



**VALORISATION AGRONOMIQUE
DES DIGESTATS DE MÉTHANISATION**

RECHERCHE DOCUMENTAIRE

31 mars 2013

L'INNOVATION À VOTRE PORTÉE : VOS DÉFIS... NOS RÉALISATIONS!



VALORISATION AGRONOMIQUE DES DIGESTATS DE MÉTHANISATION

RECHERCHE DOCUMENTAIRE

31 mars 2013

Réalisée par
Agrinova

Mars 2013



Réalisée par Agrinova

Coordination

Stéphane Martel, agr., M.Sc.
Chargé de projet

Réalisation, recherche et rédaction

Stéphane Martel, agr., M.Sc.
Chargé de projet

Xavier Desmeules, agr.
Chargé de projet

Financement

Ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche, de la Science et de la Technologie du Québec.

*Enseignement supérieur,
Recherche, Science
et Technologie*

Québec 

Titre du projet : *Renforcement d'expertise scientifique associé à la valorisation agronomique des sous-produits de méthanisation*

Révision linguistique

Mélanie Gagné
Technicienne en bureautique



TABLE DES MATIÈRES

1. Mise en contexte	5
2. Les caractéristiques des digestats	5
2.1. Qu'est-ce qu'un digestat de méthanisation?.....	5
2.2. L'influence des paramètres de méthanisation sur les caractéristiques des digestats.....	6
2.3. Les intrants et la codigestion	6
3. La valorisation des digestats	8
3.1. Les traitements des digestats	10
3.2. Les digestats comme engrais liquide : la valeur fertilisante.....	11
3.3. Les modalités d'épandage	14
3.4. Les autres usages potentiels	14
4. Les risques pour l'environnement et la santé	14
4.1. Les risques de volatilisation, de lessivage et d'émission de méthane	14
4.2. Les enjeux liés à la digestion des biosolides municipaux : les contaminants d'intérêt émergents (CIE) et les pathogènes émergents	15
5. Conclusion	16
6. Références	17
Annexe 1. Liste d'articles scientifiques sur la valorisation des digestats dans différentes cultures	20

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Composition moyenne du digestat selon la source des intrants (Taylor et al., 2011).	6
Tableau 2. Caractérisation physicochimique du lisier brut et du digestat brut de lisier produit à la ferme (base humide). Données obtenues dans le cadre d'essais d'épandages réalisés par Agrinova entre 2010 et 2012.	7
Tableau 3. Production de méthane en fonction de la charge organique.	8
Tableau 4. Caractéristiques des digestats qui influencent les risques de pertes (adapté de Frandsen et al., 2011).	15
Tableau 5. Réduction des pertes de N-NH ₄ du lisier et du lisier digéré avec ou sans structure d'entreposage (Frandsen et al., 2011).	15



LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Schéma simplifié de la digestion anaérobie.....	5
Figure 2.	Production de méthane selon différents intrants.....	8
Figure 3.	Les facteurs qui déterminent la qualité et l'efficacité agronomique des digestats. ...	9
Figure 4.	Les différentes voies de valorisation des digestats en fonction des traitements.	9
Figure 5.	Rendements en maïs-grain obtenus en 2010 en Montérégie-Ouest (a et b sont significativement différents à $P \leq 0,05$).....	12
Figure 6.	Rendements en maïs-grain obtenus en 2012 en Chaudière-Appalaches (a et b sont significativement différents à $P \leq 0,05$).....	13



1. MISE EN CONTEXTE

Dans le cadre d'un projet d'acquisition d'expertise sur la valorisation agronomique des digestats de méthanisation, Agrinova a réalisé une revue de la littérature. Les principaux éléments de cette recherche documentaire sont synthétisés dans ce document.

2. LES CARACTÉRISTIQUES DES DIGESTATS

La digestion anaérobie (en absence d'oxygène) ou méthanisation, consiste en une transformation du carbone organique en biogaz (figure 1). Le biogaz est constitué en majeure partie de méthane (CH_4). Dépendamment du type d'intrant, le taux de dégradation de la matière organique varie entre 20 et 95 % (Möller et Müller, 2012). La matière non dégradée suite au processus de digestion est appelée digestat. Le digestat brut peut représenter entre 70 et 90 % de la quantité initiale des intrants, dépendamment du taux de matière sèche des intrants et de leur biodégradabilité. La valorisation des digestats constitue donc une étape incontournable pour rentabiliser la digestion anaérobie (Alburquerque et al., 2012a).

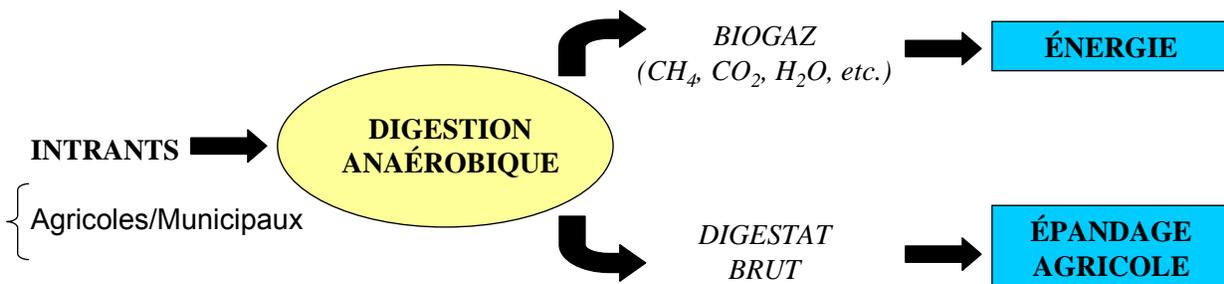


Figure 1. Schéma simplifié de la digestion anaérobie.

La digestion anaérobie (DA) confère des propriétés spécifiques aux digestats. La diversité d'intrants et de procédés influence les caractéristiques des digestats. Les matières d'origine agricole comme les effluents d'élevage, les résidus de cultures, les résidus agroalimentaires, les plantes énergétiques ou les sous-produits animaux peuvent être méthanisés au même titre que les résidus organiques d'origine urbaine (collecte de la 3^e voie, biosolides municipaux).

2.1. Qu'est-ce qu'un digestat de méthanisation?

Indépendamment de la nature des intrants et du type de procédé, l'activité microbienne associée à la DA fait augmenter le pH et favorise ainsi la conversion de l'azote organique en azote ammoniacal (Ortenblad, 2000). La concentration accrue d'azote ammoniacal (N-NH_4) par rapport aux intrants se traduit par une plus grande disponibilité de l'azote provenant des digestats. De plus, la dégradation de la matière organique réduit le taux de matière sèche et la viscosité du digestat par rapport aux intrants, ce qui favorise l'infiltration dans le sol lors des épandages (Robert, 2008). En revanche, les risques de volatilisation lors de l'entreposage et des opérations d'épandage sont accrus en raison du N-NH_4 . Les digestats de méthanisation se distinguent des intrants par les caractéristiques suivantes (Möller et Müller, 2012) :

- Augmentation du ratio $\text{N-NH}_4/\text{N}$ total;
- Réduction du taux de matière organique;



- Réduction de la demande biochimique en oxygène (DBO) par un facteur de 5 à 13;
- Augmentation du pH;
- Réduction du rapport C/N;
- Réduction de la viscosité;
- Augmentation de la granulométrie > 10 µm (digestion des matières plus fines);
- Réduction des odeurs (Hansen et Nyord, 2005);
- Réduction de la teneur en microorganismes en pathogènes (Saint-Denis, 2009).

2.2. L'influence des paramètres de méthanisation sur les caractéristiques des digestats

Le type de procédé de méthanisation ainsi que les paramètres d'opération exercent une influence déterminante sur les caractéristiques des digestats. Par exemple, la teneur en N-NH₄ varie en fonction du temps de rétention dans le digesteur et du pH (ADAS-SAC, 2007; Smith et al., 2010). La température associée au type de digestion (mésophile à 37-40 °C ou thermophile à 55 °C) et le temps de séjour sont les deux facteurs qui déterminent l'efficacité du procédé à réduire les microorganismes pathogènes (Saint-Denis, 2009). Finalement, un temps de résidence minimal doit être respecté pour obtenir une digestion optimale de la matière organique et pour générer un digestat stable (ADEME, 2011). Les digestats non suffisamment stabilisés contiennent des niveaux variables d'acides gras volatiles qui peuvent être toxiques pour les plantes (Tambone et al., 2013). La digestion anaérobie thermophile permet d'inactiver davantage de pathogènes que la digestion anaérobie mésophile (Ziamba et Peccia, 2011). Les caractéristiques des digestats et leur qualité agronomique sont donc étroitement liées aux paramètres de la DA.

2.3. Les intrants et la codigestion

Les bonnes pratiques de gestion des intrants permettent d'améliorer la qualité des digestats. Celles-ci incluent une caractérisation des intrants ainsi qu'un contrôle des niveaux de contaminants physiques, chimiques (éléments traces métalliques et micropolluants organiques) et microbiologiques (virus et bactéries) (Al Seadi et Lukehurst, 2012). La codigestion rend d'autant plus pertinente la caractérisation des intrants en raison de la diversité des caractéristiques propres à chaque intrant (Pacholski et al., 2010). Par exemple, les digestats qui proviennent de certains résidus agroalimentaires contiennent moins d'éléments nutritifs (sauf l'azote) et de matières sèches que les effluents d'élevage (tableau 1).

Tableau 1. Composition moyenne du digestat selon la source des intrants (Taylor et al., 2011).

Paramètres	Source des intrants	
	Résidus agroalimentaires	Effluents d'élevage
Teneur en matière sèche (%)	4,2 à 4,5	8,2
N total (kg/m ³)	7,4	4,4
N disponible (%) ¹	81	59
P ₂ O ₅ (kg/m ³)	0,3 à 0,6	1,35
K ₂ O (kg/m ³)	1,1 à 2,5	3,5
MgO (kg/m ³)	0,02 à 0,09	0,74
SO ₃ (kg/m ³)	0,23 à 0,64	1,28
DBO (mg/L)	9 000	5 000

¹ : NH₄ + NO₃/N total



Le tableau 2 met en évidence les caractéristiques physicochimiques différentes entre du lisier brut et du lisier digéré (digestat). En comparaison avec le lisier, l'efficacité du N total des digestats devrait être élevée puisque le ratio $N-NH_4/N$ total est reconnu pour être hautement corrélé à l'efficacité du N total des effluents liquides. Le procédé de digestion contribue à augmenter le pH ainsi qu'à abaisser le taux de matière sèche, le pourcentage de matière organique et le rapport C/N.

Tableau 2. Caractérisation physicochimique du lisier brut et du digestat brut de lisier produit à la ferme (base humide). Données obtenues dans le cadre d'essais d'épandages réalisés par Agrinova entre 2010 et 2012.

Type	pH	M. S. (%)	M. O. (%)	C/N	N total (kg/m ³)	N-NH ₄ (kg/m ³)	N-NH ₄ /N total	N organique (kg/m ³)	P total (kg/m ³)	K total (kg/m ³)
Lisier de porc	6,6	4,97	73,5	4,41	4,15	2,15	0,52	2,00	1,10	2,46
Digestat (lisier de porc)	7,9	2,16	57,0	1,16	5,30	3,65	0,69	1,65	0,65	2,46

La présence de contaminants physiques dans les intrants destinés à la digestion anaérobie est non souhaitable. En plus de réduire la production de CH₄, l'élimination de la matière organique lors du tri des contaminants physiques contribue à réduire la quantité d'azote dans les digestats (Bernstad et al., 2012). Les résidus de la collecte de la 3^e voie sont plus susceptibles de contenir divers contaminants physiques. Plusieurs méthodes existent pour éliminer les contaminants physiques présents dans les intrants, mais la plupart éliminent aussi de la matière organique (Hansen et al., 2007; Bernstad et al., 2012).

Par ailleurs, les intrants qui présentent un risque de contamination microbologique doivent être gérés adéquatement. À titre d'exemple, la pasteurisation des sous-produits animaux est un prétraitement qui réduit les risques de contamination microbologique (IRBEA, 2012). Les contaminants chimiques sont peu affectés par la DA et seule la gestion des intrants permet un contrôle des contaminants chimiques.

Les prétraitements des intrants visent généralement à accélérer l'hydrolyse des cellules pour augmenter la production de CH₄ (Frigon et al., 2012a) ou à hygiéniser par pasteurisation les intrants à risque comme les sous-produits animaux (WRAP, 2012). Dans un contexte de codigestion, Al Seadi et Lukehurst (2012) proposent de réaliser la pasteurisation en prétraitement uniquement sur les intrants à risque. Il est moins coûteux de traiter un petit volume d'intrants à risque que la totalité du digestat en posttraitement. Le traitement des intrants peut donc avoir un impact direct sur la qualité des digestats en termes d'innocuité.

La codigestion permet de méthaniser plusieurs intrants et d'augmenter la production de CH₄. Par exemple, l'ajout de panic érigé dans un digesteur contenant du fumier de bovin laitier permet d'augmenter la production de CH₄ de 86 % (Frigon et al., 2012b). L'ajout de résidus agroalimentaires à du lisier permet d'équilibrer la teneur en N et P du lisier (Frigon et al., 2010), en plus d'augmenter la production de CH₄ (Molinuevo-Salces et al., 2012). Il apparaît donc que la codigestion est profitable, mais pour optimiser les mélanges d'intrants (compatibilité des intrants, ratio des mélanges, temps de séjour, etc.), plusieurs essais doivent être réalisés. La figure 2 et le tableau 3 présentent la production de méthane selon différents intrants et différentes charges organiques.

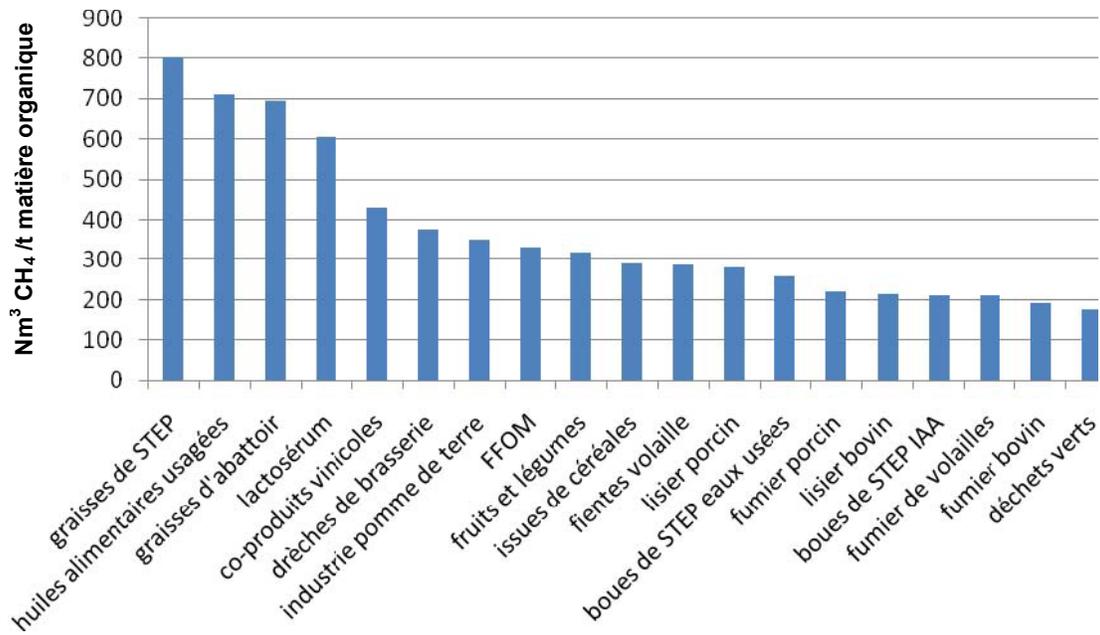


Figure 2. Production de méthane selon différents intrants¹.

Tableau 3. Production de méthane en fonction de la charge organique².

Charge organique	Production de méthane (m ³ CH ₄ /kg de charge)
Sucre	0,42 à 0,47
Protéine	0,45 à 0,55
Graisse	Jusqu'à 1,0

3. LA VALORISATION DES DIGESTATS

La valorisation optimale des digestats exige une qualité et une efficacité maximale (figure 3). La qualité des digestats est déterminée par le type d'intrant (et la codigestion), le type de procédé, ainsi que les traitements et le type d'entreposage. L'innocuité (chimique et microbiologique), la teneur en éléments nutritifs et l'absence de biodégradabilité (stabilité) représentent les indicateurs de qualité. L'efficacité agronomique des digestats appliqués au champ varie en fonction des modalités d'épandage et des conditions pédoclimatiques. La valeur fertilisante est le principal indicateur de qualité pour les digestats bruts et la fraction liquide, alors que la valeur d'amendement constitue un indicateur pour la fraction solide. Le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) encadre la valorisation des digestats au même titre que les autres matières résiduelles fertilisantes (MRF). Rappelons que toute MRF doit être classifiée en fonction de sa teneur en contaminants chimiques, en pathogènes et en corps étrangers, ainsi qu'en fonction de son niveau d'odeur.

¹ ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie), 2009. Méthanisation agricole et utilisation de cultures énergétiques en codigestion - Avantages/inconvénients et optimisation, Rapport final, 130 pages.

² <http://www.gch.ulaval.ca/bgrandjean/gch20273/chap10/chap-10.pdf>.

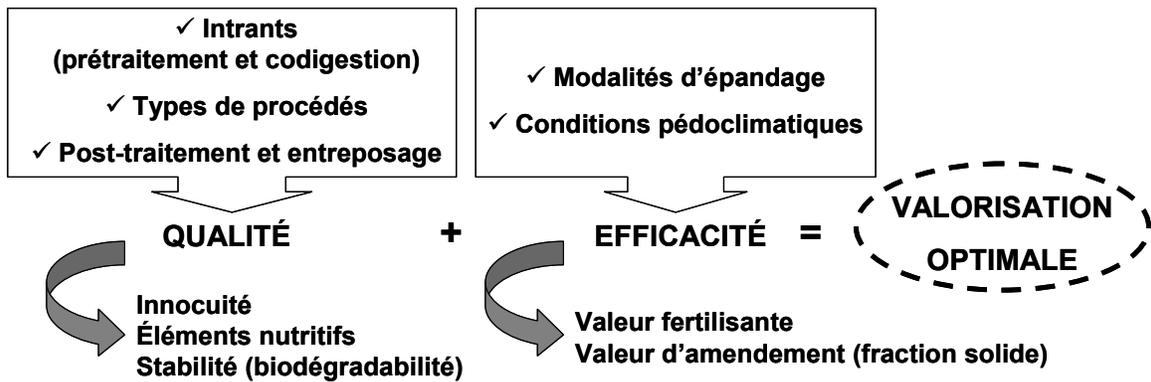


Figure 3. Les facteurs qui déterminent la qualité et l'efficacité agronomique des digestats.

La majorité des digestats sont valorisés à l'état brut comme engrais liquide sans aucun traitement (voir l'encadré sur *La valorisation des digestats en Europe*). Lorsque la séparation de phase est utilisée, la fraction solide s'apparente davantage à un amendement organique qu'à un engrais, puisqu'elle contient plus de carbone que le digestat brut (Alibardi et Cossu, 2010). Comme pour les autres engrais organiques, la valeur fertilisante des digestats est maximale lorsque les modalités d'épandage respectent les bonnes pratiques agronomiques. Parallèlement à l'épandage agricole, des traitements (compostage, déshydratation, granulation, extraction de l'azote, etc.) permettent d'envisager d'autres voies de valorisation pour l'avenir (figure 4).

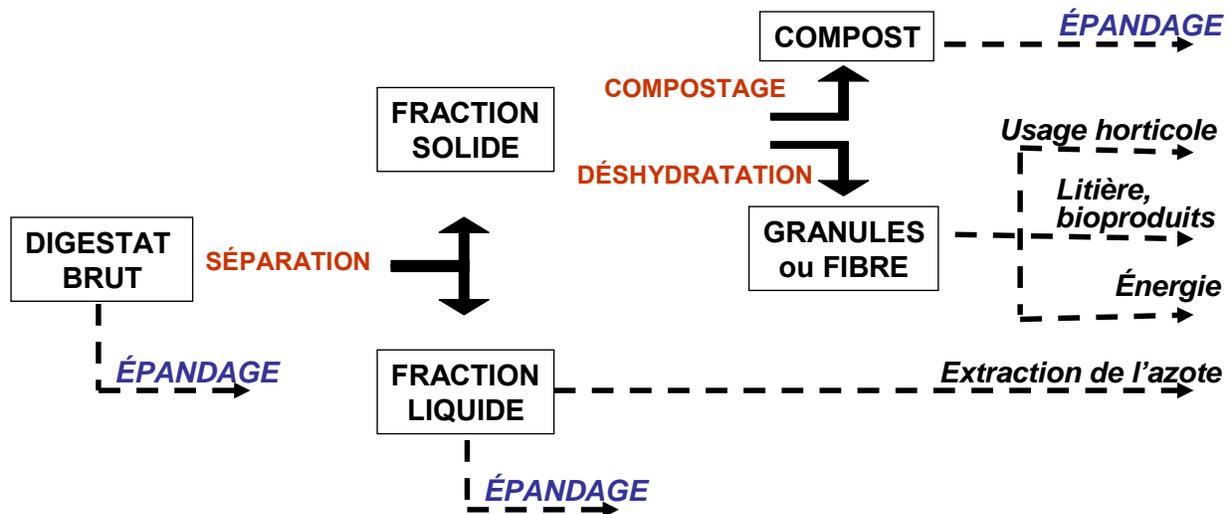


Figure 4. Les différentes voies de valorisation des digestats en fonction des traitements.



LA VALORISATION DES DIGESTATS EN EUROPE

Les pays de la communauté européenne produisent environ 56 millions de tonnes de digestat brut annuellement. Ces pays ont amorcé un processus afin d'unifier les critères de valorisation des composts et des digestats en établissant des critères de qualité. Cette démarche vise à garantir la qualité et l'innocuité des digestats pour soutenir la mise en marché via une certification.

L'utilisation des digestats diffère entre les pays; les intrants traités et la perception des risques associés à l'épandage des digestats sont variables. Par exemple, en Italie, les digestats d'intrants agricoles sont valorisés sans traitement, alors que les digestats d'intrants urbains sont compostés. Les Pays-Bas réalisent le compostage des digestats alors que la majorité des digestats en Allemagne (94 %) et en Suède (97 %) sont valorisés sans traitement. Certains pays comme l'Espagne traitent les biosolides par méthanisation (avec compostage), alors que d'autres pays (Allemagne, Pays-Bas, Autriche et Suisse) interdisent l'épandage des digestats de biosolides (Al Seadi et Lukehurst, 2012). Les normes pour la teneur en contaminants organiques sont variables entre les pays européens. Ce constat met en évidence l'importance de la caractérisation pour chaque usine selon les intrants traités. En général, le type de valorisation est associé au type de procédé et au type d'intrant :

Type de procédé	Type d'intrant	Type de valorisation
Fermentation sèche	Tous	Digestat composté
Fermentation humide	Agricole et agroalimentaire	Digestat brut
Fermentation humide	Collecte de la 3 ^e voie	Scandinavie : digestat brut Reste de l'Europe : digestat composté
<i>Environ 3 % de tous les digestats</i>		Granules, terreaux horticoles, etc.

Environ 95 % des digestats épandus en agriculture sont valorisés sans posttraitement. Souvent, les usines de méthanisation payent les producteurs ou des intermédiaires pour valoriser les digestats. Lorsque le contexte est favorable à la vente, le prix des digestats bruts est de trois à cinq euros la tonne, soit un prix légèrement inférieur à celui du compost. La fraction solide compostée vaut environ dix euros pour une tonne, alors que les digestats déshydratés et granulés se transigent à des prix oscillant entre 150 et 250 euros la tonne.

Source :

JRC-IPTS (Joint Research Center's Institute for Prospective Technological Studies), 2012. *Technical report for End-of-waste criteria on Biodegradable waste subject to biological treatment, Third Working Document, August 2012, Seville (Spain), 244 p.* [http://susproc.jrc.ec.europa.eu/activities/waste/documents/IPTS_EoW_Biodegradable_waste_3rd_working_document_wo_line_nr.pdf].

3.1. Les traitements des digestats

Les digestats peuvent subir plusieurs traitements (extraction de l'azote, déshydratation, granulation, etc.), mais les principaux traitements utilisés sont la séparation de phase (liquide et solide) et le compostage (Möller et Müller, 2012). Le niveau de maturité technologique et la dimension des unités de digestion sont liés à la rentabilité des traitements (Frandsen et al., 2011). Comme pour les effluents d'élevage, la séparation de phase des digestats est un traitement qui concentre l'azote et le potassium dans une fraction liquide et le phosphore dans une fraction solide (Mantovi et al., 2010). Lorsque le contexte l'exige, la séparation du digestat brut permet une répartition spatiale de l'azote et du phosphore. La fraction liquide s'apparente à un engrais minéral dont les caractéristiques physicochimiques sont similaires au lisier de porc (Le Bihan et al., 2013). La fraction liquide peut être appliquée directement sur les sols agricoles.



La fraction solide peut servir d'amendement en raison de la teneur élevée en carbone récalcitrant, précurseur de la formation d'humus dans les sols (Tambone et al., 2010). En revanche, la fraction solide respecte rarement les critères pour être appliquée directement en agriculture (Bustamante et al., 2012) et requiert généralement un traitement par compostage ou aération forcée (Teglia et al., 2011). Le compostage de la fraction solide sert à stabiliser le digestat en éliminant le carbone labile résiduel et certains microorganismes pathogènes (Bustamante et al., 2012; Tran et Palenzuela Rollon, 2012). Le compostage des digestats doit se faire avec un cosubstrat (Bustamante et al., 2010; ADEME, 2011). En Irlande, des lignes directrices ont été proposées pour garantir un niveau d'innocuité en fonction d'une combinaison de température et d'un temps de compostage minimal (IRBEA, 2012). En Allemagne, le coût pour le compostage d'une tonne de digestat est évalué à 30 euros (JRC-IPTS, 2012).

3.2. Les digestats comme engrais liquide : la valeur fertilisante

Une proportion de la fraction liquide (et du digestat brut) peut être réacheminée dans le digesteur dans plusieurs procédés. Cependant, il est recommandé de réintroduire moins de 50 % du volume de la fraction liquide pour maintenir un niveau de production de méthane stable (Shahriari et al., 2012). La fraction liquide résiduelle est épandue ou décontaminée. En Europe, environ 95 % des digestats sont valorisés sans traitement (JRC-IPTS, 2012). Le contenu en phosphore n'est pas ou peu affecté par la DA (ADEME, 2010) et la présente section aborde uniquement la valeur fertilisante en azote.

La valeur fertilisante en azote des digestats est supérieure par rapport aux intrants non digérés, en raison de la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal ($N-NH_4$), davantage disponible pour les plantes. Toutefois, les pertes d'azote (à l'entreposage et à l'épandage) peuvent réduire l'efficacité et le prélèvement de l'azote issu des digestats (Möller et Müller, 2012). L'épandage des digestats ne se traduit donc pas toujours par une réduction des doses d'engrais minéraux azotés (ADAS-SAC, 2007; Smith et al., 2010).

À dose équivalente d'azote, plusieurs auteurs ont obtenu des rendements similaires aux engrais minéraux (Ortenblad, 2000; Odlare et al., 2011; Tilvikiene et al., 2010; Kapuinen et Regina, 2010) ou aux lisiers de porcs (Loria et al., 2007; Chantigny et al., 2008; Gagnon et al., 2012) en épandant des digestats. Dans certains cas, les rendements ou la qualité des récoltes sont supérieurs avec les digestats, alors que d'autres études rapportent des effets négatifs. Outre les propriétés intrinsèques des digestats, l'efficacité de l'azote au champ varie en fonction de plusieurs facteurs comme les conditions pédoclimatiques et les modalités d'épandage. Par exemple, Saunders et al. (2012) ont mesuré des coefficients apparents d'utilisation de l'azote qui variaient de 20 à 40 % pour le lisier digéré, alors qu'Ortenblad (2000) a relevé des coefficients d'efficacité qui variaient de 22 à 64 %.

Plusieurs essais d'épandages ont été réalisés sur plusieurs types de plantes et avec différents types de digestats. La diversité des conditions expérimentales et des contextes pédoclimatiques rend difficiles les comparaisons entre les études (Smith et al., 2010). L'annexe 1 présente une liste d'articles scientifiques sur la valorisation des digestats dans différentes cultures. Plusieurs de ces recherches fournissent des données sur les rendements et les coefficients d'efficacité de l'azote.



Des essais d'épandages avec du digestat brut ont été réalisés par Agrinova entre 2010 et 2012³. Le principal objectif était d'évaluer la valeur fertilisante des digestats en comparaison avec les engrais minéraux. En 2010, la fertilisation du maïs-grain avec le digestat brut a permis d'obtenir des rendements similaires aux engrais minéraux et aux lisiers de porcs (figure 5).

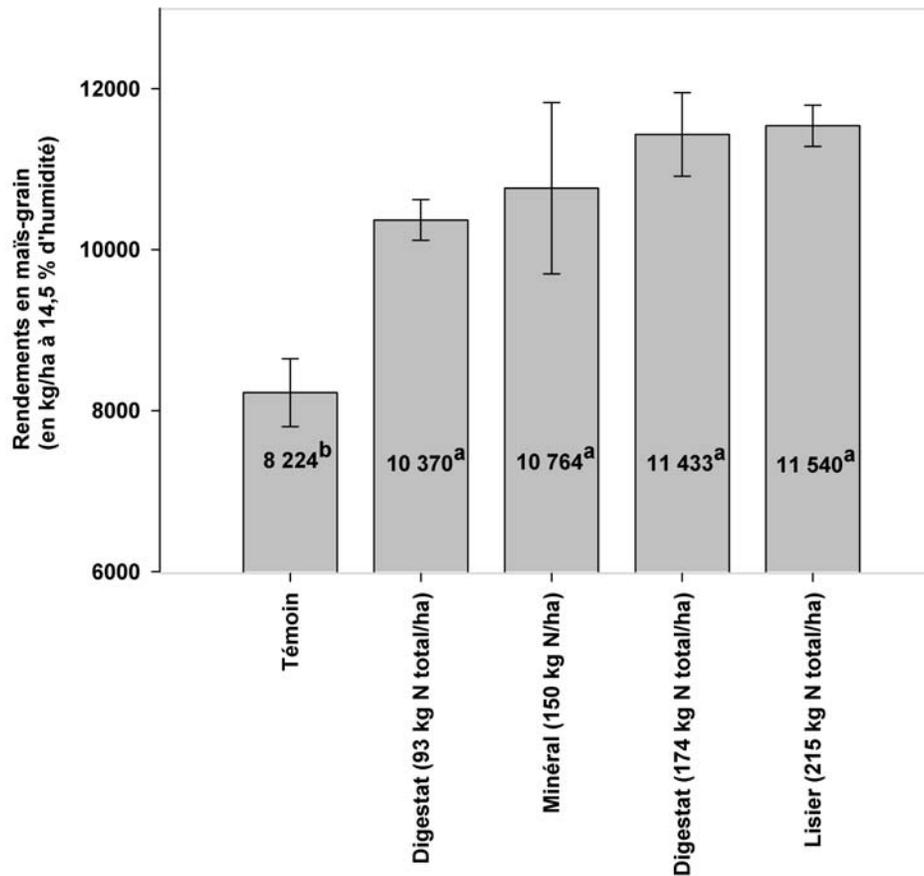


Figure 5. Rendements en maïs-grain obtenus en 2010 en Montérégie-Ouest (a et b sont significativement différents à $P \leq 0,05$).

³ Martel et al., 2013. Valeur fertilisante des digestats de méthanisation, Fiche synthèse, Agrinova-IRDA, 3 pages.



En 2012, pour une quantité équivalente d'azote efficace, le digestat a produit des rendements supérieurs comparativement à un témoin non fertilisé (figure 6). En revanche, la fertilisation minérale n'a pas généré des rendements significativement supérieurs par rapport au témoin. Le coefficient d'efficacité de l'azote du digestat a été évalué à 72 % pour une dose de 35 m³/ha. L'épandage d'une dose de 35 m³/ha se traduit par une économie d'environ 560 \$/ha par rapport au coût d'achat d'un engrais minéral. Toutefois, il importe de nuancer ces résultats en fonction du contexte spécifique à chaque entreprise (caractéristiques pédoclimatiques, coûts et revenus indirects externes, etc.).

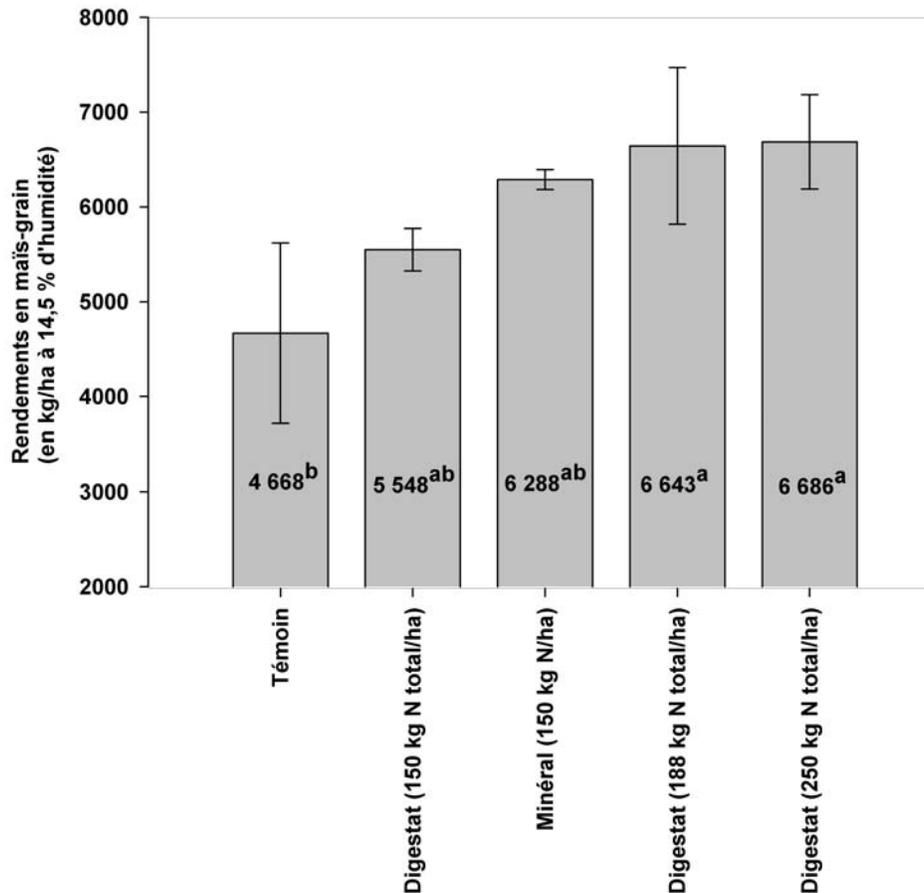


Figure 6. Rendements en maïs-grain obtenus en 2012 en Chaudière-Appalaches (a et b sont significativement différents à $P \leq 0,05$).



3.3. Les modalités d'épandage

Les bonnes pratiques agronomiques associées aux épandages permettent non seulement de conserver la valeur fertilisante des digestats, mais aussi de réduire les risques de contamination de l'environnement. Comme pour les effluents d'élevage, l'efficacité agronomique des digestats dépend largement des modalités d'épandage comme la dose, la période, la méthode, le type de culture et le stade de croissance (ADAS-SAC, 2007; Quakernack et al., 2010). Le type de digestat ainsi que les conditions climatiques exercent également une influence sur l'efficacité fertilisante des digestats (Ni et al., 2012). La susceptibilité accrue des digestats à la volatilisation de l'azote comparativement aux effluents d'élevage rend d'autant plus importante l'adoption de bonnes pratiques à l'épandage afin de conserver leur valeur fertilisante.

3.4. Les autres usages potentiels

L'azote de la fraction liquide des digestats peut être extrait pour fabriquer de l'engrais minéral (Anasruron et al., 2010). Par contre, les procédés d'extraction sont actuellement coûteux et peu rentables (Bakx, 2009). Le carbone récalcitrant est concentré dans la fraction solide lors de la séparation et, par conséquent, la fraction solide possède un pouvoir calorifique intéressant pour la combustion (Kratzeisen et al., 2010). En revanche, d'un point de vue agronomique et environnemental, la valorisation énergétique n'est pas souhaitable, car l'azote est perdu et le phosphore est immobilisé dans les cendres (Möller et Müller, 2012).

La teneur en matière sèche de la fraction solide des digestats est suffisamment élevée pour être utilisée comme litière dans les élevages. Alexander (2012) affirme qu'il est viable au niveau économique de produire de la litière avec la fraction solide du digestat pour les producteurs laitiers. Avant d'être utilisée comme litière, la fraction solide du digestat doit mûrir en tas ou être compostée. La fibre contenue dans la fraction solide peut être utilisée pour la fabrication de panneaux de particules (Spelter et al., 2008) ou de produits composites (Matuana et Gould, 2006; Winandy & Cai, 2008), en remplacement de la fibre de bois ou des résines synthétiques. La fraction solide peut également être destinée à la pyrolyse (Le Bihan et al., 2013).

4. LES RISQUES POUR L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTÉ

L'adoption de bonnes pratiques de gestion des engrais, qu'ils soient d'origine organique ou minérale, réduit les risques environnementaux. Par ailleurs, la présence de contaminants et de pathogènes spécifiques aux biosolides municipaux met en relief certains enjeux concernant la valorisation des digestats issus de biosolides municipaux.

4.1. Les risques de volatilisation, de lessivage et d'émission de méthane

Les spécificités des digestats imposent des précautions lors de l'entreposage et de l'épandage (tableau 4). Comparativement au lisier brut, le pH élevé du digestat favorise la volatilisation du NH_3 gazeux et la concentration plus élevée en N-NH_4 se traduit par des risques plus élevés de pertes par volatilisation et lessivage. Les risques de pertes d'azote par lessivage sont supérieurs avec les épandages d'automne (Loria et al., 2007; Makádi et al., 2012). Les émissions de NH_3 ne sont pas reliées aux émissions de gaz à effet de serre (GES), mais contribuent à la formation de matières particulaires dans l'atmosphère, l'acidification des sols et l'eutrophisation des cours d'eau (Goebes et al., 2003). La teneur en matière sèche est un autre facteur important qui augmente les risques de volatilisation de l'azote pendant l'entreposage. Contrairement à un lisier brut, la teneur en matière sèche du digestat n'est pas suffisamment élevée pour qu'une croûte puisse se former et empêcher ainsi l'azote de se volatiliser.



Tableau 4. Caractéristiques des digestats qui influencent les risques de pertes (adapté de Frandsen et al., 2011).

Particularités des digestats	Conséquences	Risques de pertes
pH digestat > pH intrants	+ de NH ₃ sous forme gazeuse	Volatilisation
N-NH ₄ /N _{tot} digestat > N-NH ₄ /N _{tot} intrants	+ de N minéral (N-NH ₄)	Volatilisation et lessivage
% m. s. digestat < % m. s. intrants	Absence de croûte à la surface	Volatilisation

Le tableau 5 indique que les risques de pertes sont environ deux fois plus élevés avec les digestats et qu'une réduction des pertes d'environ 80 % peut être réalisée avec le recouvrement de la structure d'entreposage. Il est donc crucial de maintenir une structure de couverture étanche au-dessus du digestat (Gioelli et al., 2011; Liebetrau et al., 2010). La fraction solide peut aussi perdre jusqu'à 20 % de l'azote total par volatilisation (Frandsen et al., 2011). Par conséquent, l'entreposage de la fraction solide nécessite aussi un recouvrement (bâche) ou un entreposage dans un bâtiment.

Tableau 5. Réduction des pertes de N-NH₄ du lisier et du lisier digéré avec ou sans structure d'entreposage (Frandsen et al., 2011).

Type de lisier	Type d'entreposage	Pertes de N-NH ₄ (% N-NH ₄)	Pertes de N-NH ₄ (% N total)
Lisier brut	Sans couverture	15	9
	Avec couverture	3	2
Lisier digéré (digestat)	Sans couverture	28	21
	Avec couverture	6	4

Également, les composés organiques volatils présents dans les digestats génèrent des GES via la production de biogaz (principalement du CH₄ et du CO₂) pendant l'entreposage. En plus de limiter les pertes d'azote, le recouvrement des structures d'entreposage, avec une couverture flottante par exemple, permet de récupérer le biogaz (Balsari et al., 2013).

4.2. Les enjeux liés à la digestion des biosolides municipaux : les contaminants d'intérêt émergents (CIE) et les pathogènes émergents

La valorisation agricole des digestats de méthanisation issus de la digestion des biosolides municipaux représente un défi. En dépit de la réglementation du MDDEFP qui encadre l'utilisation des digestats et des biosolides en milieu agricole, les risques potentiels sur la santé et l'environnement semblent constituer le principal obstacle à sa valorisation. Certains adoptent le principe de précaution face à un manque de données scientifiques confirmant l'innocuité des biosolides digérés. Certains pays européens comme la Suisse, les Pays-Bas et l'Autriche interdisent l'épandage de digestats de biosolides (Al Seadi et Lukehurst, 2012).

Par exemple, l'utilisation accrue des CIE (produits pharmaceutiques et de soins personnels) se traduit par la présence de nouvelles substances qui ne sont pas prises en compte dans l'établissement des critères de qualité. D'après Samaras et al. (2013), la DA permet d'abaisser considérablement le taux de certains produits pharmaceutiques comme l'ibuprofène (> 80 %), alors que d'autres CIE associés aux perturbateurs endocriniens sont moins affectés (< 55 %). Le prélèvement des CIE par les plantes, l'effet des CIE sur la flore microbienne du sol, ainsi que la bioaccumulation et la biomagnification des CIE dans l'environnement sont peu ou pas documentés (McClellan et Halden, 2010). Également, les propriétés physicochimiques diffèrent entre la multitude de CIE et, par conséquent, les facteurs qui influencent leur dégradation sont variables et peu étudiés (Stasinakis, 2013).



La détection de nouveaux pathogènes comme les norovirus (Wong et al., 2010), via notamment le raffinement des méthodes d'analyse, soulève aussi plusieurs questionnements sur les indicateurs actuels. Les indicateurs actuels basés sur la présence de salmonelle ne reflètent pas le niveau de risque réel véhiculé par les biosolides (Viau et al., 2011). Plusieurs infections gastroentériques sont associées aux virus. En général, la digestion anaérobie mésophile sans autres traitements a une efficacité limitée pour réduire le niveau de pathogènes des biosolides (Viau et al., 2011). Les pathogènes peuvent demeurer viables sans être détectés (Chen et al., 2012) et être réactivés ultérieurement (Viau et al., 2011). Par exemple, la centrifugation à haute vitesse peut contribuer à la réactivation de ces pathogènes (MDDEP, 2012; Erkan et Sanin, 2013).

5. CONCLUSION

Cette revue de la littérature met en évidence la grande variabilité des caractéristiques des digestats en fonction des intrants et des procédés. La gestion des intrants et des procédés (type de DA et modalités opératoires), les traitements (pré et posttraitements) et l'entreposage des digestats déterminent la qualité de ceux-ci. L'efficacité des digestats dépend des mêmes paramètres qui déterminent la valeur fertilisante des effluents d'élevage, soit les modalités d'épandage et les conditions pédoclimatiques.

La valeur agronomique intéressante d'un digestat est liée à la disponibilité de l'azote qui est accrue, comparativement à l'intrant non digéré. La valorisation par épandage représente un coût pour les usines de méthanisation et, généralement, les digestats épandus en Europe ne subissent pas de traitement. Toutefois, la valorisation agricole de certains types de digestats peut nécessiter un traitement (pasteurisation, compostage, etc.). Les enjeux liés à la DA dépendent des contextes spécifiques à chaque région. La perception des risques de contamination relatifs à l'épandage de certains types de digestats est variable entre les pays (JRC-ITPS, 2012). En revanche, comme toute autre MRF, la garantie de qualité des digestats assure une plus grande acceptabilité et facilite la mise en marché (Al Seadi et Lukehurst, 2012).



6. RÉFÉRENCES

- ADAS-SAC, 2007. Nutrient Value of Digestate from Farm-Based Biogas Plants in Scotland, Report for Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department - ADA/009/06, 44 p.
- ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie), 2011. Qualité agronomique et sanitaire des digestats, Rapport final, 250 p. [<http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=79519&p1=30&ref=12441>].
- Al Seadi, T. and C. Lukehurst, 2012. Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser, IEA Bioenergy, Task 37 - Energy from Biogas, 40 p.
- Albuquerque, J.A., C. de la Fuente, A. Ferrer-Costa, L. Carrasco, J. Cegarra, M. Abad and M. Pilar Bernal, 2012a. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues, *Biomass and Bioenergy*, 40: 181-189.
- Alexander, R., 2012. Digestate Utilization In The U.S. : Farmers are finding economic benefit to generating their own cow bedding and quick release fertilizer, *BioCycle*, 53(1): 56.
- Alibardi, L. and R. Cossu, 2010. Stabilization of digestates from wet and dry anaerobic digestion, *Proceedings Venice 2010, Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste Venice, Italy, 8-11 November*, 10 p.
- Anasruron, D.F.D., O. Bade and I. Körner, 2010. Nitrogen recovery from biogas plant digestates via solid-liquid separation and stripping dans *Proceedings of the 14th Ramiran International Conference: "Treatment and Use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management"*, Lisboa, Portugal, 12-15th September 2010. [<http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>].
- Bakx, T., Y. Membrez, A. Mottet, A. Joss et M. Boehler, 2009. État de l'art des méthodes (rentables) pour l'élimination, la concentration ou la transformation de l'azote pour les installations de biogaz agricoles de taille petite/moyenne, Rapport final, Office fédéral de l'énergie, Suisse, 93 p.
- Balsari, P., E. Dinuccio and F. Gioelli, 2013. A floating coverage system for digestate liquid fraction storage, *Bioresource Technology*, doi:
- Bernstad, A., L. Malmquist, C. Truedsson and J. la Cour Jansen, 2012. Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste, *Waste Management (In press)*.
- Bustamante, M.A., A. Restrepo, R. Moral, C. Paredes, M.D. Pérez-Murcia, J.A. Albuquerque and M.P. Bernal, 2010. Recycling of digestates from biogas production by composting dans *Proceedings of the 14th Ramiran International Conference: "Treatment and Use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management"*, Lisboa, Portugal, 12-15th September 2010. [<http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>].
- Bustamante, M.A., J.A. Albuquerque, A.P. Restrepo, C. de la Fuente, C. Paredes, R. Moral and M.P. Bernal, 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture, *Biomass and Bioenergy*, 43:26-35.
- Chantigny, M.H., D.A. Angers, G. Bélanger, P. Rochette, N. Eriksen-Hamel, S. Bittman, K. Buckley, D. Massé and M.O. Gasser, 2008. Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated liquid swine manure, *Agronomy Journal*, 100(5): 1303-1309.
- Chen, Y., B. Fu, Y. Wang, Q. Jiang and H. Liu, 2012. Reactor performance and bacterial pathogen removal in response to sludge retention time in a mesophilic anaerobic digester treating sewage sludge, *Bioresource Technology*, 106: 20-26.
- Erkan, M. and F.D. Sanin, 2013. Can sludge dewatering reactivate microorganisms in mesophilically digested anaerobic sludge? Case of belt filter versus centrifuge, *Water Research*, 47(1): 428-438.
- Frandsen, T.Q., L. Rodhe, A. Baky, M. Edström, I. Sipilä, S.L. Petersen and K. Tybirk, 2011. Best Available Technologies for pig Manure Biogas Plants in the Baltic Sea Region, Published by Baltic Sea 2020, Stockholm, 159 p.
- Frigon, J.-C., C. Roy and S.R. Guiot, 2012b. Anaerobic co-digestion of dairy manure with mulched switchgrass for improvement of the methane yield, *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 35(3): 341-349.
- Frigon, J.C., G. Brousseau, C. Charenton et S. Guiot, 2010. Détermination du potentiel en méthane d'échantillons de biosolides agricoles, Conseil national de recherche du Canada, Institut de recherche en biotechnologie, Rapport final pour COGENOR, 29 p.
- Frigon, J.-C., P. Mehta and S.R. Guiot, 2012a. Impact of mechanical, chemical and enzymatic pre-treatments on the methane yield from the anaerobic digestion of switchgrass, *Biomass and Bioenergy*, 36: 1-11.
- Gagnon, B., N. Ziadi, M.H. Chantigny, G. Bélanger and D.I. Massé, 2012. Biosolids from Treated Swine Manure and Papermill Residues Affect Corn Fertilizer Value, *Agronomy Journal*, 104(2): 483-492.
- Gioelli, F., E. Dinuccio et P. Balsari, 2011. Residual biogas potential from the storage tanks of non-separated digestate and digested liquid fraction, *Bioresource Technology*, 102(22): 10248-10251.
- Goebes, M.D., R. Strader and C. Davidson, 2003. An ammonia emission inventory for fertilizer application in the United States, *Atmos. Environ.*, 37, 2539-2550.
- Hansen, M.N. and T. Nyord, 2005. Effects of separation and anaerobic digestion of slurry on odour and ammonia emission during subsequent storage and land spreading, *NJF-Seminar 372. Manure - an agronomic and environmental challenge*. [<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.021>].
- IRBEA (Irish Bioenergy Association), 2012. A draft industry standard for AD digestate, Novembre 2012.
- JRC-IPTS (Joint Research Center's Institute for Prospective Technological Studies), 2012. Technical report for End-of-waste criteria on Biodegradable waste subject to biological treatment, Third Working Document, August 2012, Seville



- (Spain), 244 p.
[http://susproc.jrc.ec.europa.eu/activities/waste/documents/IP_TS_EoW_Biodegradable_waste_3rd_working_document_wo_line_nr.pdf].
- Kapuinén, P. and K. Regina, 2010. The effect of anaerobic digestion on fertilizing properties of pig slurry dans Proceedings of the 14th Ramiran International Conference: "Treatment and Use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management", Lisboa, Portugal, 12-15th September 2010. [<http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>].
- Kratzeisen, M., N. Starcevic, M. Martinov, C. Maurer and J. Müller, 2010. Applicability of biogas digestate as solid fuel, Fuel, 89: 2544-2548.
- Le Bihan, Y., G. Buelna et L. Thibault, 2013. Biométhanisation des résidus de table – Essais pilotes sous différentes conditions d'opération, Vecteur Environnement, Janvier 2013, 38-43.
- Liebetau, J., J. Clemens, C. Cuhls, C. Hafermann, J. Friehe, P. Weiland and J. Daniel-Gromke, 2010. Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector Engineering in Life Sciences Special Issue: Biogas, 10(6): 595-599.
- Loria, E.R., J.E. Sawyer, D.W. Barker, J.P. Lundvall and J.C. Lorimor, 2007. Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production, Agronomy Journal, 99: 1119-1129.
- Makádi, M., A. Tomócsik and V. Orosz, 2012. Digestate: A New Nutrient Source – Review. dans Biogas, Dr. Sunil Kumar (Ed.). [<http://www.intechopen.com/books/biogas/digestate-a-new-nutrient-source-review>].
- Mantovi, P., C. Fabbri, M. Soldano and S. Piccinini, 2010. Effects of solid/liquid separation on raw and digested slurries dans Proceedings of the 14th Ramiran International Conference: "Treatment and Use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management", Lisboa, Portugal, 12-15th September 2010. [<http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>].
- Matuana, L. and M.C. Gould, 2006. Promoting the Use of Digestate from Anaerobic Digesters in Composite Materials, Final Report, Community Energy Project Grant No, PLA-06-42.
- McClellan, K. and R.U. Halden, 2010. Pharmaceuticals and personal care products in archived U.S. biosolids from the 2001 EPA national sewage sludge survey, Water Research, 44: 658-668.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs), 2012. Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : Critères de référence et normes réglementaires, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 170 p.
- Molinuevo-Salces, B., C. González-Fernández, X. Gómez, M.C. García-González and A. Morán, 2012. Vegetable processing wastes addition to improve swine manure anaerobic digestion: Evaluation in terms of methane yield and SEM characterization, Applied Energy, 9(1): 36-42.
- Möller, K. and T. Müller, 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review, Engineering in Life Sciences, 12(3): 242-257.
- Ni, K., A. Pacholski, D. Gericke and H. Kage, 2012. Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model, J. Plant Nutr. Soil Sci., 175: 253-264.
- Odlare, M., V. Arthurson, M. Pell, K. Svensson, E. Nehrenheim and J. Abubaker, 2011. Land application of organic waste – Effects on the soil ecosystem, Applied Energy, 88(6): 2210-2218.
- Ortenblad, H., 2000. The use of digested slurry within agriculture. dans: AD-Nett (ed): AD: Making energy and solving modern waste problems, Ortenblad H., Herning municipal utilities, Denmark, pp. 53-65.
- Pacholski, A., D. Gericke, K. Ni, R. Quakernack and H. Kage, 2010. Modelling ammonia emissions after field application of anaerobic digested slurries dans Proceedings of the 14th Ramiran International Conference: "Treatment and Use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management", Lisboa, Portugal, 12-15th September 2010. [<http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>].
- Quakernack, R., A. Pacholski, A. Techow, A. Herrmann, F. Taube and H. Kage, 2011. Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany, Agriculture, Ecosystems & Environment, 160: 66-74.
- Robert, L., 2008. Valeur fertilisante des fractions liquides de lisiers séparés, Porc Québec, Juin 2008, 52-54.
- Saint-Denis, M., 2009. Synthèse des connaissances sur les impacts environnementaux et les risques sanitaires de l'incinération, de la méthanisation et des centres de stockage, Rapport produit pour Sycotm, 50 p.
- Samaras, V.G., A.S. Stasinakis, D. Mamais, N.S. Thomaidis and T.D. Lekkas, 2013. Fate of selected pharmaceuticals and synthetic endocrine disrupting compounds during wastewater treatment and sludge anaerobic digestion, Journal of Hazardous Materials, 244-245: 259-267.
- Saunders, O.E., A-M. Fortuna, J.H. Harrison, E. Whitefield, C.G. Cogger, A.C. Kennedy and A.I. Bary, 2012. Comparison of Raw Dairy Manure Slurry and Anaerobically Digested Slurry as N Sources for Grass Forage Production, International Journal of Agronomy, Volume 2012, 10 p.
- Shahriari, H., M. Warith, M. Hamoda and K.J. Kennedy, 2012. Effect of leachate recirculation on mesophilic anaerobic digestion of food waste, Waste Management, 32: 400-403.
- Smith, K.A., W.A. Jeffrey, J.P. Metcalfe, A.H. Sinclair and J.R. Williams, 2010. Nutrient value of digestate from farm-based biogas plants dans Proceedings of the 14th Ramiran International Conference: "Treatment and Use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management", Lisboa, Portugal, 12-15th September 2010. [<http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>].
- Spelter, H., J.E. Winandy and T. Zauche, 2008. Anaerobically digested bovine biofiber as source of fiber for particleboard manufacturing, BioResources, 3(4): 1256-1266.



Stasinakis, A.S, 2013. Review on the fate of emerging contaminants during sludge anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 121: 432-440.

Tambone, F., B. Scaglia, G. D'Imporzano, A. Schievano, V. Orzi, S. Salati and F. Adani, 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost, *Chemosphere*, 81: 577-583.

Tambone, F., F. Adani, G. Gigliotti, D. Volpe, C. Fabbri and M.R. Provenzano, 2013. Organic matter characterization during the anaerobic digestion of different biomasses by means of CPMAS ¹³C NMR spectroscopy, *Biomass and Bioenergy*, 48: 111-120.

Taylor, M, A. Rollet and B. Chambers, 2011. *Compost & Anaerobic Digestate Quality for Welsh Agriculture*, WRAP final report, 135 p.

Teglia, C., A. Tremier and J.L. Martel, 2011. Characterization of Solid Digestates: Part 2, Assessment of the Quality and Suitability for Composting of Six Digested Products, *Waste and Biomass Valorization*, 2:113-126.

Tilvikiene, V., Z. Kadziuliene and Z. Dabkevicius, 2010. Effect of digestate application on cocksfoot on biomass production and quality dans Proceedings of the 14th Ramiran International Conference: "Treatment and Use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management", Lisboa, Portugal, 12-15th September 2010.
[<http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>].

Tran, L.T.H. and A. Palenzuela Rollon, 2012. Effect of temperature on composting residual Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW) after anaerobic digestion, *Int. J. Environment and Waste Management*, 9(1/2): 18-40.

Viau, E., K. Bibby, T. Paez-Rubio and J. Peccia, 2011. Toward a consensus view on the infectious risks associated with land application of sewage sludge, *Environmental Science & Technology*, 45: 5459-5469.

Winandy, J.E. and Z. Cai, 2008. Potentiel of using anaerobically digested bovine biofiber as a fiber source for wood composites, *BioResources*, 3(4): 1244-1255.

Wong, K., B.M. Onan and I. Xagorarakis, 2010. Quantification of Enteric Viruses, Pathogen Indicators, and Salmonella Bacteria in Class B Anaerobically Digested Biosolids by Culture and Molecular Methods, *Applied and Environmental Microbiology*, 76(19): 6441-6448.

WRAP (Waste & Resources Action Programme), 2012. *Using quality anaerobic digestate to benefit crops*, 12 p.

Ziemba, C. and J. Peccia, 2011. Net energy production associated with pathogen inactivation during mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge, *Water Research*, 45(16): 4758-4768.



ANNEXE 1.
LISTE D'ARTICLES SCIENTIFIQUES SUR LA VALORISATION DES DIGESTATS
DANS DIFFÉRENTES CULTURES

Maïs

Loria, E.R., J.E. Sawyer, D.W. Barker, J.P. Lundvall and J.C. Lorimor, 2007. Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production, *Agronomy Journal*, 99: 1119-1129.

Chantigny, M.H., D.A. Angers, G. Bélanger, P. Rochette, N. Eriksen-Hamel, S. Bittman, K. Buckley, D. Massé and M.O. Gasser, 2008. Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated liquid swine manure, *Agronomy Journal*, 100(5): 1303-1309.

Gagnon, B., N. Ziadi, M.H. Chantigny, G. Bélanger and D.I. Massé, 2012. Biosolids from Treated Swine Manure and Papermill Residues Affect Corn Fertilizer Value, *Agronomy Journal*, 104(2): 483-492.

Prairies

Saunders, O.E., A.M. Fortuna, J.H. Harrison, E. Whitefield, C.G. Cogger, A.C. Kennedy and A.I. Bary, 2012. Comparison of Raw Dairy Manure Slurry and Anaerobically Digested Slurry as N Sources for Grass Forage Production, *International Journal of Agronomy*, Volume 2012, 10 p.

Tilvikiene, V., Ž. Kadžiulienė and Z. Dabkevicius, 2011. Digestate application on cocksfoot (*Dactylis glomerata* L.) swards - effects on yield, N content and C/N ratio, In: Grassland farming and land management systems in mountainous regions, Proceedings of the 16th Symposium of the European Grassland Federation, Agricultural Research and Education Centre (AREC) Raumberg-Gumpenstein, Irtding, Austria, pp. 3-12.

Bougnom, B.P., C. Niederkofler, B.A. Knapp, E. Stimpfl and H. Insam, 2012. Residues from renewable energy production: Their value for fertilizing pastures, *Biomass and Bioenergy*, 39: 290-295.

Salminen, E., J. Rintala, J. Härkönen, M. Kuitunen, H. Högmander and A. Oikari, 2001. Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as fertiliser in agriculture, *Bioresource Technology*, 78(1): 81-88.

Benzenberg, M., T. Fricke and M. Wachendorf, 2011. Effects of biogas digestates on the above and below ground biomass of *Lolium perenne* L. dans 2011 Austria 16th EGF Symposium on "Grassland farming and land management systems in mountainous regions" Grassland Science in Europe, Volume 16: 109-111.

Quakernack, R., A. Pacholski, A. Techow, A. Herrmann, F. Taube and H. Kage, 2011. Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 160: 66-74.

Robert, L., 2008. Valeur fertilisante des fractions liquides de lisiers séparés, *Porc Québec*, Juin 2008, 52-54.

Céréales

Haraldsen, T.K., U. Andersen, T. Krogstad and R. Sørheim, 2011. Liquid digestate from anaerobic treatment of source-separated household waste as fertilizer, *Waste Management & Research*, 29(12): 1271-1276.

Abubaker, J., K. Risberg and M. Pell., 2012. Biogas residues as fertilisers – Effects on wheat growth and soil microbial activities, *Applied Energy*, 99: 126-134.

Kapuinien P. and K. Regina, 2010. The effect of anaerobic digestion on fertilizing properties of pig slurry dans Proceedings of the 14th Ramiran International Conference: "Treatment and Use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management", Lisboa, Portugal, 12-15th September 2010. [<http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>].

Cultures maraîchères

Liu, W.K., Q.C. Yang, L.F. Du, R.F. Cheng and W.L. Zhou., 2011. Nutrient supplementation increased growth and nitrate concentration of lettuce cultivated hydroponically with biogas slurry, *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science*, 61(5): 391-394.

Michitsch, R.C., C. Chong, B.E. Holbein, R.P. Voroney and H.W. Liu, 2008. Fertigation of cool season turfgrass species with anaerobic digestate wastewater, *Floriculture and Ornamental Biotechnology*, 2(2): 32-38.

Montemurro, F., 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*, 18(3): 184-193.

Wenke, L., D. Lianfeng, D. and Y. Qichang, 2009. Biogas slurry added amino acids decreased nitrate concentrations of lettuce in sand culture, *Acta Agriculturae Scandinavica Section B – Soil and Plant Science*, 59: 260-264.

Yu, F., X. Luo, C. Song, M. Zhang and S. Shan, 2010. Concentrated biogas slurry enhanced soil fertility and tomato quality, *Acta Agriculturae Scandinavica Section B – Soil and Plant Science*, 60: 262-268.

Toxicité pour les cultures

Gulyás, M., A. Tomocsik, V. Orosz, M. Makádi and G.Y. Füleky, 2012. Risk of agricultural use of sewage sludge compost and anaerobic digestate, *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*, 47(2): 213-221.

Makádi, M., A. Tomócsik and V. Orosz, 2012. Digestate: A New Nutrient Source – Review, In *Biogas*, Dr. Sunil Kumar (Ed.). [<http://www.intechopen.com/books/biogas/digestate-a-new-nutrient-source-review>].

Möller, K. and T. Müller, 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review, *Engineering in Life Sciences*, 12(3): 242-257.