapport au lisier non méthanisé, car la concentration en ammonium et la valeur pH des digestats est plus importante, ce qui augmente les pertes sous forme gazeuse. La teneur en matières humiques stables est plus importante dans les composts.
type d'effluents	Divers
Procédés étudiés	Etude générale des composts et digestats
Principaux résultats	Avec un apport de 120 kg d'azote, un compost de déchets verts amène entre 40 et 60 kg de P_2O_5 et environ 2800 kg de matière organique (1600 kg C). Pour la même quantité d'qzote, un digestat apporte entre 50 et 75 kg de P_2O_5 et environ 1200 kg de matière organique (600 kg de C). L'efficacité d'utilisation de l'azote diminuant avec des apports plus important, un apport de 120 kg d'azote par hectare et an ne devrait pas être dépassé. Ceci correspond à 7 t de MS de compost ou 22 m^3 de digestat liquide.
type de données obtenues	Comparaisons basées sur diverses études.

N° de fiche	80
année	2005
Titre de la publication	Erfassung des hygienischen Zustandes von Gärrückständen aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen und Darstellung des daraus resultierenden Risikopotentials.
Titre en français	Etude de l'état d'hygiène des digestats d'installations de méthanisation agricoles et risques potentiels en résultant
Auteurs	Singer M.
Affiliation	Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität für Bodenkultur, Bundes- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, Oesterreich.
Source	Travail de diplôme
Mots-clé	
Résumé	La teneur en Enterobacteries, salmonelles, Campylobacter, enterocoques, Escherichia coli, Clostridium perfringens et listeria a été étudiée sur 87 installations de méthanisation agricoles. 37 % des échantillons de digestats analysés ont été classés douteux. Une influence claire de l'influence des intrants n'a pas pu être effectuée, les analyses de ces intrants manquant. Toutefois, une influence claire de l'utilisation de restes de repas comme co-substrat sur la présence d'enterobactéries dans le digestat a pu être mise en évidence. D'un autre côté, la présence d'un post-fermenteur a significativement baissé la teneur des digestats en enterobactéries.D'autre part, toutes les installations avec des présences prouvées de salmonelles traitaient des graisses ou des huiles alimentaires.
	Les risques de dissémination d'agents pathogènes par les digestats sont plus élevés qu'avec le compost, cependant moins important qu'avec les BTU. Un traitement d'hygiénisation (par exemple pasteurisation) est à recommandé pour les matières douteuses du point de vue hygiénique, afin d'éviter tout risques lors de l'utilisation agricole des digestats.
type d'effluents	Lisiers, déchets verts, déchets de cuisine, …
Procédés étudiés	Co-méthanisation agricole
commentaires	étude relativement complète de la présence de pathogènes dans les digestats en Autriche

N° de fiche	81
année	2010
Titre de la publication	Aspects sanitaires de l'épandage de digestats issus de méthanisation à la ferme. Résultats issus du rapport de stage de Mylène Besson : La méthanisation en zones AOC Savoyardes. Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires liés à l'épandage de digestat
Auteurs	Mylène Besson(1) (2), René Moletta(2).
Affiliation	(1) LEGTA de Savoie, Domaine Reinach, (73 290) La Motte Servolex (2) Moletta Méthanisation, 73470 Novalaise
Source	Internet
Mots-clé	sanitaire, microbiologie, digestat
Résumé	travail de fin d'étude sur les caractéristiques sanitaires des digestats et les teneurs en micro-organismes. Suivi d'installations en fonctionnement et synthèse bibliographique.
Principaux résultats	le procédé de méthanisation permet de réduire les teneurs en organismes pathogènes, il faut tenir compte de la re-contamination et la croissance de certaines bactéries (*Coliforme et Entérocoque*) sur le digestat. Le nombre de ces pathogènes est tout de même inférieur à celui des intrants initiaux**.**
	Le phénomène de recolonisation et croissance des pathogènes lors du stockage du digestat à la ferme peut s'expliquer par : -La persistance des bactéries après pasteurisation, -La présence d'autres bactéries sur le site de stockage à la ferme, -Une contamination lors du transport à la ferme (réservoir identique pour apporter le lisier à traiter et pour récupérer le digestat), d'où l'importance de l'hygiène lors des manutentions (lavage des réservoirs ou avoir des réservoirs différents),

N° de fiche	82
année	2001
Titre de la publication	Importance of simultaneous measurement of NH_3, N_2O and CH_4 for evaluating the efficiency of measures to reduce trace gas emissions, in Phyton (Austria)
Auteurs	Wulf S., Bergmann S., Maeting M., Clemens J. (2001).
Affiliation	
Source	special issue: Nitrogen emissions, Vol. 41, pp. 131-142.
Mots-clé	volatilization, nitrogen
Résumé	travaux sur les pertes en azote sous forme ammoniacale suite à l'épandage de digestat, Comparaison des techniques et recommandations pour limiter les pertes
type d'effluents	agricoles (lisiers)
Procédés étudiés	/
Principaux résultats	L'émission peut être réduite en respectant des techniques et conditions adéquates d'épandage (saison, dilution du digestat, temps) et la fermeture de la cuve de stockage baisse significative (plus de 40 %) des émissions de NH_3 à l'épandage du digestat car meilleure amélioration de l'écoulement. Plus de 90 % du NH_4^+ peut être perdu par volatilisation en NH_3 si l'épandage n'est pas réalisé correctement.
type de données obtenues	Techniques d'épandage et pertes d'azote sous forme ammoniacale

N° de fiche	83
année	2009
Titre de la publication	Devenir des perturbateurs endocriniens HAPs/NP/PCBs au cours de la digestion anaérobie de boues contaminées : rôle de la biodisponibilité et du cométabolisme
Auteurs	Maialen BARRET
Affiliation	UNIVERSITE MONTPELLIER II SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC Institut National de Recherche Agronomique – Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement (INRA-LBE)
Source	internet
Mots-clé	Biodégradation, hydrocarbures aromatiques polycycliques, hystérésis, méthanisation, micropolluant, nonylphénol, polychlorobiphényls, pré-traitement thermique, sorption, xénobiotique
Résumé	Cette étude porte sur les mécanismes qui déterminent la biodégradation des HAPs/NP/PCBs au cours de la digestion anaérobie de BTU contaminées. Etant admis que les phénomènes de sorption conditionnent la biodisponibilité des HAPs/NP/PCBs envers les microorganismes épurateurs, les transferts de sorption/désorption ont tout d'abord été étudiés. Il a été démontré qu'ils s'opèrent quasi-instantanément, en référence aux cinétiques de biodégradation, et sont réversibles, même après un long temps de contact. Ensuite, une méthodologie a été conçue afin de mesurer les constantes d'équilibre qui déterminent la répartition de HAPs/NP/PCBs entre les trois compartiments de la boue : libre, sorbé à la matière dissoute et colloïdale (DCM), et sorbé aux particules. L'influence des caractéristiques des HAPs/NP/PCBs et des caractéristiques physiques et chimiques des BTU sur les constantes d'équilibre a été quantifiée. Les modèles générés ont rendu possible la prédiction de la distribution des HAPs/NP/PCBs entre les trois compartiments, dans 5 digesteurs continus alimentés en différentes BTU. La confrontation de cette répartition aux vitesses de dégradation des HAPs a mis en évidence que les HAPs libres mais aussi ceux sorbés à la DCM sont biodisponibles. De plus, la coexistence des influences de la biodisponibilité et du cométabolisme sur la biodégradation des HAPs a été suggérée, de sorte qu'aucun de ces processus ne peut être admis comme l'unique limitation.
type d'effluents	BTU
Procédés étudiés	digestion, lyse thermique,
Principaux résultats	Le procédé de digestion anaérobie a démontré un potentiel de biodégradation des HAPs, du nonylphénol et des PCBs Ces observations ont été complétées par des études menées sur la digestion anaérobie de BTU « dopées », artificiellement contaminées en laboratoire, en batch ou en continu, et qui ont permis d'explorer l'impact de différents paramètres sur les performances du procédé. L'élimination des CTOs varie énormément d'une étude à l'autre L'hypothèse de limitation de la biodégradation des CTOs par leur biodisponibilité est souvent avancée. Un pré-traitement en amont de la digestion anaérobie visant à solubiliser la matière organique des BTU permet aussi d'améliorer la biodégradation des CTOs qu'elles contiennent. Plusieurs études ont démontré que la digestion anaérobie de BTU contaminées était plus efficace en conditions thermophiles que mésophiles en termes d'abattement des HAPs et PCBs. Cependant, une étude s'oppose à ce consensus, dans laquelle le contraire a été observé (Bertin et al., 2007).

	En conclusion, l'évaluation du devenir des HAPs au cours de la digestion anaérobie ne peut se réduire à l'estimation de leur biodisponibilité, mais les trois processus de biodisponibilité, cinétique du métabolisme des HAPs et cométabolisme doivent être considérés, selon le formalisme adapté de Criddle (Criddle, 1993). Les HAPs de haut poids moléculaire sont admis comme plus récalcitrants que les HAPs de petite taille.

N° de fiche	**84**
année	2005
Titre de la publication	The effect of hygienic treatment on the microbial flora of biowaste at biogas plants.
Auteurs	Bagge, Sahlström, Albhin
Affiliation	National veterinary institute, Uppsala, Sweden.
Source	Water research 39 (2005) 4879-4886
Mots-clé	Storage , digestate, manure
Résumé	
type d'effluents	fumier et biodéchets
Procédés étudiés	
Principaux résultats	Sur les cosubstrats, la réduction est parfois insuffisante. Les Entérobactéries, Streptocoques et Coliformes sont seulement réduit de 10.2 UFC/g et se retrouvent présents à 10^5 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.

N° de fiche	85
année	2008
Titre de la publication	Effects of storage on characteristics and hygienic quality of digestates from four co-digestion concepts of manure and biowaste.
Auteurs	Paavola, Rintala
Affiliation	Department of biological and environmental science, University of Jyväskylä, Finland.
Source	Bioresource technology 99 (2008) 7041-7050
Mots-clé	Storage , digestate, manure
Résumé	Suivi des teneurs en pathogènes sur 4 installation de méthanisations traitant des biodéchets et des fumiers bovins
type d'effluents	fumier et biodéchets
Procédés étudiés	/
Principaux résultats	Sur les biodéchets, les Entérobactéries, Streptocoques et Coliformes sont seulement réduit de 10^2 UFC/g (UFC/g = Nombre de bactéries dans 1 gramme de digestat) et se retrouvent présents à 10^5 UFC/g de digestat. La digestion anaérobie thermophile est plus efficace que la digestion mésophile sur la réduction des micro-organismes pathogènes présents dans les déjections animales. En effet, le digestat répond à la réglementation sanitaire européenne après une digestion thermophile. Celle-ci permet une réduction pouvant aller jusqu'à 10^5 bactéries indicatrices de traitement (Enterocoques, coliformes fécaux) par gramme de digestat. Ces bactéries indictarices sont néanmoins présentes dans le digestat issu de la méthanisation thermophile, à des concentrations allant jusqu'à 10^3 UFC/g. La pasteurisation 70°C pendant 60 minutes permet au digestat d'être conforme vis-à-vis de la réglementation européenne. (moins de 10^3 UFC/g et abscence de salmonelles dans 25g.)

N° de fiche	86
année	2009
Titre de la publication	Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides)
Auteurs	Kurt Möller∗,Walter Stinner
Affiliation	Professur für Organischen Landbau, Justus Liebig-Universität Giessen, Karl Glöckner Str. 21c, D-35394 Giessen, Germany
Source	Europ. J. Agronomy 30 (2009) 1–16
Mots-clé	Biogas digestion Nitrogen Organic farming Nitrate leaching Ammonia volatilization Nitrous oxide
Résumé	objetcif de l'étude : évaluer les effets des digestats sur azote minéral du sol au printemps et en automne, comparer la volatilisation de l'azote après l'application de différents engrais pour les cultures de céréales, de comparer les émissions de gaz à effet de serre des différentes fumures des traitements au sein d'un ensemble de système de culture biologique
type d'effluents	fumiers
Procédés étudiés	
Principaux résultats	La teneur en N dans les sols n'est pas affectée par l'apport de matière digérée comparativement aux autres matières non digérées. Toutefois, si les cultures de couverture et les résidus de culture sont récoltés pour être méthanisés au lieu de les laisser au sol, une forte diminution de la teneur en N des sols a été mesurée. Les mesures ont montré une diminution de 38 % des émissions de N_2O pour l'ensemble du système lorsque les résidus de récolte et le trèfle ont été récoltés, digérés, et les effluents ont été réaffectés au sein du même système de culture, en comparaison avec le paillage et l'incorporation de la biomasse comme engrais vert. L'injection de lisier de bovin liquide a entraîné une forte augmentation des émissions de N_2O. Les résultats fournissent des preuves que la dénitrification a été la force motrice pour les pics d'émissions mesurées. Il a été conclu, que les digestats des résidus de cultures ont abouti à une situation gagnant-gagnant, avec des rendements d'énergie supplémentaire, un moindre risque de lessivage des nitrates et des émissions d'oxyde nitreux. Cependant, la propension à la volatilisation d'ammoniac a été plus élevée dans le fumier digéré.
type de données obtenues	Les résultats obtenus ont confirmé que les teneurs en N dans le sol et les teneurs en N disponible pour les plantes sont favorables à l'apport de produits liquides (Schröder, 2005; Möller et al, 2008a). En accord avec les résultats présentés par Möller et al. (2008a), il est devenu évident que l'effet des digestats de lisier sur la biodisponibilité de l'azote est très faible. d'autres facteurs (par exemple l'immobilisation de l'azote en fonction de l'enfouissement de la paille) ont eu une influence plus forte sur les teneurs en azote minéral dans les sols à l'automne.

TABLE DES ILLUSTRATIONS

FIGURES

Figure 1 : Répartition des données obtenues entre l'enquête et les références bibliographiques....14
Figure 2 : répartition des données selon l'origine....14
Figure 3 : Répartition des digesteurs selon le procédé....15
Figure 4 : Répartition des données selon la température de la méthanisation....15
Figure 5 : Répartition des données selon la nature du digestat....16
Figure 6: Origines des données collectées pour les BTU....17
Figure 7 : Typologie des traitements post-digestion des BTU....18
Figure 8: Origines des données collectées pour les OM....19
Figure 9 : Typologie des types d'OM issus de la collecte de données....19
Figure 10 : Typologie des traitements post-digestion des digestats d'OM....20
Figure 11 : Nombre d'intrants dans les digesteurs....21
Figure 12 : Nature des intrants selon la température de digestion....21
Figure 13 : Nature des intrants selon le procédé de méthanisation....22
Figure 14 : Nature des intrants selon le type de digestat....22
Figure 15 : Répartition des données par type de méthanisation....23
Figure 16 : Répartition des données en fonction du type de méthanisation après l'Analyse factorielle discriminante....23
Figure 17 : Répartition des digestats du groupe « méthanisation agricole en fonction de la présence des sous produits animaux comme intrant. (Présence de SPA=1, Absence de SPA=0)....24
Figure 18 : Répartition des digestats du groupe « méthanisation agricole en fonction de la présence des biodéchets comme intrant. (Présence de BIOD=1, Absence de BIOD=0)....25
Figure 19 : Répartition des digestats du groupe « méthanisation agricole en fonction de la présence des déchets verts comme intrant. (Présence de DVH=1, Absence de DVH=0)....25
Figure 20 : Répartition en fonction des tonnages des types de déchets traités dans les installations à la ferme françaises en 2009....28
Figure 21 : Nombre d'analyses récoltées pour les caractéristiques agronomiques....37
Figure 22 : Nombre d'analyses récoltées pour les caractéristiques agronomiques des digestats de BTU....37
Figure 23 : Nombre d'analyses récoltées pour les caractéristiques agronomiques des digestats d'OMr....38
Figure 24 : Répartition des valeurs de N tot (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats....38
Figure 25 : Répartition des teneurs en azote total (g/kg MS) en fonction des intrants....39
Figure 26 : Répartition des valeurs de N-NH_4 (g/kg MS) en fonction de la phase des digestats....40
Figure 27 : Répartition des teneurs en N-NH_4 (g/kg MS) en fonction des intrants....41
Figure 28 : Relation entre l'azote ammoniacal et l'azote total des digestats....42
Figure 29 : Répartition des valeurs de N total (g/kg MS) en fonction de la nature des intrants....42
Figure 30 : Répartition des valeurs de Ntotal (g/kg MS) en fonction des post-traitements....43
Figure 31 : Répartition des valeurs de N- NH_4 (g/kg MS) en fonction de la nature des intrants....44
Figure 32 : Répartition des valeurs de N- NH_4 (g/kg MS) en fonction des post-traitements....45
Figure 33 : Disponibilité de l'azote du sol après application de lisier bovin brut et de digestat de lisier bovin sur sol sablonneux (Sorensen, 2008)....48
Figure 34 : Influence de l'apport de digestat et de compost de biodéchets et déchets verts sur l'évolution de la teneur en azote minéral dans le sol(1)....49
Figure 35 : Répartition des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats....51
Figure 36 : Répartition des teneurs en P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants....52
Figure 37 : Répartition des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants....53
Figure 38 : Répartition des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des post-traitements....53
Figure 39 : Répartition des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats....56

Figure 40 : Répartition des teneurs en K_2O (g/kg MS) en fonction des intrants 57
Figure 41 : Répartition des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction des intrants 58
Figure 42 : Répartition des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction des post-traitements 59
Figure 43 : Répartition des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des intrants 60
Figure 44 : Répartition des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des post-traitements 61
Figure 45 : Répartition des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des intrants 61
Figure 46 : Répartition des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des post-traitements 62
Figure 47 : Répartition des valeurs de C/N en fonction de la nature des digestats 63
Figure 48 : Répartition des valeurs du C/N (g/kg MS) en fonction des intrants 64
Figure 49 : Répartition des valeurs de matière organique (% MS) en fonction des intrants 64
Figure 50 : Répartition des valeurs de pH en fonction des intrants 65
Figure 51 : Répartition des valeurs de pH en fonction des post-traitements des digestats 66
Figure 52 : Evolution des teneurs en matière sèche au cours de l'année 2010 69
Figure 53 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en N total dans les digestats de BTU de seine Amont (en g/kg MS) 70
Figure 54 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en P total dans les digestats de BTU de Seiene Amont (en g/kg MS) 71
Figure 55 : Répartition des teneurs en Fluoranthène des digestats de BTU en mg/kg de MS en fonction des intrants (droite) ou des post-traitements (gauche) 76
Figure 56 : Répartition des teneurs en benzo(b)fluoranthène des digestats de BTU en mg/kg de MS en fonction des intrants (droite) ou des post-traitements (gauche) 77
Figure 57 : Répartition des teneurs en benzo(a)pyrène des digestats de BTU en mg/kg de MS en fonction des intrants (droite) ou des post-traitements (gauche) 77
Figure 58 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en somme des 7 PCB (graphique de gauche) et en fluoranthène (graphique de droite) dans les digestats de BTU de Seine Amont. (en mg/kg MS) 79
Figure 59 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en Benzo(b)fluoranthène (graphique de gauche) et en Benzo(a)pyrène (graphique de droite) dans les digestats de BTU de Seine Amont. (en mg/kg MS) 79
Figure 60 : Nombre d'analyses récoltées pour les teneurs en ETM. 86
Figure 61 : Répartition des valeurs du cuivre (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats 86
Figure 62 : Répartition des teneurs en cuivre (mg/kg MS) en fonction des intrants 87
Figure 63 : Répartition des valeurs de zinc (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats 88
Figure 64 : Répartition des teneurs en zinc (mg/kg MS) en fonction des intrants 89
Figure 65 : Répartition des valeurs de cadmium (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats 90
Figure 66 : Répartition des teneurs en cadmium (mg/kg MS) en fonction des intrants 90
Figure 67 : Répartition des valeurs de plomb (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats 91
Figure 68 : Répartition des teneurs en plomb (mg/kg MS) en fonction des intrants 92
Figure 69 : Répartition des valeurs de mercure (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats 93
Figure 70 : Répartition des teneurs en mercure (mg/kg MS) en fonction des intrants 94
Figure 71 : Répartition des valeurs de nickel (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats 94
Figure 72 : Répartition des teneurs en nickel (mg/kg MS) en fonction des intrants 95
Figure 73 : Répartition des valeurs de chrome (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats 96
Figure 74 : Répartition des teneurs en chrome (mg/kg MS) en fonction des intrants 96
Figure 75 : Nombre d'analyses récoltées pour les teneurs en ETM pour les digestats de BTU 97
Figure 76 : Nombre d'analyses récoltées pour les teneurs en ETM pour les composts de digestats de biodéchets et de FFOM issue d'OMr. 98
Figure 77 : Répartition des valeurs du cadmium (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants 98
Figure 78 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en cadmium (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants 99
Figure 79 : Répartition des valeurs du chrome (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants 100
Figure 80 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en chrome (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants 101
Figure 81 : Répartition des valeurs du cuivre (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants 101
Figure 82 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en cuivre (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants 102
Figure 83 : Répartition des valeurs du mercure (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants 103

Figure 84 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en mercure (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants 103
Figure 85 : Répartition des valeurs du nickel (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants 104
Figure 86 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en nickel (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants. 105
Figure 87 : Répartition des valeurs du plomb (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants. 105
Figure 88 : des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en plomb (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants 106
Figure 89 : Répartition des valeurs du zinc (mg/kg MS) en fonction de nature des intrants 107
Figure 90 : Répartition des teneurs moyennes analysées et de la valeur maximale observée en zinc (mg/kg MS) en fonction des post-traitements et des intrants 108
Figure 91 : Comparaison des teneurs hebdomadaires en cadmium dans les BTU et les BTU digérées de Seine Amont. 109
Figure 92 : Comparaison des teneurs hebdomadaires en zinc dans les BTU et les BTU digérées de Seine Amont. 109
Figure 93 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en cadmium (graphique de gauche) et en chrome (graphique de droite) dans les digestats de BTU. (en mg/Kg MS) 111
Figure 94 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en cuivre (graphique de gauche) et en mercure (graphique de droite) dans les digestats de BTU. (en mg/Kg MS) 111
Figure 95 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en plomb (graphique de gauche) et en zinc (graphique de droite) dans les digestats de BTU de Seine Amont. (en mg/Kg MS) 112
Figure 96 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en fer (graphique de gauche) et en nickel (graphique de droite) dans les digestats (en mg/Kg MS) de BTU de Seine Amont. 113
Figure 97 : Estimation de l'évolution de quatre indices qui ont un impact significatif sur la sécurité alimentaire et l'environnement (29) 126
Figure 98 : Plan de fertilisation pour 1 ha de prairie 126
Figure 99 : Evolution du prix des engrais sur les 40 dernières années 127
Figure 100 : Concentrations de 4 AGV dans un lisier digéré et un lisier non digéré Source : Hansen et al, 2004 128
Figure 101 : concentration des odeurs dans un volume d'air collecté après épandage de lisier digéré ou non. Source: Hansen et al. 2004. 129

TABLEAUX

Tableau 1 : Tableau des mots clés utilisés pour la recherche bibliographique 11
Tableau 2 : Répartition des digestats selon les critères des procédés de méthanisation 16
Tableau 3 : Tableau de synthèse des procédés de prétraitements utilisés dans la méthanisation des déchets urbains (64) 20
Tableau 4 : Tableau présentant les intrants les plus couramment utilisés en méthanisation (17) 27
Tableau 5 : Tableau des intrants des installations françaises en 2010 (35) ..... **Erreur ! Signet non défini.**
Tableau 6 : Résultats de la répartition des éléments après séparation de phase sur un digestat de lisier bovin. 31
Tableau 7 : Répartition des éléments après décantation de lisier de porc méthanisé (34) 32
Tableau 8 : Valorisation des digestats des installations de méthanisation française traitant des OMr ou des biodéchets (38) 35
Tableau 9 : Variabilité des valeurs de Ntot (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats 39
Tableau 10 : Variabilité des teneurs en azote total (g/kg MS) en fonction des intrants 40
Tableau 11 : Variabilité des valeurs de N-NH_4 (g/kg MS) en fonction de la phase des digestats 41
Tableau 12 : Variabilité des teneurs en N-NH_4 (g/kg MS) en fonction des intrants 41
Tableau 13 : Variabilité des valeurs de N total (g/kg MS) en fonction de la nature des intrants 43
Tableau 14 : Variabilité des valeurs de Ntotal (g/kg MS) en fonction des post-traitements 43
Tableau 15 : Variabilité des valeurs de N-NH_4 (g/kg MS) en fonction de la nature des intrants 44
Tableau 16 : Variabilité des valeurs de N- NH_4 (g/kg MS) en fonction des post-traitements 45
Tableau 17 : Répartition des éléments après stripping avec lavage acide (BAKX, 2009, (33) 47
Tableau 18 : Répartition des éléments après précipitation de struvite (BAKX, 2009) 47
Tableau 19 : Variabilité des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats 51
Tableau 20 : Variabilité des teneurs en P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants 52
Tableau 21 : Variabilité des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants 53

Tableau 22 : Variabilité des valeurs de P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des post-traitements....54
Tableau 23 : Comparaison de la valeur fertilisante du phosphore selon différents types de substrats....55
Tableau 24 : Variabilité des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats....57
Tableau 25 : Variabilité des teneurs en K_2O (g/kg MS) en fonction des intrants....57
Tableau 26 : Variabilité des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats....58
Tableau 27 : Variabilité des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction des post-traitements....59
Tableau 28 : Variabilité des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des intrants....60
Tableau 29 : Variabilité des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des post-traitements....61
Tableau 30 : Variabilité des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des intrants....62
Tableau 31 : Variabilité des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des post-traitements....62
Tableau 32 : Variabilité des valeurs de C/N en fonction de la nature des digestats....63
Tableau 33 : Variabilité des valeurs du C/N (g/kg MS) en fonction des intrants....64
Tableau 34 : Variabilité des valeurs de matière organique (% MS) en fonction des intrants....65
Tableau 35 : Variabilité des valeurs de pH en fonction des intrants....65
Tableau 36 : Variabilité des valeurs de pH en fonction des post-traitements des digestats....66
Tableau 37 : Temps de séjour des BTU dans le méthaniseur....68
Tableau 38 : Teneurs moyennes, maximales et minimales des taux de matières sèches avant et après méthanisation des BTU de Seine Amont.....69
Tableau 39 : Teneurs moyennes, maximales et minimales, en azote total et en phosphore total des BTU de Seine Amont avant et après méthanisation.....70
Tableau 40 : teneurs en composés traces organiques dans les digestats....74
Tableau 41 : teneurs en composés traces organiques dans les digestats de BTU....75
Tableau 42 : teneurs en composés traces organiques dans les composts de digestats de FFOM issue d'OMr + déchets verts....76
Tableau 43 : Teneurs moyennes, maximales et minimales, en polluants organiques (CTO) des BTU de Seine Amont avant et après méthanisation.....78
Tableau 44 : Evolution des teneurs en polluants organiques (CTO) des BTU de Seine Amont après méthanisation....78
Tableau 45 : Teneurs des substances étudiées dans le compost, le digestat et le jus de pressage, en µg/kg MS....81
Tableau 46 : Durée de dégradation des polluants organiques en fonction de la température de méthanisation....82
Tableau 47 : Taux de dissipation de molécules pesticides après 4 mois de compostage pour du compost de déchets verts (CG), du compost de déchets verts et de biodéchets (CK) et du compost de digestat de biodéchets issu de méthanisation thermophile(CDK). (44)....85
Tableau 48 : Variabilité des valeurs de cuivre (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats....87
Tableau 49 : Variabilité des teneurs en cuivre (mg/kg MS) en fonction des intrants....87
Tableau 50 : Variabilité des valeurs de zinc (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats....88
Tableau 51 : Variabilité des teneurs en zinc (mg/kg MS) en fonction des intrants....89
Tableau 52 : Variabilité des valeurs de cadmium (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats....90
Tableau 53 : Variabilité des teneurs en cadmium (mg/kg MS) en fonction des intrants....91
Tableau 54 : Variabilité des valeurs de plomb (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats....92
Tableau 55 : Variabilité des teneurs en plomb (mg/kg MS) en fonction des intrants....92
Tableau 56 : Variabilité des valeurs de mercure (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats....93
Tableau 57 : Variabilité des teneurs en mercure (mg/kg MS) en fonction des intrants....94
Tableau 58 : Variabilité des valeurs de nickel (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats....94
Tableau 59 : Variabilité des teneurs en nickel (mg/kg MS) en fonction des intrants....95
Tableau 60 : Variabilité des valeurs de chrome (mg/kg MS) en fonction de la nature des digestats....96
Tableau 61 : Variabilité des teneurs en chrome (mg/kg MS) en fonction des intrants....97
Tableau 62 : Variabilité des valeurs de cadmium (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants....98
Tableau 63 : Variabilité des valeurs de chrome (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants....100
Tableau 64 : Variabilité des valeurs de cuivre (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants....102
Tableau 65 : Variabilité des valeurs de mercure (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants....103
Tableau 66 : Variabilité des valeurs de nickel (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants....104
Tableau 67 : Variabilité des valeurs de plomb (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants....106
Tableau 68 : Variabilité des valeurs de zinc (mg/kg MS) en fonction de la nature des intrants....107
Tableau 69 : Evolution des teneurs en Eléments Traces Métalliques (ETM) des BTU de Seine Amont après méthanisation....110

Tableau 70 : Evolution des teneurs en éléments trace métalliques et éléments fertilisants majeurs des BTU de Seine Amont après méthanisation. 114
Tableau 71 : Teneurs moyennes en éléments traces métalliques trouvées dans les composts et digestats compostés (CREED 2001, selon ADEME 2006) [61] 115
Tableau 72 : Synthèse des prétraitements étudiés dans l'étude de Carballa & al, 2009 (27) 119

PHOTOS

Photo 1 : Sel d'ammonium cristallisé obtenu dans le processus d'absorption et de cristallisation (a) Sel de référence obtenu avec une solution d'ammonium, (b) Sel obtenu avec du lisier de porc frais et (c) Sel obtenu avec du lisier de porc digéré.(Bonmati, 2002.(32)) 33
Photo 2 : Photo du prélèvement réalisé pour la collecte d'échantillon 128

L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) est un établissement public sous la triple tutelle du ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche et du ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie. Elle participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable.

Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

ADEME
Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE
MINISTÈRE DE L'INDUSTRIE, DE L'ÉNERGIE, ET DE L'ÉCONOMIE NUMÉRIQUE

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE DE L'ALIMENTATION DE LA PÊCHE DE LA RURALITÉ ET DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE

RITTMO agroenvironnement

CRT CENTRE DE RESSOURCES TECHNOLOGIQUES

INSTITUT CARNOT MICA

uteam groupe utc

FiBL Forschungsinstitut für biologischen Landbau
Institut de recherche de l'agriculture biologique
Research Institute of Organic Agriculture
EXCELLENCE FOR SUSTAINABILITY

INERIS

LDAR Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherche

ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr