

Action 9

Développer la méthanisation, et installer des torchères, pour réduire les émissions de CH₄ liées au stockage des effluents d'élevage

Auteurs

Fabrice Béline (IRSTEA)
Pierre Dupraz (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Mélynda Hassouna (INRA-EA)
Paul Robin (INRA-EA)
Jean-Philippe Steyer (INRA-EA)

Extraction et traitement de données

Lénaïc Pardon (INRA-DEPE)
Elisabeth Samson (INRA-SAE2)

Relecteur scientifique externe

David Eyler (Institut Européen pour la Recherche sur l'Energie)

Relecteurs techniques externes

Christian Couturier (Solagro)
Jean-Baptiste Dollé (Institut de l'Elevage)

1. Introduction : cadrage et description succincte de l'action

Actuellement, la majorité des déjections animales récupérées (environ 150 millions de tonnes par an) sont stockées dans les bâtiments d'élevage et dans des ouvrages extérieurs ou aux champs pendant une période pouvant atteindre 6 mois. Ces stockages s'accompagnent d'un rejet direct vers l'atmosphère de composés gazeux, notamment du CH₄ et du N₂O, représentant respectivement 13,7 et 5,2 millions de tonnes de CO₂ équivalent (TgCO_{2e}) en 2010, soit 13% et 4,9% des émissions du secteur agricole français (CITEPA, 2012).

L'objectif de l'action est de développer le captage du CH₄ produit durant cette phase de stockage puis son élimination par combustion. Le CH₄ est brûlé, et donc transformé en CO₂, soit dans des chaudières ou des moteurs de cogénération permettant de produire de l'électricité et/ou de la chaleur, soit tout simplement en torchère. Le pouvoir de réchauffement global (PRG) du CO₂ étant 25 fois inférieur à celui du CH₄, la combustion du CH₄ en CO₂ permet de réduire fortement l'impact effet de serre, même en l'absence de valorisation énergétique (cas des torchères).

Les émissions de CH₄ liées à la gestion des déjections animales étant très majoritairement issues des filières bovines (60%) et porcines (25%), seules ces deux espèces sont prises en compte dans l'Action.

2. Description de l'action

Actuellement, la majorité des déjections animales récupérées sont stockées dans les bâtiments d'élevage et dans des ouvrages extérieurs ou aux champs pendant une période de 0 à 6 mois, avec un rejet directement vers l'atmosphère des composés gazeux produits, notamment de gaz à effet de serre (CH₄ et N₂O).

L'objectif de cette action est la mise en place d'un système de gestion des effluents permettant le captage du CH₄ produit au cours de cette phase de stockage. Le CH₄ capté est ensuite brûlé et donc transformé en CO₂, soit dans des chaudières ou des systèmes de cogénération permettant ainsi de produire de l'électricité et/ou de la chaleur, soit tout simplement en torchère. Le pouvoir de réchauffement global (PRG) du CO₂ étant 25 fois inférieur à celui du CH₄, la combustion du CH₄ en CO₂ permet de réduire fortement l'impact effet de serre.

2.a. Mécanismes en jeu et émissions de GES associées

Au cours du stockage des déjections animales, les conditions sont totalement (cas des lisiers) ou partiellement (cas des fumiers) anaérobies. En conséquence, la matière organique contenue dans ces déjections est dégradée, au moins en partie, par des processus anaérobies conduisant à la production et au transfert vers l'atmosphère de CH₄. De plus, les conditions de stockage partiellement anaérobies des fumiers, et par conséquent également partiellement aérobie, engendrent des processus de nitrification/dénitrification qui sont à l'origine de la production et d'émissions de N₂O.

La mise en place d'un procédé de récupération/combustion du CH₄ permet de minimiser le temps amont de stockage avec des émissions de CH₄ directement vers l'atmosphère, de récupérer le CH₄ produit et de le transformer en CO₂. La mise en place de ce procédé permet donc, en théorie, de réduire les émissions directes de CH₄ de la filière de gestion des déjections animales. D'autre part, la mise en place d'un procédé de récupération/combustion du CH₄ met les déjections animales en conditions strictement anaérobies, ce qui peut, lorsque cette technique se substitue à des conditions aérobie/anaérobies (cas des fumiers), réduire également les émissions de N₂O de la filière de gestion.

Le procédé mis en place peut également modifier les caractéristiques du produit (mélange avec d'autres produits, liquéfaction, minéralisation...) et induire ainsi une modification du comportement de ce produit lors du stockage aval et de l'utilisation agronomique. Ces modifications peuvent induire des modifications des émissions gazeuses lors de la gestion aval du produit, notamment de N₂O et NH₃.

Enfin, lorsque le CH₄ capté est valorisé sous forme de chaleur et/ou d'électricité, l'énergie produite peut se substituer à une énergie productrice de GES (énergie fossile le plus souvent pour la chaleur et mix électrique français pour l'électricité).

2.b. Sous-actions et éventuelles options techniques instruites dans la fiche

Pour cette action et concernant la technique de captage/combustion du CH₄ issu des déjections animales proprement dite, il existe principalement 2 options différentes qui ont été instruites par la suite.

La **méthanisation** consiste à envoyer le plus rapidement possible les déjections dans un réacteur de digestion anaérobie, qui favorise la production de CH₄ et permet de le capter. Ce CH₄ peut être injecté dans le réseau de gaz naturel, mais est en

général valorisé par combustion dans des chaudières ou des moteurs de cogénération, produisant de la chaleur et/ou de l'électricité. Cette technique peut s'appliquer à l'ensemble des déjections récupérées, liquides ou solides (lisier et fumier). Dans la plupart des cas (>80%, Girault et al., 2010), des co-substrats, provenant de l'exploitation (résidus de culture...) ou de l'extérieur (déchets d'industries alimentaires...), sont méthanisés avec les déjections afin d'augmenter la production de biogaz. En raison de la grande diversité de ces pratiques, et du fait que les effets de la méthanisation ne sont alors plus forcément imputables au seul secteur agricole, l'ajout de co-substrats n'a pas été pris en compte dans les calculs d'atténuation et de coût, bien qu'il participe à la rentabilité de l'unité de méthanisation. D'autre part, nous avons considéré un mode de valorisation du biogaz par cogénération qui représente actuellement plus de 95% des cas existants (Etat des lieux, Club Biogaz, 2011).

L'autre sous-action étudiée est la **couverture** de la fosse de stockage, qui permet la récupération du CH₄ produit, et l'installation d'une **torchère** pour brûler ce CH₄. Cette technique, qui ne peut s'appliquer qu'aux effluents liquides stockés, ne sera envisagée que pour les exploitations dont la production de lisier est insuffisante pour justifier un équipement de méthanisation.

2.c. Rapports et expertises majeurs ayant déjà examiné/évalué l'action

Au niveau national, le premier rapport officiel et largement diffusé faisant état de la méthanisation des déjections animales comme levier pour diminuer les émissions de gaz à effet de serre est le Plan Climat 2004 "Face au changement climatique Agissons ensemble", du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. D'après ce rapport, le développement d'une cinquantaine d'installations à échéance de 2 ans pour un coût "public" de 2 millions d'euros permettrait une atténuation de 0,5 TgCO₂e/an. Un rapport antérieur de Solagro (2003) dans le cadre de sa contribution au plan Climat fait état également de la méthanisation avec un potentiel d'atténuation directe de l'ordre de 10 TgCO₂e/an pour un coût "public" de l'ordre de 30 €/tCO₂e et une part mobilisable à n+6 de l'ordre de 20%.

3. Etat des connaissances sur les phénomènes/mécanismes sous-jacents et leur quantification

Concernant la réduction des émissions directes de CH₄, les principaux mécanismes mis en jeu (dégradation anaérobie de la matière organique des déjections en conditions maîtrisées ou non) et les bases scientifiques sur lesquelles ils s'appuient sont bien connues à l'échelle macroscopique et il n'y a pas de controverse sur ces points. Cependant, la quantification de cette réduction dépend des émissions du scénario "sans action" sur le continuum stockage/épandage, et des scénarios "avec action" sur ce même continuum (incluant la méthanisation ou la couverture/torchère dans ce cas). Il existe une forte variabilité concernant ces scénarios en fonction des pratiques, et de fortes incertitudes sur les émissions de gaz de ces différents scénarios subsistent (en fonction des hypothèses de calculs et des conditions de mise en œuvre), ce qui peut conduire à des controverses.

D'un point de vue général, le scénario de référence et ceux liés aux actions proposées sont schématisés sur la Figure 1.

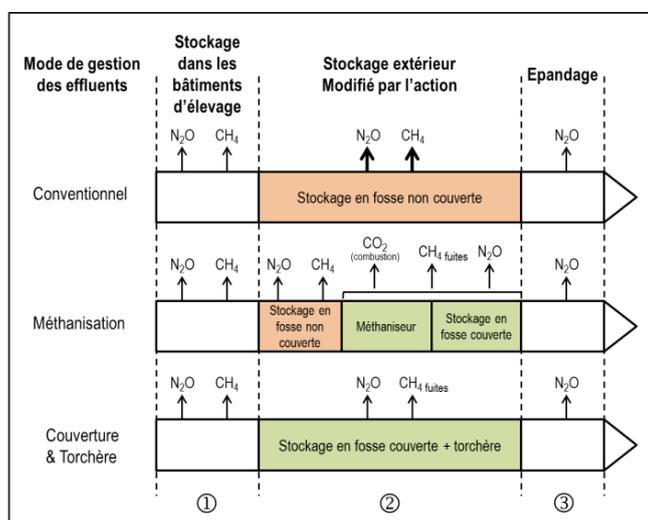


Figure 1. Trajectoires de gestion des déjections animales et principales émissions de GES associées.

① Stockage en bâtiment, et donc émissions de CH₄ s'y déroulant, non modifiées par les actions proposées.

② Méthanisation : stockage amont (généralement à l'air libre) réduit, stockage aval peu émetteur (CH₄ déjà émis et/ou stockage couvert).

③ Couverture & torchère : pas de stockage amont ni aval à l'air libre.

④ Conditions de l'épandage (largement aérobies) peu modifiées.

Emissions de CH₄

Les émissions de CH₄ au cours du stockage des déjections sont quantitativement importantes mais également très variables. Elles dépendent de nombreux facteurs tels que le type et la composition des déjections (Chen et al., 1988; Kaharabata et al., 1998; Massé et al., 2003; Umetsu et al., 2005; Dinuccio et al., 2008), la température (Khan et al., 1997; Kaharabata et al., 1998; Massé et al., 2003; Umetsu et al., 2005; Park et al., 2006; Dinuccio et al., 2008) et le temps (Massé et al., 2003, 2008a) de stockage.

Un procédé de captage/combustion des émissions de CH₄ au cours du stockage des déjections peut ainsi permettre de réduire significativement ces émissions, mais il est nécessaire de prendre en considération : (1) les émissions de CH₄ qui ont lieu dans les bâtiments d'élevage du fait de l'accumulation et/ou du stockage des déjections dans ces bâtiments, (2) le stockage qui aura lieu en amont de ce procédé et les émissions de CH₄ qui en découlent, (3) les fuites de CH₄ sur le procédé lui-même et (4) les émissions de CH₄ éventuelles après le procédé.

D'un point de vue théorique, les émissions de CH₄ se déroulant dans le bâtiment ne sont pas modifiées par les actions proposées et celles-ci ne devraient donc ne pas être prises en compte dans le potentiel d'atténuation de l'action. Ainsi, le potentiel d'atténuation ne devrait donc tenir compte que des émissions de CH₄ liées au stockage extérieur des déjections. Toutefois, la répartition entre ces 2 postes dépend fortement des catégories animales et des différents systèmes de gestion des déjections associés, et aucune donnée précise et fiable n'est actuellement disponible. A titre d'exemple, la catégorie "bovin" la plus émettrice correspond aux vaches laitières sur lisier pour lesquelles le système le plus utilisé est le raclage quotidien des déjections vers une fosse extérieure, et donc pour lesquelles les émissions dans le bâtiment sont négligeables. Dans cette catégorie, il existe toutefois des cas où le lisier est uniquement stocké sous caillebotis dans le bâtiment et aucun stockage extérieur n'est appliqué. Pour les porcs, les systèmes de gestion des déjections sont plus homogènes mais dépendent toutefois des pratiques de l'élevage, avec des stockages dans les bâtiments allant de quelques semaines à plusieurs mois. Pour les calculs, il est donc nécessaire de faire des hypothèses fortes sur ces aspects.

D'un point de vue technique, même si l'objectif est de minimiser le stockage des déjections à l'air libre, dans le cas d'un procédé de méthanisation, il est nécessaire d'avoir un stockage tampon en amont du réacteur. Ce stockage est la plupart du temps à l'air libre, même s'il est possible techniquement de le couvrir et de récupérer le CH₄ émis. Les émissions sur ce type de stockage spécifique ne sont pas documentées. D'un point de vue théorique, on peut, d'un côté, attendre des cinétiques d'émission plus importantes qu'en stockage conventionnel du fait que le lisier y est plus frais et donc plus biodégradable, mais, d'un autre côté, on peut aussi supposer que le temps de résidence étant plus faible, l'adaptation de la flore bactérienne anaérobie est moins bonne et donc engendre des cinétiques d'émission plus faibles. En conséquence, on considère en général que les cinétiques d'émission sont identiques à celles des systèmes conventionnels (DIGES) et que les émissions sont proportionnelles à la durée de stockage.

Enfin, concernant les émissions de CH₄ lors du stockage aval à l'air libre des déjections méthanisées, un temps de séjour important dans le méthaniseur et une couverture/captage du CH₄ lors de ce stockage aval sont généralement appliqués, permettant ainsi d'éviter ces émissions. Ainsi, le système de stockage aval peut être considéré comme faiblement émetteur ou couvert avec récupération. Les émissions à cette étape sont alors négligées. Concernant l'option "couverture/torchère", il s'agit de couvrir directement la fosse de stockage conventionnelle, et il n'y a donc pas de stockage intermédiaire amont ou aval.

En ce qui concerne les fuites diffuses liées au système proprement dit (réacteur, système de combustion notamment), différents documents font état de ce phénomène dû au manque ou à des problèmes d'étanchéité des équipements. Ces aspects sont documentés pour les systèmes de méthanisation, mais aucune donnée spécifique à l'option "couverture/torchère" n'est disponible. Les pertes de biogaz dues à ces fuites ont été évaluées lors de l'établissement du bilan d'une exploitation type, d'après les études réalisées par ELTRA (2003) et Olesen et al. (2004). Il est donc admis que, en moyenne, 1,8% du méthane produit par l'unité de méthanisation est libéré du fait d'un manque d'étanchéité de certains éléments. (Scholwin, 2006). De Vries (2012) suggère également des chiffres du même ordre de grandeur en considérant des fuites de 1% au niveau du réacteur et 0,5% au niveau de la combustion, soit 1,5% au total. De manière générale, les études soulignent que ces émissions sont variables et dépendent de l'âge de l'installation (et donc de la technologie). Le GIEC estime ces fuites entre 0 et 10% (IPCC 2006) et préconise une valeur par défaut de 5% en l'absence de données spécifiques. Le GIEC confirme également que dans les installations modernes les taux de fuite sont négligeables. Toutefois, il semble que ces chiffres prennent en compte également les émissions liées au stockage tampon amont. Cet état de l'art permet de dégager une tendance précise concernant ces fuites, et un taux de fuite de 1,5% apparaît cohérent. Ces fuites sont applicables aussi bien pour la sous-action "méthanisation" que pour la sous-action "couverture/torchère".

Enfin, suite à l'épandage, les conditions deviennent très majoritairement aérobies et les émissions de CH₄ sont très faibles et considérées comme négligeables (Chadwick et al.). Elles ne seront donc pas considérées.

Emissions de N₂O

Au niveau du stockage/traitement, les déjections sous forme liquide sont peu émettrices de N₂O et ne sont pas impactées par les actions proposées car les conditions déterminant ces émissions de N₂O restent sensiblement identiques (milieu anaérobie, pas de formes oxydées...). Par contre, les déjections sous forme solide (fumiers) sont impactées. En effet, au cours et suite à la méthanisation, les conditions sont totalement anaérobies et sont donc identiques à celle des déjections liquides, alors que le stockage conventionnel des fumiers induit des conditions partiellement aérobies favorisant les émissions de N₂O. Ceci est assez peu documenté mais est pris en compte par le GIEC (IPCC 1996 et 2006) avec un facteur d'émission de N₂O proche de 0 pour les lisiers et les digestats. Ainsi, les émissions des digestats seront considérées comme identiques aux émissions des lisiers.

Pour les émissions à l'épandage, l'impact de la méthanisation est abordé dans un nombre limité d'articles scientifiques. Quelques auteurs ont mesuré des émissions plus faibles lorsque le lisier est méthanisé en comparaison avec un lisier géré conventionnellement, de -20 à -50% (Amon et al., 2006 ; Petersen, 1999 ; Chantigny et al., 2007), mais ces résultats ne sont pas toujours statistiquement représentatifs car les variations sur ces émissions sont importantes. De plus, d'autres auteurs n'observent pas de différences entre ces deux modes de gestion (Pain et al., 1990 ; Rubaek et al., 1996 ; Velthof et al., 2003 ; Clemens et al., 2006 ; Vallejo et al., 2006 ; Thomsen et al., 2009). Les émissions de N₂O proviennent de processus biologiques (nitrification/dénitrification) influencés par de nombreux facteurs (microorganismes du sol, caractéristiques physico-chimiques du sol, température, pluviométrie...), ce qui explique ces différences. A ce stade, il ne semble donc pas possible, à partir des données existantes, d'attribuer un impact à la méthanisation ou à la couverture/torchère sur ces émissions de N₂O suite à l'épandage des produits ; les émissions seront donc considérées identiques avec ou sans action.

Emissions de NH₃

Vis-à-vis des émissions d'ammoniac (NH₃), le procédé de méthanisation entraîne une augmentation significative du pH du digestat ainsi qu'une augmentation de la concentration en NH₄⁺, deux facteurs qui vont favoriser les émissions de NH₃ vers l'atmosphère. Cependant, dans les filières de méthanisation, les fosses de stockage situées en aval de la méthanisation sont généralement couvertes et les émissions de NH₃ sont donc maîtrisées. Concernant la sous-action "couverture/torchère", les fosses sont par définition couvertes et les émissions sont donc également contrôlées. Dans l'absolu, il apparaît donc possible de prendre en compte ces phénomènes permettant de contrôler les émissions de NH₃ et donc les émissions indirectes de N₂O associées. En effet, un changement au niveau des émissions de NH₃ impacte les émissions de N₂O car une partie du NH₃ engendre des émissions indirectes de N₂O (IPCC 2006). Toutefois, les émissions de NH₃ au stockage/traitement sont relativement faibles par rapport aux émissions dans les bâtiments et à l'épandage, et les incertitudes sur le contrôle de ces émissions restent importantes. Il semble donc préférable de ne pas considérer d'effet des actions étudiées sur ce phénomène.

Lors de l'épandage du digestat, les résultats de la littérature semblent plus controversés (Massé et al., 2011) et l'augmentation du pH et de la teneur en NH₄⁺ peut être compensée par une infiltration plus rapide du produit du fait de sa liquéfaction lors de la méthanisation. A ce stade, il apparaît donc difficile de prendre en compte un impact de ces actions sur les émissions de NH₃ au cours de l'épandage qui pourront, dans le meilleur des cas, être significativement réduites et dans le pire des cas, significativement augmentées.

Emissions induites de GES liées à la substitution énergétique

Pour le système de couverture/torchère, il n'y a pas de production d'énergie et donc pas de réduction des émissions de GES par substitution d'une énergie. Par contre, pour la technique de méthanisation, le CH₄ est valorisé, le plus souvent dans des systèmes de cogénération permettant une production d'électricité (30-35% de l'énergie primaire) et de chaleur (40-50% de l'énergie primaire). Pour l'électricité, on peut considérer, en moyenne, un taux de valorisation de 32% de l'énergie primaire, et on prend les émissions moyennes de CO₂ du système électrique français calculé par EDF (78 gCO₂/kWh) pour calculer la réduction des émissions par substitution. Par contre, la substitution énergétique liée à la production de chaleur dépend fortement des conditions d'application et des caractéristiques spécifiques de chaque site de méthanisation. D'une part, une partie de la chaleur est utilisée pour le procédé lui-même et n'induit donc pas de substitution. La partie restante nécessite des débouchés de valorisation locaux qui ne sont pas toujours disponibles, et qui, lorsqu'ils le sont, vont engendrer des taux de valorisation différents et des substitutions énergétiques différentes (fuel, gaz naturel, charbon...) selon leurs natures. Il apparaît donc très difficile de prendre en compte précisément cette substitution. Dans le cadre de cette étude, on considère de manière "arbitraire" et, à titre d'information, qu'en moyenne environ 1/3 de la chaleur produite, correspondant à 15% de l'énergie du méthane récupéré, est substitué à une énergie fossile de type fuel/gaz naturel, ce qui correspond à une substitution de 245 gCO₂ par kWh produit.

Emissions de GES liées à la substitution d'engrais

On considère parfois que le digestat de méthanisation a un effet plus fertilisant sur les cultures comparativement à un effluent brut. Sur ce constat, une économie d'engrais minéral peut être calculée. Cette différence est difficile à quantifier. De

surcroît, la pratique d'épandage est plus délicate car le digestat est plus volatile (émissions de NH₃) et nécessite donc l'utilisation d'une technicité d'épandage spécifique (matériel, date d'application...). Toutefois, au vu des connaissances et des données actuelles, la substitution des engrais minéraux par du digestat et en comparaison aux déjections non méthanisées, reste trop incertaine. Cela n'a donc pas été pris en compte.

4. Degré et mode de prise en compte des principaux postes d'émissions concernés par l'action dans le cadre de l'inventaire national 2010 et perspectives d'évolution

Les émissions de CH₄ liées à la gestion des déjections (Bâtiment + stockage) sont prises en compte dans la section "Agriculture – gestion des déjections animales (CRF4B)". Ces émissions sont calculées sur les bases du rapport "Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux" publié par le GIEC en 2000. Il s'agit d'une méthode se situant entre les *tiers* 1 et 2. Le calcul agrège l'ensemble des émissions sans distinction entre le bâtiment et le stockage extérieur. La formule utilisée est la suivante :

$$FE_i = SV_i \times 365 \text{ jours/an} \times Bo_i \times 0,67 \text{ kg/m}^3 \times \sum(jk) FCM_{jk} \times SG_{ijk}$$

avec : FE_i : Facteur d'Emission pour le cheptel i (kgCH₄/an),
 SV_i : Solides volatils excrétés (kg/jour) pour le cheptel i,
 Bo_i : Capacité de production maximale de CH₄ (m³/kg de SV) pour le cheptel i,
 FCM_{jk} : Facteur de Conversion en Méthane (%) pour le système j, pour le climat k,
 SG_{ijk} : Système de Gestion des déjections animales pour le cheptel i, pour le système j, pour le climat k.

Les paramètres Bo, SV et FCM utilisés correspondent aux valeurs par défaut fournies par le GIEC. Les valeurs du paramètre FCM correspondent à celles d'un climat tempéré. Les occurrences des systèmes de gestion des déjections (SG) permettant de distinguer les trois systèmes pris en compte (lisier, fumier, pâturage) sont issues des données collectées à l'occasion des enquêtes "Bâtiments d'Elevage" 2008 - Ministère de l'Agriculture (Annexe 1).

Pour chacun de ces systèmes, des FCM spécifiques sont appliqués (Tableau 1).

SG	FCM (%)	Fv (%)
Lisier	45	0,1
Fumier	1,5	2
Pâturage	1,5	2

Tableau 1. Données utilisées par le CITEPA pour le calcul des émissions de GES en fonction des systèmes de gestion des déjections (FCM : Facteur de Conversion en Méthane ; Fv : Facteur de Volatilisation sous forme de N₂O).

Les quantités de solides volatils excrétés et la capacité de production maximale de CH₄ de ces matières dépendent des catégories animales, et sont issues des données du GIEC également. Ces données sont présentées dans l'Annexe 2.

Les émissions de N₂O au cours du stockage des déjections sont également prises en compte dans la section "Agriculture – gestion des déjections animales (CRF4B)". Ces émissions sont calculées sur les bases IPCC1996 avec une méthode se situant entre les *tiers* 1 et 2. Elles sont déterminées au moyen de facteurs d'émission relatifs à chaque espèce animale. Ceux-ci sont établis à partir de l'équation suivante :

$$FE_i = Fex_i \times \sum(jk) Fv_j \times SG_{ijk}$$

avec : FE_i : Facteur d'Emission pour le cheptel i,
 Fex_i : Facteurs d'Excrétion azotée pour le cheptel i,
 Fv_j : Facteurs de Volatilisation sous forme de N₂O, pour le système j,
 SG_{ijk} : Systèmes de Gestion (SG) des déjections animales pour le cheptel i, pour le système j, pour le climat k.

Les facteurs d'excrétion azotée (Fex) sont basés sur des travaux nationaux. Les Systèmes de Gestion (SG) des déjections animales sont identiques à ceux utilisés pour le CH₄ (Tableau 1). Les facteurs de volatilisation sous forme de N₂O sont ceux proposés par défaut par le GIEC (Tableau 1).

Les émissions de N₂O suite à l'épandage sont prises en compte dans la section "Agriculture – sols agricoles (CRF4D)". La méthode appliquée consiste à appliquer des facteurs de volatilisation sous forme de N₂O aux quantités d'azote disponibles dans les sols cultivés. L'azote contenu dans les déjections animales est calculé à partir des populations animales fournies par les services statistiques du Ministère chargé de l'Agriculture et de nombreuses autres sources, comme présenté dans la partie sur la gestion des déjections.

Les émissions de NH₃ et consécutivement les émissions indirectes de N₂O sont prises en compte dans la section "Agriculture – sols agricoles (CRF4D)". Ces émissions sont calculées à partir d'un taux de volatilisation de NH₃ différencié en fonction du mode du système de gestion des déjections (fumier, lisier, pâture).

Les émissions induites liées à la substitution énergétique sont comptabilisées dans la section "Energie (CRF1)".

5. Calcul du potentiel d'atténuation et du coût de chaque sous-action

La méthodologie de calcul du CITEPA pour l'inventaire 2010 ne prend pas en compte les actions méthanisation et couverture/torchère dans les émissions de CH₄ et N₂O issues de la gestion des déjections. En considérant cet inventaire, ces actions n'auront donc aucun impact sur ces émissions et l'atténuation sera nulle.

Une méthode de calcul améliorée basée sur les équations utilisées par le CITEPA a donc été développée en ajoutant deux systèmes de gestion des déjections animales correspondant aux deux sous-actions envisagées (méthanisation et couverture/torchère). Il est alors nécessaire de déterminer les facteurs spécifiques à ces deux systèmes en distinguant les émissions se déroulant dans les bâtiments et à l'extérieur, et en prenant également en compte les fuites au niveau des systèmes de captage/combustion du méthane.

5.1. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 1 (Méthanisation)

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

Distinction des émissions bâtiments / extérieur

Il apparaît nécessaire de différencier les émissions se déroulant dans les bâtiments d'élevage, sur lesquelles les actions étudiées n'auront pas d'impact, et les émissions se déroulant à l'extérieur, sur lesquelles les actions auront un impact. Comme discuté précédemment, les données de référence disponibles pour ces calculs sont inexistantes et des hypothèses ont dû être effectuées. Ainsi, le choix a été fait de retenir une référence pour chacune des catégories animales considérées (bovins et porcins) afin de déterminer la répartition temporelle du stockage des déjections entre le bâtiment et l'extérieur. Chacun des cas est défini en choisissant la catégorie d'animaux la plus émettrice de GES, et en y associant le système le plus utilisé. Ces situations prises comme référence sont :

- pour les bovins : les vaches laitières sur lisier, avec un raclage quotidien des déjections vers une fosse extérieure où elles sont stockées jusqu'à l'épandage (stockage 100% à l'extérieur) ;
- pour les porcins : les porcs à l'engrais élevés sur caillebotis (système lisier) où les déjections sont considérées comme stockées 20% du temps dans le bâtiment et 80% à l'extérieur avant l'épandage.

A partir des données utilisées par le CITEPA (Tableau 1) et de ces hypothèses, il est alors possible de déterminer les facteurs d'émission pour le CH₄ et le N₂O dans les bâtiments et à l'extérieur pour les différentes catégories animales et les différents systèmes de gestion des déjections (Tableau 2).

Catégories animales	SG	FCM bâtiment (%)	FCM extérieur (%)	Fv bâtiment (%)	Fv extérieur (%)
Bovins	Lisier	0	45	0	0,1
	Fumier	0	1,5	0	2
	Pâturage	0	1,5	0	2
Porcins	Lisier	9	36	0,02	0,08
	Fumier	0,3	1,2	0,4	1,6

Tableau 2. Répartition des émissions de N₂O et CH₄ entre le stockage en bâtiment et le stockage extérieur des déjections pour le calcul des émissions de GES, avec FCM : Facteur de Conversion en Méthane et Fv : Facteur de Volatilisation sous forme de N₂O.

Emissions de CH₄

Pour les fuites de méthane, l'état de l'art présenté a permis de dégager une tendance précise concernant ces fuites. Ainsi, un FCM de 1,5% est considéré. A ces fuites sur le système de captage/combustion, s'ajoutent les émissions lors du stockage amont qui sont, d'après les hypothèses effectuées, proportionnelles à la durée de stockage. Ainsi, en considérant

une durée de 3 semaines *versus* une durée de 6 mois en système conventionnel, on a une réduction du facteur de l'ordre de 88% s'appliquant aux émissions se déroulant à l'extérieur, soit 0,12 fois le FCM conventionnel des lisiers. Ainsi, les FCM de ces actions par catégories animales sont présentés dans le Tableau 3.

Catégories animales	Système de gestion	FCM (%)
Bovins	Méthanisation	$1,5 + 0,12 \times 45$ soit 6,9
Porcins	Méthanisation	$1,5 + 0,12 \times 36$ soit 5,8

Tableau 3. Facteurs d'émission de méthane spécifiques aux actions étudiées (FCM : Facteur de Conversion en Méthane).

Emissions de N₂O

L'application des actions étudiées induit systématiquement des conditions anaérobies au cours et en aval de l'action. Ainsi, les émissions des produits à ces stades seront identiques aux émissions des lisiers. Les facteurs des différentes filières sont présentés dans le Tableau 4.

Catégories animales	Système de gestion	Fv (%)
Bovins	Méthanisation	0,1
Porcins	Méthanisation	0,08

Tableau 4. Facteurs d'émission de N₂O spécifiques aux actions étudiées (Fv : Facteurs de Volatilisation sous forme de N₂O).

Emissions induites de GES liées à la substitution énergétique

Pour la méthanisation, on considère que 80% de la matière organique biodégradable est réellement dégradée dans le digesteur et que l'on récupère ainsi 80% du FCM restant à l'entrée du digesteur sous forme de CH₄. Ce CH₄ est valorisé sous forme d'électricité pour 32% (substitution de 78 gCO₂ par kWh produit) et de chaleur pour 15% (substitution de 245 gCO₂/kWhth).

• Quantification de l'atténuation

Les méthodes et données précédentes permettent ainsi de calculer les atténuations unitaires pour chacun de ces effets pour les différentes catégories d'animaux et en fonction des différents systèmes de gestion des déjections. Des exemples de résultats sont présentés dans le Tableau 5 pour les vaches laitières et les porcs à l'engrais.

	CH ₄	N ₂ O	Atténuation totale directe	Substitution électricité	Substitution chaleur	Atténuation totale induite	Atténuation totale
Vaches laitières - lisier	1,44	0	1,44	0,05	0,07	0,12	1,56
Vaches laitières - fumier	-0,20	0,63	0,43	0,05	0,07	0,12	0,55
Porcs à l'engrais de 50 kg et plus - lisier	0,34	0	0,34	0,01	0,02	0,03	0,37

Tableau 5. Exemples de résultats d'atténuation unitaire des émissions de GES (MgCO₂e/animal/an) pour l'action méthanisation (- : augmentation des émissions)

• Conclusion : potentiel d'atténuation unitaire de la sous-action

Concernant la sous-action "méthanisation", le potentiel d'atténuation unitaire dépend de la catégorie d'animal considérée mais également du système de gestion des déjections. Pour les systèmes lisier, ce potentiel varie par exemple de 0,37 à 1,56 MgCO₂e/animal/an pour les porcs à l'engrais et les vaches laitières, respectivement. Pour une vache laitière, le potentiel unitaire varie de 0,55 à 1,56 MgCO₂e/animal/an pour les systèmes sous forme de fumier et de lisier, respectivement. Les différences de potentiel unitaire entre les différentes catégories d'animaux s'expliquent par les différences quantitatives de production de déjections des différentes catégories mais aussi par les différences de biodégradabilité des déjections. Les différences observées entre lisier et fumier s'expliquent par les différences de comportement, notamment dans la filière conventionnelle. En effet, les lisiers émettent des quantités importantes de CH₄ en filière conventionnelle, et la méthanisation permet donc une réduction importante de ce poste. Ces produits émettent peu de N₂O en filière conventionnelle, et la méthanisation n'a pas d'impact. Par contre, les fumiers émettent peu de CH₄ en filière conventionnelle et la méthanisation, notamment à travers les fuites diffuses, a tendance à augmenter ces émissions et le

potentiel d'atténuation de ce poste est donc négatif. Par contre, la méthanisation permet de réduire les émissions de N₂O relativement importantes en filière conventionnelle pour les fumiers, et donc le bilan global reste positif. Dans tous les cas, le potentiel d'atténuation lié aux effets induits (substitution électricité et chaleur) reste faible (0,03 et 0,12 MgCO₂e/animal/an pour les porcs à l'engrais et les vaches laitières, respectivement).

5.1.b. Ligne de base et conditions de développement de l'action

• Situation actuelle

Le nombre d'unités de méthanisation a significativement augmenté à partir de 2007, suite à la première réévaluation en 2006 du tarif d'achat de l'électricité issue du biogaz (Figure 2). Ainsi, fin 2011, environ 48 unités de méthanisation agricoles ou territoriales basées majoritairement sur des déjections animales (en tonnage d'intrants) étaient en fonctionnement, et les prévisions pour fin 2012 sont de l'ordre de 80 unités en fonctionnement (Etat des lieux, Club biogaz, 2011). Cette dynamique à la hausse devrait se renforcer du fait d'une seconde réévaluation du tarif d'achat de l'électricité issue du biogaz en mai 2011. Les données disponibles permettent d'estimer la quantité de déjections méthanisées en France fin 2010 à moins de 1 Tg, soit moins de 1% de la quantité de déjections récupérables, ce qui reste quantitativement encore négligeable.

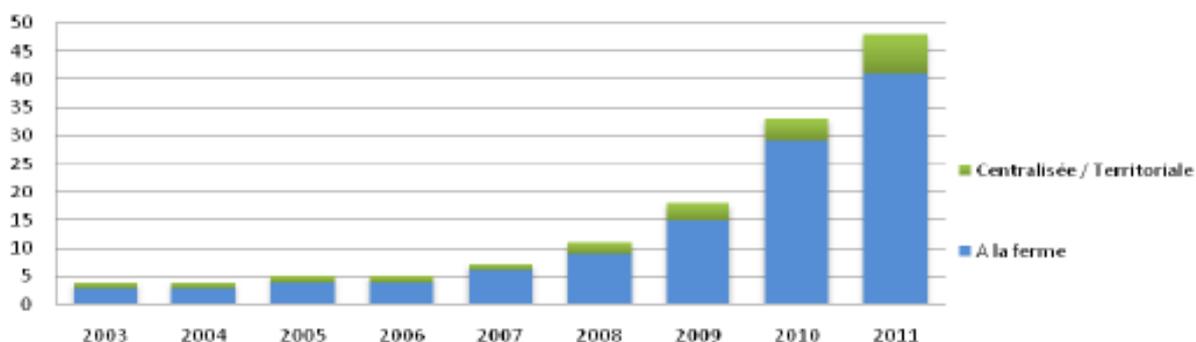


Figure 2. Evolution du nombre d'unités de méthanisation agricoles et territoriales en France

En plus du tarif d'achat de l'électricité issue du biogaz revu récemment à la hausse (mai 2011), il est également important de noter le soutien politique à cette technique, qui se traduit par des aides diverses et variables dans le temps et dans l'espace par les agences (ADEME notamment) et les collectivités territoriales.

Ainsi, l'évolution spontanée de cette sous-action "méthanisation" est dans le contexte actuel à la hausse même sans mesure supplémentaire.

• Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'assiette maximale technique)

Au niveau de la méthanisation, les données de développement présentées précédemment montrent que l'offre technique existe et est maîtrisée. L'un des principaux freins au développement de ce procédé est probablement la disponibilité de co-substrats à fort potentiel méthanogène afin de rentabiliser les installations dans les conditions économiques actuelles. Une autre limitation technique est la puissance minimum des systèmes de cogénération existant sur le marché. D'après l'état des lieux du Club Biogaz (2011), la puissance minimale installée est de 15 kWe.kW^{électrique}. Enfin, la construction d'une unité de méthanisation nécessite un investissement important pour l'exploitation, et le fonctionnement de cette unité nécessite également du temps de travail. Les exploitations mettant en place cette technique devront donc avoir une capacité d'investissement suffisante et être capable de dégager du temps. Même s'il est difficile de relier directement ces contraintes à des données structurelles ou économiques des exploitations, il apparaît toutefois que cette action ne pourra être mise en œuvre qu'au-dessus d'une taille minimale d'exploitation.

• Assiette maximale technique (AMT)

La contrainte technique de puissance minimum de 15 kWe conduit à une énergie électrique annuelle minimum de l'ordre de 120 000 kWh_e (fonctionnement du moteur environ 8 000 heures), soit, avec un rendement moteur de 32%, une énergie primaire annuelle nécessaire de l'ordre de 375 000 kWh_{EP}. A partir des données statistiques et en considérant, d'une part, la taille des exploitations par rapport aux UGB présentes et, d'autre part, la production de déjections d'une UGB équivalent à une vache laitière, on obtient une taille d'exploitation minimum d'environ 140 UGB.

D'après les données statistiques (RICA 2010) et en considérant l'ensemble des catégories animales, on retrouve 62% des effectifs totaux dans les classes d'exploitations supérieures à 140 UGB, et ainsi 48 800 exploitations sont potentiellement concernées (Annexe 4).

● **Scénario de diffusion (% de l'AMT atteint en 2030 et cinétique)**

Enfin, un développement important de la méthanisation nécessite la construction du génie civil et des équipements associés qui sera limitée dans sa mise en œuvre par les capacités de la filière de construction et d'équipement. L'exemple du scénario d'évolution allemand existant avec une mise en place d'une tarification intéressante et donc un développement important à partir des années 2000, apparaît comme un bon indicateur. La Figure 3 présente ce scénario de développement.

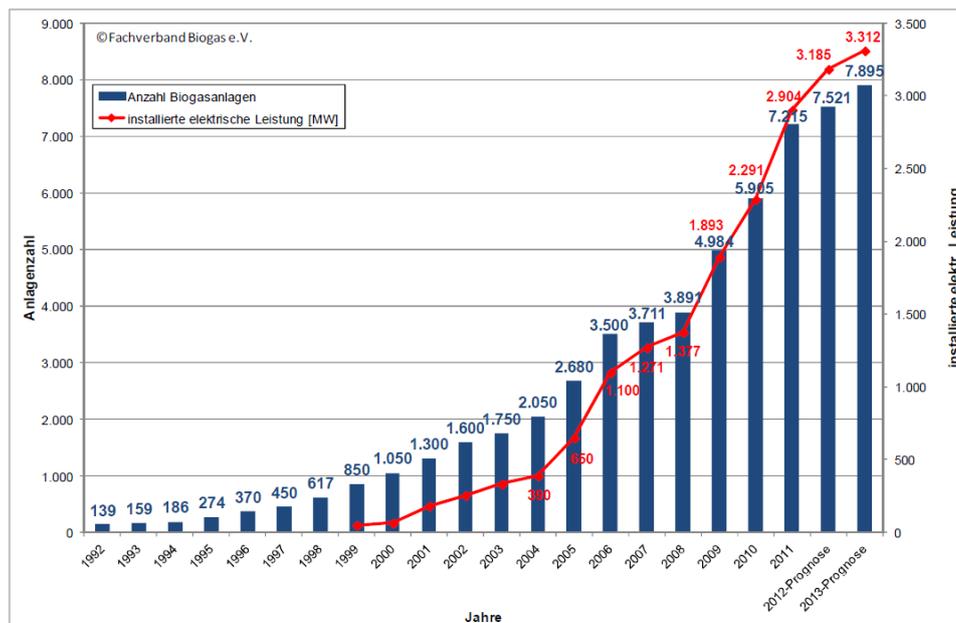


Figure 3. Evolution du nombre d'unités de méthanisation agricoles et territoriales en Allemagne.

D'après ces données et en prenant la moyenne de développement sur les 5 meilleures années, la cinétique maximale de développement observée en Allemagne semble une bonne indication de la cinétique potentielle de développement en France, et est de l'ordre de 680 unités/an. En considérant cette cinétique de développement, l'AMT est atteinte en 2084, et en 2030, 12 200 exploitations sont concernées, soit environ 25% de l'AMT. Nous avons ensuite considéré que les exploitations les plus importantes seront équipées en priorité, et nous obtenons ainsi une AMT de 33% des effectifs bovins et porcins totaux, soit 53% de l'AMT en termes d'effectifs d'animaux (Annexe 4).

Pour les bovins, même si aucune donnée statistique n'est disponible concernant le lien entre le type de système de gestion des déjections et la taille de l'exploitation, il est reconnu que les plus grandes exploitations sont majoritairement sur lisier. Ainsi, nous avons considéré que sur les effectifs concernés par l'action, soit 33% des effectifs bovins, 1/3 est sur fumier et 2/3 sur lisier. Pour les porcs, nous avons considéré que la totalité des effectifs concernés est sur lisier. Enfin, au sein de chaque espèce animale, l'action s'applique de la même façon (c'est-à-dire % des effectifs considérés et répartition lisier/fumier) pour toutes les catégories animales. Cette hypothèse entraîne des incertitudes supplémentaires mais aucune donnée n'est disponible pour affiner celle-ci, et ces incertitudes sont toutefois minimisées du fait que tout au long de nos calculs et de nos hypothèses, nous avons considéré la catégorie la plus importante d'un point de vue quantitatif et qualitatif (vache laitière pour les bovins et porcs à l'engrais pour les porcs).

La cinétique de diffusion utilisée est donc représentée sur la Figure 4.

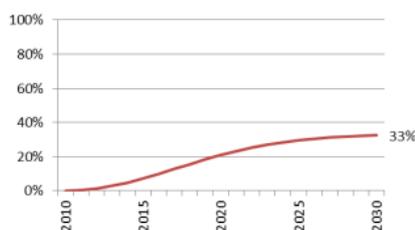


Figure 4. Cinétique de diffusion de la sous-action "méthanisation"

5.1.c. Potentiel d'atténuation à l'échelle du territoire français

- Potentiel d'atténuation de l'année 2030 en appliquant la sous-action sur l'AMT (et, s'il est différent de l'AMT, le % de l'AMT atteint en 2030)

Dans notre cas, les émissions directes font partie du secteur agricole alors que les émissions induites font partie d'autres secteurs. Ainsi, en considérant que l'AMT ci-dessus est atteinte en 2030 (33% des effectifs bovins et porcins), les résultats obtenus sont présentés dans le Tableau 6.

<i>Emissions</i>	<i>Directes</i>			<i>Induites</i>	<i>Totales</i>
	CH ₄	N ₂ O	CH ₄ + N ₂ O		
Bovins	3,3	0,6	3,9	0,36	4,3
Porcs	1,9	0,0	1,9	0,14	2,0
Total	5,2	0,6	5,8	0,5	6,3

Tableau 6. Résultats d'atténuation des émissions de GES par la méthanisation en 2030 (MtCO_{2e}/an).

Cette estimation du potentiel d'atténuation est sensible à différentes hypothèses, notamment :

- La répartition des émissions des déjections entre le stockage en bâtiment et à l'extérieur,
- Les valeurs des différents coefficients retenus dans les calculs sans action (quantités de matières organiques excrétées et FCM principalement),
- La cinétique de développement de la méthanisation retenue.

Pour l'ensemble de ces hypothèses, des calculs supplémentaires ont été effectués en considérant des données défavorables et/ou favorables :

- 20% du stockage du stockage en bâtiment pour les bovins et 40% pour les porcins. Dans ce cas, l'atténuation directe passe à 3,98 TgCO_{2e}.
- Révisions des coefficients entraînant une baisse des émissions de 20-25% et une baisse de l'atténuation du même ordre de grandeur. Soit dans ce cas, une estimation de l'atténuation des émissions directes de l'ordre de 3,8 TgCO_{2e}.
- Cinétiques de développement de la méthanisation plus (1000 unités/an) ou moins (540 unités/an) favorables, conduisant à des estimations de l'atténuation des émissions directes de 6,9 et 5,3 TgCO_{2e}, respectivement.

Cette étude de sensibilité a ainsi permis de déterminer des valeurs basses et hautes encadrant l'estimation moyenne. Ces valeurs sont présentées dans le Tableau 7.

<i>Emissions</i>	<i>Directes</i>	<i>Directes + induites</i>
Méthanisation	3,8 - 6,9	4,1 - 7,5

Tableau 7. Fourchette d'atténuation des émissions de GES par la méthanisation en 2030 (TgCO_{2e}/an).

- Potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion

En appliquant la cinétique de diffusion de l'AMT ci-dessus, les résultats obtenus cumulés sur la période 2010-2030 sont présentés dans le Tableau 8.

<i>Emissions</i>	<i>Directes</i>	<i>Induites</i>
Méthanisation	62,9 (40,9 à 74,8)	5,8 (3,8 à 6,9)

Tableau 8. Résultats d'atténuation cumulés (2010-2030) des émissions de GES par la méthanisation en TgCO_{2e}.

5.1.d. Coûts et bénéfices induits par la sous-action

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

Pour la mise en place de cette sous-action à l'échelle de l'exploitation, il est nécessaire de construire une unité de méthanisation et d'acquérir les équipements associés, notamment concernant la valorisation de l'énergie. Par la suite, le fonctionnement du système nécessite une surveillance et quelques opérations de maintenance assurées au niveau de l'exploitation (main d'œuvre), de la maintenance pour le moteur (prestation extérieure), de l'électricité et des assurances.

A partir du biogaz produit, la cogénération permet de produire de l'électricité et de la chaleur. L'électricité est vendue sur le réseau. Devant les incertitudes techniques et économiques, la valorisation de la chaleur n'est pas prise en compte dans les calculs économiques.

• Estimations des coûts/bénéfices

Pour le calcul des coûts et des recettes, nous avons considéré une exploitation moyenne avec une puissance installée du système de cogénération de l'ordre de 50 kW_e, ce qui correspond à une exploitation moyenne considérée dans l'AMT au vu des UGB présentes. Les coûts associés, présentés dans le Tableau 9, sont principalement issus de l'étude "Expertise de la rentabilité des projets de méthanisation rurale, réalisée pour le compte de l'ADEME par SOLAGRO, EREP, PSPC, SOGREAH, PERI G, 2010".

	Coût unitaire	Simulation pour une unité de 50 kW _{électrique}
Investissements	9 000 €/kWe dont 1/4 pour le système de cogénération amorti sur 8 ans. Le reste est amorti sur 16 ans	112 500 € sur 8 ans 337 500 € sur 16 ans
Main d'œuvre annuelle	14 €/MWe	5 600 €
Maintenance moteur annuelle	18 €/MWe	7 200 €
Electricité annuelle	7% de la production à 71 €/MWe	1 568 €
Maintenances autres	1,3% de l'investissement total	5 850 €
Assurances annuelles	0,4% de l'investissement total	1 800 €
Total fonctionnement (/an)		22 018 €

Tableau 9. Coûts associés à la mise en œuvre de la méthanisation.

En considérant un fonctionnement du moteur de 8 000 heures par an, la production d'électricité associée à cette unité de méthanisation est estimée à 400 MWe/an. En considérant un prix d'achat de l'électricité produite de 130 €/MWe (prix moyen, tarif 2006 applicable en 2010), les recettes annuelles sont de 52 000 €.

Au final, on obtient un coût unitaire de 8 283 €/exploitation/an pour une unité moyenne de 50kWe.

L'estimation de ces coûts varie selon les hypothèses utilisées, notamment :

- Les coûts d'investissement,
- Les coûts de fonctionnement,
- Le prix d'achat de l'électricité.

Ainsi, pour l'ensemble de ces hypothèses, des calculs supplémentaires ont été effectués en considérant des données défavorables et/ou favorables :

- Des coûts d'investissements de 7500 et 10500 €/kWe,
- Des coûts de fonctionnement 65% plus élevés,
- Un prix d'achat de l'électricité équivalent au tarif actuel (170 €/MWh) et un prix d'achat sans subvention (54 €/MWh)

• Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT (ou le % atteint) en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030

A partir des hypothèses et des données présentées, le coût associé à cette mesure est estimé à 17 €/MgCO₂e direct évité, avec un coût annuel en 2030 de 99,9 M€ et un coût cumulé sur la période 2010-2030 de 1 087 M€.

De plus, la sensibilité à différentes hypothèses présentées ci-dessus a permis de calculer des coûts unitaires en fonction de ces hypothèses. Les résultats sont présentés dans le Tableau 10.

Coût unitaire moyen	17 €/MgCO ₂ direct
Coût unitaire scénario "investissement 7500 €/kWe"	6,6 €/MgCO ₂ direct
Coût unitaire scénario "investissement 10500 €/kWe"	27,9 €/MgCO ₂ direct
Coût unitaire scénario "fonctionnement +65%, 735€/kWe"	35,5 €/MgCO ₂ direct
Coût unitaire scénario "tarif d'achat actuel – 170 €/MWh"	2,5 €/MgCO ₂ direct
Coût unitaire scénario "tarif d'achat sans subvention – 54 €/MWh"	54,9 €/MgCO ₂ direct

Tableau 10. Coûts unitaires associés à la mise en œuvre de la méthanisation en fonction des hypothèses considérées.

5.1.e. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation escomptée, du coût, et du coût de la tonne de CO₂e évité

Le potentiel d'atténuation unitaire dépend de la catégorie d'animaux considérée mais également du système de gestion des déjections. Ainsi, le potentiel d'atténuation des émissions directes varie par ex. de 0,34 à 1,44 MgCO₂e/animal/an pour les porcs à l'engrais et les vaches laitières, respectivement.

L'application d'une méthode (de calcul) adaptée à 33% de l'AMT permet d'atteindre une atténuation annuelle de 5,78 TgCO₂e des émissions directes de GES. En appliquant la cinétique de diffusion, le cumul sur la période 2010-2030 est de 62,9 TgCO₂e pour les émissions directes.

Le coût associé à cette mesure est estimé à 17 €/MgCO₂e direct évité, avec un coût annuel en 2030 de 99,9 M€ et un coût cumulé sur la période 2010-2030 de 1 087 M€.

5.2. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 2 (Couverture & torchère)

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

Distinction des émissions bâtiments/extérieur

La même distinction entre les émissions dans le bâtiment et au cours du stockage extérieur que celle calculée pour la méthanisation est nécessaire pour cette sous action. Ainsi, les données du Tableau 2 sont également utilisées pour le calcul de cette sous-action.

Emissions de CH₄

Les fuites de méthane considérées pour la sous-action "méthanisation" sont considérées identiques pour cette sous-action. Ainsi, un FCM de 1,5% est considéré pour ces fuites. Par contre, contrairement à la méthanisation, il n'y a pas de stockage amont puisque c'est le système de stockage lui-même qui est couvert, et le FCM est donc identique pour les bovins et les porcs (Tableau 11).

Catégories animales	Système de gestion	FCM (%)
Bovins+ Porcins	Couverture/torchère	1,5

Tableau 11. Facteurs d'émission de méthane spécifiques à la sous-action "couverture/torchère" (FCM : Facteur de Conversion en Méthane).

Emissions de N₂O

Il n'y a pas d'effet de cette sous-action sur les émissions de N₂O car les facteurs influençant les émissions de ce gaz sont identiques (conditions anaérobies très faiblement émettrices).

- Quantification de l'atténuation

Les méthodes et données précédentes permettent ainsi de calculer les atténuations unitaires pour chacun de ces effets pour les différentes catégories d'animaux et en fonction des différents systèmes de gestion des déjections. Des exemples de résultats sont présentés dans le Tableau 12 pour les vaches laitières et les porcs à l'engrais.

	CH ₄	N ₂ O	Atténuation totale directe	Substitution électricité	Substitution chaleur	Atténuation totale induite	Atténuation Totale
Vaches laitières - lisier	1,64	0	1,64	0	0	0	1,64
Porcs à l'engrais de 50kg et plus - lisier	0,40	0	0,40	0	0	0	0,40

Tableau 12. Exemples de calcul d'atténuation unitaire des émissions de GES (tCO₂/animal.an) pour la sous-action "couverture & torchère"

- Conclusion : potentiel d'atténuation unitaire de la sous-action

Comme pour la méthanisation, le potentiel d'atténuation unitaire de la sous-action "couverture & torchère" dépend de la catégorie animale considérée mais également du système de gestion des déjections. Pour les systèmes lisiers, ce potentiel

varie par exemple de 0,40 à 1,64 MgCO₂e/animal/an pour les porcs à l'engrais et les vaches laitières, respectivement. Dans ce cas, il n'y a pas d'effet induit car le méthane n'est pas valorisé.

5.2.b. Ligne de base et conditions de développement de l'action

• Situation actuelle

Concernant l'action "couverture & torchère", à notre connaissance, aucune réalisation n'existe actuellement en France et cette technique reste au stade recherche, avec une mise en œuvre en grandeur réelle prévue pour 2013 dans le cadre d'un projet de recherche financé par l'ADEME et la Région Bretagne.

• Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'assiette maximale technique)

Pour l'action "couverture/torchère", il n'y a pas de limitation technique importante et elle semble donc pouvoir s'appliquer à toutes les déjections liquides stockées issues des élevages bovins et porcins. Par contre, elle ne concerne que les effectifs non concernés par la méthanisation.

• Assiette maximale technique (AMT)

A partir des hypothèses ci-dessus, l'AMT pour cette action est de l'ordre de 40 000 exploitations.

• Scénario de diffusion (% de l'AMT atteint en 2030 et cinétique)

Le développement de cette sous-action nécessite une mise au point technique afin de couvrir les fosses existantes tout en captant et brûlant le méthane produit par le lisier stocké dans ces fosses. Par contre, contrairement à l'action "méthanisation" pour laquelle la construction des infrastructures (génie civil) peut être un facteur limitant, il s'agit pour cette sous-action d'utiliser les fosses déjà existantes et le génie civil apparaît donc beaucoup moins limitant que pour la méthanisation. La cinétique de diffusion potentielle de cette sous-action est donc plus rapide que pour la méthanisation, et nous avons donc choisi la cinétique maximale observée en Allemagne pour la méthanisation, soit 1 000 unités/an. Ainsi, on atteint 50% de l'AMT en 2030, soit 20 000 exploitations. La cinétique de diffusion utilisée est donc représentée sur la Figure 5.

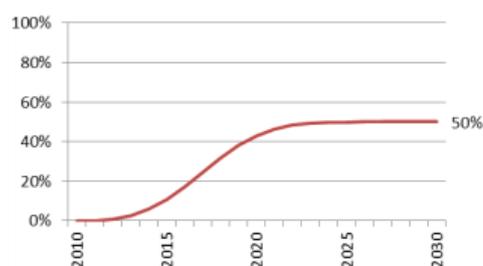


Figure 5. Cinétique de diffusion de la sous-action "couverture/torchère"

5.2.c. Potentiel d'atténuation à l'échelle du territoire français

• Potentiel d'atténuation de l'année 2030 en appliquant la sous-action sur l'AMT (et, s'il est différent de l'AMT, le % de l'AMT atteint en 2030)

Dans ce cas, il n'y a que des émissions directes qui font partie du secteur agricole. En considérant que 50% de l'AMT est atteinte en 2030, les résultats obtenus sont présentés dans le Tableau 13.

	CH ₄ (TgCO ₂ e/an)
Bovins	1,92
Porcs	1,47
Total	3,4

Tableau 13. Résultats d'atténuation des émissions de GES par la couverture & torchère en 2030 (TgCO₂e/an).

Comme pour l'action méthanisation, cette estimation du potentiel d'atténuation est sensible à différentes hypothèses, notamment :

- La répartition des émissions des déjections entre le stockage en bâtiment et à l'extérieur,
- Les valeurs des différents coefficients retenus dans les calculs sans action (quantités de matières organiques excrétées et FCM principalement),
- La cinétique de développement de la méthanisation retenue, et donc le % de l'AMT atteint en 2030.

Pour l'ensemble de ces hypothèses, des calculs supplémentaires ont été effectués en considérant des données défavorables et/ou favorables :

- 20% du stockage du stockage en bâtiment pour les bovins et 40% pour les porcins. Dans ce cas, l'atténuation directe obtenue est de 2,35 TgCO_{2e}.
- Révisions des coefficients entraînant une baisse des émissions de 20-25% et une baisse de l'atténuation du même ordre de grandeur. Soit, dans ce cas, une estimation de l'atténuation des émissions directes de l'ordre de 2,2 TgCO_{2e}.
- Cinétique de développement plus (+40%) ou moins (-40%) favorables, conduisant à des estimations de l'atténuation des émissions directes de 4,7 et 2,0 TgCO_{2e}, respectivement.

Cette étude de sensibilité a ainsi permis de déterminer des valeurs basses et hautes encadrant l'estimation moyenne. Ces valeurs sont présentées dans le Tableau 14.

	Emissions directes
Couverture & torchère	2,0 – 4,7

Tableau 14. Fourchette d'atténuation des émissions de GES par la couverture & torchère en 2030 (TgCO_{2e}/an).

● Potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion

Les résultats obtenus cumulés sur la période 2010-2030 sont présentés dans le Tableau 15.

	Emissions directes
Couverture & torchère	45,4 (26,7 – 62,7)

Tableau 15. Résultats d'atténuation cumulés (2010-2030) des émissions de GES par la couverture & torchère (en TgCO_{2e})

5.2.d. Coûts et bénéfices induits par la sous-action

● Inventaire des modifications induites par la sous-action

Pour la mise en place de cette action à l'échelle de l'exploitation, il est nécessaire de couvrir les fosses de stockage existantes et d'installer une torchère. Par la suite, le fonctionnement du système nécessite une surveillance et quelques opérations de maintenance.

● Estimations des coûts/bénéfices

Pour le calcul des coûts et des recettes, nous avons considéré une exploitation moyenne avec une production annuelle d'environ 1 500 m³ de lisier, soit une capacité de stockage d'environ 750 m³ et donc une surface à couvrir de l'ordre de 215 m².

	Coût unitaire
Investissements	
Couverture	280 €/m ²
Torchère	21 000 €
Total fonctionnement (/an)	1 000€

Tableau 16. Coûts associés à la mise en œuvre de la couverture/torchère.

Pour la couverture, on considère un coût de l'ordre de 280 €/m² et un coût pour la torchère de 21 000 € pour une exploitation moyenne. Les coûts de fonctionnement sont relativement réduits au vu de l'installation et sont estimés à 1 000 €/an/exploitation.

Au final, obtient un coût unitaire de 10 075 €/exploitation/an pour une exploitation moyenne.

L'estimation de ces coûts varie selon les hypothèses utilisées, principalement le nombre d'exploitations concernées pour atteindre cette atténuation. Ainsi, un calcul supplémentaire a été effectué en considérant un nombre d'exploitations 50% plus élevé.

● Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT (ou le % atteint) en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030

A partir des hypothèses et des données présentées, le coût associé à cette mesure est estimé à 59 €/MgCO_{2e} direct évité, avec un coût annuel en 2030 de 201,5 M€ et un coût cumulé sur la période 2010-2030 de 2 697 M€.

De plus, la sensibilité à la hausse du nombre d'exploitations concernées (+50%) porte ce coût unitaire à 89 €/MgCO_{2e}.

Coût unitaire	59 €/tCO _{2e} directes
Coût annuel	201,5 M€
Coût cumulé	2697 M€

Tableau 17. Coûts associés à la mise en œuvre de la couverture/torchère

5.2.e. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation escomptée, du coût, et du coût de la tonne de CO_{2e} évité

Comme pour la méthanisation, le potentiel d'atténuation unitaire dépend de la catégorie d'animal. Ce potentiel varie par exemple de 0,4 à 1,64 MgCO_{2e}/animal/an pour les porcs à l'engrais et les vaches laitières, respectivement.

L'application d'une méthode (de calcul) adaptée à 50% de l'AMT permet d'atteindre une atténuation annuelle de 3,4 TgCO_{2e} des émissions directes de GES. En appliquant la cinétique de diffusion, le cumul sur la période 2010-2030 est de 45,4 TgCO_{2e} pour les émissions directes.

Le coût associé à cette mesure est estimé à 59 €/MgCO_{2e} direct évité, avec un coût annuel en 2030 de 201,5 M€ et un coût cumulé sur la période 2010-2030 de 2 697 M€.

6. Synthèse : potentiel d'atténuation et coût annuels et cumulés pour l'ensemble de l'action

La sous-action "couverture & torchère" n'étant envisagée que pour les exploitations non concernées par la sous-action "méthanisation", les deux sous-actions sont additives.

Le cumul du potentiel d'atténuation et des coûts pour les 2 sous actions est présenté dans le Tableau 18.

	Année 2030	Cumul sur la période 2010-2030
Potentiel d'atténuation		
- Sans émissions induites	9,2 TgCO _{2e} (5,8 à 11,6)	108,3 TgCO _{2e} (67,6 à 137,5)
- Avec émissions induites	9,7 TgCO _{2e} (6,3 à 12,1)	114,1 TgCO _{2e} (71,4 à 144,4)
Coût total	301 €	3 784 €

Tableau 18. Potentiel d'atténuation et coûts associés à la mise en œuvre de la méthanisation et de couverture/torchère.

7. Discussion

7.a. Sensibilité des résultats

L'estimation du potentiel d'atténuation est sensible à l'hypothèse retenue pour la répartition des émissions des déjections entre le stockage en bâtiment et à l'extérieur. Dans l'hypothèse, plus défavorable mais réaliste, où 20% du stockage a lieu en bâtiment pour les bovins (0% dans le scénario moyen) et 40% pour les porcins (20% dans le scénario moyen), l'atténuation passe à 3,98 TgCO_{2e} pour "méthanisation" (soit une baisse de 30% par rapport à celle calculée dans le scénario moyen), et à 2,35 TgCO_{2e} pour "couverture & torchère".

L'atténuation est également sensible aux valeurs retenues pour les émissions sans action. Des travaux récents et les lignes directrices 2006 du GIEC renvoient à la baisse les quantités de matières organiques excrétées par les bovins et les FCM des gestions conventionnelles, notamment du lisier. Ces révisions se traduisent par des estimations des émissions de CH₄ sans action réduites de 3 à 3,5 TgCO_{2e} (soit -20 à -25%), qui entraînent une baisse du potentiel d'atténuation du même ordre (20-25%), soit des atténuations des émissions directes de l'ordre de 3,8 et 2,2 TgCO_{2e} pour "méthanisation" et "couverture & torchère", respectivement.

Pour "méthanisation", l'application de scénarios de développement plus (1 000 unités/an) ou moins (540 unités/an) favorables conduit à des atténuations des émissions directes de 6,9 et 5,3 TgCO_{2e}, respectivement.

L'estimation des coûts varie sensiblement selon les hypothèses de prix utilisées : pour la méthanisation, le coût de la tonne de CO_{2e} est ainsi de 6,6 et 27,9 € pour des coûts d'investissement de 7 500 et 10 500 €/kWe (gamme de prix issue de documents techniques) et peut atteindre 35,5 € en considérant des coûts de fonctionnement plus importants (735 €/kWe installé) ; il tombe à -2,5 €/MgCO_{2e} (bénéfice) avec le prix d'achat de l'électricité en vigueur depuis 2011 (170 €/MWh). Pour un prix d'achat de l'électricité sans subvention (54 €/MWh), ce coût est estimé à 54,9 €.

Concernant "couverture & torchère", il existe une incertitude importante sur le nombre d'exploitations concernées pour atteindre les objectifs fixés, ainsi que sur les surfaces de fosses à couvrir. Ces données impactent les coûts associés à travers le nombre de torchères nécessaires et les surfaces de couverture nécessaires. Une étude de sensibilité de ces facteurs de variation à la hausse (50%) porte le coût unitaire à 89 €/MgCO_{2e}.

7.b. Les conditions d'une prise en compte de l'action dans l'inventaire national

• Comptabilisation de l'effet

L'application de la méthode de calcul "CITEPA" ne permet pas de prendre en compte cette action, et l'atténuation dans l'inventaire est donc nulle. Les deux sous-actions pourraient toutefois être prises en compte assez simplement, en les considérant comme des systèmes de gestion des déjections dotés de FCM spécifiques (comme proposé par les lignes directrices du GIEC de 2006).

• Vérifiabilité de la mise en œuvre

Pour "méthanisation", le CH₄ produit est valorisé sous forme d'énergie, le plus souvent électrique donnant lieu à un contrat avec EDF et une mesure et un contrôle régulier de cette production. L'utilisation de ces données et l'application d'un ratio moyen de tCO₂ évité/kWh d'énergie produite pourrait permettre de vérifier la mise en œuvre de cette mesure. Toutefois, l'énergie produite peut provenir d'autres substrats et il apparaît donc nécessaire de prévoir une traçabilité des intrants en termes quantitatifs et qualitatifs.

Pour " torchère ", étant donné qu'il n'y a pas de valorisation énergétique de mise en œuvre, la vérifiabilité de l'action s'avère plus difficile. On pourrait cependant l'envisager en plaçant des compteurs à biogaz avant la torchère.

7.c. Les contextes et mesures susceptibles de favoriser le déploiement de l'action

Pour "**méthanisation**", les difficultés et les délais de l'instruction administrative des dossiers est une limite au développement de l'action largement soulignée dans les différents rapports. D'autre part, la gestion des digestats, lorsqu'elle doit être fortement modifiée par rapport à la situation avant la mise en œuvre de l'action, est également un frein au développement de cette action du fait des difficultés d'homologation/normalisation du digestat. Enfin, le coût moyen calculé avec le tarif d'achat actuel de l'électricité est proche de 0€ mais masque, en réalité, de fortes variations en fonction du type et de la taille des exploitations et apparaît donc insuffisant pour un développement maximal de l'action.

La méthanisation bénéficie d'un soutien politique qui se traduit par des aides diverses, et variables dans le temps et dans l'espace, par les agences (ADEME notamment) et les collectivités territoriales. A titre d'exemple, un plan "Méthanisation" a été présenté par le ministre de l'agriculture fin mars 2013 et vise au développement de 1000 méthaniseurs en 2020, ce qui se rapproche, comme indiqué ci-dessus, du développement envisagé dans cette étude.

Le développement de la méthanisation est dans le contexte actuel à la hausse même sans mesure supplémentaire, grâce aux soutiens. La dynamique devrait se renforcer du fait d'une réévaluation du tarif d'achat de l'électricité issue du biogaz intervenue en mai 2011, des tarifs d'injection dans le réseau de gaz naturel et des conditions de double valorisation (électricité/injection) parus plus récemment.

Pour "**couverture & torchère**", la faisabilité technique au niveau national reste à prouver (projet de recherche en cours) et le financement de ce type d'action à travers le marché carbone ne semble pas assuré aujourd'hui.

7.d. Interactions entre sous-actions et avec les autres actions

Au vu de la méthodologie développée, il n'y a aucune interaction entre les sous-actions "méthanisation" et "couverture & torchère". Au niveau des autres actions, il peut y avoir une interaction avec l'Action 6 "pâturage". En effet, si la durée de pâturage augmente, la quantité de déjections collectées diminue et les émissions au stockage ainsi que les possibilités de réduction diminuent également.

7.e. Autres effets attendus de l'action, synergies/antagonismes avec l'adaptation au changement climatique et avec d'autres objectifs de politique publique

La volatilité accrue de l'ammoniac (NH_3) par la méthanisation peut entraîner une augmentation des émissions de ce gaz vers l'atmosphère en aval du procédé (stockage et épandage) si des mesures adéquates ne sont pas mises en œuvre. Les actions considérées n'ont pas d'impact direct sur les quantités d'azote des effluents. En conséquence, ces actions n'ont pas d'impact direct sur les transferts potentiels d'azote vers le milieu aquatique. Toutefois, pour "méthanisation", les apports de substrats extérieurs à l'exploitation, non pris en compte dans les calculs mais existant dans la réalité, peuvent entraîner une augmentation de la pression azotée sur l'exploitation. Les apports de substrats autres que les effluents d'élevage peuvent également conduire, pour les substrats n'émettant pas de CH_4 dans la filière de gestion actuelle, à une augmentation des émissions de CH_4 liées à ces substrats à travers les fuites dans les méthaniseurs.

D'autre part, la sous-action "méthanisation" participe aux politiques mises en œuvre sur les énergies renouvelables.

Enfin, la combustion du gaz produit comportant des traces de composés azotés peut entraîner une augmentation des émissions d'oxyde d'azote (NO_x), notamment pour "couverture & torchère" où la combustion et les émissions sont peu maîtrisées.

8. Conclusions

Deux sous-actions ont été étudiées dans le cadre de cette action avec des potentiels d'atténuation de 5,78 et 3,4 TgCO_2e par an atteints en 2030 pour la méthanisation et l'option couverture & torchère, respectivement, et un cumul de 9,18 $\text{TgCO}_2\text{e/an}$. Toutefois, les coûts associés à la méthanisation sont 3 fois plus faibles car, même si les investissements et les coûts de fonctionnement sont beaucoup plus élevés, la vente d'électricité subventionnée permet de compenser une partie de ces coûts. De plus, cette sous-action "méthanisation" permet de produire de l'énergie renouvelable. Pour les deux sous-actions, les calculs de coûts ont été effectués à partir de données macroscopiques et en considérant une exploitation moyenne, et correspondent donc à des coûts moyens. Les économies d'échelle engendreront des coûts plus faibles pour les exploitations les plus importantes et des coûts supérieurs pour les plus petites exploitations. Les différents points d'incertitudes et les études de sensibilité montrent que l'incertitude pour les potentiels d'atténuation est de l'ordre de 20-25% et pourrait même atteindre des valeurs plus importantes (50%) en considérant que la totalité de ces incertitudes sont défavorables. Au niveau des coûts, les études de sensibilité montrent qu'en fonction des hypothèses, le coût unitaire de la méthanisation varie de -2,5 à 54,9 €/Mg CO_2e , alors que ce coût pour la couverture & torchère peut atteindre près de 90 €/Mg CO_2e .

Au final, même si de nombreuses incertitudes apparaissent, aussi bien sur le potentiel d'atténuation que sur les coûts associés, ces actions permettent une atténuation intéressante. La méthanisation est d'ailleurs une action qui se développe déjà, notamment du fait de son intérêt vis-à-vis de la production d'énergie renouvelable. Il convient toutefois d'accompagner la mise en œuvre de ces actions, notamment la méthanisation, et de maîtriser les effets négatifs induits tels que les émissions de NH_3 et les fuites de CH_4 .

Références bibliographiques citées

- Ademe, 2010. Expertise de la rentabilité des projets de méthanisation rurale.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Bolstenstern, S., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agr. Ecosyst. Environ.* 112, 153-162.
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P., Belanger, G., Massé, D.I., Côté, D., 2007. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *J. Environ. Qual.* 36, 1864-1872.
- Chen, T.H., Day, D.L., Steinberg, M.P., 1998. Methane production from fresh versus dry dairy manure. *Bio. Wastes* 24, 297-306.
- CITEPA, 2012. Rapport national d'inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques. Paris: CITEPA - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 1 364 p.
- Clemens, J., Trimbom, M., Weiland, P., Amon, B., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 171-177.
- Club Biogaz, 2011. Etat des lieux de la filière méthanisation en France.
- Christian Couturier, Jean-Luc Bochu, Philippe Pointereau, Sylvain Doublet, 2003. Plan climat 2003, Groupe Agriculture, Forêt, Produits dérivés, 12 propositions pour lutter contre le changement climatique dans le secteur de l'agriculture. Solagro.
- De Vries, J. W., C. M. Groenestein, et al. (2012). "Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy." *Journal of Environmental Management* 102(0): 173-183.
- Dinuccio, E., Berg, W., Balsari, P., 2008. Gaseous emissions from the storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. *Atmos. Environ.* 42, 2448-2459.
- ELTRA, 2003 : Kortlægning af emissionsfaktorer fra decentral kraftvarme. Report ELTRA PSO project 3141, Fredericia, Denmark :
- Girault R et al 2010 Béline et Armelle Darmand Aile (environnement et technique) Méthanisation. Les premiers pas de la filière dans le secteur agricole.
- Khan, R.Z., Muller, C., Sommer, S.G., 1997. Micrometeorological mass balance technique for measuring CH₄ emission from stored cattle slurry. *Biol. Fertil. Soil* 24, 442-444.
- Massé, D.I., Masse, L., Croteau, F., 2003. The effect of temperature fluctuation between 10°C and 20°C on the stability and performance of anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. *Bioresour. Technol.* 89, 57-62.
- Massé, D.I., Masse, L., Claveau, S., Benchaar, C., Thomas, O., 2008a. Methane emissions from manure storage. *Trans. ASABE* 51, 1775-1781.
- D.I. Massé, G. Talbot, Y. Gilbert, 2011. On farm biogas production: a method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. *Animal Feed science and Technology* 166-167
- Olesen, J. E., Weiske, A., Asman, W. A., Weisbjerg, M. R., Djurfhuus, J., Schelde, K. (2004). "A model for estimating greenhouse gas emissions from livestock farm – Documentation." Danish Institute of Agricultural Sciences
- Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Clarkson, C.R., Rees, Y.J., 1990. Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-digested pig slurry on grassland. *Biol. Wastes* 34, 259-267.
- Park, K.-H., Thompson, A.G., Marinier, M., Clark, K., Wagner-Riddle, C., 2006. Greenhouse gas emissions from stored liquid swine manure in a cold climate. *Atmos. Environ.* 40, 618-627.
- Peterson, S.O., 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizer applied to spring barley. *J. Environ. Qual.* 28, 1610-1618.
- Plan Climat 2004, Face au changement climatique, agissons ensemble.
- Rubæk, G.H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B., Sommer, S.G., 1996. Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *J. Agric. Sci.* 126, 481-492.
- Scholwin F., M. J., Schröder G., Kalies M. (2006). "Eco-analyse de la valorisation du biogaz issu des matières premières renouvelables - Rapport final." Institut für Energetik und Umwelt.
- Thomsen, I.K., Pederson, A.R., Nyord, T., Petersen, S.O., 2009. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136, 227-235.
- Umetsu, K., Kimura, Y., Takahashi, J., Kishimoto, T., Young, B. 2005. Methane emission from stored dairy manure slurry and slurry after digestion by methane digester. *Anim. Sci. J.* 76, 73-79.
- Vallejo, A., Skiba, U.M., Garica-Torres, L., Arce, A., Lopez-Fernandez, S., Sanchez-Martin, L., 2006. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2782-2793.
- Velthof, G.L., Kuikman, P.J., Oenema, O., 2003. Nitrous oxide emissions from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biol. Fertil. Soils* 37, 221-230.

Annexe 1.

Occurrences des systèmes de gestion des déjections issues des données collectées
à l'occasion des enquêtes "Bâtiments d'Elevage" 2008 - Ministère de l'Agriculture

Catégories d'animaux	Lisier %	Fumier %	Extérieur %
Veaux de boucherie	73,3	25,0	1,7
Autres femelles de moins de 1 an	42,0	51,9	6,1
Autres mâles de moins de 1 an	42,1	51,3	6,6
Génisses de boucherie de 1 à 2 ans	41,0	55,6	3,4
Génisses laitières de renouvellement de 1 à 2 ans	15,9	19,3	64,8
Génisses nourrices de renouvellement de 1 à 2 ans	14,6	17,9	67,5
Mâles de type laitier de 1 à 2 ans	16,7	19,5	63,8
Mâles de type viande de 1 à 2 ans	15,7	18,6	65,7
Génisses nourrices de renouvellement de plus de 2 ans	14,6	17,9	67,6
Génisses laitières de renouvellement de plus de 2 ans	15,9	19,4	64,7
Génisses de boucherie de plus de 2 ans	40,6	55,8	3,6
Vaches laitières	29,7	31,5	38,9
Vaches nourrices	12,6	17,8	69,6
Mâles de type laitier de plus de 2 ans	16,9	19,2	63,9
Mâles de type viande de plus de 2 ans	14,7	17,7	67,6
Porcelets	93,3	4,6	2,1
Truies de 50 kg et plus	88,5	9,3	2,2
Porcs à l'engrais de 50 kg et plus	93,6	6,0	0,3
Verrats de 50 kg et plus	63,6	35,1	1,2
Jeunes porcs de 20 à 50 kg	93,0	6,7	0,3

Annexe 2.

Données utilisées par le CITEPA pour le calcul des émissions de GES en fonction des catégories animales

Catégories d'animaux	SV (kg/jour)	B0 (m ³ /kgSV)	N excrété (kg/tête)
Veaux de boucherie	2,6	0,18	12,6
Autres femelles de moins de 1 an	2,6	0,18	26,8
Autres mâles de moins de 1 an	2,6	0,18	27,6
Génisses de boucherie de 1 à 2 ans	2,6	0,18	63,0
Génisses laitières de renouvellement de 1 à 2 ans	2,6	0,18	51,8
Génisses nourrices de renouvellement de 1 à 2 ans	2,6	0,18	51,8
Mâles de type laitier de 1 à 2 ans	2,6	0,18	52,8
Mâles de type viande de 1 à 2 ans	2,6	0,18	50,4
Génisses nourrices de renouvellement de plus de 2 ans	2,6	0,18	62,6
Génisses laitières de renouvellement de plus de 2 ans	2,6	0,18	63,0
Génisses de boucherie de plus de 2 ans	2,6	0,18	51,8
Vaches laitières	5,1	0,24	113,2
Vaches nourrices	2,6	0,18	107,0
Mâles de type laitier de plus de 2 ans	2,6	0,18	75,2
Mâles de type viande de plus de 2 ans	2,6	0,18	75,2
Porcelets	0,5	0,45	1,9
Truies de 50 kg et plus	0,5	0,45	21,2
Porcs à l'engrais de 50 kg et plus	0,5	0,45	9,3
Verrats de 50 kg et plus	0,5	0,45	21,2
Jeunes porcs de 20 à 50 kg	0,5	0,45	4,6

Annexe 4.

Calcul du nombre d'exploitation > 140 UGB d'après les données statistiques (RICA 2010).

	Exploitations représentées échelle France	Ensemble des animaux (UGB)	% Exploitations considérées pour l'AMT "méthanisation"	Exploitations considérées pour l'AMT "méthanisation"	Ensemble des animaux considérés pour l'AMT "méthanisation"	Ensemble des animaux concernés par l'action "méthanisation" en 2030
Ensemble	312 182	25 136 102		48 854	15 542 372	8 245 647
0 UGB	121 853	0				
1 - 25 UGB	18 627	224 282				
25 - 40 UGB	16 370	544 823				
40 - 55 UGB	21 672	1 032 767				
55 - 70 UGB	18 639	1 159 383				
70 - 80 UGB	15 112	1 136 779				
80 - 100 UGB	21 677	1 933 451				
100 - 125 UGB	20 098	2 254 521				
125 - 160 UGB	18 560	2 615 449	50%	9280	1 307 724,5	
160 - 190 UGB	10 383	1 796 051	100%	10 383	1 796 051	
190 - 220 UGB	6 273	1 284 029	100%	6 273	1 284 029	
220 - 250 UGB	4 738	1 117 195	100%	4 738	1 117 195	
250 - 300 UGB	4 968	1 354 311	100%	4 968	1 354 311	
300 - 350 UGB	2 718	874 828	100%	2 718	874 828	437 414
350 - 400 UGB	2 045	759 109	100%	2 045	759 109	759 109
400 - 450 UGB	1 662	704 795	100%	1 662	704 795	704 795
450 - 500 UGB	1 327	626 099	100%	1 327	626 099	626 099
500 - 650 UGB	1 562	893 560	100%	1 562	893 560	893 560
650 - 800 UGB	1 198	856 843	100%	1 198	856 843	856 843
800 - 950 UGB	669	577 124	100%	669	577 124	577 124
950 - 1100 UGB	448	455 637	100%	448	455 637	455 637
1100 UGB ou +	1 582	2 935 067	100%	1 582	2 935 067	2 935 067