



**HAL**  
open science

## Evaluation environnementale (ACV) de la méthanisation des effluents d'élevage et d'industries agroalimentaires sur le territoire du Coglais (35)

A. Collet

► **To cite this version:**

A. Collet. Evaluation environnementale (ACV) de la méthanisation des effluents d'élevage et d'industries agroalimentaires sur le territoire du Coglais (35). Sciences de l'environnement. 2011. hal-02596438

**HAL Id: hal-02596438**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02596438>**

Submitted on 15 May 2020

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

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





ESITPA  
(Mont saint Aignan)



Cemagref  
(Rennes)

# Evaluation environnementale (ACV) de la méthanisation des effluents d'élevage et d'industries agroalimentaires sur le territoire du Coglais (35)

---

Projet Ingénieur présenté par :

**Audrey COLLET, promotion 2006**

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur en Agriculture de l'Esitpa

---

Devant la Commission de jury présidée par :

Isabelle Gattin : Enseignant-Chercheur en sciences de  
l'environnement à l'ESITPA

Membres :

M. Hubert Guérault

Tuteur scientifique, Chargé de mission énergie à  
la Chambre d'Agriculture 76

M. Béline Fabrice

Maître de stage - Directeur de recherche au  
Cemagref Rennes

Mme. Lynda Aissani

Maître de stage - Ingénieur de recherche au  
Cemagref, Rennes

Septembre 2011





ESITPA  
(Mont saint Aignan)



Cemagref  
(Rennes)

# Evaluation environnementale (ACV) de la méthanisation des effluents d'élevage et d'industries agroalimentaires sur le territoire du Coglais (35)

---

Projet Ingénieur présenté par :

**Audrey COLLET, promotion 2006**

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur en Agriculture de l'Esitpa

---

Devant la Commission de jury présidée par :

Isabelle Gattin : Enseignant-Chercheur en sciences de  
l'environnement à l'ESITPA

Membres :

M. Hubert Guérault

M. Béline Fabrice

Mme. Lynda Aissani

Tuteur scientifique, Chargé de mission énergie à  
la Chambre d'Agriculture 76

Maître de stage - Directeur de recherche au  
Cemagref Rennes

Maître de stage - Ingénieur de recherche au  
Cemagref, Rennes

Septembre 2011



## Remerciements

Pour tous les conseils et le temps qu'ils m'ont consacré, je remercie particulièrement Fabrice Béline et Lynda Aissani, Chercheurs au Cemagref (Rennes) et encadrants de ce stage.

Un grand merci à Romain Girault, Thierry Bioteau et Oleksander Tretyakov pour leurs appuis et participation à cette étude.

Pour leur disponibilité et expertise, merci à Cécile Téglia, Marie-Emilie Mollaret et Pascal Mallard.

Enfin, un grand merci à toute l'équipe du Cemagref de Rennes pour votre chaleureux accueil et pour tous ces bons moments passés dans la bonne humeur.



# SOMMAIRE

## Introduction

1	Cadre de l'étude et éléments bibliographiques.....	1
1.1	La méthanisation en milieu agricole : éléments techniques.....	1
1.1.1	L'unité de méthanisation.....	2
1.1.2	Les substrats utilisés pour la méthanisation en milieu rural.....	2
1.1.3	Le digesteur.....	2
1.1.4	Le biogaz.....	3
1.1.5	Le digestat.....	3
	Les possibilités de traitement et valorisation.....	3
1.1.6	Evolution du contexte énergétique et environnementale en Europe.....	4
1.1.6.1	Une prise de conscience.....	4
1.1.6.2	Le contexte Allemand basé sur des unités individuelles « à la ferme ».....	4
1.1.6.3	Le modèle Danois développe les unités collectives.....	5
1.1.6.4	Le retard français.....	5
1.2	L'outil Analyse du Cycle de vie.....	6
1.2.1	Historique.....	6
1.2.2	Principes de l'ACV.....	6
1.2.2.1	Répondre à des besoins.....	6
1.2.2.2	Méthodologie normée.....	7
1.2.2.3	Les limites.....	9
1.2.3	Publications autour de l'ACV et de la méthanisation en agriculture.....	10
1.3	Contexte et définition des scénarios de méthanisation.....	11
2	Matériel et méthode.....	14
2.1	Etude des scénarios vus sous l'angle ACV.....	14
2.1.1	Allocations réalisées.....	14
2.1.2	Modélisation du transport.....	16
2.2	Etude des scénarios vus sous l'angle « faisabilité technique ».....	17
2.2.1	Les substrats issus d'IAA.....	17
2.2.2	Substrats issus de l'élevage.....	17
2.2.3	Le stockage des effluents.....	19
2.2.4	Transport des effluents vers l'unité de méthanisation.....	19
2.2.5	Le digesteur.....	20
2.2.6	La presse à vis.....	21
2.2.7	Le procédé évapoconcentration.....	21
2.2.8	Le procédé compostage.....	22
2.2.9	Bilan des produits à exporter sur le territoire et vers Caen.....	22
2.2.10	Bilan des produits organique retournant au niveau BV+3km.....	22
2.2.11	Epanchage des effluents.....	23
2.2.12	Transport des effluents vers le territoire, vers Caen et vers le PE IAA et aller-retour entre le champ et la ferme pour le remplissage de la cuve.....	25
2.3	La modélisation sous GaBi, du plan à la fiche process.....	26
2.4	Réorganisation des modules sous GaBi et organisation des données en vue de l'analyse.....	26
3	Resultats.....	28
3.1	Impacts étudiés lors de l'analyse des résultats.....	28
3.2	Vue globale des trois impacts étudiés.....	28
3.3	Impact acidification.....	29
3.4	Impact eutrophisation.....	31
3.5	Impact réchauffement climatique.....	33
3.6	Les impacts évités liés aux engrais.....	36
3.7	Les impacts évités liés à la chaleur et à l'électricité.....	36
4	Discussion.....	37



4.1	Fiabilité des résultats .....	37
4.2	Hypothèses sur les quantités azotées excédentaires.....	37
4.3	Limites des scénarios modélisés .....	38
4.4	Cas de l'incinération .....	39
4.5	Frontière et émissions de CO <sub>2</sub> .....	39
4.6	Frontières et allocation des engrais minéraux.....	39
4.7	Les fuites au niveau du digesteur .....	40
4.8	Les limites liées à la spatialisation des impacts .....	40
4.9	Objectifs de départ et résultats obtenus.....	41
4.10	Les grandes tendances qui se dégagent et le rôle des acteurs dans la prise de décision .....	43

Conclusion

Bibliographie

Liste des tableaux et des figures

Annexes



## INTRODUCTION

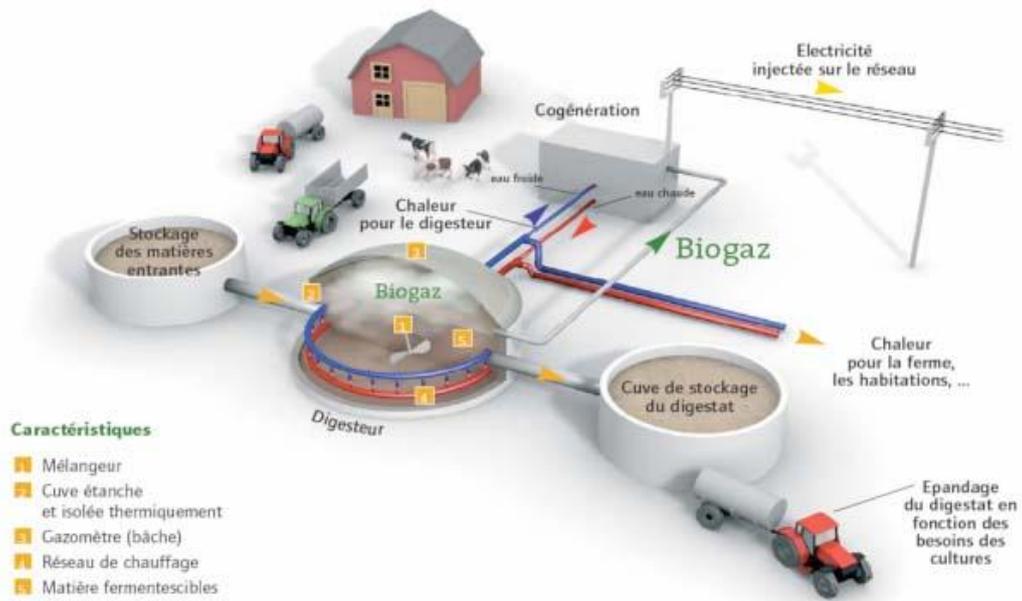
Les enjeux environnementaux sont de plus en plus présents au quotidien et deviennent des éléments clefs, désormais indispensables à prendre en compte dans les réflexions. L'outil Analyse du Cycle de Vie, apparu dès 1993, fait partie des méthodes employées pour évaluer les conséquences d'un projet sur l'environnement par exemple.

L'unité de recherche GERE du Cemagref de Rennes mènent des travaux sur cette méthodologie. L'étude présentée dans ce rapport collecte et rassemble à travers l'outil Analyse de Cycle de Vie, des résultats de différents travaux de recherches menées par le Cemagref de Rennes sur la méthanisation des effluents d'élevage et notamment des données collectés au niveau du Coglais, notre territoire d'étude situé à 50 km au nord-est de Rennes. Ce territoire est au cœur de multiples enjeux environnement, notamment dû l'approvisionnement en eau de la ville de Rennes et à une forte concentration de l'activité d'élevage génératrice d'excédent azoté.

Le but de notre étude est, sur la base de différents scénarios, de comparer les impacts environnementaux de la méthanisation collective d'effluents d'élevage et d'industries agroalimentaires et des pratiques existantes du territoire.

Un focus a été fait sur l'impact du transport des effluents, de la valorisation de l'énergie produite et des méthodes de traitement/valorisation du digestat afin de répondre à la problématique liée à l'azote.

Le Cemagref et les élus du territoire ont été fortement impliqués dans cette étude, s'inscrivant dans le cadre du projet de recherche BIODECOL2. Cette étude fournit des éléments scientifiques à mettre au débat pour des décideurs et permet également de porter un regard critique sur cette méthodologie et les résultats obtenus.



Source : cleantechrepublic.com

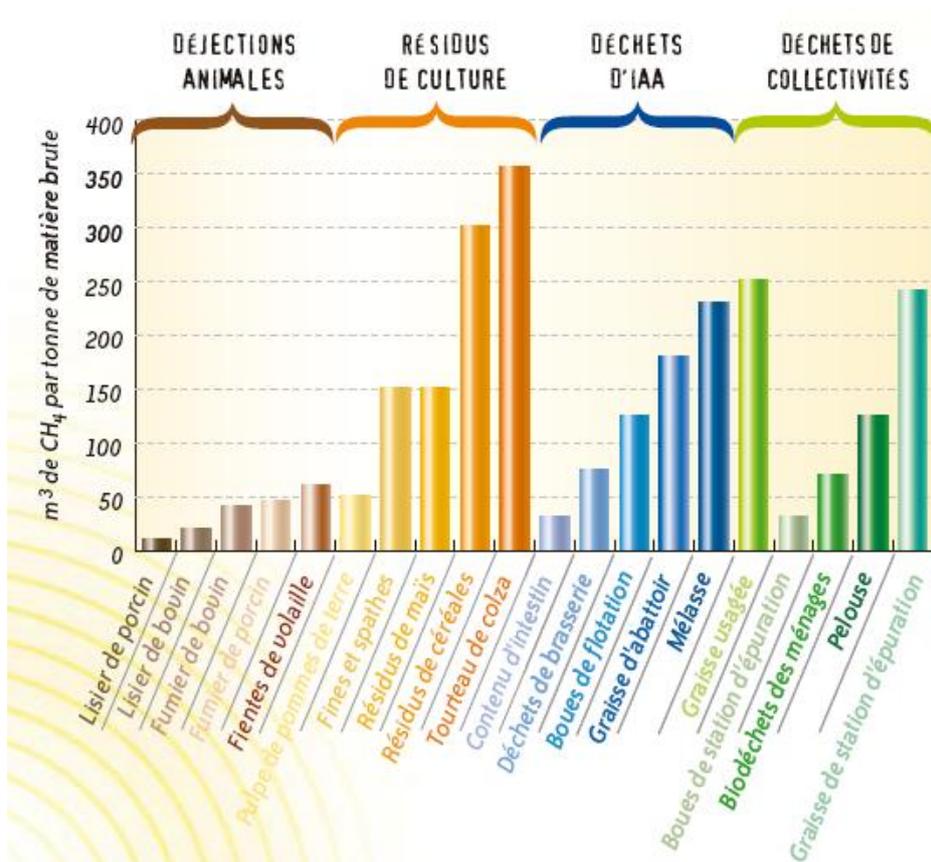
**Figure 1 : schéma d'une unité de méthanisation**

# 1 CADRE DE L'ETUDE ET ELEMENTS BIBLIOGRAPHIQUES

Le Cemagref est un institut de recherche spécialisé en sciences et technologies pour l'environnement étudiant les écosystèmes complexes, l'eau, les territoires et la biodiversité et leurs interrelations avec les activités humaines. Il existe 9 centres de recherche en France métropolitaine divisés en 20 unités de Recherche. Mon stage s'est déroulé dans le centre de Rennes, au sein de l'unité de recherche GERE (Gestion environnementale et traitement biologique des déchets). Composée de deux équipes, cette unité étudie et développe des procédés de traitement biologique des déchets municipaux (équipe Sowaste), agricoles et agro-industriels (équipe Epure) dans le but d'optimiser leur gestion. Le stage effectué s'inscrit dans un projet de recherche pluridisciplinaire nommé BIODECOL2 (Production de biogaz par co-digestion des déchets agricoles et des collectivités, 2009-2011) et financé dans le cadre du programme de recherche "Pour et Sur le Développement Régional Grand Ouest" (PSDRGO). Plus spécifiquement, l'objectif de ce stage est de comparer, sur la base de différents scénarios, les impacts environnementaux de la méthanisation collective à l'échelle du territoire du Coglais situé à 50 km au nord-est de Rennes. Dans un premier temps, les scénarios à tester ont été définis avec les acteurs du territoire. Puis, l'évaluation environnementale de chaque scénario a été réalisée avec la méthodologie d'Analyse du Cycle de Vie (ACV), à partir du logiciel d'ACV GaBi. Un focus a été fait sur l'impact du transport des effluents, de la valorisation de l'énergie produite et des méthodes de traitement/valorisation du digestat car l'étude s'inscrit dans un territoire à fort enjeux environnemental lié à l'azote.

## 1.1 La méthanisation en milieu agricole : éléments techniques

La méthanisation, également appelée digestion anaérobie est un processus biologique permettant de dégrader la matière organique en biogaz composé principalement de CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub> (Moletta, 2002). Cette partie du rapport donne des éléments techniques, mais non exhaustifs, permettant d'appréhender les principaux enjeux et caractéristiques de ce procédé.



Source : Solagro

Figure 2 : potentiel méthanogène de différents substrats et co-substrat



Source : Solagro

Figure 3 : réactions du processus de méthanisation

### *1.1.1 L'unité de méthanisation*

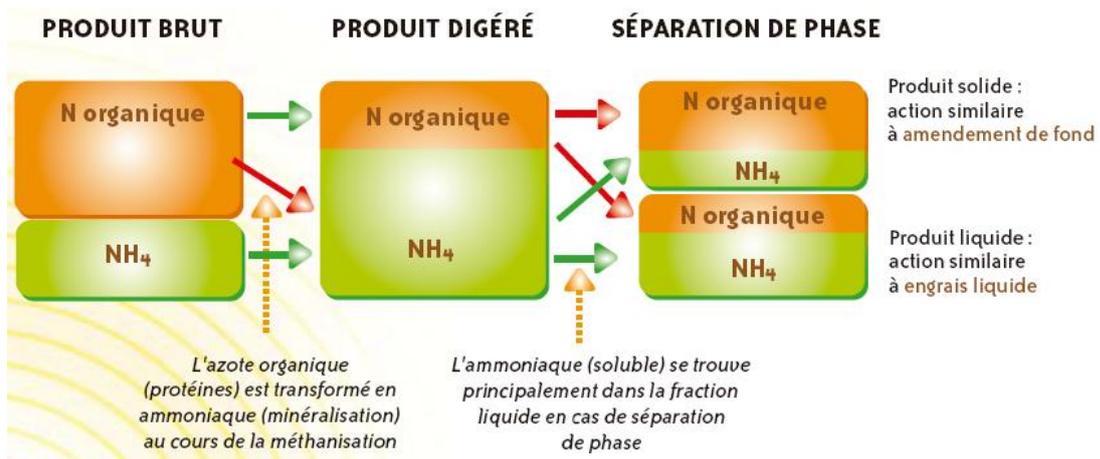
Elle constitue l'ensemble du procédé permettant la production de biogaz (cf. Figure 1). Elle est composée d'unités de stockage et d'un digesteur. Un moteur type « cogénération » permet de produire de la chaleur et l'électricité.

### *1.1.2 Les substrats utilisés pour la méthanisation en milieu rural*

Différents types de gisement sont utilisés : les déjections animales, les résidus de cultures, les cultures à vocation énergétique mais également des biodéchets industriels (issus d'industries agroalimentaires, des coopératives agricoles...) (Berger et Couturier, 2008 et Moletta, 2003). Chaque substrat est caractérisé par un potentiel méthanogène (cf. Figure 2) qui dépend de sa teneur en matière sèche, de la composition, biodégradabilité et quantité de matière organique qui le compose. Notons que ces caractéristiques évoluent avec les temps. Les déjections animales constituent un gisement intéressant car elles sont produites en grandes quantités et de façon régulière (Berger et Couturier, 2008). Notons que le lisier a un potentiel méthanogène faible mais un fort pouvoir tampon, assurant une stabilité à l'activité bactérienne. Quant aux biodéchets industriels, ils sont souvent introduits dans le méthaniseur en complément des substrats agricoles car ils permettent une production de biogaz importante et améliorent ainsi la rentabilité de l'unité de méthanisation (Moletta, 2002).

### *1.1.3 Le digesteur*

C'est le réacteur dans lequel le substrat est introduit, et où se produisent simultanément les différentes réactions de digestion anaérobie (cf. Figure 3), (Moletta, 2002). La première étape est l'hydrolyse qui dégrade les polymères (polysaccharides, lipides, protéines...) en monomères (Godon, 2008). Lors de l'acidogénèse, les monomères sont transformés en acide gras volatils, en alcool, en acides organiques et en hydrogène et dioxyde de carbone. L'acétogénèse convertit ensuite ces composés en acétate, hydrogène et gaz carbonique, précurseurs directs du méthane (Godon, 2008). La dernière étape, la méthanogénèse, transforme les produits de l'acétogénèse en méthane. Les conditions optimales de pH se situent autour de 7,5. Pour la température, le fonctionnement mésophile (30-40°C) est le plus courant (Moletta, 2002). Finalement, deux produits sortent du digesteur : le biogaz et le digestat.



Source : Solagro

**Figure 4 : répartition de l'azote lors de la méthanisation**

#### 1.1.4 Le biogaz

Il est composé principalement de méthane (40 à 70%) et de gaz carbonique (30 à 60%), (Moletta, 2002). La principale voie de valorisation de ce biogaz est la cogénération : la production d'1 kWh électrique permet de récupérer 1,5-2 kWh de chaleur, ce qui explique le développement de cette technique (récupération de la chaleur pour chauffer le digesteur et les bâtiments voisins) (Moletta, 2003). La production de gaz carburant et son injection dans le réseau de ville sont plus difficilement envisageables pour la filière méthanisation à la ferme (contraintes liées à la qualité du gaz, aux coûts d'investissements et à la réglementation).

#### 1.1.5 Le digestat

En sortie de méthaniseur, le résidu est appelé digestat. Le potentiel d'humification de la matière organique n'est pas modifié car la lignine et autres molécules complexes ne sont pas altérées (Berger et Couturier, 2008). Les teneurs en azote, phosphore et potassium ne varient pas. Mais la fraction d'azote, initialement sous forme organique, se retrouve partiellement sous forme ammoniacale, plus facilement assimilable par les cultures mais également plus volatile (cf. Figure 4). Cette évolution n'est pas sans conséquences sur les modalités de stockage (couverture des fosses) et sur les modalités d'épandage (enfouissement). La partie gauche de la Figure 4 (séparation de phase) évoque des possibilités de traitement du digestat développées dans la partie ci-dessous.

#### Les possibilités de traitement et valorisation

En France, ces questions se posent particulièrement dans le Grand-Ouest pour la reconquête de la qualité de ses eaux. Nous aborderons cette problématique lors de la présentation du territoire du Coglais (cf. partie 1.3). Dans la plupart des cas, une séparation de phases mécanique est souvent la première étape du traitement (cf. Figure 4) et est suivie de procédés de traitement chimique, physique, ou une combinaison de ces procédés sur la phase liquide et/ou solide du digestat. En cas d'export du digestat, on va chercher à maximiser son taux de matière sèche pour faciliter son transport et diminuer les coûts. Dans nos scénarios, l'évapoconcentration et le compostage ont été évalués, avec en amont l'utilisation d'une presse à vis.



Un projet de méthanisation se construit souvent avec l'aide de partenaires et il apparaît alors nécessaire de comprendre les orientations politiques de l'Europe pour le développement de cette filière.

### *1.1.6 Evolution du contexte énergétique et environnementale en Europe*

Cette partie replace dans un contexte socio-temporel et politique le développement de la méthanisation en France et en Europe et les enjeux actuels de la filière.

#### 1.1.6.1 Une prise de conscience

Au moment des chocs pétroliers, la plupart des pays européens ont cherché à développer la production de biogaz (Moletta, 2002) mais, à partir de 1986, la chute des cours de l'énergie a fermé toute perspective de rentabilité. Aujourd'hui, face à la problématique de « l'augmentation de l'effet de serre », face à l'augmentation récente du coût de l'énergie et à la volonté de produire de l'énergie renouvelable, on observe un développement du nombre d'installations, permis par des politiques énergétiques volontaristes. Mais ces politiques d'incitation, propres à chaque pays, n'ont pas eu les mêmes impacts sur le développement de la méthanisation.

#### 1.1.6.2 Le contexte Allemand basé sur des unités individuelles « à la ferme »

Les Allemands ont très tôt développé des unités de méthanisation agricoles et incorporé des déchets agro-alimentaires dans les méthaniseurs afin d'augmenter leur revenu (redevance de traitement facturée aux producteurs de déchets, et augmentation de la production d'électricité) (Berger et Couturier, 2008). A cela s'ajoute une bonification incitant à l'utilisation de cultures énergétiques, à la valorisation de la chaleur et un prix de rachat attractif (0,30 €/kWh électrique), (Berger et Couturier, 2008). La plupart des unités effectuent donc de la co-digestion avec des effluents d'élevage et des cultures énergétiques (ensilage de maïs). Environ 6000 installations sont en état de fonctionnement en 2011. L'Italie, l'Autriche, la Suède suivent ce schéma mais le Danemark se distingue.



### 1.1.6.3 Le modèle Danois développe les unités collectives

Dès 1980, le concept de « méthanisation centralisée » apparaît au Danemark dû à un tarif de rachat énergétique élevé, une importante culture de la coopération, une forte pression foncière (population et élevages) et un développement important des réseaux de chaleur (Béline et Gac, 2007). Les co-substrats organiques dominant sont des déchets de l'industrie et des collectivités.

### 1.1.6.4 Le retard français

Contrairement au Danemark ou à l'Allemagne, la France abandonne les énergies renouvelables après le contre-choc pétrolier (Berger et Couturier 2008). Mais les politiques internationales (Kyoto en 1997) et l'élaboration du « Plan Climat » en France (2004) et du Grenelle de l'Environnement (2007), relancent les actions en faveur des énergies renouvelables. En juillet 2006, la réévaluation du tarif de rachat de l'électricité issue du biogaz a permis de relancer la filière qui reste sous-représentée, mais les freins se desserrent. Ainsi, la loi Grenelle I a fixé un objectif de 30 % d'exploitations agricoles « à faible dépendance énergétique » d'ici à 2013. Un Plan de Performance Energétique des exploitations agricoles (PPE) (de 2009 à 2013) a été mis en place pour soutenir les investissements dans le domaine de la méthanisation agricole. Enfin, la hausse de 20% du tarif de rachat de l'électricité début 2011 (de 15,2 c€/kWh à 20,1c€/kWh) devraient faire émerger de nouveaux projets. Aujourd'hui, les projets français sont basés sur la digestion de déchets, sans incitation à l'utilisation de cultures énergétiques, et en étroite collaboration avec les acteurs du territoire pour la réussite et la rentabilité des projets (Béline et Gac, 2007). Les scénarios élaborés dans le cadre de stage s'inscrivent dans ce contexte.

Pour mener l'évaluation environnementale souhaitée pendant ce stage et en parallèle à la compréhension des procédés de « méthanisation », la connaissance de la méthodologie d'ACV, l'outil d'évaluation utilisé, est primordiale. La partie ci-dessous présente synthétiquement cette méthode. Un paragraphe est ensuite consacré aux publications scientifiques autour du thème « Analyse du Cycle de Vie et méthanisation ».



## 1.2 L'outil Analyse du Cycle de vie

Dans la littérature on trouve parfois le terme « Ecobilan ». Par cohérence, notons que l'Analyse du Cycle de Vie sera abrégée par ACV dans ce rapport.

### 1.2.1 Historique

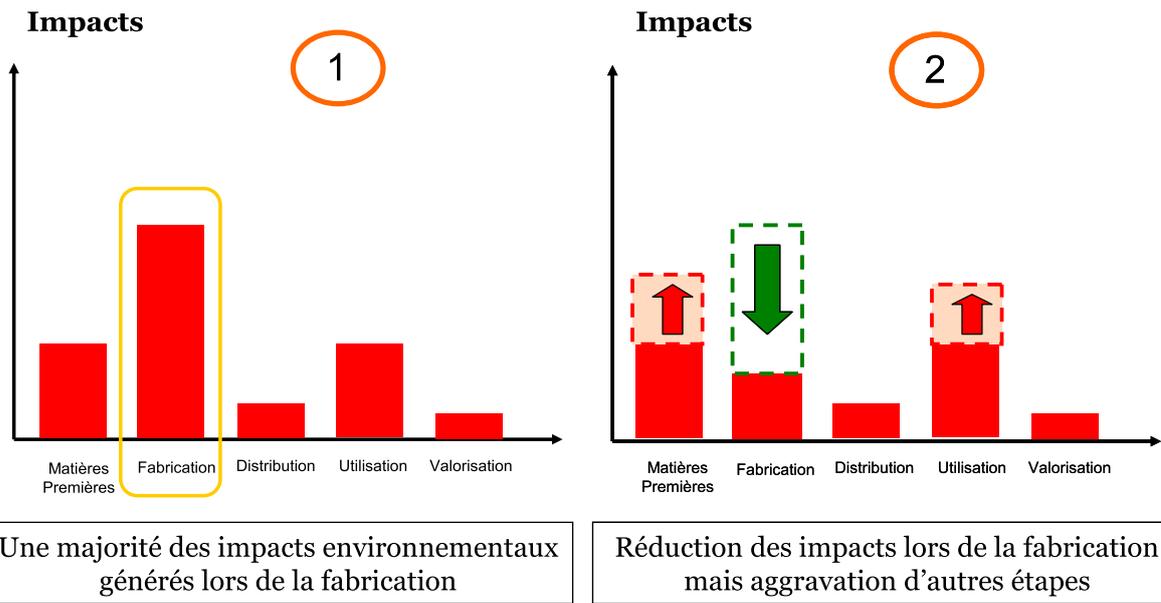
Trois organisations se sont impliquées dans le développement de la méthodologie ACV : l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO), la Société de Toxicologie et Chimie Environnementales (SETAC) et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). La France a été un pays précurseur en proposant en 1993 une norme expérimentale (X 30-300) sur l'ACV (AFNOR 1994). En 1993, la SETAC établit un premier « code de pratiques » traitant des questions structurelles de l'ACV. Dès 1997, l'ISO publie une série de normes ISO 14000. Elle répond à l'exigence d'une harmonisation au niveau mondial des différentes méthodologies utilisées. Les normes 14040, 14041, 14042 et 14043 ont été remplacées depuis octobre 2006 par les normes 14040 et 14044. Ces normes présentent les principes, cadres, exigences et lignes directrices de l'ACV. Ces caractéristiques sont présentées ci-dessous.

### 1.2.2 Principes de l'ACV

Cette partie rassemble les informations essentielles à la mise en place d'une ACV.

#### 1.2.2.1 Répondre à des besoins

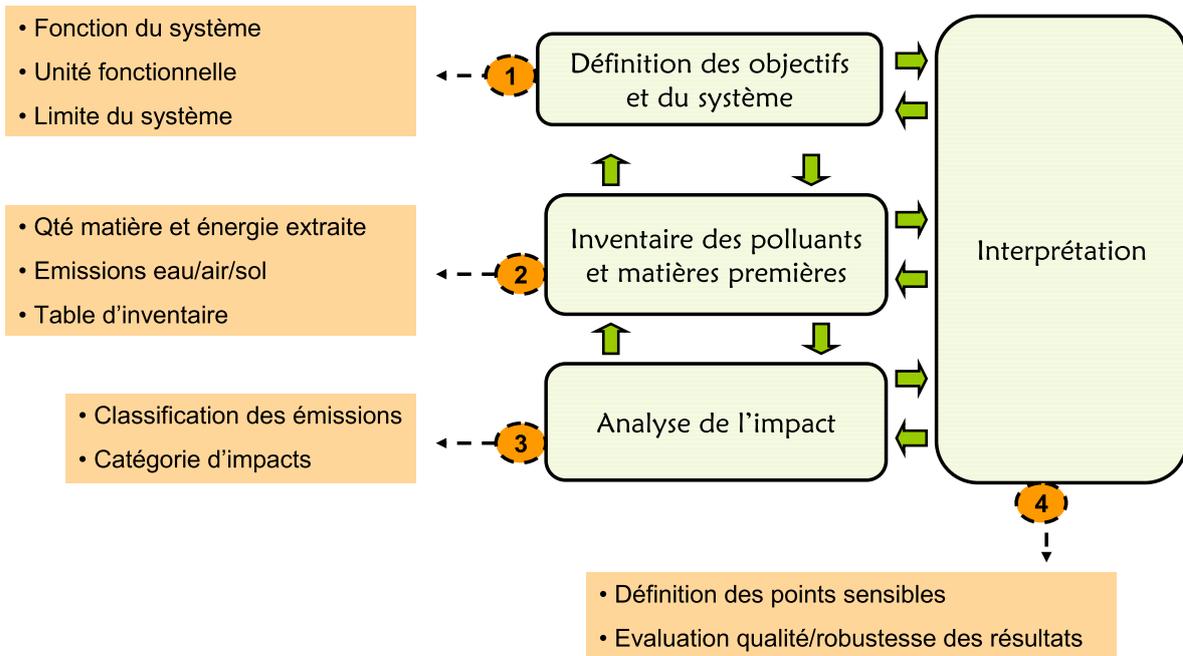
Les pouvoirs publics ou autres décideurs doivent atteindre des objectifs qui peuvent être contradictoires (Grisel et Osset, 2004). D'une part, leur rôle est de réduire les risques environnementaux (santé humaine, effet de serre..) et d'autre part, ils doivent maintenir et/ou développer la valeur ajoutée sur un territoire. Les prises de décision sont complexes. Les décideurs ont besoin d'une vue d'ensemble, de « tester » différentes politiques et d'évaluer leurs impacts sur l'environnement dans un souci d'objectivation de l'ensemble des enjeux. De nombreux acteurs participent au débat, dans lequel un langage commun doit être mis en place. L'ACV doit tendre à répondre à ces besoins.



Source : Aissani

Figure 5 : mise en évidence du phénomène de transfert de pollution

### Une méthodologie normée : ISO 14040 et 14044 (octobre 2006)



Source : ISO 14040 et 14044, mise en forme personnelle

Figure 6 : l'ACV en 4 étapes

### 1.2.2.2 Méthodologie normée

Les normes ISO 14040 et 14044 établissent un cadre conceptuel auquel chaque praticien doit se référer lors de la réalisation d'une ACV. L'ACV se définit comme une compilation et évaluation des intrants (éléments entrant dans le système), des extrants (éléments sortant du système) et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits donné au cours de son cycle de vie. Elle s'appuie sur un concept fort qu'est la pensée cycle de vie.

- ***La notion de cycle de vie et de transfert de pollution***

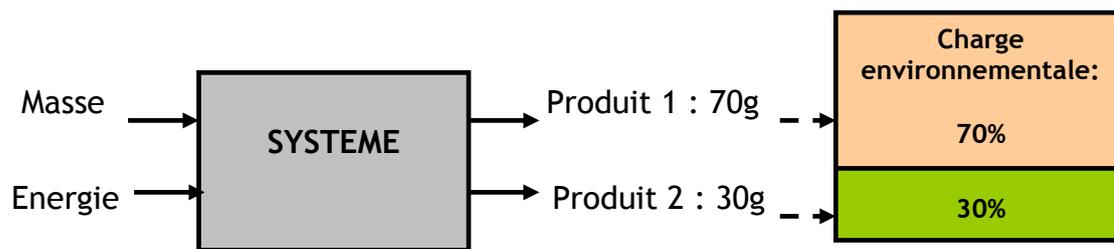
La notion de cycle de vie permet la prise en compte de toutes les étapes de fabrication d'un produit ou d'un service (de l'extraction des matières premières en passant par sa production jusqu'à son élimination ou sa fin de vie). Chaque étape a des impacts sur l'environnement et chacun de ces impacts est imputable au produit fabriqué. A travers la prise en compte de l'ensemble des étapes du cycle de vie d'un système, l'ACV permet de mettre en évidence les potentiels transferts de pollution. Par exemple (cf. Figure 5), l'étape de fabrication peut générer la majorité des impacts environnementaux. Cependant, les efforts mis en place pour tenter de réduire ces impacts peuvent s'accompagner d'une dégradation des autres étapes, par exemple l'utilisation ou l'extraction de matière première.

- ***Les 4 étapes de l'ACV***

L'ACV se compose de 4 grandes étapes (cf. Figure 6) : la définition des objectifs et du champ de l'étude (1), l'inventaire (des flux entrants et sortants : matières premières, énergie et rejets) (2), l'évaluation de l'impact (3) et l'interprétation (4), (ISO 14040 et 14044).

1. Définition des objectifs et du système (ISO 14040 et 14044)

Cette étape permet de poser le problème, de définir les objectifs et le champ de l'étude (Jolliet et Al., 2005). La définition des objectifs doit indiquer clairement l'application, les raisons conduisant à réaliser l'étude, le public concerné et si les résultats seront communiqués ou non. De plus, le système doit être décrit en incluant notamment la nature du ou des systèmes de produit étudié, leurs fonctions, l'unité fonctionnelle, les frontières des systèmes et les hypothèses.



Source : personnelle

**Figure 7 : exemple d'allocation au prorata de la masse pour deux produits**

L'unité fonctionnelle est l'élément clef de toute ACV car elle définit la performance quantifiée du système et donc la référence à laquelle les entrants et sortants seront normalisés. Une comparaison entre différents systèmes sur la base de l'unité fonctionnelle ne pourra être réalisable que si chaque système étudié rend strictement le service qui est décrit par l'unité fonctionnelle. Elle doit donc être clairement définie et mesurable (Jolliet et Al., 2005). Par exemple : pour de la peinture, l'unité fonctionnelle pourra être la quantité de peinture nécessaire pour couvrir un mètre carré de mur avec un degré d'opacité défini et pour une durée de dix ans.

## 2. Inventaire des polluants et des matières premières (ISO 14040 et 14044)

L'inventaire permet de quantifier les émissions polluantes dans l'air, l'eau et le sol ainsi que les consommations de matières premières renouvelables ou non (Jolliet et Al., 2005) de chaque processus élémentaire composant le cycle de vie des systèmes étudiés. Au regard de l'unité fonctionnelle, il est possible que certains systèmes ou processus rendent un service différent de l'unité fonctionnelle (par exemple lors de la production d'un coproduit non désiré et non décrit dans l'unité fonctionnelle). Afin de garder une stricte comparabilité entre les systèmes, les normes (ISO 14040 et 14044) invitent le praticien à établir des règles d'allocation qui vont donc lui permettre d'attribuer la charge environnementale du système ou processus (entrants et sortants) au produit ou service décrit par l'unité fonctionnelle. Il existe différentes règles d'allocation allant des plus simples : au prorata de la masse (cf. Figure 7) ou du prix ; à des plus complexes : extension des frontières du système considéré ou connaissance fine des procédés (Jolliet et Al., 2005).

## 3. Evaluation des impacts

Cette étape évalue l'impact potentiel sur l'environnement des émissions et des consommations de matières premières inventoriées dans la phase précédente. Elle se compose de trois étapes (Jolliet et Al., 2005 et ISO 14040 et 14044) : le choix des catégories d'impact évaluées (1), la classification (2), la caractérisation intermédiaire voire des dommages (3).



- Le choix des catégories d'impacts évaluées : les normes (ISO 14040 et 14044) recommandent l'exhaustivité des impacts pris en compte mais pour des raisons de temps ou de simplification de l'étude le praticien, en justifiant ces choix, peut choisir de prendre en compte qu'un certain nombre de catégories d'impact
- La classification détermine quelles émissions contribuent à quels impacts environnementaux (augmentation de l'effet de serre, toxicité humaine...).
- La caractérisation intermédiaire pondère les émissions à l'intérieur de chacune des catégories d'impacts/
- La caractérisation des dommages regroupe les catégories d'impact dans des catégories de dommages (l'atteinte à la santé humaine, la qualité des écosystèmes et les ressources.), (ISO 14040 et 14044).

Notons qu'il existe différentes méthodes de caractérisation : les méthodes « midpoint » qui s'arrêtent à la caractérisation intermédiaire (CML 92 et Guinée et Al. 2001 utilisée pour notre étude) et les méthodes « endpoint » qui vont jusqu'à la caractérisation des dommages (Ecoindicateur 99, Impact 2002+ ou EPS 2000d).

#### 4. Interprétation (ISO 14040 et 14044)

L'interprétation doit permettre aussi bien d'exploiter et d'interpréter les résultats obtenus que d'en évaluer les incertitudes et de les mettre en perspective par rapport aux objectifs de l'étude et aux hypothèses posées. Les points clefs les plus impactant sur l'environnement doivent être identifiés pour déterminer les priorités d'action et les leviers d'amélioration possibles. Des études de sensibilité sur les paramètres les plus influant peuvent être menées. Les limites et les hypothèses de l'étude devront être analysées de façon critique. De plus, dans le cas où les données sont utilisées dans un but concurrentiel et commercial et sont divulguées, une revue critique doit être réalisée et publiée pour valider la robustesse de la méthode et des résultats.

##### 1.2.2.3 Les limites

L'ACV présente un certain nombre de limites qu'il ne faut pas négliger (Grisel et Osset, 2004). Dans un premier temps, l'agrégation des données d'inventaire permettant de passer des bilans matière et énergie aux impacts environnementaux potentiels associés introduit une perte d'informations spatiales et temporelles.



Cette perte d'informations ne permet pas de spatialiser les impacts environnementaux ce qui est relativement problématique pour les impacts locaux voire régionaux tels que la toxicité, l'écotoxicité et l'eutrophisation ; la réalisation et l'intensité de ces impacts dépendants des caractéristiques du milieu.

Par ailleurs, malgré une base méthodologique scientifique, c'est une méthode qui reste en développement.

De plus, pour les besoin de modélisation des systèmes, le praticien doit élaborer un jeu d'hypothèses sur des données et le calcul des émissions/consommations. Il faut donc être vigilant sur la transparence (normes ISO 14040 et 14044).

Enfin, l'ACV n'a pas pour rôle de donner UNE ET UNIQUE réponse. C'est un outil qui apporte des éléments à mettre au débat, (Grisel et Osset, 2004).

Une revue de différentes publications scientifiques disponibles sur l'ACV et la méthanisation des effluents d'élevage a été réalisée afin de nous permettre d'identifier les points clefs à intégrer dans notre étude (unité fonctionnelle, frontière, catégorie d'impact..). Cette étude nous a également permis d'avoir un aperçu des travaux de recherches menés dans ce domaine et de définir des scénarios pertinents au vue des publications existantes. Les résultats sont présentés ci-dessous.

### *1.2.3 Publications autour de l'ACV et de la méthanisation en agriculture*

Le but est d'analyser ces publications afin d'avoir une idée (1) de la quantité d'études réalisées et (2) de leur qualité. Il s'agit également de répertorier les différentes méthodes utilisées (3) et les scénarios testés (4). Différentes sources ont été mobilisées dont Scopus et Web of Science. Le premier constat est que les données concernant l'ACV et la méthanisation sont peu nombreuses lorsqu'on les restreint au champ agricole et encore moins nombreuses sur les aspects environnementaux (et non optimisation de production). Les mots clefs recherchés sur Scopus et Web of Science sont :

- LCA or Life cycle assessment AND manure AND biogas
- LCA or Life cycle assessment AND farm AND biogas

Eléments analysés	
Unité fonctionnelle explicite	Clairement exprimée ou non dans le document
Définition de l'unité fonctionnelle	
Valorisation du biogaz	Uniquement chaleur ou électricité /cogénération / carburant
Valorisation du digestat	
Impacts évités	Prise en compte (ou non) pour les engrais NPK et le biogaz
Catégories d'impacts étudiés	
Transport	Prise en compte ou non
Analyse de sensibilité réalisée	Présence (ou non) et type d'analyse
Méthode d'évaluation adoptée	
Qualité de l'information et transparence	Bas / moyen / bon / excellent

Source : personnelle

**Tableau 1: grille d'analyse de la bibliographie ACV/méthanisation d'effluents d'élevage**

A	Anker Thyø K.,2007, <u>Life Cycle Assessment of Biogas from Maize silage and from Manure - for transport and for heat and power production under displacement of natural gas based heat works and marginal electricity in northern Germany</u>
B	Hamelin L.2010, <u>Life Cycle Assessment of Biogas from Separated slurry</u>
C	Hartmann J.2006, <u>Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants</u>
D	Morris, C.2010, <u>Carbon and energy life-cycle assessment for five agricultural anaerobic digesters in Massachusetts on small dairy farms</u> International Food and Agribusiness Management Review
E	Wong, Looi-Fang, 2008, <u>Evaluation of regional bioenergy recovery by local methane fermentation thermal recycling systems</u> Waste Management
F	Lopez-Ridaura S.,November 12–14, 2008, <u>Comparing options for pig slurry management by Life Cycle Assessment</u> 6th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector
G	Lopez-Ridaura, Santiago2009, <u>Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment</u> Journal of Environmental Management
H	Prapaspongsa, Trakarn2010, <u>LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems</u> Journal of Cleaner Production
I	RIGOLOTT C.,2009, <u>Analyses de cycle de vie (ACV) de 5 systèmes porcins avec différentes hypothèses de comptabilisation des impacts</u> Journées Recherche Porcine
J	Rehl, T.2007, <u>Environmental impact of different types of biogas effluent processing</u> Conference: Agricultural Engineering 2007
K	Venczel, M. Z.et Al.2009, <u>Environmental impacts and costs for manure management with and without anaerobic digestion for heat and power</u> American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting 2009 5, pp. 2867-2881

Source : personnelle

**Tableau 2 : liste des publications retenues**

Une grille d'analyse a été mise en place (cf. Tableau 1) afin de regrouper les éléments clefs des publications. La liste des publications retenues figure dans le Tableau 2. Nous pouvons noter que 7 publications sur 11 expliquent clairement leur unité fonctionnelle et celle qui ressort principalement dans ces publications est basée sur une quantité d'effluent à traiter (publications B, F, G, H). D'autres unités sont utilisées : production d'électricité (publication C) et quantité d'azote exportée (publication J) (cf. Tableau 2). La majorité des publications intègre la valorisation du biogaz et du digestat, 6 scénarios sur 11 valorisent le biogaz (dont 5 à travers la cogénération) et 7 valorisent le digestat à travers l'épandage. Enfin notons que sur 11 documents, deux documents sont très étoffés et particulièrement clairs au niveau des hypothèses (B et C, cf. Tableau 2).

### 1.3 Contexte et définition des scénarios de méthanisation

Le Coglais est un territoire rural (5446 habitants, source INSEE en 2007), situé à une cinquantaine de kilomètres au nord-est de Rennes et comprend 11 communes. L'agriculture occupe 15 % de la population active (taux nettement supérieur à la moyenne nationale). D'autre part, c'est un terrain d'alimentation en eau de la ville de Rennes et dans ce territoire d'agriculture intensive (élevage laitier dominant mais aussi porcin), la question de la protection de la qualité de l'eau se pose. Sur ce territoire, le canton de St Brice en Coglès a été choisi car les élus de ce territoire réfléchissent à un projet de méthanisation et qu'une partie des recherches dans le cadre de BIODECOL2 y a été menée. L'objectif de ce stage était d'évaluer les différences de performances environnementales entre des scénarios de méthanisation collective et l'existant. Or, les caractéristiques du territoire et la volonté des acteurs (après deux comités de pilotage) ont orienté l'étude vers une problématique « azote » en plaçant le bassin versant (BV) des Echelles au cœur des scénarios. Ce BV a été en contentieux « européen » du fait de l'inexécution de la directive « nitrates ». Ainsi, dans cette étude, l'accent a été mis sur la modélisation de scénarios alternatifs à la situation existante sur ce territoire permettant de traiter et d'exporter une partie des effluents azotés. Ces scénarios alternatifs permettent non seulement d'évaluer les performances de la méthanisation et de la possible valorisation énergétique du biogaz produit mais également d'évaluer l'intérêt d'unités de post-traitement en aval dans un objectif d'exportation d'une partie des effluents traités.

### Calcul connecté à la Surface Fourragère Principale pour les bovins pour le BV+3km

Surface BV+3km	Rendements estimés (tMS)		Nombre d'UGB estimés avec 5tMS ingérées/UGB	Quantité estimée d'azote produit (uN/an) avec 85 uN/UGB/an
	Par culture	Sur le territoire		
4000 ha		42900	8580	<b>729 300</b>
dont 1500 ha maïs	15			
dont 1700 ha prairies	12			

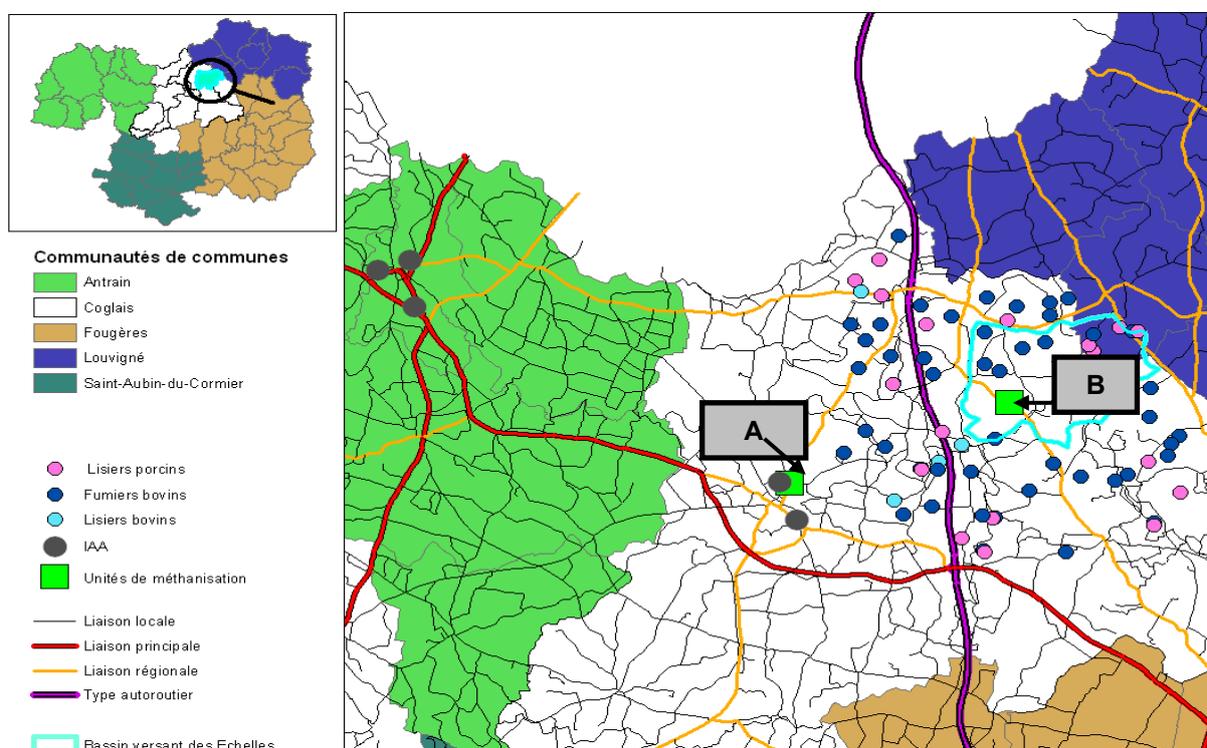
### Calcul en fonction des quantités d'effluents produits pour les porcins sur le BV+3km

Quantité de lisier produit (m <sup>3</sup> )	Nombre de truies présentes	Nombre de porcs charcutiers avec 3 portées de 20 porcelets par truie	Quantité estimée d'azote produit (uN/an)	
	Avec 15,4 m <sup>3</sup> lisier produit par une truie et sa suite		avec 17,5 uN /truie	Avec 3,2 uN/porc charcutier
9600	627	37000	<b>10 972</b>	<b>120 384</b>

Tableau 3: calcul de l'excédent d'azote sur la zone BV+3km

### Bilan sur le BV+3km

729 300+10 972+120 384 = 860 000 uN soit **215 uN/ha/ an sur la SAU**



**A** : scénario de méthanisation avec compostage, proche de la laiterie

**B** : scénario de méthanisation avec évapoconcentration, près des fermes mobilisées dans le BV

Figure 8 : situation géographique des composantes des scénarios sur le territoire du Coglais

Les scénarios de méthanisation sont dits « collectifs » : une unité de méthanisation centralisée est modélisée avec l'utilisation de gisements issus des Industries Agro-alimentaires (IAA) et des exploitations agricoles présentes sur ce territoire. La puissance électrique de l'unité de méthanisation choisie est d'environ 1 MW. La production de chaleur doit être suffisamment importante pour répondre au besoin d'un post traitement « lourd » tel que l'évapoconcentration. Suite à la réunion du comité de pilotage et des choix de scénarios retenus, le territoire d'étude s'étend jusqu'à la ville d'Antrain pour y intégrer trois IAA et atteindre la puissance de 1 MW. Le BV des Echelles, près de Montours, étant le point central de la problématique, les exploitations agricoles retenues se situent autour du périmètre du BV + 3km afin de disposer de quantités suffisantes de substrats pour atteindre la puissance souhaitée. Un rapport du BRGM (RP-56408-FR, juin 2008) présente des calculs réalisés par l'INRA sur le BV des Echelles (surface de 10 km<sup>2</sup>). La pression azotée moyenne (N organique maîtrisable + restitutions au pâturage + N minéral) est, respectivement pour les années 2000, 2004 et 2007 de 207, 183 et 181 kgN/ha de SAU par an. Dans notre étude, nous avons élargi le périmètre à « BV des Echelles + 3 km » et le tableau ci-contre permet de confirmer que la pression à l'épandage est également forte sur cette zone du BV élargie (cf. Tableau 3). Ce chiffre (215 uN/ha) est à relativiser car il ne tient pas compte des quantités d'effluent exportées hors du BV, pratique très courante sur ce territoire. Cette pratique tend à diminuer la pression d'épandage autour des valeurs définies par le BRGM ci-dessus. Une des limites de notre étude est le manque de données précises concernant la quantité d'effluent à exporter permettant d'atteindre un équilibre agronomique et d'être conforme à la réglementation sur les fermes mobilisées dans notre étude (cf. partie 4.2). A défaut, nous prenons un objectif d'exportation maximum de 50% des effluents d'élevage mobilisés sur les fermes de notre zone d'étude ce qui doit nous permettre d'être sous la barre des 140 kgN<sub>org</sub>/ha.

Trois scénarios ont été définis : (cf. Figure 8)

- un scénario existant, sans unité de méthanisation, avec stockage à la ferme et en IAA et épandage des effluents sur le BV.



- un scénario avec une unité de méthanisation collective suivie d'un compostage. La chaleur produite à partir du biogaz est utilisée par la laiterie à Antrain (scénario A sur la carte, cf Figure 8)
- un scénario avec une unité de méthanisation collective et un procédé d'évapoconcentration. Ce post-traitement, très énergivore, utilise une grande partie de la chaleur produite à partir du biogaz, aucun autre type de valorisation de la chaleur n'est donc possible. L'unité est placée au cœur du BV des Echelles, proche des exploitations agricoles afin de limiter les transports (scénario B sur la carte, cf Figure 8)

La partie suivante développe les aspects matériels et méthodologiques de l'étude.



## 2 MATERIEL ET METHODE

Les éléments liés à l'ACV et à la « faisabilité technique » des scénarios sont présentés. Puis les travaux de collecte des données et d'évaluation des impacts sont détaillés.

### 2.1 Etude des scénarios vus sous l'angle ACV

L'évaluation environnementale des différents scénarios est modélisée sur le logiciel GaBi en accord avec les normes ISO 14040 et 14044. Notons que plusieurs bases de données d'ACV sont présentes et disponibles sous le logiciel GaBi. Lors de ce stage, les bases PE et EcolInvent ont été utilisées.

L'unité fonctionnelle est : **gérer la production annuelle d'effluents bovins, porcins et d'IAA sur le territoire du BV des Echelles + 3km soit « 24375 t d'effluent issus d'IAA + 8046 t de lisier bovin + 47016 t de fumier bovin + 9652 t de lisier porcin »**. Les frontières de notre étude débutent au stockage des effluents jusqu'à l'épandage et l'export des digestats soit une analyse « gate to cradle ». Les scénarios sont présentés en annexe (cf. annexe 1).

L'ensemble des données collectées pour cette étude est présenté en annexe (cf. annexe 2) et classé selon trois catégories : les données issues du Cemagref, hors Cemagref et les « dires d'experts ». J'ai réalisé ce travail de collecte et de modélisation des scénarios grâce à l'expertise du Cemagref, de l'étude bibliographique et de mes connaissances personnelles.

#### 2.1.1 Allocations réalisées

Les scénarios modélisés présentent des particularités, notamment des fonctions non décrites dans l'unité fonctionnelle. Ces fonctions doivent faire l'objet d'une règle d'allocation. Les fonctions supplémentaires sont décrites ci-après :

- la valorisation de la chaleur et de l'électricité produites par le digesteur
- la valorisation de la chaleur et de l'électricité de l'incinérateur (existant)
- la valorisation de la valeur fertilisante (N, P, K) des digestats



Pour ces trois fonctions, la règle d'allocation choisie est l'extension des systèmes par soustraction ou encore appelée substitution. Il s'agit de soustraire à l'impact environnemental du scénario les impacts évités grâce à la substitution des fonctions supplémentaires comme décrites ci-dessous :

- pour la valorisation du biogaz : la quantité d'électricité produite se substitue à la production de la même quantité d'énergie électrique par le mix français. La chaleur produite se substitue à la production de chaleur grâce à une chaudière gaz (mode classique de production de chaleur en industrie).

- pour la valorisation de la chaleur et de l'électricité produite par l'incinérateur : nous avons utilisé, pour modéliser l'incinération, un procédé de la base PE de GaBi (« RER Municipal waste »). L'électricité et la chaleur produite sont valorisées et entraînent, de ce fait, des impacts évités liés à la substitution à de modes de production classiques de chaleur (chaudière bois pour alimenter un réseau de chaleur urbain) et d'électricité (mix français).

- pour la valorisation de la valeur fertilisante NPK du digestat : l'épandage des digestats et composts permet un apport d'élément NPK au sol pouvant se substituer en partie à l'épandage d'engrais minéraux. Nous faisons alors l'hypothèse d'un taux de substitution de 50% pour réaliser l'allocation de l'élément fertilisant N (ce facteur s'applique sur l'azote total). Dès lors, l'apport en élément azoté au sol grâce à l'épandage des digestats se substitue à la production de la quantité équivalente d'engrais minéraux (utilisation des procédés de production d'engrais minéraux Ecoinvent). Pour les éléments P et K, nous disposons de peu d'information sur les taux de substitution et nous ne réaliserons pas d'allocations sur ces éléments.

Enfin, pour le scénario méthanisation avec compostage, l'incorporation de déchets verts et de structurants est nécessaire pour composter le digestat. Ces produits n'étant pas traités dans les autres scénarios, nous ne considérerons pas les émissions liées à ces déchets. Cela ne crée donc pas de biais dans les frontières.

### Formule proposée par GaBi

$$\left[ \frac{\text{conso}_{\text{vide}} + (\text{conso}_{\text{plein}} - \text{conso}_{\text{vide}}) \times \text{tx charge}}{\text{charge utile max} \times \text{tx charge}} \times \text{distance} \right] \times \text{quantité transportée}$$

### Formule modifiée

$$\left[ \underbrace{\frac{(\text{conso}_{\text{plein}} - \text{conso}_{\text{vide}}) \times \text{tx charge}}{\text{qté transportée}}}_{\text{Conso liée à la charge}} + \underbrace{\frac{\text{conso}_{\text{vide}} \times 2}{\text{qté transportée}}}_{\text{Conso. Fixe}} \times \text{km}_{\text{aller}} \times \underbrace{\frac{\text{qté transportée}}{\text{charge utile max}}}_{\text{Nombre de trajets}} \right] \times \text{qté transportée}$$

Tx : taux de charge

Conso : consommation

Figure 9 : détails des formules de transport sous GaBi et proposition de formule adaptée à nos scénarios

### Exemple de calcul de consommation de diesel (en kg) pour acheminer le lisier issu des exploitations bovines vers le méthaniseur

Le chargement à transporter est de 7965 tonnes, avec un tracteur équipé d'une tonne de 17.3 tonnes. Pour un aller, la distance moyenne de transport est de 5.2 km soit, pour la totalité du lisier une distance aller total de 2400 km ((7965/17.3)\*5.2). Il faut veiller à rentrer uniquement la distance aller car la formule prend déjà en compte le retour à vide.

$$\left[ \frac{(0,40130466 - 0,25874161) \times 1 + (0,25874161 \times 2)}{7965} \times 5,2 \times \frac{7965}{17,3} \right] \times 7965 = 1584 \text{ litres}$$

Pour vérifier la pertinence du calcul, on peut ramener ces résultats à la consommation d'un camion, en kg pour 100 km :

$$\frac{1584}{(5,2 \times 2) \times (7965/17,3)} \times 100 = 33 \text{ kg pour 100 km}$$

Figure 10 : exemple de calcul de la consommation de carburant pour acheminer la totalité du lisier bovin vers le méthaniseur

### 2.1.2 Modélisation du transport

Dans un premier temps, nous souhaitons modéliser le transport de la ferme vers l'unité de méthanisation grâce à des tracteurs et des camions pour les substrats d'IAA. Or, il y a peu de données disponibles sur le transport par tracteur dans la base de données Ecoinvent et aucune dans la base GaBi. De plus, les données exploitables dans la base Ecoinvent prennent en compte (entre autre) les matériaux de construction du tracteur et l'usure des pneus. Or, ce sont autant d'éléments non pris en compte dans la base de données GaBi. Il est donc incohérent de comparer un tracteur (Ecoinvent) et un camion sous GaBi.

L'option retenue est de comparer deux camions différents sous GaBi. Ainsi, nous prenons le process transport Truck avec un tonnage de 17,3 tonnes de la base PE (GaBi). Pour l'assimiler à un tracteur, nous modifions la vitesse afin que l'ensemble du trajet soit réalisé à une vitesse moyenne de 27 km/h. Pour les camions, nous prenons également un process Truck de la base PE, mais d'une capacité de 24,5 tonnes, sans modifier la répartition des vitesses (27% du trajet à 82 km/h de moyenne, 43% du trajet à une moyenne de 70 km/h et 30% du trajet à 27 km/h de moyenne). De plus, nous avons également modifié, dans les fiches process, la méthode de calcul de la consommation de diesel afin de prendre en compte (1) le retour à vide du camion et (2) les allers-retours nécessaire pour transporter la totalité des effluents d'un point A à un point B. Sous GaBi, la méthode de calcul est fonction de la tonne transportée « cargo ». Ainsi, la part fixe de la consommation de carburant liée à la structure du camion n'est pas désagrégée, ce qui explique que lorsque le chargement du camion est nul, la consommation du camion est nulle (cf. Figure 9). Dans notre méthode, nous avons donc désagrégé la formule afin d'obtenir une part fixe liée au camion, et une part variable selon son chargement (cf. Figure 9). Cela nous permet de calculer un retour à vide.

Autre point modifié : la distance parcourue. Sous GaBi, il nous faut renseigner la distance du point de départ à l'arrivée. Or nous souhaitons doubler cette distance pour modéliser les kilomètres du retour à vide et prendre en compte le nombre d'aller-retour nécessaire pour acheminer la totalité des effluents du point A au point B. Un exemple de calcul est proposé ci-contre (cf. Figure 10).

### Substrat IAA

Origine	Localisation	type	tMB	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /tMB	total kWh
Laiterie Armor protéine	Saint Brice en coglès	Boues biologiques	8,0E+03	1,1E+01	9,0E+05
Abattoir porcs Abera	Saint Brice en coglès	Boues biologiques <sup>(1)</sup>	1,0E+04	1,2E+01	1,3E+06
		refus de tamisage <sup>(1)</sup>	1,2E+03	1,7E+02	2,0E+06
Abattoir bovins AIM	Antrain	graisses de flottation <sup>(1)</sup>	3,9E+02	2,6E+02	1,0E+06
		refus de tamisage	9,0E+01	8,0E+01	7,2E+04
		matières stercoraires	4,2E+02	5,3E+01	2,2E+05
		fumier	9,1E+01	5,7E+01	5,2E+04
Diananaturals	Antrain	oignons	1,1E+03	8,1E+01	8,7E+05
Charcuterie Brient	Antrain	graisses de flottation	4,0E+02	3,5E+02	1,4E+06
		Boues biologiques	2,3E+03	8,5E+00	1,9E+05
		déchet de viandes <sup>(1)</sup>	2,0E+02	2,6E+02	5,1E+05

#### soit au total

**8,5E+06 kWh**  
**7,3E+02 tep**  
**2,0E+03 MWhélec.**

**Tableau 4 : substrats issus d'IAA mobilisés**

(1) : dans la filière existante, ces substrats sont incinérés à Lamballe. Exception pour 40% des boues biologiques de l'abattoir qui sont épandues.

#### Conversion

1m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> :	9,9E+00 kWh
1kWh :	8,0E+03 kWh <sub>élec</sub>
1kWh :	1,0E-03 MWh
1 MWh :	8,6E-02 tep

Avec :

- un rendement réacteur de 80% du potentiel méthanogène et un rendement de la cogénératrice égal à 30% de l'énergie primaire (biogaz) pour le calcul de l'électricité produite.
- un fonctionnement annuel de 8000 heures, pour le calcul de la puissance électrique installée.

**Tableau 5 : conversion du potentiel méthanogène en tep**

## 2.2 Etude des scénarios vus sous l'angle « faisabilité technique »

Cette partie présente les hypothèses prises dans chaque scénario. Un rapport méthodologique plus complet a été établi en parallèle pour le Cemagref et reprend les facteurs d'émissions utilisés et les bilans matières de chaque étape.

### 2.2.1 Les substrats issus d'IAA

Les substrats mobilisés sont produits sur les communes de St Brice en Coglès et Antrain. Trois IAA sont situées à Antrain : un abattoir bovin, une industrie de fabrication d'aromates et une charcuterie. Les deux autres IAA sont situées à St Brice en Coglès : un abattoir de porc et une laiterie.

Dans le cadre du projet BIODECOL2, le Cemagref a réalisé, sur le territoire du Coglais, une campagne de caractérisation des substrats. Ces données ont été intégrées à l'étude. Les critères de choix pour les substrats issus d'IAA sont, premièrement, de disposer d'informations pertinentes pour modéliser les émissions. De plus, les substrats doivent être mobilisables, sans contraintes sanitaires et sans concurrence avec d'autres filières

D'un point de vue énergétique, ce gisement représente 730 tep et une puissance électrique installée de 0,3 MW. Les tableaux ci-contre (cf. Tableau 4 et Tableau 5) présentent les valeurs pour chaque substrat. Afin d'atteindre notre objectif de 1 MW de puissance électrique, il est nécessaire de mobiliser au niveau des exploitations centrées autour du BV des Echelles une puissance électrique d'environ 0,7 MW.

### 2.2.2 Substrats issus de l'élevage

Sur ce territoire, seuls les systèmes bovins et porcins ont été retenus car ils représentent la quasi-totalité des élevages du territoire. Les substrats d'origine « végétale » n'ont pas été pris en compte par manque de recul sur les quantités mobilisables et sur les potentiels méthanogènes et sur la modélisation du retour au sol après traitement de ces substrats. Nous ne disposons pas de données sur les quantités d'effluents produits par ferme sur le territoire. Nous avons donc mis en place une méthode par tâtonnement, présentée ci-dessous afin de déterminer la zone de collecte nécessaire autour du BV pour atteindre nos objectifs. D'après nos résultats, la zone de collecte est BV + 3 km.

### BOVIN

Qté UGB/m<sup>2</sup> sur St Brice en Coglès : Nb. UGB / surface bâtiment = **0,0767**

Qté effluent maîtrisable/UGB/an : 15 t fumier × 0,6 ou 18 m<sup>3</sup> de lisier

**A « BV des Echelles+3km »** : surface – (surface × 0,2) = 72 bâtiments

10% de la surface en lisier, soit 4 bâtiments avec une surface de 9711 m<sup>2</sup>.

90% de la surface en fumier, soit 68 bâtiments d'une surface de 68109 m<sup>2</sup>.

68109 m<sup>2</sup> × 0,0767 × 15 × 0,6 = **47 000 t de fumier bovin mobilisables**

9711 m<sup>2</sup> × 0,0767 × 18 × 0,6 = **8000 t de lisier bovin mobilisables**

### PORCIN

Qté lisier/m<sup>2</sup> sur St Brice en Coglès =

[Nb. Truies × (qté lisier truie+sa suite/an = 15,3\*)]/surface bâtiment = **0,6059**

**A « BV des Echelles+3km »** : surface - (surface × 0,1) = 36 bâtiments = 15 928 m<sup>2</sup>

15 928 m<sup>2</sup> × 0,6059 = **9000 t lisier/an mobilisables**

\*journées de Recherche Porcine, 1996, 28, 241-248

Figure 11 : méthodologie pour le calcul des substrats agricoles

Origine	Substrats agricoles			
	type	quantité (t)	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t mat. brute	total kWh
BV+3 km	lisier bovin	8,0E+03	2,0E+01	1,6E+06
	fumier bovin	4,7E+04	4,0E+01	1,9E+07
	lisier porc	9,7E+03	1,0E+01	9,6E+05

2,1E+07 kWh  
1,8E+03 tep  
5,1E+03 électricité produite MWhélec.  
0,64 Pe : puissance électrique installée (MW)

Figure 12 : calcul du gisement agricole sur le BV + 3km en tep et Pe

Dans le cadre de BIODECOL2, des travaux de photo-interprétation ont été menés nous permettant de disposer de l'information sur le type de bâtiment et sa surface correspondante.

### **Gisement mobilisable pour les exploitations bovines, cf. Figure 11**

- **Détermination du coefficient 0,0767 UGB/m<sup>2</sup>**

Nous ne disposons pas de données à l'échelle du BV mais uniquement à l'échelle du canton de St Brice en Coglès. A partir de la surface en bâtiment (m<sup>2</sup>) sur le canton et du nombre d'UGB présents (données Agreste), nous avons déterminé un coefficient UGB/m<sup>2</sup>. Ce coefficient est extrapolé au BV en supposant que les caractéristiques des exploitations du canton sont identiques à celles du BV.

- **Détermination des surfaces bâtiment sur le BV**

Dans un souci de réalisme, 80% de la surface des bâtiments bovin est mobilisée. De plus, nous avons arbitrairement, en lien avec les pratiques réelles du territoire, attribué 10% de la surface des bâtiments à des exploitations en système « lisier » et 90% pour des exploitations en système « fumier ».

### **Gisement mobilisable pour les exploitations porcines, cf. Figure 11**

- **Détermination du coefficient 0,6059 t de lisier/m<sup>2</sup>**

Ce coefficient est déterminé à partir du nombre de truies présentes sur le canton de St Brice, de la production de lisier pour une truie et sa suite et de la surface en bâtiment. Nous extrapolons ces résultats à la zone du BV des Echelles.

- **Détermination des surfaces bâtiment sur le BV**

Dans un souci de réalisme, 90% de la surface des bâtiments de porc est mobilisée et nous décidons que la totalité des élevages est conduite en système lisier.

Nous avons augmenté l'aire de collecte des effluents bovins et porcins à « limite du BV + 500 m », « limite du BV + 1 km.... », jusqu'à atteindre nos objectifs en termes d'énergie à « limite du BV + 3 km ». (cf. Figure 12). Le gisement mobilisable est donc de **1800 tep**, soit une puissance électrique installée de 0,64 MW, correspondant environ à nos objectifs (0,7 MW). La production annuelle mobilisée sur ce territoire est donc de **24375 t d'effluent issu d'IAA + 8046 t de lisier bovin + 47016 t de fumier bovin + 9652 t de lisier porcin. Ces éléments définissent notre unité fonctionnelle.**

	SCENARIO BV		SCENARIO HBV		qté transportées (t)	nb de trajet (qté/tonnage cuve)
	trajet aller (en km)	trajet aller total (km*nb trajet)	trajet aller (en km)	trajet aller total (km*nb trajet)		
<i>lisier bovin</i>	5,4	2,5E+03	5,2	2,4E+03	8,0E+03	4,6E+02
<i>fumier bovin</i>	4,7	1,3E+04	7,5	2,0E+04	4,7E+04	2,7E+03
<i>lisier porcin</i>	5,3	2,9E+03	8,0	4,4E+03	9,6E+03	5,5E+02
Abattoir porc	8,4	3,9E+03	1,2	5,4E+02	1,1E+04	4,6E+02
Diananaturals	16,3	7,1E+02	12,7	5,5E+02	1,1E+03	4,4E+01
Charcuterie	16,9	2,0E+03	11,4	1,3E+03	2,9E+03	1,2E+02
Aattoir bovin	17,1	6,9E+02	13,0	5,2E+02	9,9E+02	4,0E+01
Laiterie	7,4	2,4E+03	0,2	7,5E+01	7,9E+03	3,2E+02

Tableau 6 : distance parcourue pour acheminer les effluents d'élevage et d'IAA vers le méthaniseur

### 2.2.3 Le stockage des effluents

- A la ferme et en IAA

Il s'agit du stockage au niveau des fumières et fosses, en sortie du bâtiment d'élevage ou en bout de chaîne de production de l'IAA. Le stockage à la ferme est non couvert et le temps de référence pour l'existant est de 80 jours moyens (moyenne entre un effluent qui rentre à  $t=0$  et  $t=160$ ). Dans les scénarios avec méthanisation, le temps de stockage est de 20 jours. Concernant les IAA, nous ne disposons d'aucune donnée existante sur les émissions au stockage. Afin de ne pas rendre ces émissions nulles, nous avons arbitrairement affecté les mêmes facteurs d'émission que pour les effluents d'élevage, avec un abattement pour le  $\text{NH}_3$  car le stockage est couvert. Au sein des substrats IAA, deux groupes ont été créés avec d'un côté les substrats « liquides » (boues biologiques, matières stercoraires et graisses), dont les facteurs d'émission (FE) sont basés sur les lisiers et de l'autre côté des substrats « solides » (refus, viandes, pulpes d'oignons, fumiers) avec des FE basés sur les fumiers d'élevage.

- Avant le méthaniseur

Un stockage tampon est positionné avant l'entrée des effluents dans le réacteur. A cette étape le stockage est couvert et d'une durée de 10 jours. Les facteurs d'émissions sont divisés par deux par rapport au stockage à la ferme et IAA.

### 2.2.4 Transport des effluents vers l'unité de méthanisation

En localisant les différents sites à l'aide du SIG, nous avons pu calculer les distances entre les fermes et les IAA afin d'acheminer les effluents vers le méthaniseur. Les distances parcourues sont plus importantes pour le scénario avec compostage que le scénario avec évapoconcentration au regard du positionnement de l'unité de méthanisation au niveau de la laiterie de St Brice en Coglès pour le premier (cf. Tableau 6).

**Biogaz résiduel (m<sup>3</sup>)** = [(potentiel de biogaz issu de l'effluent à l'état initial - (CH<sub>4</sub>+CO<sub>2</sub> émis au stockage)) \* 0,8]

**Biogaz vers la génératrice (m<sup>3</sup>)** = Biogaz résiduel - fuites biogaz

Potentiel de biogaz initial (m <sup>3</sup> )	Pertes au stockage (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> et CO <sub>2</sub> )	Fuites de biogaz du fait d'un manque d'étanchéité (m <sup>3</sup> )		Biogaz vers la cogénérateur (m <sup>3</sup> )
		CH <sub>4</sub> (m <sup>3</sup> )	CO <sub>2</sub> (m <sup>3</sup> )	
5,0E+06	2,0E+05	4,1E+04	2,9E+04	3,8E+06

Le biogaz entrant dans la cogénérateur correspond à 76% du potentiel de biogaz initial.

Tableau 7 : méthode de calcul du biogaz envoyé vers la cogénérateur

	scénario BV	scénario HBV	
<b>biogaz produit</b>	<b>3,8E+06</b>		Nm3
<i>dont 2% vers torchère</i>	7,6E+04		Nm3
<i>dont 98% vers la cogénérateur</i>	3,7E+06		Nm3
↓ production dans la cogénérateur			
<i>dont électricité</i>	2,7E+07		MJ
<i>dont chaleur</i>	4,7E+07		MJ
→ Crédit électricité sc. BV et HBV			
↓			
<i>besoin pour chauffer le digestat</i>	9,3E+06		MJ
<i>besoin pour l'évapoconcentration (sc. BV)</i>	2,2E+07		
<i>valorisation IAA (sc. HBV)</i>	-	3,7E+07	MJ
→ Crédit chaleur sc. HBV			

Tableau 8 : production et valorisation de la chaleur et de l'électricité en sortie de méthaniseur

### 2.2.5 Le digesteur

Les caractéristiques du gisement mobilisé nous orientent vers une méthanisation par voie liquide. Afin de déterminer la quantité de biogaz produite en sortie de digesteur, il est indispensable de calculer les pertes de carbone sous forme de  $\text{CO}_2$  et  $\text{CH}_4$  pendant les étapes de stockage précédentes. La méthode est présentée dans le Tableau 7. Le potentiel de biogaz initial est déterminé grâce au travail de Romain Girault, doctorant Cemagref, sur la caractérisation de substrats méthanisables. Les pertes de biogaz dues aux fuites (raccords de tuyauteries, valves non étanches...) ont été évaluées d'après des études menées par ELTRA (2003) et Olesen et coll. (2004) (Institut für Energetik und Umwelt en 2006).

Les fuites sont évaluées à hauteur de 1,8% du biogaz produit par l'unité de méthanisation. Afin de prendre en compte la perte matière dans le digesteur, le poids du biogaz produit est soustrait à la quantité de substrat introduit dans le méthaniseur. Ainsi, avec 59% de méthane dans le biogaz, le poids du  $\text{CH}_4$  est de 1,5 E+03 t contre 3,0 E+03 tonnes pour le  $\text{CO}_2$ . Soit un poids total du biogaz produit de 4,5 E+03 t. Le digestat sortant a une masse de 8,4 E+04 tonnes (8,8 E+04 t d'effluent entrant - 4,5 E+03 t liés au  $\text{CO}_2$  et  $\text{CH}_4$ ). D'un point de vue énergétique, nous prenons l'hypothèse d'une consommation électrique égale à 10% de l'électricité totale produite par le méthaniseur (source : Institut für Energetik und Umwelt en 2006). Cette quantité d'électricité est notamment utilisée pour le brasseur et les pompes. 20% de l'énergie thermique produite par la cogénératrice est renvoyée pour chauffer le digesteur. Les éléments concernant la valorisation de la chaleur et de l'électricité sont présentés ci-contre (cf. Tableau 8). Notons que le scénario méthanisation avec compostage valorise davantage la chaleur auprès de la laiterie. Mais ces données sont à relativiser car nous disposons de peu de recul sur le besoin en électricité du procédé d'évapoconcentration.

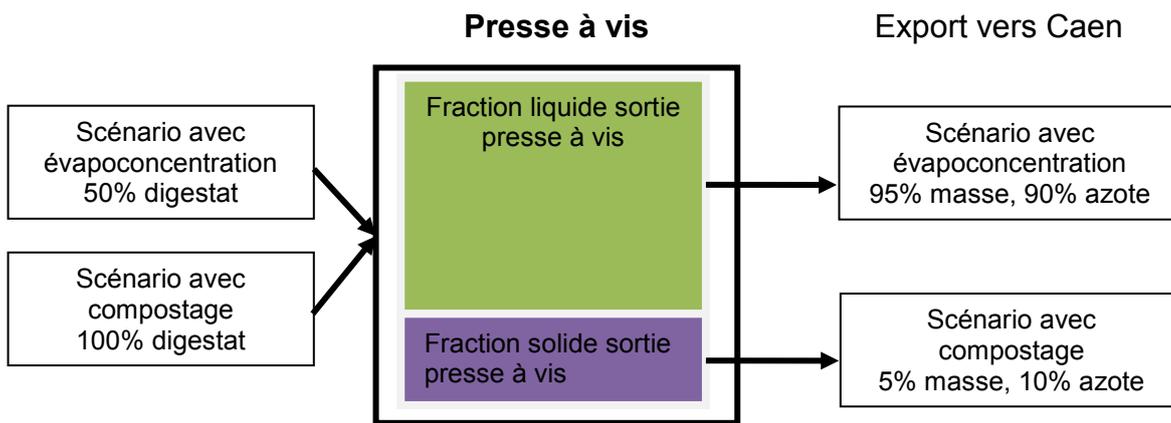


Figure 13 : presse à vis et procédés de traitement du digestat

### 2.2.6 La presse à vis

Il s'agit du process de séparation de phases en amont du post-traitement (cf. Figure 13). Pour le scénario méthanisation avec évapoconcentration, la moitié du digestat est envoyée vers la presse (cf. annexe 1) car avec cette quantité, le procédé d'évapoconcentration permet d'atteindre nos objectifs d'exportation d'azote. En effet, ce procédé traite la fraction liquide en sortie de presse à vis, soit 95% de la masse entrante et 90% de l'azote total entrant.

Pour le scénario méthanisation avec compostage, 100% du digestat est traité par la presse à vis. La partie solide est dirigée vers le compostage (soit 5% de la masse entrante et 10% de l'azote total entrant). Les données sont issues du rapport du Cemagref pour l'ADEME en 2005 : Bilan environnemental des procédés de traitement biologique des lisiers de porcs, L. Loyon et al.

Il est important de remarquer que les caractéristiques de la presse à vis et du procédé d'évapoconcentration, permettent d'exporter une fraction plus importante d'azote hors du territoire (cf. Figure 13).

### 2.2.7 Le procédé évapoconcentration

En parallèle de ce procédé, la moitié du digestat en sortie de méthaniseur ( $4,2 \text{ E}+04 \text{ t}$ ) et la phase solide du refus de presse à vis sont stockés (stockage couvert de 20 jours). Préalablement à l'évapoconcentration, une étape d'acidification de la fraction liquide issue de la presse permet de bloquer l'ammoniac. Deux produits sont disponibles en sortie du procédé d'évapoconcentration : un concentré (18% de la masse entrante et la quasi totalité de l'azote entrant) et une eau issue du procédé (82% de la masse entrante). Les données sont issues du document de l'OFEN (Suisse) et du rapport de l'IFIP sur la déshydratation des digestats. Le besoin en chaleur est fourni par la cogénératrice ( $150 \text{ kWh/m}^3$ ). La consommation électrique est de  $7,9 \text{ kWh/m}^3$  à traiter. Le temps de stockage du concentré est de 20 jours moyens. Nous ne considérons pas d'émissions azotées au stockage dues à l'ajout préalable d'acide et à un manque de données. Pour le stockage de l'eau issue du procédé, le temps est de 20 jours moyens et cette eau est directement épandue sur le site. Du fait de son faible contenu en azote, nous ne considérons pas d'émissions à l'épandage.

	<i>scénario existant</i>		<i>scénario BV</i>		<i>scénario HBV</i>	
	<i>t (N)</i>	<i>t MB</i>	<i>t (N)</i>	<i>t MB</i>	<i>t (N)</i>	<i>t MB</i>
vers le territoire	3,1E+02	<b>6,4E+04</b>	1,7E+02	<b>3,0E+04</b>	3,3E+02	<b>6,5E+04</b>
<b><u>vers épandage IAA</u></b>	7,5E+01		7,5E+01	1,3E+04	7,5E+01	1,5E+04
vers incinération	4,8E+01					
vers export Caen			2,0E+02	<b>3,6E+03</b>	3,9E+01	<b>2,0E+03</b>
eau épandue sur site			1,5E-01	3,6E+04		
total	<b>4,3E+02</b>		<b>4,5E+02</b>		<b>4,5E+02</b>	

En souligné : le plan d'épandage IAA non modélisé

En bleu : valeur similaire

**Tableau 9 : plan d'épandage des trois scénarios en tonne d'azote et tonne de produit épandu**

### 2.2.8 *Le procédé compostage*

En analysant la bibliographie, on note une grande variété de FE. Les valeurs retenues sont donc à relativiser et à préciser si le compostage apparaît comme impactant. Nous avons considéré les émissions de C\_CO<sub>2</sub> et C\_CH<sub>4</sub> exclusivement dues au digestat composté, sans prise en compte des émissions provoquées par le compostage des déchets verts et du structurant nécessaire au compostage des digestat. La quantité de compost en sortie est de 2 E+03 t. En parallèle, la fraction liquide issue de la presse à vis est stockée pendant 20 jours avec une couverture.

### 2.2.9 *Bilan des produits à exporter sur le territoire et vers Caen*

Le scénario méthanisation avec évapoconcentration permet d'exporter le plus de produits organiques et remplit les objectifs de départ en exportant 2,2 E+02 t d'azote. Pour le scénario avec compostage, la fraction exportée est faible et ne correspond pas à nos objectifs de départ. Cette fraction exportée ne permet même pas de compenser le gain de gisement lié à la mobilisation des effluents anciennement incinérés dans l'existant (voir caractéristiques du scénario existant).

### 2.2.10 *Bilan des produits organique retournant au niveau BV+3km*

Pour le scénario méthanisation avec évapoconcentration, la moitié du digestat en sortie de méthaniseur (qui n'a pas été envoyé dans la presse à vis, cf. Figure 13) et la fraction solide en sortie de la presse à vis retournent vers la zone BV+3km. L'eau issue du process d'évapoconcentration est également épandue sur cette zone.

Pour le scénario méthanisation avec compostage, la totalité de la fraction liquide en sortie de presse à vis est épandue sur la zone BV+3 km. Il est important de remarquer que cette quantité de matière brute épandue sur le territoire est supérieure à l'existant (cf. Tableau 9). Cela est dû à la faible quantité de compost exporté et à la mobilisation des effluents incinérés dans l'existant.

Une analyse plus poussée est menée ci-dessous et détaille, pour chaque scénario la quantité de digestat épandue sur le territoire et la pression organique à l'hectare. Les données chiffrées des quantités épandues sur la zone BV+3km, en fonction du scénario figurent dans le Tableau 10, Tableau 11 et Tableau 12.

SAU Zone BV+3 km (données 2009)  
 4045 ha (**68 fermes**)  
 1720 ha prairie  
**2325 ha épandue**

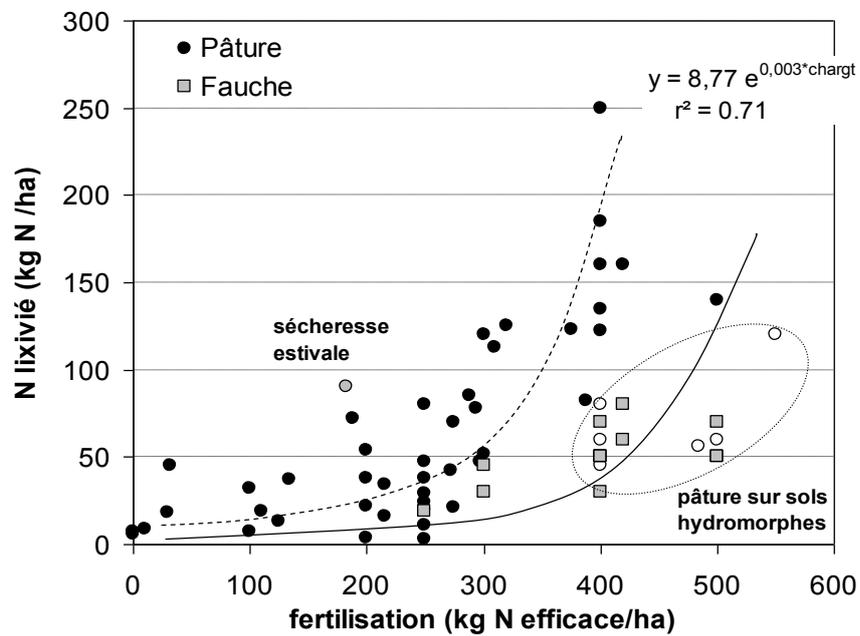
soit 34 ha par ferme

**1564** ha/ferme fumier bovin

**136** ha/ferme lisier bovin

**612** ha/ferme lisier porc

Figure 14 : surface d'épandage selon le type de ferme



Source : rapport préliminaire de l'expertise collective sur les flux d'azote en élevage conduite par l'INRA (2010-2011).

Figure 15 : effet de la fertilisation (ou du chargement) sur les pertes de nitrate par lixiviation.

### 2.2.11 *Épandage des effluents*

La zone d'épandage pour le territoire BV + 3 km est identique pour les trois scénarios. Nous faisons l'hypothèse d'exclure les prairies de la zone d'épandage et de conserver les surfaces en culture, dont plus de la moitié sont en maïs car nous supposons que les digestats seront épandus en priorité sur cette culture. La surface d'épandage est alors égale à 2325 ha. Nous avons divisé cette surface proportionnellement au nombre d'exploitation de type « bovin fumier », « bovin lisier » et « lisier porc », comme le montre la Figure 14.

Concernant les FE à l'épandage, nous ne disposons pas de données pour les effluents d'IAA épandus dans le scénario existant. De plus, pour le plan d'épandage des IAA, nous avons décidé de garder la même quantité d'azote épandue et quasiment le même tonnage quel que soit le scénario. L'impact de l'épandage des effluents issus d'IAA sera donc identique entre les trois scénarios. **Nous pouvons dès lors, négliger cette étape et ne pas modéliser les émissions liés au plan d'épandage des IAA**

Les chantiers d'épandage modélisés sont donc :

- Pour l'existant : l'épandage des effluents d'élevage au niveau des exploitations
- Pour le scénario méthanisation avec évapoconcentration : l'épandage du digestat au niveau des fermes, l'épandage du concentré sur la plaine de Caen et l'aspersion de l'eau issue du process d'évapoconcentration autour du site de méthanisation
- Pour le scénario méthanisation avec compostage : idem que le scénario précédent avec, ici, épandage du compost, sans l'aspersion de l'eau issue du process d'évapoconcentration

Pour le lessivage de l'azote, nous raisonnons en fonction de la fertilisation minérale apportée à l'hectare. Plus la fertilisation à l'hectare est importante, plus la quantité de  $\text{NO}_3$  lessivée par hectare sera grande. Cette relation suit la courbe présentée ci-contre (cf. Figure 15) et constitue la base de nos calculs.

<b>scénario BV, avec évapoconcentration retour des produits organiques sur le BV+3km</b>				
<b>type de ferme</b>	<b>effluent (t)</b>	<b>SAU (ha)</b>	<b>effluent (t/ha)</b>	<b>N/ha (kg)</b>
<i>fumier bovin</i>	22251	1564	14	80
<i>lisier bovin</i>	3658	136	27	151
<i>lisier porcin</i>	4572	612	7	42
<b>total</b>	<b>30481</b>			

Tableau 10 : épandage du digestat sur le BV+3km, scénario avec évapoconcentration

<b>scénario HBV avec compostage retour des produits organiques sur le BV+3km</b>				
<b>type de ferme</b>	<b>effluent (t)</b>	<b>SAU (ha)</b>	<b>effluent (t/ha)</b>	<b>N/ha (kg)</b>
fumier bovin	47237	1564	30	154
lisier bovin	8084	136	59	303
lisier porcin	9697	612	16	81
<b>total</b>	<b>65018</b>			

Tableau 11 : épandage du digestat sur le BV+3km, scénario compostage

<b>scénario existant</b>				
<b>type de ferme</b>	<b>effluent (t)</b>	<b>SAU (ha)</b>	<b>effluent (t/ha)</b>	<b>N/ha (kg)</b>
fumier bovin	46546	1564	30	164
lisier bovin	7966	136	59	246
lisier porcin	9555	612	16	73
<b>total</b>	<b>64067</b>			

Tableau 12 : épandage des effluents d'élevage sur le BV+3km, scénario existant

- **Scénario méthanisation avec évapoconcentration (cf. Tableau 10)**

Pour le digestat épandu sur le territoire du BV, les résultats du ratio azote/ha sont cohérents d'un point de vue législatif et par rapport à nos objectifs de diminution de la quantité épandue d'azote/ha, sauf pour le lisier bovin qui reste supérieur à 140 u/ha. Cela est dû à la répartition, assez « arbitraire » des surfaces d'épandage selon le nombre d'exploitations. Pour le concentré, la surface d'épandage est de 1453 ha, correspondant à une pression de 140 kg N<sub>org</sub>/ha. La fraction liquide sortie d'évapoconcentration est épandue directement sur le site.

- **Scénario méthanisation avec compostage (cf. Tableau 11)**

Pour le digestat épandu sur le territoire BV + 3 km, la dose d'azote épandue à l'hectare est au-dessus de nos objectifs et surtout au-dessus de la réglementation en vigueur (notamment pour le lisier bovin). De plus, d'un point de vue agronomique, 59 t/ha de lisier n'est pas cohérent. Ces résultats sont à relativiser par rapport aux hypothèses prises pour la surface d'épandage. Mais il faut souligner que la pression d'épandage à l'hectare est supérieure au scénario existant. Cela est dûLe compost (2036 t) est exporté au niveau de la plaine de Caen. La surface d'épandage est de 276 ha pour une pression d'azote organique de 140 kg/ha.

- **Scénario existant (cf. Tableau 12)**

Pour les effluents d'élevage, nous sommes face à la même incertitude sur les surfaces d'épandage disponibles pour chaque ferme ce qui peut entraîner des excédents incohérents, mais globalement les pressions à l'épandage sont fortes et supérieures à la réglementation.

Nous pouvons conclure que, par rapport à nos objectifs d'exportation de l'azote, le scénario avec évapoconcentration remplit son rôle contrairement au scénario avec compostage. Cependant, ces résultats sont à relativiser et l'analyse de la faisabilité technique de l'installation d'évapoconcentration doit être plus poussée afin d'estimer correctement la demande énergétique du système et les rendements qui en découlent. Concernant le compostage, n'oublions pas que c'est un procédé peu énergivore qui permet à la laiterie de St Brice de valoriser la chaleur et qui, d'un point de vue global peut-être extrêmement intéressant en terme d'impacts évités sur l'environnement (cf. partie 3.7).

scénario BV	RETOUR vers le territoire		A/R remplissage cuve		qté transportée (t)	nb de trajet
	trajet retour (km)	trajet retour total (km)	trajet (km)	trajet total (km)		
<i>lisier bovin</i>	5,4	1,1E+03	2,0	4,2E+02	3,7E+03	2,1E+02
<i>fumier bovin</i>	4,7	6,1E+03	2,0	2,6E+03	2,2E+04	1,3E+03
<i>lisier porcin</i>	5,3	1,4E+03	2,0	5,3E+02	4,6E+03	2,6E+02

scénario HBV

<i>lisier bovin</i>	5,2	2,4E+03	2,0	9,3E+02	8,1E+03	4,7E+02
<i>fumier bovin</i>	7,5	2,0E+04	2,0	5,5E+03	4,7E+04	2,7E+03
<i>lisier porcin</i>	8,0	4,5E+03	2,0	1,1E+03	9,7E+03	5,6E+02

Tableau 13 : distance parcourue pour acheminer le digestat vers le territoire (retour) et pour les A/R (entre la ferme et le champ) liés au remplissage de la cuve

scénario BV	trajet aller (km)	trajet aller total (km)	qté transportée (t)	nb de trajet
export concentré (camion)	137	2,9E+04	3,6E+03	1,5E+02
A/R remplissage cuve	2	4,2E+02		2,1E+02
retour digestat vers PE IAA	13	7,2E+03	1,3E+04	5,4E+02

scénario HBV

export compost (camion)	137	1,1E+04	2,0E+03	8,3E+01
A/R remplissage cuve	2	2,4E+02		1,2E+02
retour digestat vers PE IAA	7	4,6E+03	1,5E+04	6,0E+02

Tableau 14 : distance parcourue pour acheminer le compost et le concentré vers caen, le digestat vers le PE IAA et pour les A/R (entre le lieu de stockage et le champ) liés au remplissage de la cuve

Vers l'incinération	trajet aller (km)	trajet total (km)	qté transportée (t)	nb trajet
Abattoir porc	104	3,1E+04	7,3E+03	3,0E+02
Charcuterie	98	2,4E+03	5,9E+02	2,4E+01

A/R pour le remplissage de la cuve

<i>lisier bovin</i>	2	9,2E+02	8,0E+03	4,6E+02
<i>fumier bovin</i>	2	5,4E+03	4,7E+04	2,7E+03
<i>lisier porcin</i>	2	1,1E+03	9,6E+03	5,5E+02

Tableau 15 : distance parcourue vers l'incinérateur, et pour les A/R (entre la ferme et le champ) liés au remplissage de la cuve

### 2.2.12 *Transport des effluents vers le territoire, vers Caen et vers le PE IAA et aller-retour entre le champ et la ferme pour le remplissage de la cuve*

Pour les scénarios avec méthanisation, le transport du compost et du concentré ainsi que le retour du digestat vers les fermes et le plan d'épandage (PE) IAA sont renseignés dans le Tableau 13 et le Tableau 14.

De plus, les allers-retours (A/R) entre les champs et la ferme (liés au remplissage de la cuve) sont modélisés. Arbitrairement, nous avons pris une distance de 4 km A/R pour tous les scénarios.

La méthode de calcul des A/R pour remplir la cuve est présentée ci-dessous.

#### Avec une cuve de 16 t

- $[\text{quantité d'effluent à épandre (t)} / \text{SAU (ha)}] / 16 \text{ t} = \text{nombre de cuve par ha}$
- $\text{Nombre de cuves par ha} \times \text{SAU (ha)} \times 2 \text{ (km)} = \text{nombre de kilomètres aller}$

Enfin pour le transport lié à l'incinération dans le scénario existant, notons que l'abattoir de porc et que la charcuterie, située à Antrain sont respectivement à 104 km et à 98 km « aller » du site d'incinération de Lamballe (cf. Tableau 15). La méthodologie est détaillée en partie 2.1.2 et dans la Figure 9 et la Figure 10.

Une analyse de sensibilité pourra être réalisée sur ce point si ces étapes de transport sont impactantes.

**PLAN PRINCIPAL, scénario avec méthanisation et compostage (non exhaustif)**

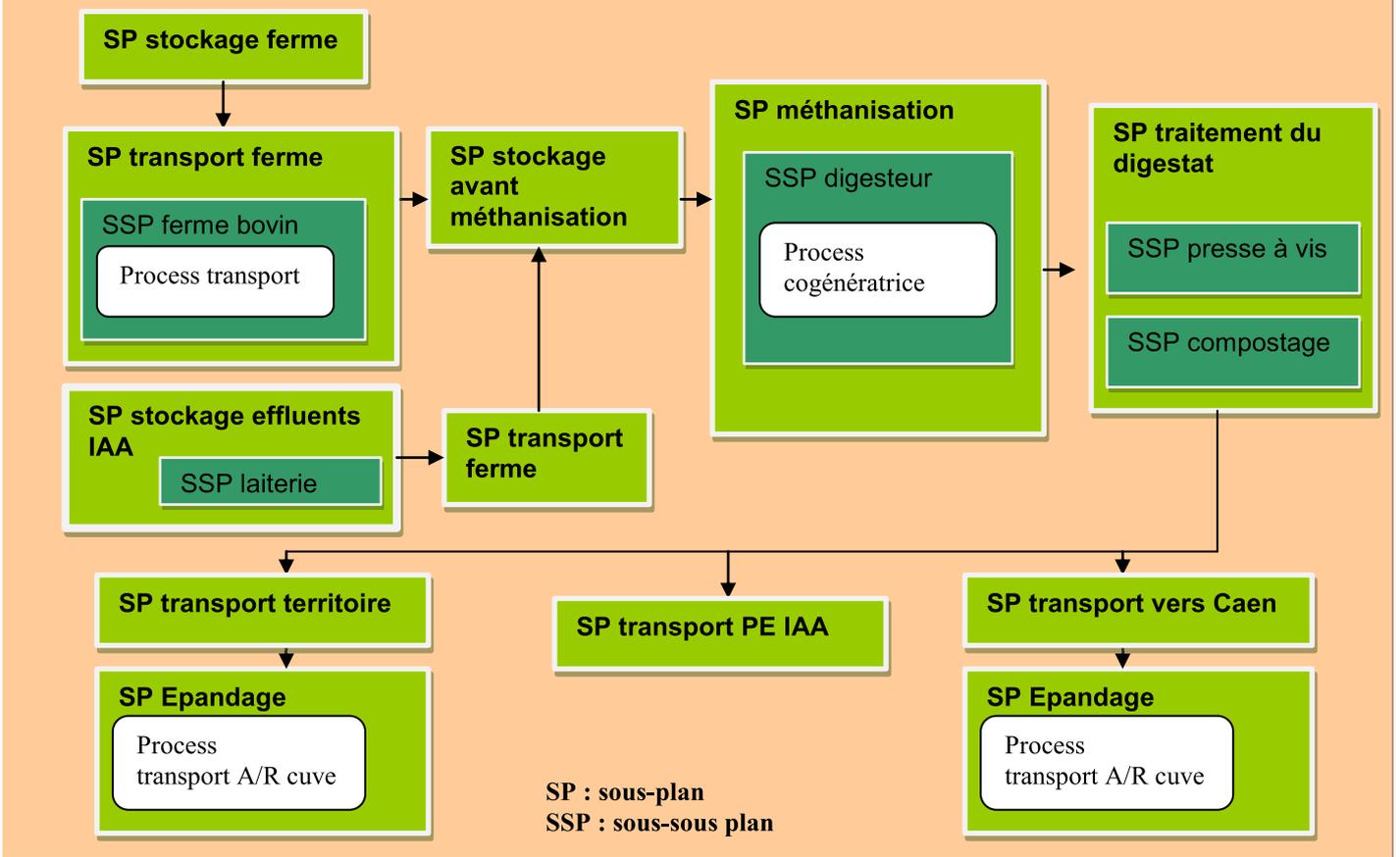


Figure 16 : modélisation (non exhaustive) sous GaBi, plans, sous plans (SP) et sous-sous plans (SSP) et process

**Plan scénario BV**

**Sous plan stockage ferme**

**Process fumière**

Parameter	Formula	Value	Minimum	Maximum	Band	Comment	Units	Defaults
coef		0,45						coef 0,45
qte_C_tot_sortia	$qte\_C\_tot\_entra - (qte\_CH_4 * (12/16)) - (qte\_CO_2 * (12/44))$	0,0668						étude ADEME_EDgaz2006
qte_CH4	$((100 * (10,4 / 100)) / 15) * (16 / 12) / 1000 * temps$	0,00114						étude ADEME_EDgaz2006
qte_CO2	$(qte\_CH_4 / 16 * 44)$	0,00114						étude ADEME_EDgaz2006
qte_fumier		1						
qte_fumier_ap	$qte\_fumier * 0,99$	0,99						
qte_MIO	$3,95 / 1000 * qte\_fumier$	0,00395						t Njan
qte_NH3	$15 / 1000 * qte\_fumier$	0,15						étude ADEME_EDgaz2006
qte_N_entrant	$(5,5 / 1000) * qte\_fumier$	0,0055						
qte_N_sortant	$qte\_N\_entrant - qte\_N_2 - (qte\_N_2O * (28/44)) - (qte\_N\_M13)$	0,0033						
qte_N2	$qte\_N\_entrant * (1,5 / 100) * (1) * temps$	2,0625						étude ADEME_EDgaz2006
qte_N2O	$qte\_N\_entrant * (0,3 / 100) * (44 / 28) * temps$	5,98218						étude ADEME_EDgaz2006
qte_NH3	$qte\_N\_H3 * 17 / 14$	0,00114						
qte_P	$1,14 / 1000 * qte\_fumier$	0,00114						t de P
temps		20/80						80 jours reference étude AD

**Paramètres à définir**

**Données entrantes**

**Données sortantes**

**Emissions**

Figure 17 : visualisation des plans, sous-plan et sous-sous plan dans GaBi et process

## 2.3 La modélisation sous GaBi, du plan à la fiche process

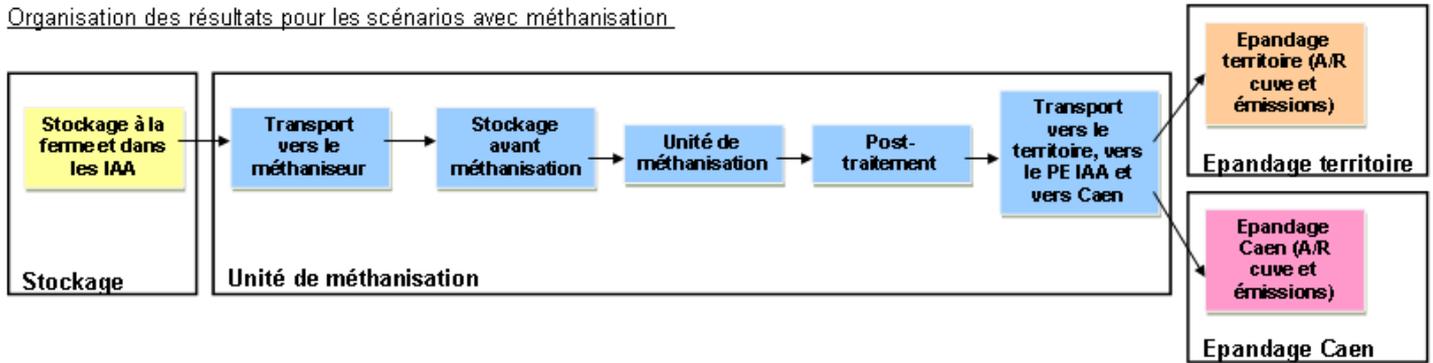
Chaque étape des scénarios a été modélisée sous le logiciel GaBi et organisée en « plan » « sous plan », « sous-sous plan » et process (cf. Figure 16 et Figure 17). C'est au niveau des fiches process que sont renseignés les éléments tels que les FE (cf. annexe 3). La majorité des process utilisés pour notre étude a été complétée à partir des données collectées. Pour le transport, le process GaBi a été adapté. Enfin, certains process tels que l'incinération ont été utilisés sans modification. Suite à la modélisation des scénarios et du choix de la méthode, le logiciel calcule des résultats « bruts » pour lesquels une étape de tri est nécessaire.

## 2.4 Réorganisation des modules sous GaBi et organisation des données en vue de l'analyse

Une réorganisation des modules à travers des allers-retours vers le logiciel est parfois nécessaire afin de faciliter l'analyse des résultats. Par exemple, il est intéressant de créer un « sous-plan transport » pour chaque transport par type de ferme et type d'IAA plutôt que de créer des process directement dans le plan principal, qui ne permettent pas de distinguer l'origine des différentes consommations de gasoil. Cet exemple illustre le fait que l'ACV est une procédure itérative.

Ensuite, l'acquisition des données se fait en trois temps : (1) récupération des données du logiciel GaBi vers un fichier excel, (2) désagrégation des impacts évités et générés et (3) désagrégation des impacts (évités/générés) entre arrière plan et premier plan. La distinction impacts évités/générés permet de visualiser les allocations réalisées (exemples : engrais minéraux, chaleur ou électricité). La distinction entre le premier plan et l'arrière plan permet de différencier les impacts générés par les activités de gestion de l'effluent (maîtrisables ou maîtrisés par les exploitants) telles que les émissions au stockage ou le transport des effluents (le premier plan) et les activités support que sont la production des matières premières telles que le carburant ou les réactifs (l'arrière plan).

Organisation des résultats pour les scénarios avec méthanisation



Organisation des résultats pour le scénario existant

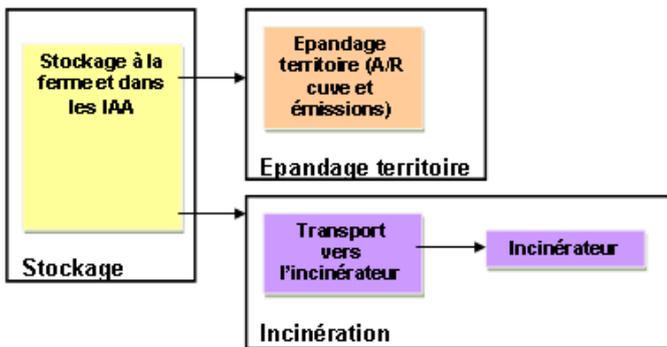


Figure 18 : schéma d'organisation des résultats

Enfin lors de la dernière étape, les résultats ont été regroupés dans 5 modules: le stockage, l'unité de méthanisation, l'épandage vers le territoire, l'épandage vers la plaine de Caen et l'incinération (cf. Figure 18).

#### Regroupement des procédés par module

- Stockage : stockage IAA + stockage à la ferme
- Unité de méthanisation : transport pour collecter les effluents + stockage avant méthanisation + digesteur + cogénétratrice + post-traitement (presse à vis, évapoconcentration ou compostage et stockage des produits) + transport des produits vers le territoire, le plan d'épandage IAA et vers Caen
- Epandage : transport lié aux A/R entre les champs et la ferme pour remplir la cuve et les émissions lors de l'épandage
- Incinération : transport vers le site et émissions



## 3 RESULTATS

### 3.1 Impacts étudiés lors de l'analyse des résultats

La méthode CML 2001 est la méthode choisie pour évaluer les impacts environnementaux potentiels de ces scénarios. Elle permet d'évaluer une dizaine de catégories d'impact « mi-parcours » mais seulement trois seront analysées de manière approfondie au cours de cette étude : l'acidification (en kg SO<sub>2</sub>-Equiv.), l'eutrophisation (en kg Phosphate-Equiv.) et le réchauffement climatique à 100 ans (en kg CO<sub>2</sub>-Equiv.).

Ces trois catégories représentent trois des grands enjeux environnementaux de la gestion des effluents d'élevage. De plus, deux de ces catégories d'impact, le réchauffement climatique et l'acidification, permettent de mettre en exergue l'impact possible du transport.

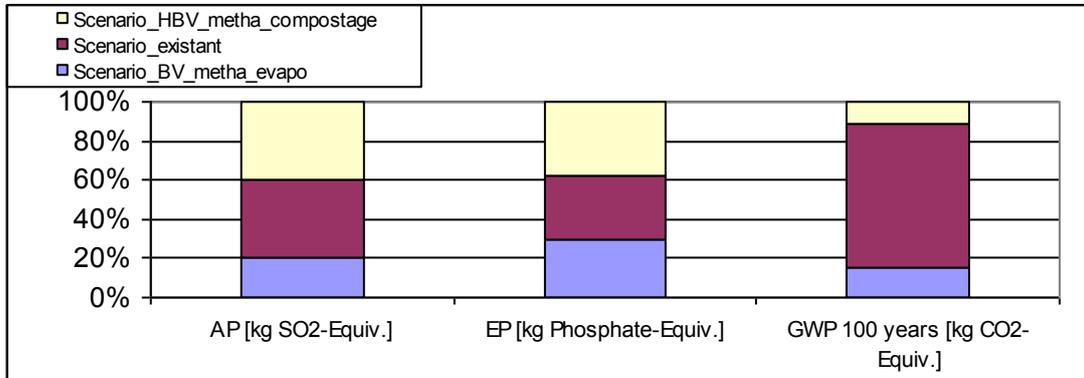
Pour chaque impact la méthode d'analyse est identique. J'ai mené cette étude des résultats en débutant par l'analyse des impacts générés (arrière plan et premier plan). Puis l'analyse des impacts générés au premier plan est menée, avec une étude des flux (pour les modules les plus impactant) permettant d'identifier des leviers potentiels d'amélioration. Une partie est consacrée aux impacts évités.

### 3.2 Vue globale des trois impacts étudiés

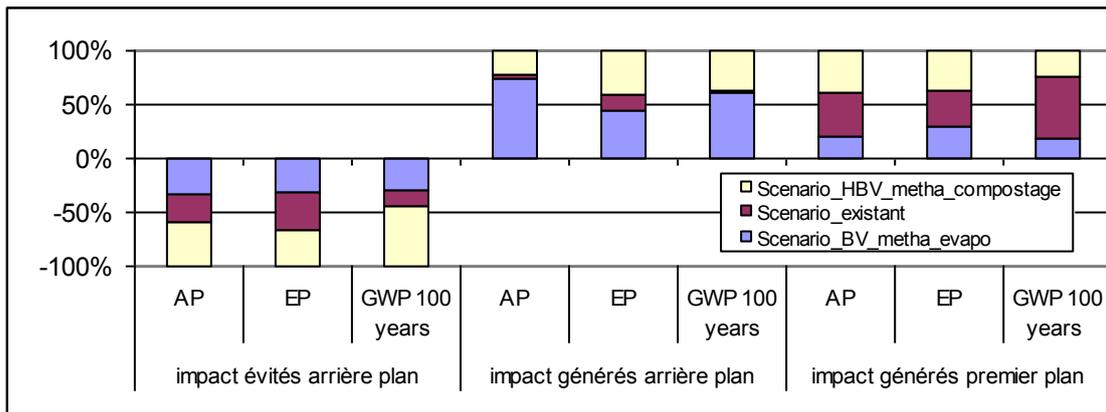
Les documents page suivante (cf. Figure 19 et Figure 20) permettent de visualiser, en valeur relative, la part de chaque scénario selon les impacts étudiés. Différents niveaux d'analyse sont menés : aucune désagrégation (cf. Figure 19) et la désagrégation des impacts évités et générés selon l'arrière et le premier plan (cf. Figure 20) (cf. méthodologie partie 2.4.). Les résultats sont présentés en valeur relative pour deux raisons : (1) éviter les comparaisons entre les différents impacts car ils n'ont pas la même unité et (2), les valeurs relative permettent une meilleure lisibilité des résultats (évite un problème d'échelle) entre les trois scénarios.

Légende pour les deux documents suivant :

- AP: Acidification Potential en kg SO<sub>2</sub> eq.
- EP: Eutrophication Potential en kg phosphate eq.
- GWP: Global Warming Potential (100 years) en CO<sub>2</sub> eq.



**Figure 19 : comparaison des trois scénarios, en valeur relative, selon les impacts étudiés**



**Figure 20 : comparaison des trois scénarios, en valeur relative, entre les impacts évités et générés au premier plan et à l'arrière plan pour les trois impacts étudiés**

Dans la Figure 19, nous remarquons que les scénarios avec méthanisation semblent être moins impactant que l'existant pour les impacts acidification et réchauffement climatique. En revanche aucune tendance ne peut être dégagée à ce niveau d'agrégation pour l'impact eutrophisation. Pour le réchauffement climatique, la part liée au scénario existant est la plus importante.

Dans la Figure 20, les résultats du document précédent sont désagrégés entre l'arrière et le premier plan et les impacts évités et générés. La tendance se confirme malgré une diminution de la part du scénario existant dans l'impact réchauffement climatique (cf. Figure 20). Nous ne constatons toujours pas de réelle tendance pour l'eutrophisation. La mise en place d'une unité de méthanisation et d'un post-traitement permet donc de répondre à des problématiques environnementales d'autant plus qu'ils génèrent moins d'impacts au premier plan sur le territoire.

De plus, entre les deux scénarios de méthanisation, le scénario avec évapoconcentration semble être le moins impactant.

Les impacts évités les plus importants sont situés au niveau du scénario de méthanisation avec compostage, situé près de Laiterie. Cela confirme l'intérêt de la valorisation de la chaleur par une industrie à proximité du site de méthanisation. En revanche, la part d'impact généré à l'arrière plan par les scénarios avec méthanisation est plus importante que le scénario existant. L'étude de chaque impact permettra d'en définir l'origine.

### 3.3 Impact acidification

L'acidification est un phénomène naturel qui s'est amplifié au cours de ces dernières années avec l'augmentation de l'émission atmosphérique de polluants type NOX et SO<sub>2</sub> essentiellement, permettant la formation de pluies acides. L'acidification peut avoir des conséquences sur l'eau, avec une augmentation de la concentration des protons (ions H<sup>+</sup>, issus de l'acide nitrique HNO<sub>3</sub> ou acide sulfurique H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) entraînant une baisse de pH. Ce phénomène peut aussi toucher la surface terrestre, se traduisant notamment par une perte d'éléments nutritifs pour la végétation. En agriculture, les émissions d'ammoniac contribuent notamment à cet impact.

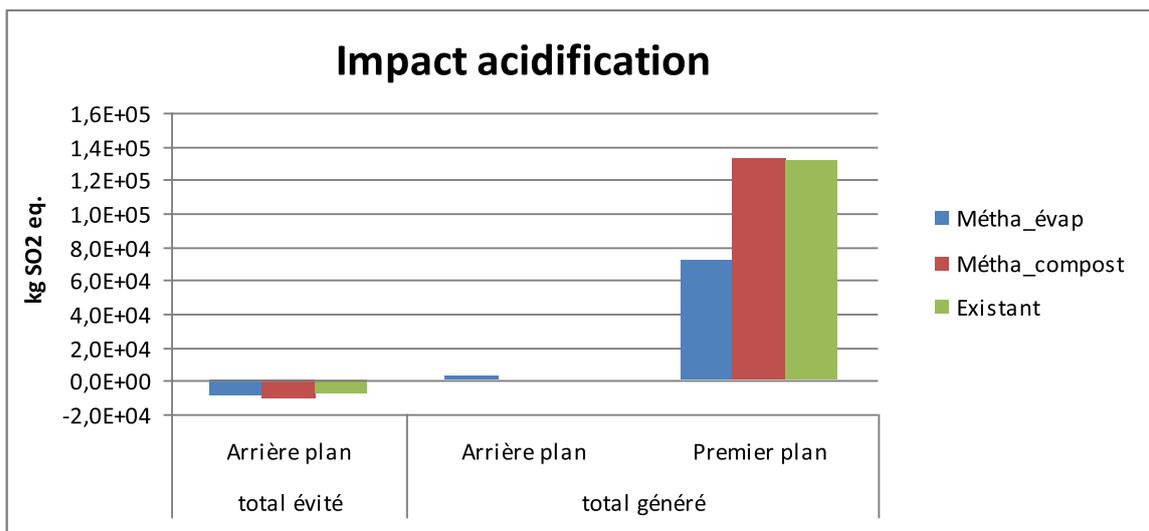


Figure 21 : vue globale, arrière et premier plan et évité/généré, de l'impact acidification pour les trois scénarios

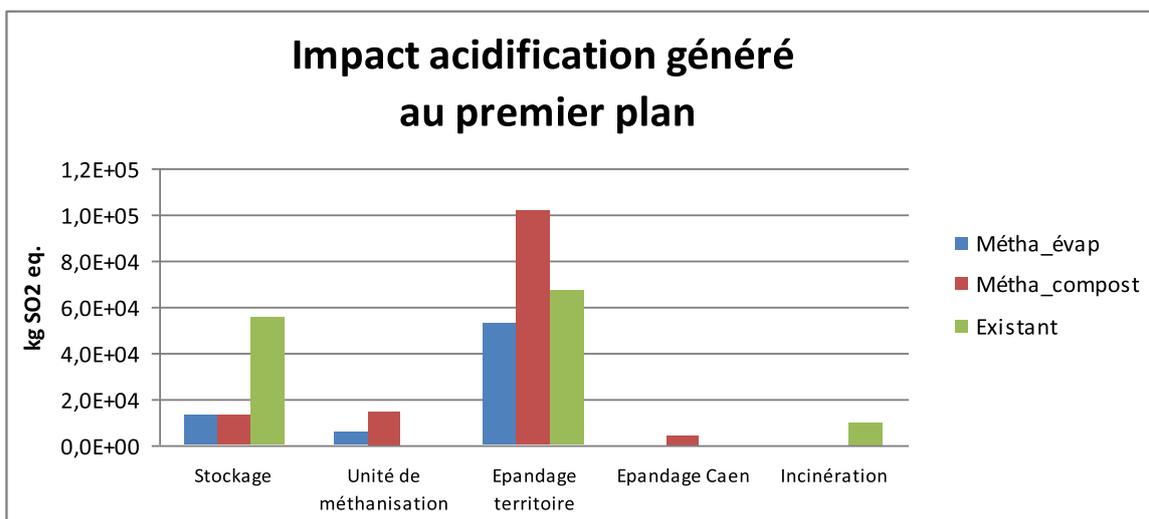


Figure 22 : composante de l'impact acidification généré au premier plan pour les trois scénarios

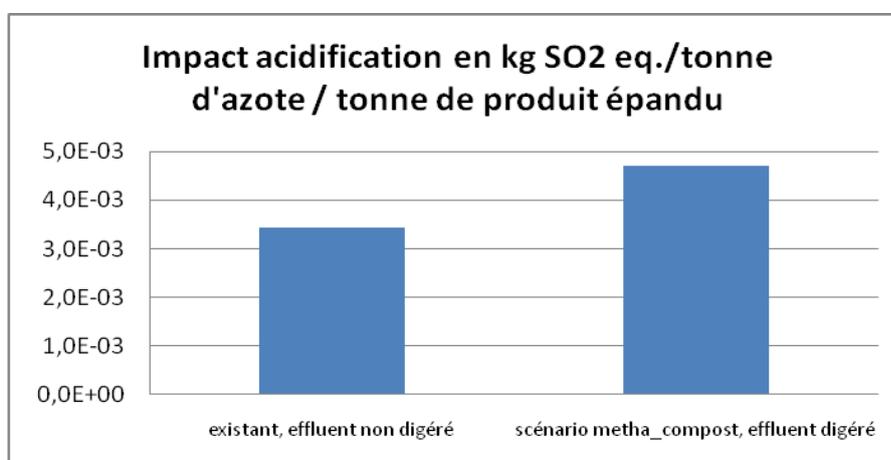


Figure 23 : impact acidification/tonne d'azote/tonne de matière brute pour les émissions lors de l'épandage du produit digéré (sc. métha et compostage) et du produit non digéré (sc. existant)

Les résultats d'impact pour les trois scénarios sont présentés dans la Figure 21. Les principaux impacts sont générés au premier plan, dans lequel, le scénario de méthanisation avec évapoconcentration est nettement moins impactant que les scénarios de méthanisation avec compostage et existant. Nous ne pouvons pas observer de différences significatives entre ces deux derniers pour l'impact généré au premier plan.

D'après la Figure 22, l'épandage sur le territoire et le stockage sont les deux modules les plus impactant pour les trois scénarios. Une analyse plus poussée est menée ci-dessous pour le scénario existant et le scénario méthanisation avec compostage.

### **Module Epandage sur le territoire**

Tous scénarios confondus, ce module génère le plus d'impact. Pour le scénario méthanisation avec compostage, la valeur d'impact de ce module est de  $1,0 \text{ E}+05 \text{ kg SO}_2 \text{ eq.}$  soit 76% de la valeur de l'impact total au niveau du scénario (cf. Figure 21). Pour le scénario existant les valeurs sont inférieures. Dans ce dernier, ce module génère 51% de l'impact total acidification du scénario soit  $6,7 \text{ E}+04 \text{ kg SO}_2 \text{ eq.}$

Dans ce module « épandage territoire », pour les trois scénarios, les émissions liées à l'épandage des effluents sont responsables à plus de 95% de l'impact. Le flux à l'origine de cet impact est l'ammoniac.

Entre le scénario avec compostage et l'existant, les quantités épandues sont identiques mais le type de produit est différent. Dans le scénario avec méthanisation le produit épandu est du digestat, ce qui explique cette hausse d'impact (volatilisation plus importante de l'ammoniac), contrairement à l'épandage d'un effluent non digéré dans le scénario existant. L'impact acidification de l'épandage des deux produits ramené en  $\text{kg SO}_2 \text{ eq. / tonne d'azote/ tonne matière brute épandue}$  confirme ces résultats (cf. Figure 23).

Des leviers importants sont donc à soulever concernant les émissions d'ammoniac lors de l'épandage. Cependant le potentiel d'amélioration est à relativiser car les FE tiennent déjà compte de pratiques d'épandage limitant la volatilisation de l'azote avec l'utilisation de pendillard. Retenons que pour agir sur cet impact, la diminution de la volatilisation de l'azote est un facteur déterminant.



## **Module stockage des effluents à la ferme et en IAA**

Le stockage des effluents à la ferme et en IAA, pour le scénario existant, est un module également impactant (cf. Figure 22). Ces valeurs fortes pour l'existant (5.3 E+04 kg SO<sub>2</sub> eq.) sont dues à un stockage de 80 jours contre 20 jours pour les scénarios de méthanisation.

Pour le scénario existant, le stockage des effluents à la ferme est le plus impactant à hauteur de 40% de l'impact global acidification du scénario existant. Pour ce scénario, il s'agit bien du deuxième poste après les émissions à l'épandage. Pour les scénarios méthanisation avec compostage ou évapoconcentration, la proportion de l'impact du stockage à la ferme dans l'impact global acidification des scénarios est, respectivement de 9% et 18% (valeur absolue égale à 1,3 E+04 kg eq. SO<sub>2</sub>). Les flux d'ammoniac au stockage sont à l'origine de l'impact acidification.

On peut mettre en évidence un levier d'amélioration au niveau du stockage à la ferme principalement, qui est non négligeable dans l'impact global acidification des scénarios (notamment 40% de l'impact total du scénario existant généré par le stockage). Mais ce potentiel d'amélioration est également à nuancer car les FE prennent en compte une couverture au stockage ayant déjà pour effet de diminuer les émissions d'ammoniac. C'est en améliorant l'étanchéité du système que l'on pourra agir directement sur les émissions d'ammoniac.

### **3.4 Impact eutrophisation**

L'eutrophisation est un phénomène résultant de l'enrichissement excessif d'un milieu (aquatique, terrestre) en éléments nutritifs, notamment en azote ou phosphore. Dans le milieu aquatique, cet enrichissement provoque un développement massif de biomasse végétale dont la décomposition consomme une partie, voir la totalité de l'oxygène dissous dans l'eau et conduit à une baisse de la biodiversité du milieu aquatique. Le protoxyde d'azote, l'ammoniac et le lessivage des nitrates font partis des flux jugés responsables de l'eutrophisation.

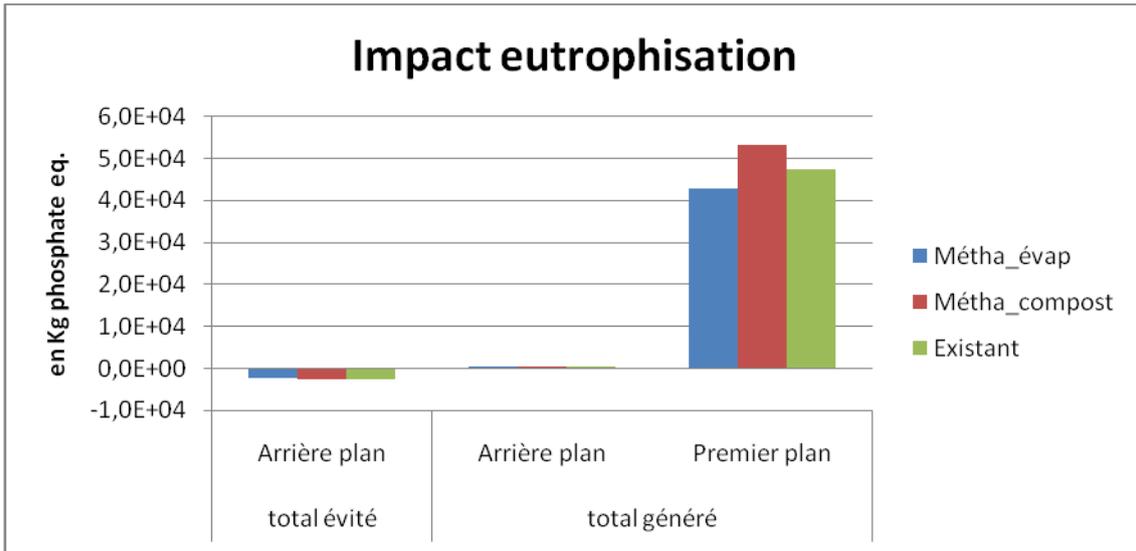
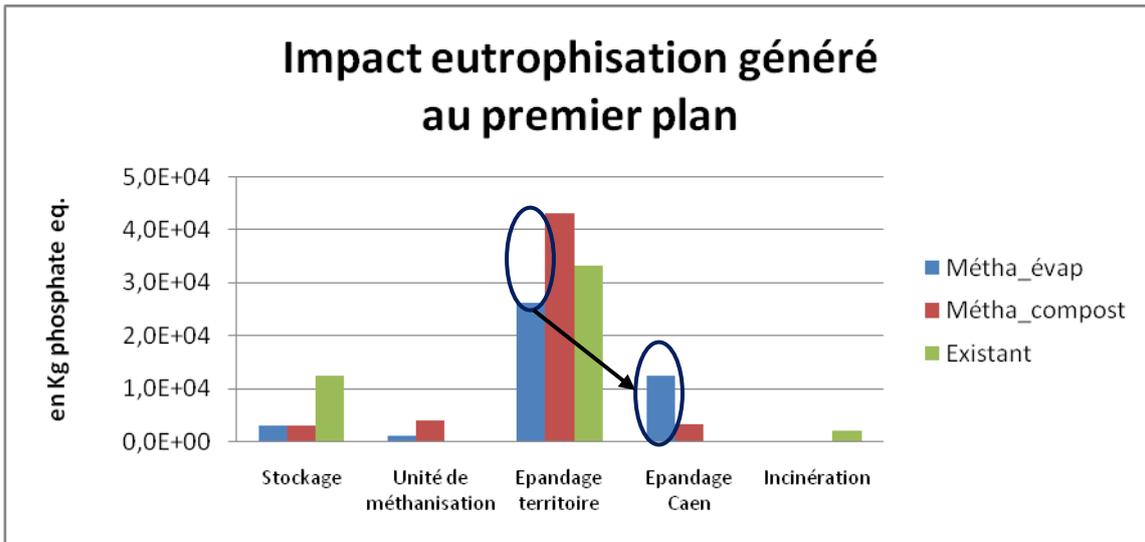


Figure 24 : vue globale, arrière et premier plan et évité/généré de l'impact eutrophisation pour les trois scénarios



→ Transfert de pollution

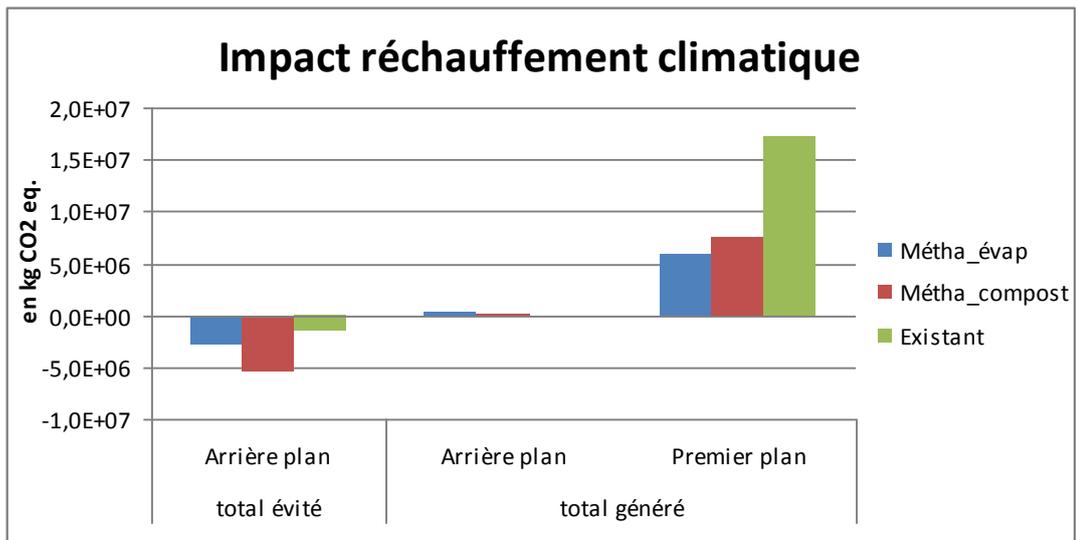
Figure 25 : composante de l'impact eutrophisation généré au premier plan pour les trois scénarios

Les principales émissions sont générées au premier plan (cf. Figure 24). Ces résultats au premier plan ont été désagrégés et sont visibles dans la Figure 25. Le module épandage territoire apparaît comme le plus impactant pour les trois scénarios et une analyse plus poussée des résultats est menée ci-dessous. Cependant, les écarts entre les scénarios sont à relativiser car les valeurs d'impact sont comprises dans la même puissance. Il n'y a pas de réelle tendance qui se dégage entre ces trois scénarios.

### **Module épandage sur le territoire**

Tous scénarios confondus, ce module génère le plus d'impact (même tendance que pour l'impact acidification) (cf. Figure 25). Au sein de ce module, nous retrouvons la même répartition entre les scénarios, que celle constatée avec l'impact acidification : le scénario méthanisation couplé à l'évapoconcentration génère le moins d'impact (2,6 E+04 kg. Phosphate eq. pour ce module avec une valeur d'impact global du scénario de 4,3 E+04 kg Phosphate eq., soit 62% de contribution). Cependant, comme le montre la Figure 25, nous pouvons noter un transfert de pollution vers la plaine de Caen. Certes l'impact est réduit au niveau du territoire mais l'exportation de produits digérés vers Caen augmente l'impact eutrophisation sur cette zone, dont nous ne connaissons pas les caractéristiques ni les conséquences potentielles de ce transfert. Le scénario méthanisation avec compostage génère le plus d'impact (4,3 E+04 kg Phosphate eq) représentant 81% de la valeur d'impact global du scénario (5,3 E+04 kg phosphate eq). Enfin dans le scénario existant, l'impact de l'épandage sur le territoire est de 3,3 E+04 kg Phosphate eq, soit 70% de l'impact total eutrophisation du scénario (4,8 E+04 kg Phosphate eq.).

Comme pour l'impact acidification, ce sont les émissions liées à l'épandage du produit qui sont responsables de plus de 90% de l'impact eutrophisation, devant l'impact du transport lié aux A/R entre le champ et la ferme pour remplir la cuve. Les flux à l'origine de l'impact sont constitués à 50% de nitrate lessivé et à 47% d'ammoniac. Les 3% restant sont générés par les émissions de protoxyde d'azote. Ces pourcentages sont représentatifs des trois scénarios.



**Figure 26 : vue globale, arrière et premier plan et évité/généré de l'impact réchauffement climatique pour les trois scénarios**

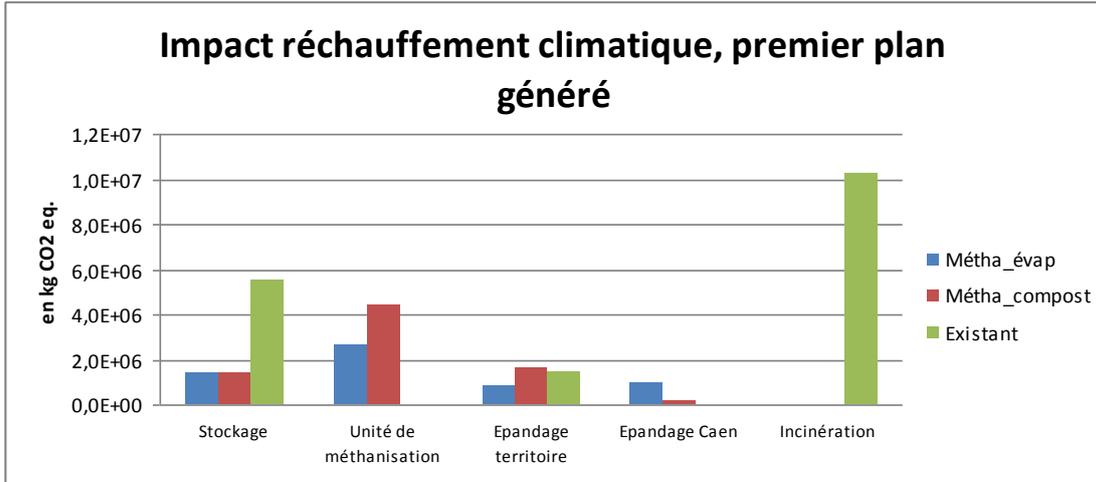
Des leviers concernant les émissions à l'épandage peuvent être identifiés, notamment sur le lessivage de l'azote et les émissions d'ammoniac. Concernant ces émissions, les leviers sont identiques à ceux développés pour l'impact acidification (cf. partie 3.3). Concernant le lessivage de l'azote, les résultats dépendent directement des hypothèses présent lors de la modélisation et de la pression d'épandage à l'hectare (cf. partie 2.2.11 et Figure 15). D'après nos hypothèses, le scénario avec méthanisation couplé à l'évapoconcentration permet d'exporter des quantités importantes d'effluents donc limite l'eutrophisation sur notre territoire. Cependant, l'impact potentiel d'eutrophisation lié à la quantité d'effluent exportée est transféré au niveau de la plaine de Caen. Ce point montre l'intérêt de la méthodologie ACV et de la notion cycle de vie (cf. partie 1.2.2.2).

Le deuxième poste d'émissions le plus impactant se situe au niveau du stockage des effluents dans le scénario existant (cf. Figure 25). Ces résultats s'expliquent par le fait que la durée de stockage est de 80 jours contre 20 jours pour les deux autres scénarios, d'après nos hypothèses.

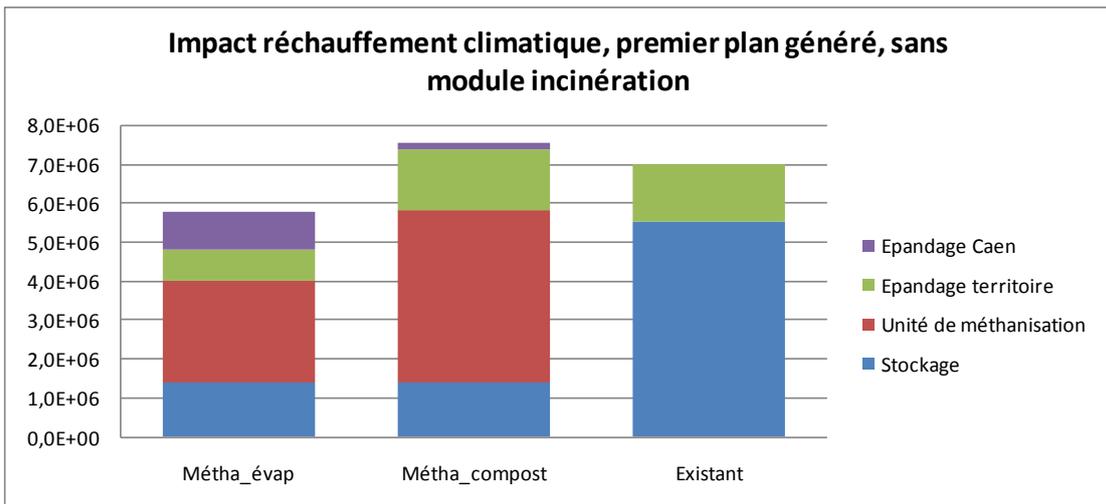
### 3.5 Impact réchauffement climatique

L'augmentation des gaz à effet de serre (GES) d'origine anthropique entraîne une modification des équilibres climatiques du fait notamment d'une augmentation du phénomène naturel d'effet de serre. Pour l'agriculture, les enjeux majeurs se situent au niveau du méthane, du dioxyde de carbone et du protoxyde d'azote.

Les principaux impacts sont générés au premier plan (cf. Figure 26). Au premier plan, le scénario méthanisation avec évapoconcentration est le scénario le moins impactant (idem pour l'impact acidification et eutrophisation). Mais l'écart est à relativiser entre les deux scénarios de méthanisation. En revanche, il apparaît clairement qu'au premier plan, le scénario existant est le plus impactant. Les impacts évités sont assez importants pour l'impact réchauffement climatique. Ils sont liés aux allocations électricité et chaleur (cf partie 2.1.1).



**Figure 27 : composante de l'impact réchauffement climatique généré au premier plan pour les trois scénarios**



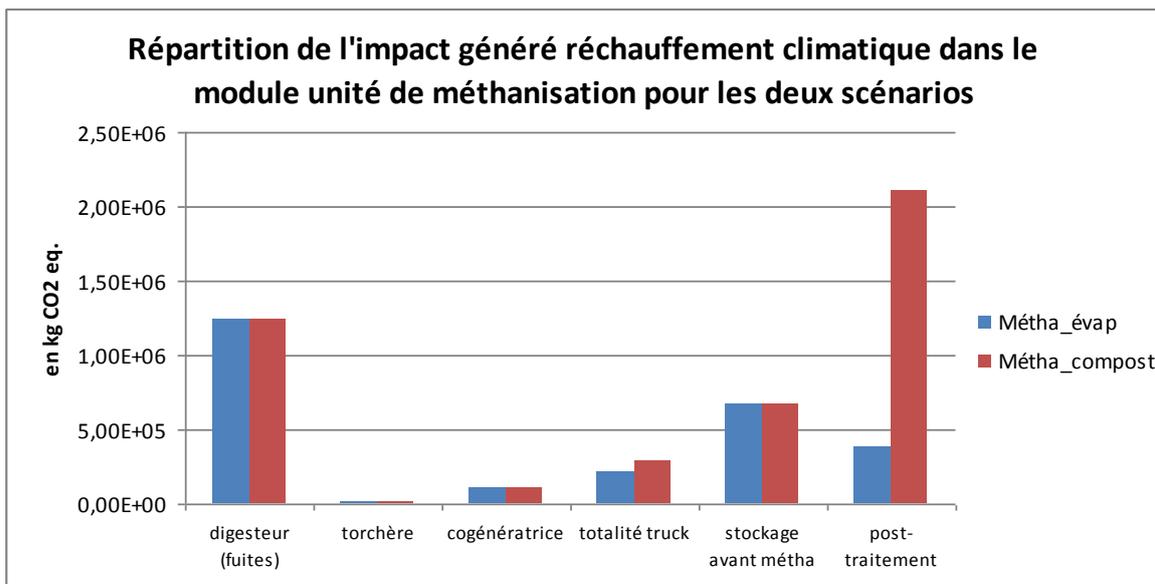
**Figure 28 : composante de l'impact réchauffement climatique généré au premier plan pour les trois scénarios, sans le module incinération**

La Figure 27 permet de visualiser le premier plan et ses composantes. Ce sont les modules incinération et stockage qui sont responsables de la prédominance du scénario existant.

Dans le module incinération, les émissions liées à l'incinération impactent à hauteur de  $1,0 \text{ E}+07 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.}$ , devant le transport nécessaire pour acheminer les effluents vers l'incinérateur ( $6,2 \text{ E}+04 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.}$ ). Les flux à l'origine de cet impact sont les émissions de  $\text{CO}_2$ . Cependant, le module incinération utilisé n'est pas adapté à notre étude et nous l'avons pris par défaut, comme expliqué dans la partie 2.1.1. Ce module n'étant pas adapté, nous ne pouvons pas tenir compte des résultats obtenus. Une analyse plus poussée des trois scénarios sera donc menée sans le module incinération (cf. Figure 28).

Pour le module stockage du scénario existant, les émissions liées au stockage des effluents à la ferme génèrent la majorité de l'impact ( $3,5 \text{ E}+06 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  contre  $2,0 \text{ E}+06 \text{ kg CO}_2$  pour les effluents d'IAA), due à une durée de stockage quatre fois plus longue. Les flux à l'origine de cet impact sont différents selon le type de produit stocké. Ainsi, pour les lisiers stockés en fosse, le milieu est presque entièrement en anaérobie ce qui génère des émissions de méthane (90% des flux) et des émissions de  $\text{CO}_2$  biotique (10% des flux). Pour les fumiers stockés en fumière, le milieu est majoritairement en anaérobie mais des réactions aérobies peuvent avoir lieu car le milieu n'est pas homogène, créant ainsi des émissions de protoxyde d'azote (14% des flux). Des flux de méthane (76% des flux) et de  $\text{CO}_2$  biotique sont également générés. Les leviers potentiels sont les mêmes que pour l'impact acidification et eutrophisation.

Une analyse plus poussée est désormais réalisée sans tenir compte du module incinération du scénario existant. Ainsi, dans la Figure 28, la somme des postes par scénario sans le module incinération est présentée. Ce document nous permet de conclure qu'il n'y a pas réellement de scénario qui ressort, étant donné le faible écart d'impact entre les scénarios et les incertitudes liées aux hypothèses. Notons que la méthanisation ne contribue pas à la diminution de l'effet de serre à proprement parlé. C'est la gestion des effluents (notamment le temps de stockage) qui a un rôle important.



**Figure 29 : composante de l'impact réchauffement climatique généré au premier plan pour les deux scénarios de méthanisation**

Concernant les deux scénarios avec méthanisation, le module Unité de méthanisation est le module le plus impactant. Il ressort davantage dans le scénario avec compostage (cf. Figure 28) mais il faut relativiser ces résultats vu les hypothèses prises. Une analyse plus poussée est menée ci-dessous.

### **Module Unité de méthanisation**

Le module méthanisation est le plus impactant pour les deux scénarios. Les écarts entre ces deux scénarios sont de 2,6 E+06 kg CO<sub>2</sub> eq. pour le BV contre 4,4 E+06 kg CO<sub>2</sub> eq. pour le scénario HBV. La Figure 29 détaille les composantes de ce module. Excepté pour le transport et le post-traitement, les hypothèses de modélisation sont identiques et la Figure 29 le confirme.

Ce document permet de visualiser que le post-traitement du scénario avec compostage est à l'origine de 50% de l'impact eutrophisation de module unité de méthanisation. Cet impact a pour origine des émissions de protoxyde d'azote, de CO<sub>2</sub> biotique et de méthane et ces émissions représentent respectivement 55%, 32% et 13% des flux de l'impact. Toujours dans le post-traitement, notons que la valeur d'impact du scénario avec évapoconcentration est générée par le stockage du digestat non pressé et du refus de presse à vis. Les émissions de méthane représentent 90% des flux de l'impact au stockage.

Les fuites de CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> du digesteur constituent un poste également important. Il s'agit du premier poste impactant pour le scénario avec évapoconcentration et le second poste pour le scénario avec compostage. Nous avons pris l'hypothèse de fuites à hauteur de 1,8% du biogaz produit dans le méthaniseur. Les résultats sont donc à relativiser et peu de leviers sont disponibles hormis l'amélioration des systèmes d'étanchéité.

Pour le stockage avant méthanisation les hypothèses de modélisation sont identiques ce qui explique les résultats, générés à hauteur de 83% par les émissions de méthane, à 10% par les émissions de CO<sub>2</sub> biotique et à 7% par les émissions de protoxyde d'azote.

Notons que le transport impacte peu par rapport aux autres postes, même s'il totalise le transport aller des effluents (élevage et IAA) vers le méthaniseur, le retour du digestat sur le territoire, l'export vers Caen et le transport lié au PE IAA.

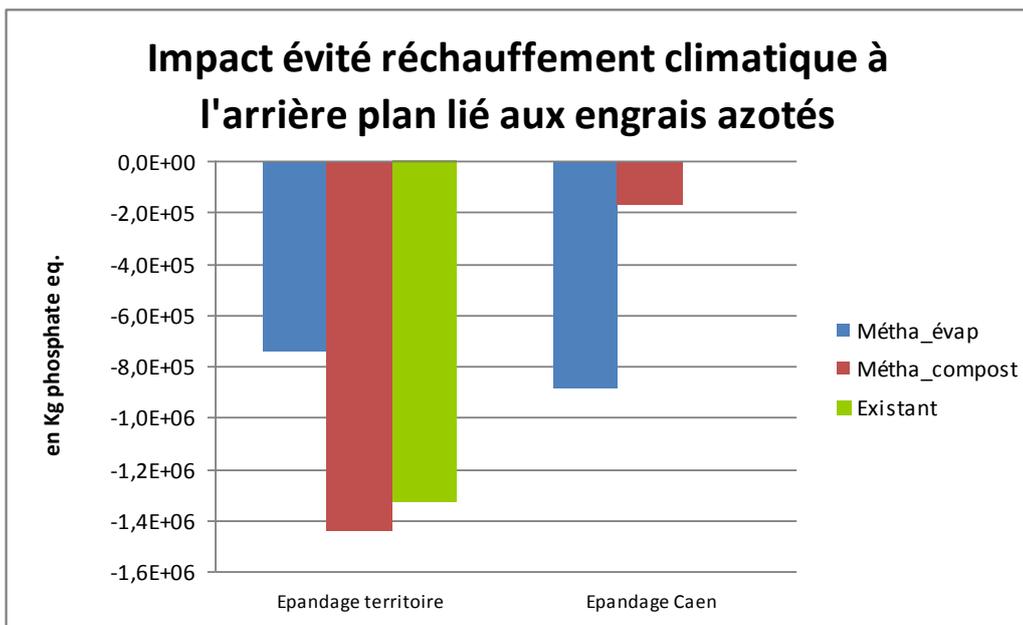


Figure 30 : impact évité réchauffement climatique à l'arrière plan lié aux engrais azotés, pour les trois scénarios

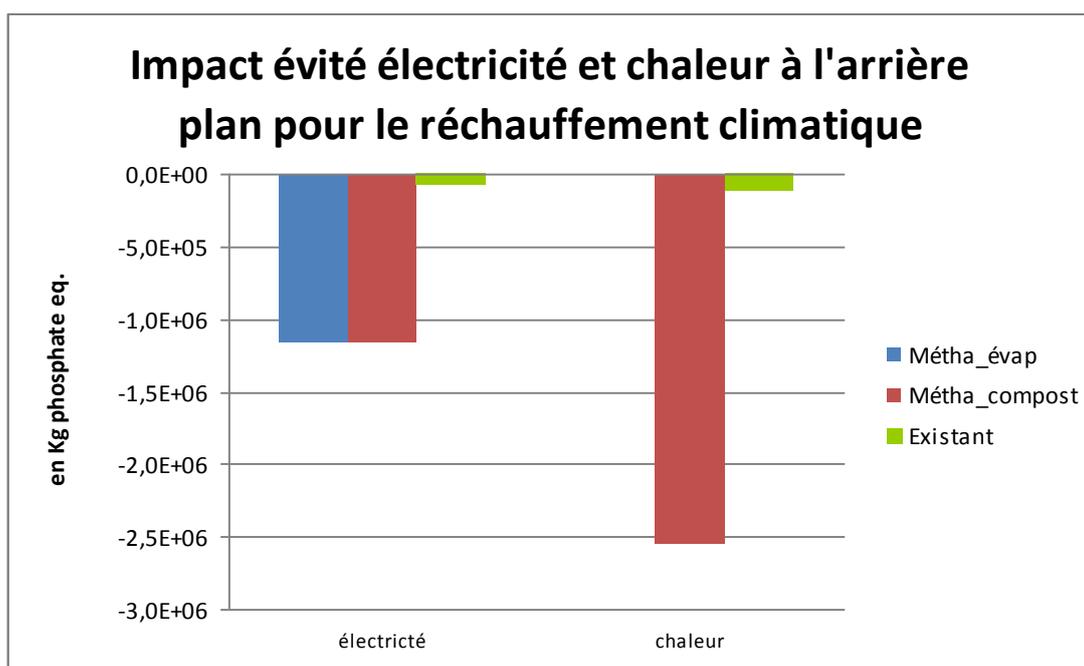


Figure 31 : impact évité électricité et chaleur à l'arrière plan pour le réchauffement climatique

Afin de compléter l'analyse des scénarios, la dernière partie de cette étude présente les résultats des impacts évités. Cependant, la lecture de ces résultats doit s'accompagner d'une discussion autour des règles d'allocation et des frontières du système.

### 3.6 Les impacts évités liés aux engrais

Nous avons pris l'hypothèse de modéliser uniquement les allocations liées à la fertilisation azotée par manque de données sur le phosphore et la potasse. Mais concernant l'azote, nous ne savons pas réellement mesurer la fiabilité de nos hypothèses (cf. 2.1.1). La Figure 30 permet de visualiser pour les trois scénarios l'impact réchauffement climatique évité liés à l'épandage de l'engrais azoté. Les tendances sont identiques pour les deux autres impacts (acidification et eutrophisation). L'allocation réalisée est proportionnelle à la quantité d'azote épandue sur le territoire ou Caen ce qui correspond avec les résultats de la Figure 30. Le scénario existant génère moins d'impact évité car une partie des effluents issus d'IAA est incinérée, donc leur valeur fertilisante azotée potentielle n'est pas valorisée. Les flux à l'origine de ces impact évités sont constitués de 33% de CO<sub>2</sub>, 65 % N<sub>2</sub>O et 2% de méthane.

### 3.7 Les impacts évités liés à la chaleur et à l'électricité.

Les résultats présentés dans le Figure 31 reflètent nos hypothèses (cf. partie 2.1.1). Le scénario de méthanisation avec compostage située près de la laiterie valorise totalement la chaleur auprès de l'industriel contrairement au scénario avec évapoconcentration qui l'utilise pour son process de traitement du digestat. Concernant l'électricité, nous avons pris les mêmes hypothèses dans les deux scénarios de méthanisation. Notons que l'impact évité est plus faible pour le scénario existant mais que le résultat est plus qu'incertain au vue des hypothèses prises (aspects développés dans la partie 2.1.1). Pour les deux scénarios avec méthanisation, les flux à l'origine des impacts évités sont, pour l'électricité : le CO<sub>2</sub> fossile (92%), le méthane (5%) et des composés halogénés (2%). Pour le scénario méthanisation avec compostage, les flux à l'origine des impacts évités pour la chaleur sont le CO<sub>2</sub> contribuant à 92% des flux, suivi du méthane pour 6%.



L'analyse des résultats est complétée par une discussion permettant de développer certaines limites de nos hypothèses et des procédés utilisés.

## 4 DISCUSSION

Différents éléments de l'étude sont discutés, en débutant par la fiabilité des résultats. Concernant ce point, l'accent sera mis sur le cas de l'incinération. Autre point abordé, la considération du CO<sub>2</sub> biotique comme gaz à effet de serre et les problèmes de frontières lors de l'allocation des engrais. Enfin, le dernier paragraphe permettra de se projeter dans les débats futurs suite à cette étude .

### 4.1 Fiabilité des résultats

Il faut garder en tête les limites développées dans la partie 1.2.2.3. L'ACV ne donne pas une et unique réponse, d'autant plus que les résultats se basent sur des hypothèses prises par le praticien. A ce propos, la fiche (cf. annexe 2) détaille l'origine des sources prises pour nos hypothèses et permet de se faire une première idée du niveau de fiabilité des données d'entrées de notre modèle. Pour certaines données, l'incertitude peut varier du simple au double. Si l'impact lié à cette donnée représente une part faible de l'impact total, quelle que soit l'incertitude, l'impact restera faible. En revanche, dans certains cas l'impact est fort et l'incertitude également. Il serait intéressant d'établir une échelle de fiabilité pour chaque donnée afin de déterminer « sa valeur » et la nécessité ou non, en fonction de sa contribution à l'impact total, de renforcer sa fiabilité.

### 4.2 Hypothèses sur les quantités azotées excédentaires

Nous savons d'après diverses sources (chambre d'agriculture, syndicat d'eau potable, rapport du BFGM, calcul personnel (cf. Tableau 3) et la situation de contentieux avec l'Europe, que notre territoire d'étude est excédentaire au niveau azoté. Cependant nous n'avons pas pu définir, par manque de moyens sur le terrain et de temps, une quantité précise d'azote à exporter et conforme à l'excédent du territoire.



De plus, la législation autour du rejet azoté défini dans la norme CORPEN (Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement) est en évolution à la hausse de 85 uN/UGB à plus de 90 uN/UGB. L'excédent azoté au niveau de notre territoire devrait donc augmenter. Ainsi, nos objectifs d'export sont globalement de 50% de la valeur fertilisante azotée hors du territoire afin d'atteindre une pression azoté inférieure à 140 uN/ha.

Ce choix est arbitraire et doit être rediscuté auprès des acteurs du territoire afin de déterminer les conséquences du retour de cette moindre quantité de digestat sur les exploitations agricoles (gestion plus équilibrée de la fertilisation organique ou au contraire, besoin d'achats d'engrais minéraux en complément par exemple, etc..).

### 4.3 Limites des scénarios modélisés

Une des limites de nos scénarios modélisés concernent le choix d'un post-traitement avec compostage, qui ne permet pas d'atteindre les objectifs d'exportation fixés au départ. Cependant, nous souhaitons modéliser des scénarios avec des post-traitements assez différents et surtout, nous permettre d'évaluer, sur un des scénarios, l'intérêt de la valorisation de la chaleur auprès d'un industriel présent sur le territoire. La synergie entre agriculteurs et industriels est souvent un élément moteur dans la réalisation de projet de méthanisation et dans son acceptation auprès des locaux. Cet aspect valorisation de la chaleur nous paraît donc important à tester. Nous devons trouver un procédé de traitement du digestat n'ayant pas de besoin de chaleur, ce qui explique notre choix pour le compostage, d'autant plus que nous disposons de données sur ce procédé au sein du Cemagref, auprès de l'équipe Sowaste notamment.

La partie suivante présente le cas de l'incinération, process dont nous ne maîtrisons pas les émissions et pour lequel l'analyse des résultats a montré une forte contribution. Il est donc nécessaire de revoir nos hypothèses.

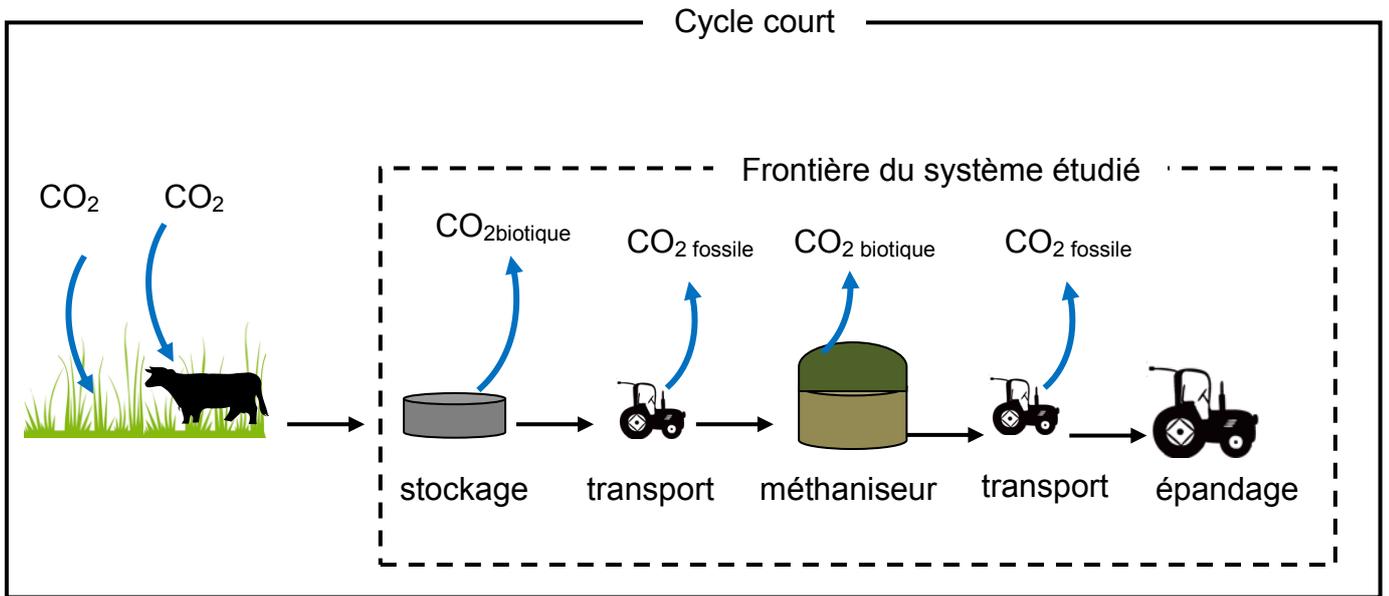
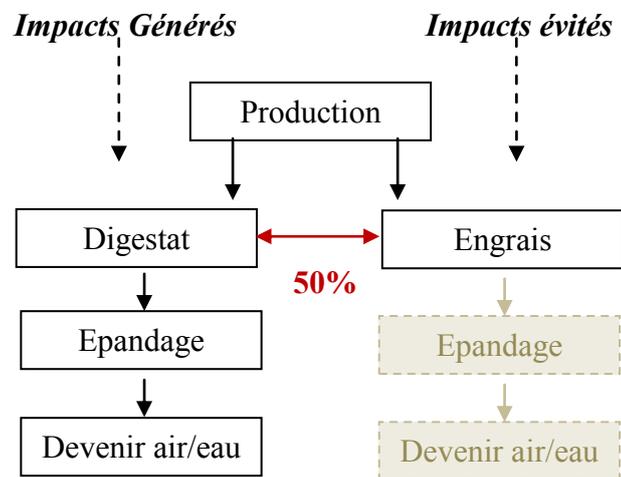


Figure 32 : CO<sub>2</sub> et frontières du système



Légende :

non pris en compte

Figure 33 : allocation lié à la fertilisation azotée des effluents épandus

#### 4.4 Cas de l'incinération

Nous avons utilisé un process de la base PE appelé « Municipal waste » dans lequel nous ne pouvons pas changer les émissions liés à une composition type des déchets entrants. De plus, la composition des déchets ménagers utilisée dans le procédé ne compte que 34% de déchets organiques. Or, dans nos scénarios, nous incinérons des boues d'abattoir et des graisses de charcuterie avec des caractéristiques calorifiques et carbonées différentes des déchets ménagers utilisés dans ce process. Donc les impacts générés par les émissions de l'incinérateur et les impacts évités (chaleur et électricité) ne sont absolument pas représentatifs des éléments caractéristiques de nos scénarios. On pourrait envisager d'utiliser les bases de données EcolInvent sous réserve qu'il soit possible de modifier les intrants et leurs émissions associées.

#### 4.5 Frontière et émissions de CO<sub>2</sub>

On l'a vu dans l'analyse des résultats de l'impact réchauffement climatique, deux types d'émissions de CO<sub>2</sub> contribuent à cet impact : le CO<sub>2</sub> fossile dû aux émissions du transport et le CO<sub>2</sub> biotique dû aux émissions de la dégradation de la matière organique. Or, au regard du cycle court du carbone, conventionnellement le CO<sub>2</sub> biotique n'est pas considéré comme un GES. Mais en conservant strictement les frontières de nos scénarios (cf Figure 32), les deux types de CO<sub>2</sub> peuvent être considérés comme des GES. Au regard de ces frontières, les résultats sont donc à relativiser. Un autre problème de frontières se pose pour les engrais minéraux. Il est détaillé dans la partie suivante.

#### 4.6 Frontières et allocation des engrais minéraux

Comme le montre la Figure 33, nous avons décidé arbitrairement de substituer 50% de la valeur fertilisante en éléments azotés des engrais minéraux, donc on évite la production de cette quantité et les impacts sur l'environnement qui lui sont associés. Cette hypothèse est assez arbitraire et peu robuste mais peu de données sont disponibles. Dans nos scénarios, nous ne prenons pas en compte « l'épandage évité » de l'engrais minéral et son devenir dans l'air et l'eau (cf. Figure 33).



Cette différence de frontière crée un biais dans nos résultats et nos analyses. Dans la plupart des analyses du cycle de vie ce biais est présent car aucune donnée n'est disponible pour modéliser ces étapes d'épandage et de devenir. Il faut cependant garder en tête cette différence tout au long de l'analyse des scénarios. Ce biais dans les frontières est d'autant plus important que, dans nos scénarios, les émissions à l'épandage contribuent de façon importante aux trois impacts. En prenant en compte l'épandage évité de l'engrais minéral et son devenir dans l'air et l'eau, cela relativiseraient l'importance des émissions liées à l'épandage du concentré, du compost, du digestat et des effluents non digérés.

Cela pourrait également réorganiser la contribution des modules dans l'impact global et influencer sur les priorités à définir au niveau des leviers d'amélioration.

#### 4.7 Les fuites au niveau du digesteur

On l'a vu dans la partie 3.5, les émissions de CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> dues aux fuites constituent respectivement pour les scénarios avec évapoconcentration et compostage, 45% et 27% de l'impact réchauffement climatique du module unité de méthanisation. Or ces résultats sont basés sur une hypothèse de 1,8% de fuites. Certains évoquent des fuites à hauteur de 3,1 % (Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester, Flesch et al, 2011). Il serait intéressant de valider cette hypothèse en la recoupant avec d'autres sources.

#### 4.8 Les limites liées à la spatialisation des impacts

Selon l'impact étudié, les conséquences sur l'environnement ne se situent pas à la même échelle (exemple : un canton, un bassin versant, un pays voir au niveau mondial). La spatialisation des impacts est indispensable à prendre en compte pour l'interprétation des résultats et pour le choix du scénario à retenir en fonction des objectifs de départ. Ainsi, l'impact eutrophisation se situe à une échelle locale et les conséquences potentielles sur l'environnement sont présentes à l'échelle d'un bassin versant ou d'une petite région agricole.



Nous pouvons donc conclure que dans le cas où l'un des scénarios apparaît comme le moins impactant au niveau eutrophisation, les conséquences sur l'environnement seront plus faibles localement. Pour l'impact acidification, l'échelle est plus grande car il y a déplacement de la pollution et les retombées atmosphériques dépendent fortement du facteur climatique. Enfin, l'échelle la plus globale concerne le réchauffement climatique. C'est une problématique qui se raisonne à l'échelle mondiale. Ainsi, dans le cas où l'un des scénarios apparaît comme le moins impactant au niveau du réchauffement climatique, il contribue mondialement à la non augmentation de l'effet de serre. Ces éléments sont à prendre en compte par les décideurs lors du choix d'un des scénarios afin d'atteindre les objectifs de départ.

#### 4.9 Objectifs de départ et résultats obtenus

L'objectif de départ est de modéliser des scénarios alternatifs permettant non seulement d'évaluer les performances de la méthanisation, mais également la valorisation énergétique du biogaz produit et l'intérêt d'unités de post-traitement en aval dans un objectif d'exportation d'une partie des effluents traités.

L'analyse des résultats a clairement mis en évidence l'intérêt de la valorisation énergétique du biogaz, surtout lorsque l'unité est placée près de la demande (dans notre cas, la laiterie de St Brice en Cogles).

En ce qui concerne les performances du digesteur, il apparaît nettement que les fuites de CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> contribuent de façon non négligeable à l'impact réchauffement climatique total (21% de l'impact total pour le scénario avec évapoconcentration et 16% pour le scénario avec compostage).

Pour répondre à l'objectif d'exportation d'une partie de l'effluent traité et ainsi participer, à l'échelle du territoire, à une amélioration de la qualité des eaux au regard de l'azote, il apparaît nécessaire de mettre en place un procédé assez lourd, tel que l'évapoconcentration. Les résultats le montrent au niveau du module Epanchage territoire, dans le scénario avec évapoconcentration et pour les trois impacts : acidification (cf. Figure 22), eutrophisation (cf. Figure 25) et réchauffement climatique (cf. Figure 27).



Le post traitement évapoconcentration permet d'exporter deux fois plus de matière brute que le compostage, tout en concentrant la valeur azotée. Ainsi, d'après nos hypothèses, 2,0 E+02 tonnes d'azote sont exportées contre 3,9 E+01 tonnes pour le scénario avec compostage. Mais ce procédé, très énergivore ne permet pas d'autre valorisation de la chaleur.

L'étude menée a également permis de déterminer un certain nombre de leviers au niveau des différents modules.

Pour l'impact acidification, la réduction des émissions d'ammoniac à l'épandage sur le territoire et lors du stockage des effluents à la ferme constitueraient une amélioration potentielle de 6,5 E+04 kg SO<sub>2</sub> eq. soit 91% de l'impact total acidification du scénario avec évapoconcentration. Pour le scénario avec compostage, la réduction de ces émissions permettrait une amélioration potentielle de, respectivement pour le scénario avec compostage et l'existant, 86% et 91% de l'impact total acidification propre à chaque scénario.

Pour l'impact eutrophisation, la réduction du lessivage des nitrates et des émissions d'ammoniac constitue les principaux leviers à mettre en place. Les modules les plus impactant sont également l'épandage sur le territoire et le stockage, principalement au niveau des fermes. Ils contribuent à hauteur de, respectivement pour les scénarios avec évapoconcentration, compostage et existant, 68%, 86% et 95% de l'impact total eutrophisation propre à chaque scénario.

Pour ces deux impacts, l'amélioration des systèmes d'étanchéité peut participer à la réduction de l'impact acidification et eutrophisation. La baisse du pH pourrait également bloquer la volatilisation de l'ammoniac. De plus, pour l'impact eutrophisation, un épandage à des doses azotées plus faibles à l'hectare permettrait de diminuer le lessivage de l'azote vers les eaux. Mais ce constat dépend directement de nos hypothèses prises lors de la modélisation et sont donc à relativiser. Nous disposons de très peu de recul sur la modélisation du lessivage de l'azote, d'autant plus que le contexte pedo-climatique du territoire est un facteur déterminant, non apprécié dans notre modélisation.



Enfin, le transport ne ressort globalement pas au regard des autres postes. Ces résultats sont peut-être dus au fait que le territoire est assez concentré et que les écarts de distances entre les deux sites ne sont pas grands. Pour le scénario avec compostage, les distances à parcourir vers le site de méthanisation sont plus grandes mais le gain environnemental (impact réchauffement climatique notamment) permis par la valorisation de la chaleur au niveau de la laiterie à St Brice est considérable (cf. Figure 31).

#### 4.10 Les grandes tendances qui se dégagent et le rôle des acteurs dans la prise de décision

Globalement, la mise en place de scénario de méthanisation améliore la situation environnementale au niveau acidification et réchauffement climatique, en comparaison du scénario existant. La diminution du temps de stockage en ferme dans les scénarios avec méthanisation est à l'origine de cette amélioration au niveau de l'impact potentiel d'acidification et du réchauffement climatique. Pour le réchauffement climatique, les impacts évités à l'arrière plan liés à la chaleur et à l'électricité des scénarios avec méthanisation améliorent nettement le bilan. Cependant, les résultats ne sont pas si évidents que cela car l'unité de méthanisation est également émettrice de GES au premier plan (fuites, transport des effluents..). Pour l'eutrophisation, l'impact potentiel global reste similaire au scénario existant, avec un transfert potentiel de pollution vers la plaine de Caen dans le cas du scénario de méthanisation avec évapoconcentration.

Ainsi, pour répondre à la volonté des élus d'exporter une partie des effluents d'élevage et ainsi de limiter voir résorber la situation d'excédent, le scénario avec évapoconcentration apparaît comme le plus adapté. Il apporte une réponse locale à la problématique d'eutrophisation, même si d'un point de vue global cette amélioration est uniquement due à un transfert de pollution du BV des Echelles vers la plaine de Caen permise par l'export du concentré. Dans ce cadre, le jeu d'acteurs se place entre les élus, les agriculteurs et les locaux du territoire du BV des Echelles et de la plaine de Caen. Ce type de projet ne fait pas appel à des industriels.



En revanche, nous pouvons nous poser la question de l'acceptation de ce type de projet dans un territoire où les associations de protection de la nature ou autre forme d'associations ont été assez actives (notamment lors du contentieux avec l'Europe). En effet, cette installation d'évapoconcentration permettrait sans doute le maintien du niveau de concentration des élevages dans cette zone. Ces associations ne seront sûrement pas indifférentes au transfert de pollution vers la plaine de Caen.

Si la volonté des élus s'oriente vers un projet multi-acteurs au niveau du territoire, favorisant la collaboration d'industriels et d'agriculteurs, le scénario méthanisation avec valorisation de la chaleur auprès d'une demande spécifique est à privilégier. Cette option, proche du scénario méthanisation avec compostage, exclut la mise en place d'un post-traitement énergivore. L'objectif d'exportation devra forcément être revu à la baisse. Cette option est intéressante du point de vue du réchauffement climatique car elle permet d'éviter des impacts (chaleur et électricité) et contribue à l'effort global de non augmentation de l'effet de serre. Même si, on l'a vu, ces résultats sont à relativiser car l'unité de méthanisation est tout de même émettrice de GES au premier plan, et c'est la diminution du temps de stockage en ferme qui joue le rôle majeur dans l'amélioration du bilan de ce scénario vis-à-vis de l'existant. Dans ce cas, le jeu d'acteurs se situe entre les élus, les agriculteurs, les industriels et les locaux du territoire du Coglais. Davantage d'acteurs sont mobilisés en comparaison avec l'autre scénario mais l'acceptation du projet peut paraître plus aisée au vue des problématiques environnementales et énergétiques car ce scénario à l'avantage de valoriser la chaleur produite par le digestat.



## CONCLUSION

Cette étude menée sur le territoire du Coglais a permis de montrer l'intérêt environnemental d'un projet de méthanisation collective, notamment au niveau des impacts évités pour le réchauffement climatique liés à la valorisation de la chaleur et de l'électricité. Elle a également montré que l'unité de méthanisation, en soit, ne participe pas à la réduction du réchauffement climatique au premier plan mais que c'est la diminution du temps de stockage des effluents, permise par l'unité de méthanisation, qui joue le rôle majeur.

Les variantes prises en termes de post-traitement du digestat dans nos scénarios, nous orientent vers deux problématiques différentes : celle de l'export de l'azote très énergivore hors du territoire (cas de l'évapoconcentration), répondant aux objectifs d'exportation de départ, et celle de la valorisation de la chaleur par une industrie, sans réponse à la problématique de l'excédent azoté du territoire du Coglais (cas du compostage). Dans le cas du procédé d'évapoconcentration, nous améliorons le bilan environnemental (acidification et eutrophisation) de la zone d'étude uniquement grâce à un transfert de pollution. Cet aspect a été mis en valeur par la pensée cycle de vie. Dans le cas du compostage, la valorisation de la chaleur permet d'éviter des impacts conséquents liés au réchauffement climatique au niveau mondial. Enfin, le transport ne semble pas être un élément impactant au niveau des trois impacts étudiés (réchauffement climatique, acidification et eutrophisation), en comparaison à l'impact du stockage des effluents ou des fuites liées à l'unité de méthanisation.

Des limites ont été posées durant cette étude et ont permis de mettre en valeur le besoin de données scientifiques précises et adaptées à l'ACV. Rappelons que cette méthode est itérative et très consommatrice de temps, ce qui est également une des limites de l'étude menée.

Enfin, cette étude fédère un certain nombre de travaux de recherches menées dans le cadre du projet de recherches BIODECOL2. Elle montre la nécessité de partenariat entre les acteurs de la recherche et la richesse d'un travail multi-acteur.



## **Bibliographie**

AFNOR. 2006. NF EN ISO 14040. Management environnemental, analyse du cycle de vie, principes et cadres. 23 pages.

AFNOR. 2006. NF EN ISO 14044. Management environnemental, analyse du cycle de vie, exigences et lignes directrices. 49 pages.

AILE, TRAME, ADEME, Solagro. 2006. Fiches sur la méthanisation à la ferme. Disponible sur : [www2.ademe.fr](http://www2.ademe.fr) (Consulté le 08 mars 2011).

Bakx et Al., 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, Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication DETEC. Confédération suisse.

Béline et Gac, 2007, La méthanisation : un moyen de valoriser la matière organique des déjections animales et de réduire les émissions de gaz à effet de serre. Sinfotech-Les fiches. Disponibles sur : <http://sinfotech.cemagref.fr>, consulté le 08 mars 2011.

Berger et Couturier. 2008. la méthanisation en milieu rural. In : Moletta. La méthanisation. Tec et Doc Editions, 532 pages

BRGM. Juin 2008. Bassins versants bretons en contentieux européens : typologie et modélisation de l'évolution des concentrations en nitrates. Phase 2 rapport final BRGM RP-56408.

Godon. 2008. Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation. In : Moletta. La méthanisation. Tec et Doc Editions, 532 pages

Grisel et Osset, 2004, L'analyse du cycle de vie d'un produit ou d'un service Applications et mise en pratique, AFNOR Editions, 360 pages.

Jolliet O., Saadé M., Crettaz P., 2005, Analyse du cycle de vie, comprendre et réaliser un écobilan. Presses Polytechniques romandes, collection gérer l'environnement, 242 pages.

Moletta. 2002. Le biogaz à la ferme. Record. Moletta Méthanisation [en ligne]. Disponible sur : <http://rene.moletta.perso.sfr.fr>. (Consulté le 22 février 2011).

Moletta. 2003. La méthanisation de la matière organique. Aspects généraux. Record. Moletta Méthanisation [en ligne]. Disponible sur : <http://rene.moletta.perso.sfr.fr>. (Consulté le 22 février 2011).

Solagro, 2005. 10 fiches sur « La méthanisation à la ferme ». Disponible sur : [http://www.solagro.org/site/im\\_user/193methaagricole.pdf](http://www.solagro.org/site/im_user/193methaagricole.pdf) . (Consulté le 08 mars 2011).



## Liste des tableaux et figures

Tableau 1: grille d'analyse de la bibliographie ACV/méthanisation d'effluents d'élevage	11
Tableau 2 : liste des publications retenues .....	21
Tableau 3: calcul de l'excédent d'azote sur la zone BV+3km .....	12
Tableau 4 : substrats issus d'IAA mobilisés.....	17
Tableau 5 : conversion du potentiel méthanogène en tep.....	17
Tableau 6 : distance parcourue pour acheminer les effluents d'élevage et d'IAA vers le méthaniseur.....	19
Tableau 7 : méthode de calcul du biogaz envoyé vers la cogénératrice.....	20
Tableau 8 : production et valorisation de la chaleur et de l'électricité en sortie de méthaniseur.....	20
Tableau 9 : plan d'épandage des trois scénarios en tonne d'azote et tonne de produit épandu.....	22
Tableau 10 : épandage du digestat sur le BV+3km, scénario avec évapoconcentration .....	24
Tableau 11 : épandage du digestat sur le BV+3km, scénario compostage .....	24
Tableau 12 : épandage des effluents d'élevage sur le BV+3km, scénario existant.....	24
Tableau 13 : distance parcourue pour acheminer le digestat vers le territoire (retour) et pour les A/R (entre la ferme et le champ) liés au remplissage de la cuve .....	25
Tableau 14 : distance parcourue pour acheminer le compost et le concentré vers caen, le digestat vers le PE IAA et pour les A/R (entre le lieu de stockage et le champ) liés au remplissage de la cuve.....	25
Tableau 15 : distance parcourue vers l'incinérateur, et pour les A/R (entre la ferme et le champ) liés au remplissage de la cuve.....	25
Figure 1 : schéma d'une unité de méthanisation .....	1
Figure 2 : potentiel méthanogène de différents substrats et co-substrat.....	2
Figure 3 : réactions du processus de méthanisation .....	2
Figure 4 : répartition de l'azote lors de la méthanisation .....	3
Figure 5 : mise en évidence du phénomène de transfert de pollution .....	7
Figure 6 : l'ACV en 4 étapes .....	7
Figure 7 : exemple d'allocation au prorata de la masse pour deux produits .....	8
Figure 8 : situation géographique des composantes des scénarios sur le territoire du Coglais .....	12
Figure 9 : détails des formules de transport sous GaBi et proposition de formule adaptée à nos scénarios.....	16
Figure 10 : exemple de calcul de la consommation de carburant pour acheminer la totalité du lisier bovin vers le méthaniseur .....	16
Figure 11 : méthodologie pour le calcul des substrats agricoles .....	18
Figure 12 : calcul du gisement agricole sur le BV + 3km en tep et Pe .....	18
Figure 13 : presse à vis et procédés de traitement du digestat.....	21
Figure 14 : surface d'épandage selon le type de ferme .....	23
Figure 15 : effet de la fertilisation (ou du chargement) sur les pertes de nitrate par lixiviation.....	23
Figure 16 : modélisation (non exhaustive) sous GaBi, plans, sous plans (SP) et sous-sous plans (SSP) et process .....	26
Figure 17 : visualisation des plans, sous-plan et sous-sous plan dans GaBi et process .....	26



Figure 18 : schéma d'organisation des résultats.....	27
Figure 19 : comparaison des trois scénarios, en valeur relative, selon les impacts étudiés	29
Figure 20 : comparaison des trois scénarios, en valeur relative, entre les impacts évités et générés au premier plan et à l'arrière plan pour les trois impacts étudiés.....	29
Figure 21 : vue globale, arrière et premier plan et évité/généré de l'impact acidification pour les trois scénarios .....	30
Figure 22 : composante de l'impact acidification généré au premier plan pour les trois scénarios .....	30
Figure 23 : impact acidification/tonne d'azote/tonne de matière brute pour les émissions lors de l'épandage du produit digéré (sc. Métha et compostage) et du produit non digéré (sc. Existant).....	30
Figure 24 : vue globale, arrière et premier plan et évité/généré de l'impact eutrophisation pour les trois scénarios .....	32
Figure 25 : composante de l'impact eutrophisation généré au premier plan pour les trois scénarios .....	32
Figure 26 : vue globale, arrière et premier plan et évité/généré de l'impact réchauffement climatique pour les trois scénarios.....	33
Figure 27 : composante de l'impact réchauffement climatique généré au premier plan pour les trois scénarios.....	34
Figure 28 : composante de l'impact réchauffement climatique généré au premier plan pour les trois scénarios, sans le module incinération.....	34
Figure 29 : composante de l'impact réchauffement climatique généré au premier plan pour les deux scénarios de méthanisation .....	35
Figure 30 : impact évité réchauffement climatique à l'arrière plan lié aux engrais azotés, pour les trois scénarios .....	36
Figure 31 : iImpact évité électricité et chaleur à l'arrière plan pour le réchauffement climatique .....	36
Figure 32 : CO <sub>2</sub> et frontières du système.....	39
Figure 33 : allocation lié à la fertilisation azotée des effluents épandus .....	39

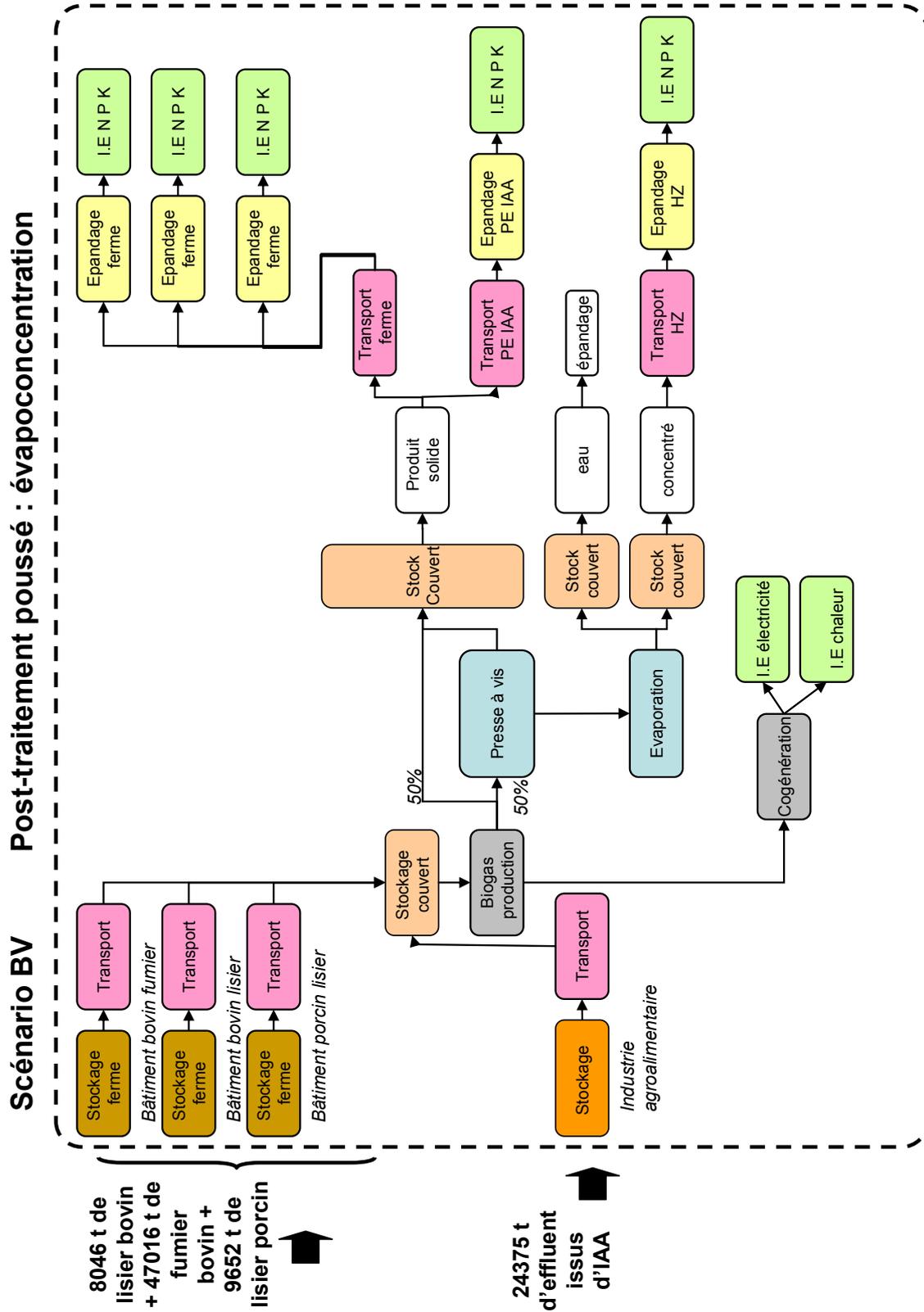


## **ANNEXES**

ANNEXE 1 : schéma des scénarios évalués	page 1
ANNEXE 2 : tableau de collecte des données	page 4
ANNEXE 3 : fiche Process « fumière bovin »	page 6

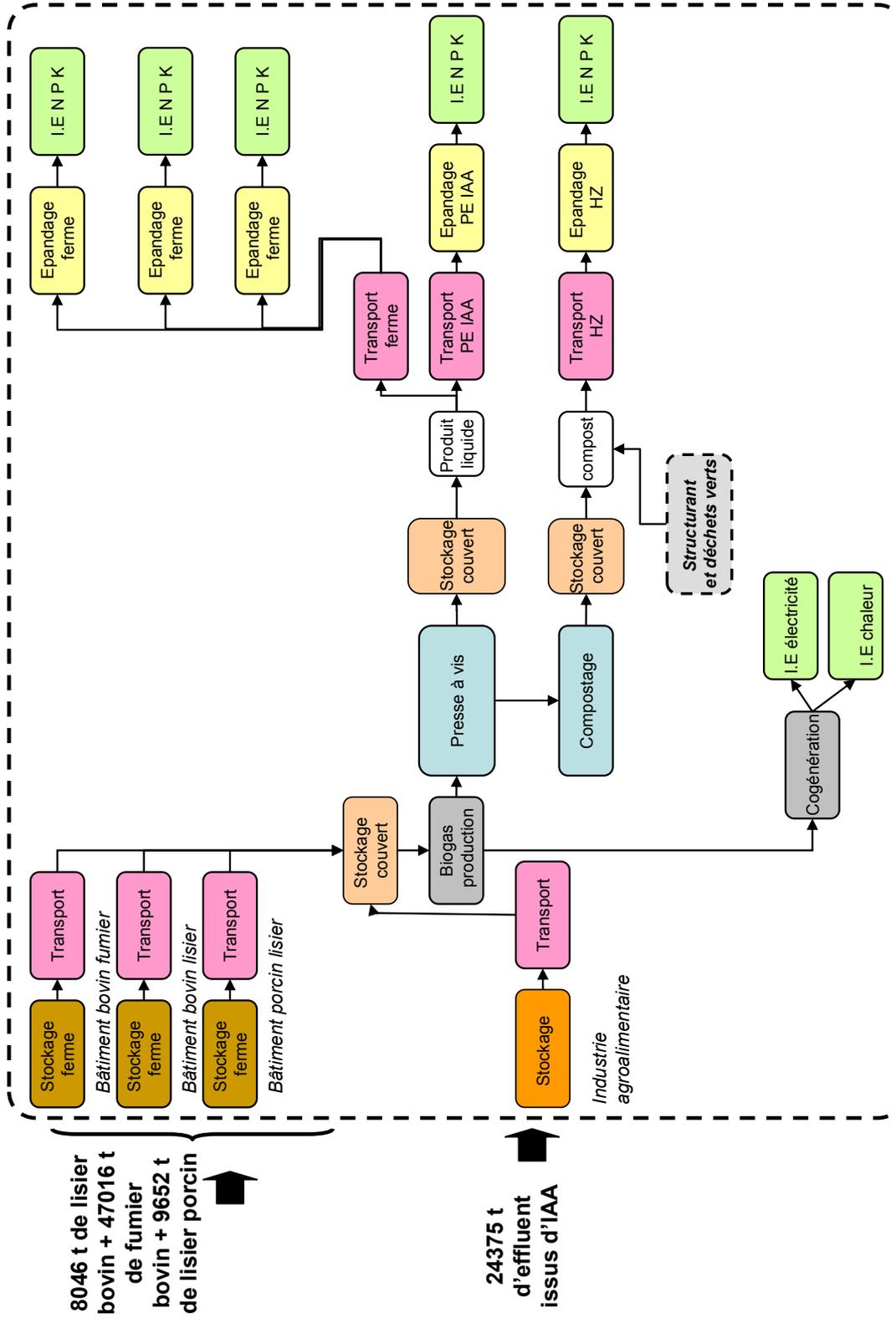


# ANNEXE 1 : Schéma des scénarios évalués



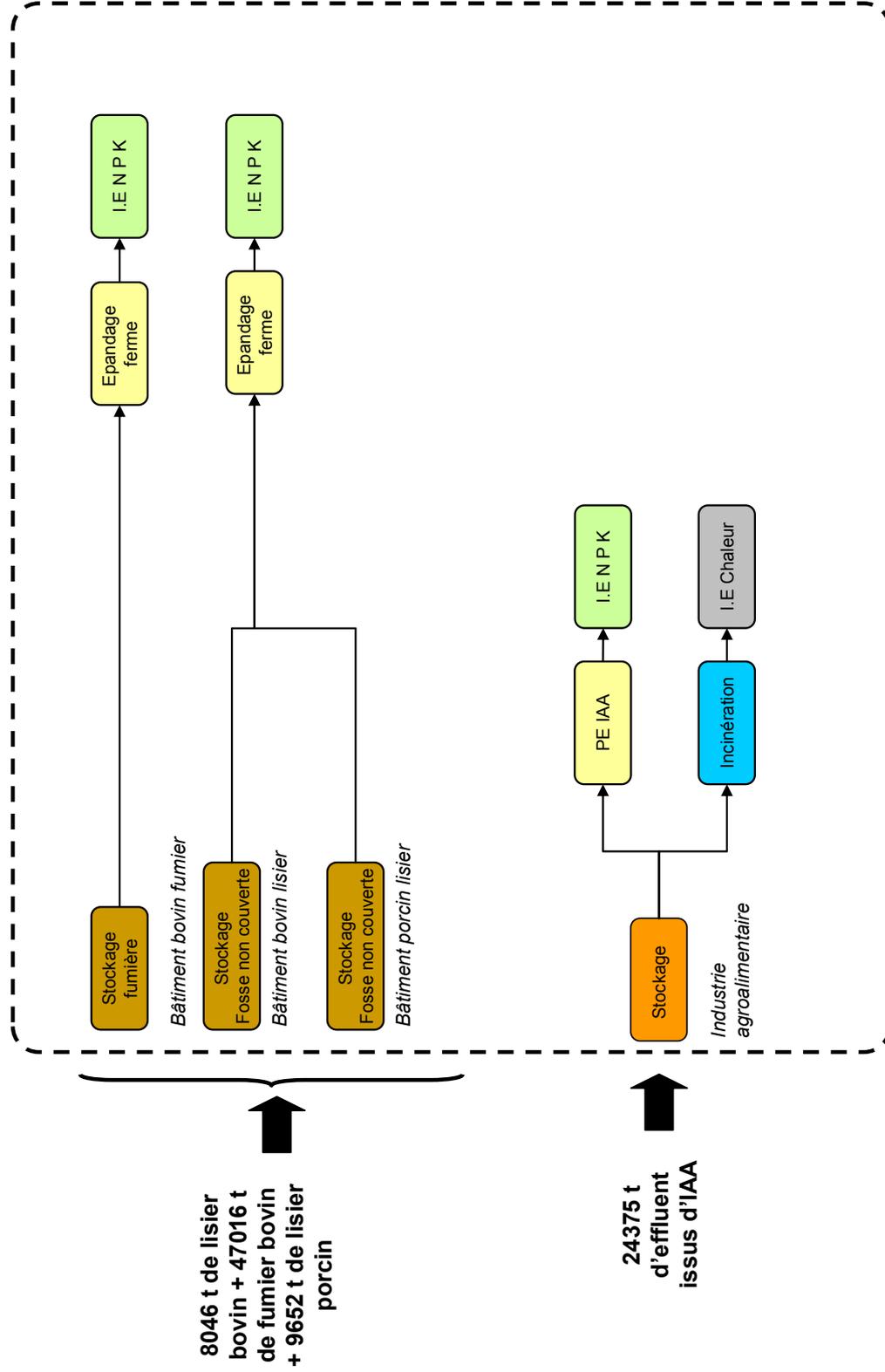


## Scénario HBV Compostage et valorisation chaleur par la laiterie





## Scénario existant



I.E. : Impact Evité







## **Cemagref**

**CEM1** : Romain Girault : caractérisation des substrats IAA sur le territoire. Volet 2 du projet BIODECOL2

**CEM2** : Flux de gaz à effet de serre (NH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) et à l'ammoniac (NH<sub>3</sub>) lié à la gestion des déjections animales : synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données. A. Gac, F. Béline et T. Bioteau. Août 2006. Rapport ADEME

**CEM3** : Cemagref de Montoldre, projet ECODEFI, livrable n°4 Eco-évaluation environnementale des engins agricoles pendant l'épandage. Février 2011

**CEM4** : Bilan environnemental des procédés de traitement biologique des lisiers de porcs, L. Loyon, F. Béline, F. Guiziou, H. Boursier, P. Peu. Avril 2005

## **Autres sources**

**AUT1** : CORPEN : données sur les effluents d'élevage (production et caractérisation des fumiers bovin, lisier bovin et porcin)

**AUT2** : Actualisation des volumes et des quantités d'azote, de phosphore et de potasse rejetés dans le lisier par un élevage naisseur-engraisseur. 1996 Journées Rech. Porcine en France, 28, 241 - 248.

**AUT3** : Eco-analyse de la valorisation du biogaz issu des matières premières renouvelables, Institut für Energetik und Umwelt (2006). Document fourni par Armelle Damiano (AILE)

**AUT4** : Etat de l'art des méthodes (rentables) pour l'élimination, la concentration ou la transformation de l'azote pour les installations de biogaz agricoles de taille petite/moyenne. Rapport final. Office fédéral de l'énergie OFEN (Suisse). 2009

**AUT5** : ADEME, Analyse du Cycle de Vie des modes de valorisation énergétique du biogaz issu de méthanisation de la Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères collectée sélectivement en France. Septembre 2007

**AUT6** : La déshydratation des digestats. Synthèse bibliographique. Etude IFIP – Institut du porc. Septembre 2010. Alexandre Rugani, Pascal Levasseur et Michel Marcon

**AUT7** : Compostage de boues de STEP, bilan matière type pour 100 tonnes de boues. (Document interne Veolia environnement, 2004).

**AUT8** : base de données Ecolnvent

**AUT9** : base de données GaBi

**AUT10** : Effet de la fertilisation (ou du chargement) sur les pertes de nitrate par lixiviation, Esco élevage et azote.

## **Expertises**

**EXP1** : Romain Girault, Cemagref

**EXP2** : Thierry Bioteau, Cemagref et Oleksander Tretyakov

**EXP3** : Cécile Teglia, doctorante au Cemagref

**EXP4** : Pascal Mallard, Cemagref

**EXP5** : Lynda Aissani, Cemagref

**EXP6** : Fabrice Béline, Cemagref



## ANNEXE 3 : fiche Process « fumière bovin »

Scénario méthanisation avec évapoconcentration.

BY\_fumière bovin [buildings] -- DB Process

Object Edit View Help

Name: *Nature* BY\_fumière bovin

Parameter	Formula	Value	Minimum	Maximum	Stand	Comment, units, defaults
qte_C_tot_entra	$(qte\_MO * 0,45) * qte\_fumier$	0,0675				coef 0,45
qte_C_tot_sorta	$qte\_C\_tot\_entra - (qte\_CH4 * (12/16)) - (qte\_CO2 * (12/44))$	0,066876				
qte_CH4	$((180 * (10,4/100)) / 15) * (16/12) / 1000 * temps$	0,000416				étude ADEME_BDgaz2006
qte_CO2	$(qte\_CH4 / 16 * 44)$	0,001144				
qte_fumier	1	1				t de fumier/an
qte_fumier_ap_s	$qte\_fumier * 0,99$	0,99				abattement lors du stockage (temps= 20j)
qte_K	$3,95 / 1000 * qte\_fumier$	0,00395				t de K
qte_MO	$15 / 100 * qte\_fumier$	0,15				% dans fumier bovin
qte_N_entrant	$(5,5 / 1000) * qte\_fumier$	0,0055				t N/an
qte_N_NH3	$qte\_N\_entrant * 2,37 / 100$	0,00013035				étude ADEME_BDgaz2006
qte_N_sortant	$qte\_N\_entrant - qte\_N2 - (qte\_N20 * 28 / 44) - (qte\_N\_NH3)$	0,0053449				
qte_N2	$qte\_N\_entrant * (1,5 / 100) * (1) * temps$	2,0625E-00				étude ADEME_BDgaz2006
qte_N20	$qte\_N\_entrant * (0,3 / 100) * (44 / 28) * temps$	6,4821E-00				étude ADEME_BDgaz2006
qte_NH3	$qte\_N\_NH3 * 17 / 14$	0,00015826				
qte_P	$1,14 / 1000 * qte\_fumier$	0,00114				t de P
temps	20/80	0,25				80 jours référence étude ADEME

**Hypothèses de modélisation à remplir**

Completeness: No statement

Alias	Flow	Quantity	Amount	Factor	Unit	Tracked	Standard	Origin	Comment
	fumier bovin [Resources]	Mass	1000	1000	kg		0 %	(No statement)	

**Entrant (masse fumier)**

Alias	Flow	Quantity	Amount	Factor	Unit	Tracked	Standard	Origin	Comment
qte_NH3	Ammonia [Inorganic emissions to air]	Mass	0,15828	1000	kg		0 %	(No statement)	
qte_N_sortant	azote fumier bovin [Resources]	Mass	5,3449	1000	kg		0 %	(No statement)	
qte_CO2	Carbon dioxide (biotic,CML09) [Inorganic emissions to air]	Mass	1,144	1000	kg		0 %	(No statement)	
qte_C_tot_sorta	carbone fumier bovin [Resources]	Mass	66,876	1000	kg		0 %	(No statement)	
<b>qte_fumier_ap_fumier bovin [Resources]</b>	<b>Mass</b>	<b>990</b>	<b>1000</b>	<b>kg</b>	<b>X</b>	<b>0 %</b>	<b>(No statement)</b>		
qte_CH4	Methane (CML09) [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	0,416	1000	kg		0 %	(No statement)	
qte_N2	Nitrogen (atmospheric nitrogen) [Inorganic emissions to air]	Mass	0,020625	1000	kg		0 %	(No statement)	
qte_N20	Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Mass	0,0064821	1000	kg		0 %	(No statement)	
qte_P	phosphore fumier bovin [Resources]	Mass	1,14	1000	kg		0 %	(No statement)	
qte_K	potassium fumier bovin [Resources]	Mass	3,95	1000	kg		0 %	(No statement)	

**Sortant (masse fumier + émissions NH3, CH4, CO2, N20...)**



## RESUME

Cette étude porte sur l'évaluation environnementale (Analyse du Cycle de Vie, ACV) de la méthanisation collective d'effluents d'élevage et d'industries-agroalimentaires au niveau du bassin versant des Echelles, situé sur le territoire du Coglais, à 50 km au nord-est de Rennes. Ce bassin versant est face à une problématique de gestion des effluents et d'export de l'azote auquel cette étude doit apporter des éléments scientifiques à mettre au débat. L'étude a tout d'abord permis de définir trois scénarios de gestion des effluents en faisant un focus sur l'impact du transport des effluents (utilisation du SIG), de la valorisation de l'énergie produite et des méthodes de traitement/valorisation du digestat. Un scénario existant a été créé ainsi que deux scénarios avec méthanisation collective avec une variante au niveau du post-traitement (compostage ou évapoconcentration). L'étude a également permis de définir le service rendu par les scénarios au regard des pratiques du territoire en utilisant le SIG et des données collectées dans le cadre d'un programme de recherches du Cemagref (BIODECOL2). Les frontières de notre étude débutent au stockage des effluents jusqu'à l'épandage et l'export des digestats. La méthode CML 2001 a été utilisée et trois impacts ont été étudiés : l'acidification, l'eutrophisation et le réchauffement climatique. Les scénarios ont été modélisés sous le logiciel GaBi et l'étude a permis de montrer clairement l'intérêt de la valorisation (électricité et chaleur) du biogaz en termes d'impacts évités à l'arrière plan pour le réchauffement climatique. Au niveau de l'impact acidification, le scénario avec évapoconcentration semble être le moins impactant. Pour l'impact réchauffement climatique, la méthanisation en elle-même ne contribue pas à la diminution de l'effet de serre mais la gestion des effluents joue un rôle majeur, à travers la diminution du temps de stockage. Enfin, nous ne dégagons pas de tendance pour l'impact eutrophisation. L'étude a eu aussi pour rôle, à travers l'outil ACV, de fédérer et de valoriser les données collectées dans le cadre de BIODECOL2 et plus généralement les données acquises par le Cemagref et par l'expertise de ses chercheurs.

**TITLE:** Environmental evaluation (Life Cycle Assessment, LCA) of production of biogas from slurry, manure and waste from food processing on the area of Coglais in Brittany.

## ABSTRACT

Work has been carried out to evaluate the environmental impact (Life Cycle Assessment, LCA) of a collective biogas plant with slurry, manure and waste from food processing on the basin of Echelles, located in the Coglais, an area next to Rennes (50 km north). This basin has to deal with an excess of nitrogen and this study should provide scientific elements to debate on it and manage this excess. At first, during this study, we identified three scenarios and made a focus on the impact of transport (using GIS), uses of energy from biogas and methods of treatment and agronomical management of the digestate. An existing scenario was created and two other scenarios with collective biogas plant including a variation in the post-treatment (composting or evaporation with concentration of digestate). Secondly, we also identified a functional unit related to the practices of the area with using GIS and data collected during the research program of Cemagref (BIODECOL2). The boundaries of this study begin to the storage until the application and export of digestate. The CML 2001 method was used and three impacts were studied: acidification potential, eutrophication potential and global warming potential. The scenarios were modeled in the software GaBi and study clearly show the interest of the utilization (electricity and heat) of biogas in terms of avoided impacts to the background related to global warming. For the impact of acidification, evaporation and concentration scenario has the lowest impact. For the impact global warming, biogas plant by itself does not contribute to the reduction of greenhouse gases but the slurry management plays a major role, through the reduction of storage time. We do not find a trend for the eutrophication impact. The study also had a role to collect and develop, through the LCA, the data from BIODECOL2 and more generally the data acquired by the Cemagref and the expertise of its researchers.

**MOTS-CLEFS:** analyse du cycle de vie (ACV), méthanisation, effluent d'élevage, post-traitement, facteurs d'émission, azote