

Effet de l'implantation d'une unité de méthanisation sur l'impact environnemental de la production de porc : cas d'une ferme en Bretagne

Emmanuelle GARRIGUES (1, 2, 3), Michael S. CORSON (1, 2), Safya MENASSERI-AUBRY (2, 1), Aurélie WILFART (1, 2)

(1) INRA, UMR1069 SAS, F-35042 Rennes, France

(2) Agrocampus Ouest, UMR1069 SAS, F-35042 Rennes, France

(3) Chercheur indépendant, F-35480 Saint Malo de Phily, France

aurelie.wilfart@rennes.inra.fr

Effet de l'implantation d'une unité de méthanisation sur l'impact environnemental de la production de porc : cas d'une ferme en Bretagne.

La méthanisation se développe en France dans un objectif d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (GES) et de production d'énergie renouvelable. Néanmoins, son développement doit s'accompagner d'un suivi environnemental notamment au niveau de la qualité des sols. L'objectif de ce travail était d'évaluer par analyse du cycle de vie (ACV) les conséquences environnementales de la mise en place d'un méthaniseur en codigestion sur une exploitation porcine en regardant plus particulièrement les effets sur la teneur en matière organique du sol. L'étude porte sur la comparaison de deux scénarios basés sur un cas type d'exploitation porcine de 225 truies produisant 4800 porcs par an, avec 1) un stockage et un épandage classique des effluents (scénario REF) ou 2) l'implantation d'un méthaniseur de 50 KW (scénario METH). L'unité fonctionnelle choisie est le kg de porc vif produit. Les modifications de l'assolement associées au scénario METH ont été prises en compte (production de triticale et d'orge en interculture pour alimenter le méthaniseur). Les deux scénarios ont été analysés par ACV en incluant des indicateurs de qualité du sol. L'analyse montre que l'implantation d'un méthaniseur sur l'exploitation réduit l'impact changement climatique de 2% (1,86 vs 1,90 kg éq. CO₂/kg de poids vif) et l'utilisation d'énergie de 8% (10,9 MJ/kg vs 11,8 MJ/kg). La séquestration de carbone dans le sol augmente dans les deux scénarios mais elle est plus importante pour le scénario REF (0,102 kg vs. 0,083 kg C/kg de porc). Elle atteint respectivement 0,191 et 0,166 kg C/kg de porc pour REF et METH, si toute la paille retourne au sol. Toutefois, la qualité de la matière organique contenue dans le digestat doit être caractérisée plus précisément pour pouvoir conclure sur l'impact potentiel de la séquestration du carbone.

Effect of on-farm biogas production on impacts of pig production in Brittany, France

For the past ten years, anaerobic digestion has developed in France for GHG mitigation and renewable energy production. However, change in soil organic matter (SOM) is another hotspot indicator for bioenergy produced from biomass by anaerobic digestion (AD). The aim of this work was to assess the influence of on-farm co-digestion of pig slurry to produce bioenergy on environmental impacts of pig production from a life cycle perspective. We compared two scenarios: (1) standard manure storage and spreading on a representative pig farm in Brittany (REF scenario) and (2) the same pig farm with a 50 kW AD plant. The functional unit was one kilogram of pig live weight produced, at the farm gate. The representative farm produces 4800 pigs per year with 225 productive sows. In the AD scenario, oats and triticale are grown as intercrops to feed the AD plant. Life cycle assessment of the two scenarios showed lower environmental impacts of the farm with AD. The introduction of an AD plant reduced climate change impact by 2% (REF: 1.90 kg CO₂-eq./kg; AD: 1.86 kg CO₂-eq./kg) and cumulative energy demand by 8% (REF: 11.8 MJ/kg; AD: 10.9 MJ/kg). SOM was sequestered in both scenarios, but the REF scenario sequestered more (0.102 kg C/kg vs. 0.083 kg C/kg for AD). Sequestration increased to 0.191 and 0.166 kg C/kg in REF and AD scenarios, respectively, if all straw was returned to the soil. C mineralization characteristics of digestate should be known more accurately before drawing conclusions about the potential impact of SOM change.

INTRODUCTION

Dans un contexte de changement climatique et de diminution des sources d'énergie non renouvelable, la demande pour l'accroissement de la part des énergies renouvelables dans les mix énergétiques est en forte augmentation. Ainsi, l'Union Européenne souhaite atteindre la part de 20 % d'énergie issue de sources renouvelables d'ici 2020 (EU, 2009). Cette transition nécessite une analyse des conséquences environnementales associées à la production de ces énergies renouvelables, comme le changement climatique (CC) et la demande d'énergie cumulée (CED). Parmi les sources d'énergie renouvelable, la production de bio-énergie (chaleur et électricité) produite à partir de biomasse par digestion anaérobie (DA) ou méthanisation est une piste intéressante notamment dans un territoire à forte densité agricole comme la Bretagne qui est aussi souvent en déficit d'énergie, d'autant plus que le produit résiduel après une DA, appelé digestat, peut être recyclé comme engrais organique pour les cultures. Cependant, les propriétés des digestats ne sont pas bien connues et leur usage agricole reste inexploré (Tambone *et al.*, 2010). Ainsi, compte tenu de son importance agronomique et de son rôle dans le stockage du carbone, la teneur en matière organique du sol (MOS) est un indicateur important à suivre lorsque l'on souhaite faire un bilan environnemental de la méthanisation agricole.

Le but de ce travail était donc d'évaluer l'influence de la co-digestion du lisier de porc avec des résidus végétaux pour produire de la bioénergie sur les impacts environnementaux de la production porcine, en utilisant l'analyse du cycle de vie (ACV) et en suivant tout particulièrement les indicateurs de qualités du sol (Garrigues *et al.*, 2012).

1. MATERIELS ET METHODES

1.1. Définitions des scénarios

Deux scénarios ont été comparés à partir d'une exploitation fabriquant l'aliment à la ferme FAF (1) stockage et épandage

classiques des lisiers en Bretagne (scénario REF) et (2) implantation d'un méthaniseur de 50 KW et épandage des digestats (scénario METH). L'exploitation de 225 truies naisseur-engraisseur produit 4800 porcs charcutiers à l'année. Les éléments de base de l'aliment que sont le maïs, le blé et l'orge sont produits sur une superficie de 115 ha avec de la phacélie en interculture. Quatre rotations sont considérées : blé/maïs et blé/orge/maïs sur 48 ha pour chaque rotation, blé/maïs, maïs sur 15 ha et une monoculture de maïs sur 4 ha. Dans le scénario DA, de l'avoine et du triticale sont aussi utilisées en interculture en plus de la phacélie pour alimenter le méthaniseur (Tableau 1).

L'exploitation a été définie à partir de données réelles de fermes porcines bretonnes ayant réalisé l'implantation d'un méthaniseur qui fonctionne tant d'un point de vue économique qu'agronomique (Quideau, communication personnelle).

1.2. Définition du système et méthodologie ACV

Le système porcin est analysé selon l'angle de la production de viande. Ainsi, les frontières des systèmes étudiés vont du "berceau" aux portes de la ferme. Le système inclut les infrastructures (bâtiments) ainsi que l'ensemble des intrants nécessaires à la production porcine et à la production des cultures, appréhendant ainsi les émissions directes et indirectes (Figure 1). Les rotations culturales de la ferme sont analysées en détail. Pour les cultures produites en dehors de la ferme, c'est la rotation principale de la région ou du pays d'origine qui est considérée. Les frontières temporelles considérées débutent après la récolte des cultures précédentes et se terminent au moment de la récolte de la culture considérée. L'unité fonctionnelle est un kilogramme de porc vif produit et la règle choisie pour répartir les impacts environnementaux entre produits et co-produits est l'allocation économique. Les catégories d'impact permettant l'agrégation de l'inventaire sont celles de la méthode CML-IA : CC, Eutrophisation (EU), Acidification (AC)..., plus la méthode CED pour l'indicateur énergie totale ainsi que deux indicateurs de qualité des sols : compaction et changement de la teneur en MOS (Garrigues *et al.*, 2012).

Tableau 1 – Composition des aliments (en %) et origine des ingrédients utilisés dans les deux scénarios.

Ingrédient	Maïs	Blé	Remoulage	Orge	Huile de colza	T.de colza	T. de soja	T. de tournesol	Pulpe de betteraves
Origine	Bretagne						Brésil	Argentine	Picardie
Allocation ^a (%)	100,0	100,0	14,0	100,0	75,6	24,4	66,0	37,6	15,6
Gestantes (%)	6,8	40,0	3,2	30,0		6,7		5,0	5,0
Lactation (%)	12,7	30,0		32,0		5,7	13,0	2,0	1,0
Porcelet 1 (%)		61,9		0	4,6		27,6		
Porcelet 2 (%)		42,0		32,0			20,0		
Post-sevrage (%)		58,0		20,0			19,0		
Croissance (%)	20,0	43,0		15,0			19,0		
Finition (%)	50,1	28,0					17,0		

^aAllocation économique basée sur des prix en moyenne olympique de 2006 à 2010 (ISTA, 2009; 2011)

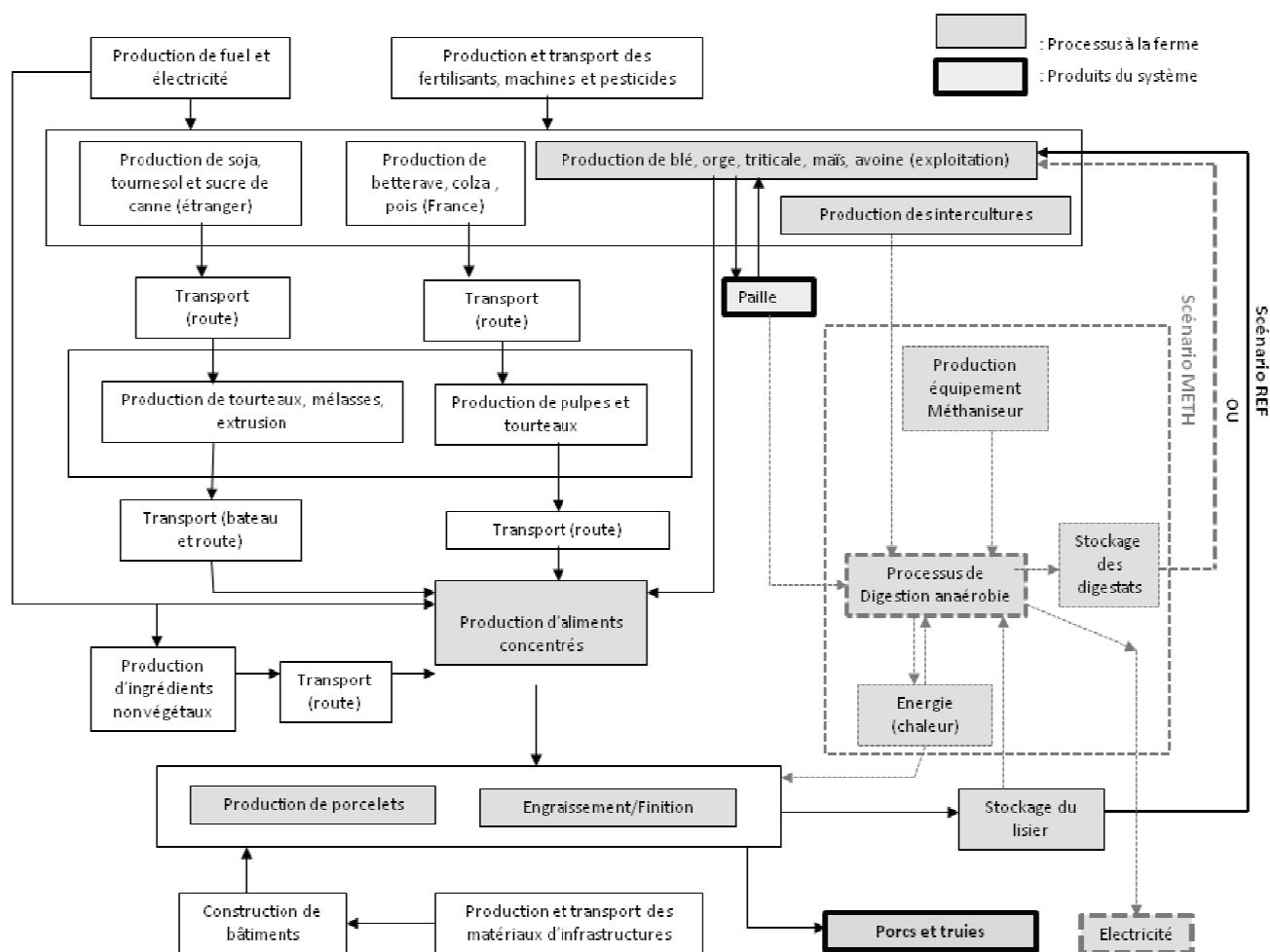


Figure 1 – Limites du système pour les scénarios de référence (REF) et digestion anaérobie (METH)

1.3. Composition des aliments pour les deux scénarios

Les aliments sont produits à la ferme (producteur FAF) et l'intégralité des cultures de la ferme est utilisée pour l'alimentation des truies, porcelets et porcs à l'engrais, ces cultures représentant 88 % du maïs, 82 % de l'orge et 70 % du blé utilisés dans les différents aliments. Le reste des ingrédients est acheté sur les marchés nationaux ou internationaux (Tableau 1).

1.4. Scénario Méthanisation

Les dimensions du méthaniseur (au regard de l'énergie produite et des quantités de substrats à fournir) sont optimisées pour assurer à l'exploitation un maximum d'autonomie : pas d'importation de substrats pour alimenter le méthaniseur et épandage de l'ensemble des digestats produits comme engrais organique pour les cultures.

Le méthaniseur est maintenu à 35°C (optimum de température des bactéries mésophiles) avec un temps de rétention hydraulique de 66 jours. La production de CH₄ est de 110 m³/an avec une capacité de production électrique de 50 kW et une efficacité énergétique de 36 %. Le fonctionnement du méthaniseur requiert 3 % de l'électricité produite et consomme 36 % de la chaleur produite. La chaleur produite couvre l'ensemble des besoins en chaleur des bâtiments

d'élevage (maternité, PS) et de la maison d'habitation et n'est pas valorisé en totalité (surplus en été). L'électricité et la chaleur produites se soustraient respectivement à l'utilisation du mix électrique national et du gaz. Le scénario METH est le reflet des installations de biogaz simple, qui produisent certes moins d'électricité mais ont l'avantage d'être moins coûteuses à l'implantation.

Afin d'obtenir un digestat suffisamment liquide, une partie seulement de la paille et des résidus de maïs sont introduits dans le digesteur. Le digestat ainsi obtenu (5,8% de MS) peut être épandu comme fertilisant, au même titre que le lisier est épandu dans le scénario REF, et au moyen du même équipement. Dans le scénario METH, le lisier, avant l'introduction dans le méthaniseur, et le digestat sont stockés de manière séparée dans des cuves béton couvertes. Les excédents de paille (50 %) sont vendus. Les émissions de CH₄ et de NO₂ du méthaniseur (stockage et pertes lors du fonctionnement) ont été calculées à partir de l'outil DIGES (Gac *et al.*, 2006). Les facteurs d'émissions pour l'application de digestat n'étant pas encore disponibles, les mêmes facteurs d'émissions que pour l'épandage du lisier ont été appliqués. Dans le scénario REF, le lisier est stocké dans une fosse ouverte et 100 % de la paille de blé est vendue. Durant le stockage, la perte de nutriments est jugée négligeable dans les deux scénarios.

Tableau 2 – Substrats utilisés dans le méthaniseur et leurs teneurs en matière organique (MO) avant et après la digestion anaérobie.

Substrats	% de substrat produit sur la ferme introduit dans le méthaniseur	Quantité t/an	Potentiel méthanogène (m ³ /t MO)	MO avant la digestion (t)	MO après digestion et stockage (t)
Lisier de porc	100	207	285	147	100
Menue paille de blé	100	71	200	65	31
Menue paille d'orge	100	17	200	15	7
Ensilage d'herbe	100	12	270	11	4
Avoine (interculture)	100	56	330	53	9
Triticale (interculture)	100	60	320	56	13
Paille d'orge	50	28	175	26	15
Résidus de maïs	33	64	170	59	34

^aAllocation économique basée sur des prix en moyenne olympique de 2006 à 2010 (ISTA, 2009; 2011)

1.5. Modélisation de l'évolution du carbone dans le sol

Le modèle RothC (version 26.3) a permis de simuler les dynamiques du carbone organique (C) dans le sol (Coleman et Jenkinson, 2008; Coleman *et al.*, 1997). Les effets du type de sol, de la température, de l'humidité et de la couverture végétale sont considérés dans les simulations. Le C organique du sol est divisé en quatre compartiments actifs et en une faible quantité de matière inorganique inerte. Les quatre compartiments actifs sont (1) les matières végétales décomposables (DPM), (2) les matières végétales résistantes (RPM), (3) la biomasse microbienne, (4) la matière organique humique (HUM). Lorsque de la matière organique exogène est ajoutée au sol, elle est donc distribuée dans le pool des quatre compartiments selon un coefficient de répartition, tel que DPM/RPM. Pour les résidus de culture, le rapport DPM/RPM est de 1,44 (c'est-à-dire un DPM de 59 % et un RPM de 41 %). Pour les lisiers et les digestats les coefficients DPM et RPM sont calculés selon leur fraction biochimique Van Soest à partir d'un indicateur de C organique résiduel (I_{roc}) (Lashermes *et al.*, 2009) et ce à partir des équations développées par Peltre *et al* (Peltre *et al.*, 2012) :

$$DPM = -1,254 \times I_{roc} + 115,9 \text{ (Eq. 1)}$$

$$RPM = 0,979 \times I_{roc} - 8,928 \text{ (Eq. 2)}$$

Nous avons utilisé une valeur de DPM de 63,9 % et un RPM de 31,7 % pour le lisier et un DPM de 29,5 % et un RPM de 58,5 % pour le digestat.

Nous avons simulé 20 ans de la même pratique agricole et divisé le changement de teneur en C organique du sol par 20 pour obtenir une valeur annuelle moyenne. Lors de l'analyse des rotations culturales, les frontières temporelles ont variés par rapport à celles des cultures prises individuellement.

En effet, pour les cultures individuelles, le C est apporté au sol via les résidus de culture pour la période de temps comprise entre la récolte de la culture d'intérêt (lorsque les résidus sont laissés au sol) et la récolte de la culture suivante. Nous avons ainsi suivi les arrière-effets du C apporté. Les changements dans la teneur en C du sol peuvent être positifs ou négatifs, indiquant respectivement un stockage ou une mobilisation de C.

2. RESULTATS

Pour la plupart, la comparaison des deux scénarios par ACV montre globalement un impact environnemental plus faible par kg de porc produit avec le scénario METH (Tableau 3). L'installation d'un méthaniseur a réduit l'impact CC de 1,9 % (REF : 1,90 kg eq. CO₂/kg vs. METH : 1,86 kg eq. CO₂/kg) et l'indicateur CED de 8,1 % (REF : 11,84 MJ/kg vs. METH : 10,88 MJ/kg). La MOS est séquestrée dans les deux scénarios (l'impact est donc positif). A noter cependant que le stockage de carbone est moindre lorsque la paille est exportée en comparaison avec un scénario dans lequel la paille est restituée au sol (résultat non montré dans cet article). Le scénario REF séquestre une moyenne de 13,5 kg de C /kg de porc produit et le scénario METH environ 11,2 kg C/kg. Le scénario METH présente des impacts eutrophisation et acidification plus élevé que le scénario REF (2,1 et 2,5 %, respectivement). Le plus fort impact de l'installation d'un méthaniseur sur l'exploitation porcine porte donc sur la compaction du sol qui augmente de 36,4 %. Pour les autres catégories d'impacts (diminution de la couche d'ozone, toxicité humaine....) le scénario METH présente moins d'impacts comparativement au scénario REF.

Tableau 3 – Impacts potentiels des scénarios de référence (REF) et digestion anaérobie (METH) par kg de poids vif selon la méthode CML-IA

Catégories d'impact	Unité	REF	METH	METH vs. REF (%)
Changement climatique	kg eq. CO ₂	1,90	1,86	-1,9
Demande en énergie cumulée	MJ	11,8	10,9	-8,1
Teneur en matière organique du sol	kg C	13,5	11,2	-17,5
Tassement du sol	m ³	12,1	19,0	+36,4
Acidification	kg eq. SO ₂	5,45E-02	5,57E-02	+2,1
Eutrophisation	kg eq. PO ₄ ⁻⁻⁻	1,53E-02	1,57E-02	+2,5
Toxicité humaine	kg eq. 1.4-DB	0,94	0,92	-1,6
Consommation des ressources abiotiques	kg eq. Sb	3,96E-03	3,66E-03	-7,6
Occupation de surface	m ² y	3,93	3,94	+0,2
Diminution de la couche d'ozone	kg eq. CFC-11	9,07E-08	8,66E-08	-4,5

3. DISCUSSION

L'introduction de la technologie biogaz ne réduit que très légèrement les émissions de gaz à effet de serre. En effet, en France, l'électricité est majoritairement produite (78 %) par de l'énergie nucléaire, ce qui explique la faible différence constatée sur le changement climatique pour la production d'électricité entre les deux scénarios. La différence se trouve principalement par le remplacement du gaz naturel par du biométhane pour le chauffage de la nurserie et des bâtiments d'élevage. Bien que le méthaniseur étudié soit de faible capacité, l'impact CED décroît fortement en raison de la production directe de chaleur et d'électricité sur la ferme. L'augmentation de la teneur en MOS est plus faible pour le scénario METH que pour le scénario de référence. En effet, les digestats issus de méthanisation ont une teneur en C plus faible que les substrats utilisés pour les produire. Ceci est dû à la perte de carbone sous forme de méthane et de CO₂, mais à l'inverse la stabilité du C apporté est plus élevée ce qui, sur le long terme, réduit l'écart entre les deux scénarios. Bien que les deux scénarios (REF et METH) séquestrent du C, la séquestration moindre de C avec l'épandage du digestat à la place du lisier pourrait être compensée par une nouvelle stratégie de gestion de la paille. La séquestration du C passe ainsi à 19,5 C/kg porc (soit 74 % plus élevée) si toute la paille produite retourne au sol dans le scénario METH. Dans une étude danoise (Thomsen *et al.*, 2013), un modèle à trois compartiments a été utilisé pour simuler la minéralisation du C dans le cas de l'implantation d'un méthaniseur sur une ferme bovine. Ce modèle prédit une séquestration du C sur le long terme similaire à nos résultats et ce pour le même turnover initial de biomasse végétale dans le sol. Cependant, dans cette étude, les pools de C dans le modèle sont calibrés à partir d'incubations en laboratoire sur les substrats utilisés dans le méthaniseur, alors que dans notre étude, le modèle RothC a été initialisé avec des pools de C issues de résultats des fonctions de pédotransfert (Peltre *et al.*, 2012), ce qui peut expliquer les quelques différences entre notre étude et l'étude danoise, en plus des différences de qualité de substrat. Les résultats de l'ACV indiquent que la mise en place d'un méthaniseur augmente le risque de compaction du sol, principalement en raison d'un nombre plus élevée d'interventions culturales sur les parcelles dues à la mise en

place et à la gestion de nouvelles intercultures pour alimenter le méthaniseur. Puisque l'indicateur de compaction du sol ne considère que des impacts neutres (labour) ou négatifs sur les parcelles, plus il y a d'opérations, plus l'impact final est négatif (Garrigues *et al.*, 2013). De plus, les nouvelles opérations culturales ont lieu à un moment où l'humidité du sol est très élevée (printemps et automne), ce qui augmente le risque de compaction. Les conséquences indirectes de la compaction du sol, telles qu'une diminution des rendements à venir ne doivent pas être négligées même si la bonne gestion des rotations devrait permettre de limiter ce risque.

La méthanisation du lisier, de la paille et des intercultures est mieux acceptée en France que le remplacement des intercultures par des cultures spécifiquement dédiées à l'alimentation du méthaniseur, comme c'est souvent le cas en par exemple en Allemagne, même si cette pratique pourrait probablement réduire les phénomènes de compaction et augmenter l'efficacité du méthaniseur. Une analyse de sensibilité devra être réalisée pour évaluer l'influence relative des caractéristiques de la ferme et du méthaniseur.

CONCLUSION

L'installation d'un petit méthaniseur sur une exploitation porcine qui produit la plupart des ingrédients pour l'alimentation des animaux, apporte un maximum d'autonomie à l'exploitant qui ne dépend plus de gisements extérieurs pour approvisionner son méthaniseur. Ceci permet d'avoir des impacts environnementaux plus faibles qu'un système plus dépendant de sources extérieures d'énergie, et ce même pour les impacts CC et CED. Une attention toute particulière doit toutefois être portée à la gestion de la MOS. Les digestats constituent de nouvelles sources d'apport exogènes de matière organique qui présentent une grande diversité de caractéristiques de minéralisation du C en fonction des substrats utilisés. Des données supplémentaires doivent donc être acquises sur la minéralisation des digestats dans le sol avant de tirer des conclusions définitives sur les impacts potentiels sur la dynamique de la MOS. Une étude économique devra être menée en parallèle pour évaluer la rentabilité de ce type d'installation au-delà de l'intérêt agronomique et environnemental.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Coleman K., Jenkinson D.S., Crocker G.J., Grace P.R., Klír J., Körschens M., Poulton P.R., Richter D.D., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81, 29-44.
- EU, 2009. Directives on the promotion of the use of energy from renewable sources.
- Gac A., Beline F., Bioteau T., 2006. DIGES - Digestion anaérobie et Gaz à Effet de Serre Cemagref. 45 p.
- Garrigues E., Corson M.S., Angers D.A., van der Werf H.M.G., Walter C., 2012. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. *Ecological Indicators*, 18, 434-442.
- Garrigues E., Corson M.S., Angers D.A., van der Werf H.M.G., Walter C., 2013. Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 1316-1324.
- ISTA, 2009. Oil World Annual. Global Analysis. All major oilseeds, oils & oilmeals. Supply, demand and price outlook.
- ISTA, 2011. Oil World Annual. Global Analysis. All major oilseeds, oils & oilmeals. Supply, demand and price outlook.
- Lashermes G., Nicolardot B., Parnaudeau V., Thuries L., Chaussod R., Guillotin M.L., Lineres M., Mary B., Metzger L., Morvan T., Tricaud A., Villet C., Houot S., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science*, 60, 297-310.
- Peltre C., Christensen B.T., Dragon S., Icard C., Katterer T., Houot S., 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biology & Biochemistry*, 52, 49-60.
- Tambone F., Scaglia B., D'Imporzano G., Schievano A., Orzi V., Salati S., Adani F., 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere*, 81, 577-583.
- Thomsen I.K., Olesen J.E., Møller H.B., Sørensen P., Christensen B.T., 2013. Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology & Biochemistry*, 58, 82-87.

