



HAL
open science

**Quelle contribution de l'agriculture française à la
réduction des émissions de gaz à effet de serre?
Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques**

Sylvain S. Pellerin, Laure Bamière, Denis Angers, Fabrice Béline, Marc Benoit, Jean-Pierre Butault, Claire Chenu, Caroline C. Colnenne-David, Stephane S. de Cara, Nathalie Delame, et al.

► **To cite this version:**

Sylvain S. Pellerin, Laure Bamière, Denis Angers, Fabrice Béline, Marc Benoit, et al.. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. [0] convention n° 11-60-C0021, convention n° 11-60-C0021,, INRA. 2013, 455 p. hal-02807454

HAL Id: hal-02807454

<https://hal.inrae.fr/hal-02807454v1>

Submitted on 4 Mar 2024

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.



QUELLE CONTRIBUTION DE L'AGRICULTURE FRANÇAISE À LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE ?

POTENTIEL D'ATTÉNUATION ET COÛT DE DIX ACTIONS TECHNIQUES

Rapport de l'étude réalisée par l'INRA
pour le compte de l'ADEME, du MAAF et du MEDDE - Juillet 2013



Membre fondateur de



Responsables scientifiques :

Sylvain Pellerin - INRA, département Environnement et Agronomie (EA), unité Transfert sol-plante et cycle des éléments minéraux dans les écosystèmes cultivés (TECM)

Laure Bamière - INRA, département Sciences Sociales, Agriculture & Alimentation, Espace & Environnement (SAE2), unité Economie publique

Directeur de la publication :

Philippe Chemineau - INRA, Directeur de la Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes (DEPE)¹

Contacts :

Sylvain Pellerin, co-responsable scientifique de l'étude : Sylvain.Pellerin@bordeaux.inra.fr

Laure Bamière, co-responsable scientifique de l'étude : Laure.Bamiere@grignon.inra.fr

Bertrand Schmitt, Directeur de la DEPE : Bertrand.Schmitt@paris.inra.fr

Le présent document constitue le rapport de l'étude sollicitée conjointement par :

- l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), convention n° 11-60-C0021 et marché n°1214C0563

- le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF), convention n° DGPAAT 20-11-081

- le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE)

Producteur de données : Service de la Statistique et de la Prospective du Ministère en charge de l'agriculture, convention de mise à disposition et d'utilisation des données individuelles Rica France 2010 n° 2012/04, Enquête pratiques culturales 2006 (Grandes cultures, Prairies et Viticulture) et Enquêtes bâtiments d'élevage 2008 (Bovins, Porcins, Volailles).

Le contenu du rapport et des documents de synthèse n'engage que la responsabilité de leurs auteurs.

Le rapport d'étude a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA. La synthèse a été validée par les auteurs du rapport.

Ces documents sont disponibles sur le site institutionnel de l'INRA (www.inra.fr).

Pour citer ce document :

Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Favardin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques*. Rapport d'étude, INRA (France), 454 p.

Conception graphique de la couverture : Patricia Perrot (MICOM)

¹ jusqu'au 31 mai 2013



Délégation à l'Expertise scientifique,
à la Prospective et aux Etudes (DEPE)

Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ?

Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques

Rapport d'étude

Sylvain Pellerin, Laure Bamière,
Denis Angers, Fabrice Béline, Marc Benoît, Jean-Pierre Butault,
Claire Chenu, Caroline Colnenne-David, Stéphane De Cara,
Nathalie Delame, Michel Doreau, Pierre Dupraz,
Philippe Faverdin, Florence Garcia-Launay, Mélynda Hassouna,
Catherine Hénault, Marie-Hélène Jeuffroy, Katja Klumpp,
Aurélie Metay, Dominic Moran, Sylvie Recous,
Elisabeth Samson,
Isabelle Savini, Lénaïc Pardon

Juillet 2013

Sommaire

Avant-propos

Partie I – Contexte et méthode..... 5

1. Enjeux et objectifs de l'étude, positionnement international

2. Leviers d'atténuation et sélection des actions à instruire

3. Méthodologie d'analyse des actions

Partie II – Analyse des dix actions techniques..... 71

- ❶ Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse, en les utilisant mieux et en valorisant plus les ressources organiques, pour réduire les émissions de N₂O
- ❷ Accroître la part de légumineuses en grande culture et dans les prairies temporaires, pour réduire les émissions de N₂O
- ❸ Développer les techniques culturales sans labour pour stocker du carbone dans le sol
- ❹ Introduire davantage de cultures intermédiaires, de cultures intercalaires et de bandes enherbées dans les systèmes de culture pour stocker du carbone dans le sol et limiter les émissions de N₂O
- ❺ Développer l'agroforesterie et les haies pour favoriser le stockage de carbone dans le sol et la biomasse végétale
- ❻ Optimiser la gestion des prairies pour favoriser le stockage de carbone
- ❼ Substituer des glucides par des lipides insaturés et utiliser un additif dans les rations des ruminants pour réduire la production de CH₄ entérique
- ❽ Réduire les apports protéiques dans les rations animales pour limiter les teneurs en azote des effluents et les émissions de N₂O
- ❾ Développer la méthanisation et installer des torchères, pour réduire les émissions de CH₄ liées au stockage des effluents d'élevage
- ❿ Réduire, sur l'exploitation, la consommation d'énergie fossile des bâtiments et équipements agricoles pour limiter les émissions directes de CO₂

Partie III – Analyse comparée et conclusion..... 431

4. Analyse comparée des dix actions proposées

5. Synthèse et conclusion

Annexes

Avant-propos

Maintenant reconnue comme un des enjeux majeurs de l'évolution du climat de notre planète pour les cinquante années à venir, la maîtrise des émissions nettes de gaz à effet de serre (GES, essentiellement CO₂, N₂O et CH₄²) représente un objectif majeur. La limitation des émissions en provenance du secteur agricole est difficile, mais elle deviendra de plus en plus indispensable au fur et à mesure que les autres secteurs économiques également émetteurs de GES parviendront progressivement à réduire les leurs. A l'inverse, l'agriculture pourrait significativement contribuer au stockage de carbone dans les sols et la biomasse.

Si les objectifs mondiaux de réduction sont atteints en 2050 sans que les émissions d'origine agricole diminuent, la part de ces dernières dans le total des émissions passera de 24%³ à plus de 75% des émissions totales, alors que l'agriculture ne représente que quelques points du PIB mondial. Rappelons que le contexte mondial de l'augmentation de la population et du changement des régimes alimentaires devra, dans le même temps, conduire à une augmentation d'environ 70% des disponibilités alimentaires (FAO 2009). Il faudra donc réduire les émissions et, en même temps, continuer à augmenter sensiblement la production agricole.

A l'instar de plusieurs autres pays de l'OCDE, la France s'est engagée dans une politique ambitieuse de réduction de ses émissions : par rapport à 1990, année de référence, l'Europe s'est engagée à réduire ses émissions de 20% en 2020, tandis que la France vise, elle, une réduction de 75% en 2050. Notre pays doit donc traduire cet effort dans les différents secteurs de l'économie, dont l'agriculture.

Au niveau national, l'agriculture représente environ 2% du PIB et environ 20% (en intégrant les émissions énergétiques) du total des émissions de GES (CITEPA 2012).

Mais les émissions du secteur agricole sont diffuses, contrairement à celles de nombreux autres secteurs. Le N₂O, par exemple, est émis sur la presque totalité des surfaces cultivées et tous les ruminants émettent du CH₄ associé à la digestion de leurs aliments. Les émissions d'origine agricole sont en outre imparfaitement connues et sujettes à des variations importantes d'un site à l'autre ou d'un système agricole à l'autre. Enfin, le grand nombre d'exploitations agricoles et leur grande diversité sur le territoire national compliquent non seulement les estimations de ces émissions, mais encore le dispositif que les pouvoirs publics pourraient mettre en place pour inciter à les réduire.

Plusieurs pays, comme les Etats-Unis, le Canada, l'Irlande ou le Royaume-Uni, ont travaillé sur les mesures à mettre en place afin de limiter les émissions de GES de leur secteur agricole. Ces démarches s'appuient sur des travaux scientifiques visant à mieux connaître les mécanismes d'émissions et à explorer des techniques permettant de les limiter. Elles constituent des références très utiles pour la situation française, mais ne permettent d'appréhender ni la réalité nationale des émissions, ni le chiffrage précis des réductions espérées, ni le coût des actions qui permettraient ces réductions.

C'est dans ce contexte que l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie), le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF) et le Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie (MEDDE), ont demandé à l'INRA de réaliser une étude sur l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (GES) du secteur agricole métropolitain. La finalité de l'étude est d'établir un état objectif et le plus exhaustif possible des connaissances sur les actions qui pourraient être potentiellement déployées afin de limiter les émissions de GES en agriculture, puis de sélectionner, avec des critères transparents et explicites, une dizaine d'actions pour lesquelles une instruction du rapport coût/efficacité sera réalisée de manière détaillée. Dans leur lettre de commande, les commanditaires précisent que le travail demandé est de déterminer et d'analyser une dizaine d'actions d'atténuation portant sur des pratiques agricoles. L'analyse consiste à estimer le potentiel d'atténuation de chacune de ces actions et les coûts ou gains associés en termes économiques.

Les résultats de l'étude ont vocation à pouvoir servir de base, le cas échéant, à l'élaboration de politiques publiques de réduction des émissions de GES. En revanche, l'identification des instruments de politiques à mettre en œuvre pour favoriser l'adoption des actions étudiées ne fait pas partie de la commande.

Le présent document constitue le rapport complet de l'étude. Une synthèse (92 p.) et un résumé (8 p.) ont par ailleurs été rédigés pour reprendre les résultats de manière plus synthétique.

Ce document présente dans un premier temps (Partie I) le contexte, l'organisation de l'étude et la méthodologie employée pour sélectionner les dix actions à instruire ; puis (Partie II) les fiches des 10 actions instruites par les experts décrites de manière exhaustive ; et enfin (Partie III), il présente une analyse comparée des 10 actions instruites.

² Gaz carbonique, protoxyde d'azote et méthane, respectivement

³ 13% issus de la production agricole elle-même et 11% du changement d'usage des sols

Partie I

Contexte et méthode

Auteurs

Sylvain Pellerin (INRA-EA)

Laure Bamière (INRA-SAE2)

Denis Angers (Agriculture et Agroalimentaire Canada)

Stéphane De Cara (INRA-SAE2)

Nathalie Delame (INRA-SAE2)

Pierre Dupraz (INRA SAE2)

Dominic Moran (Scotland's Rural College)

Lénaïc Pardon (INRA-DEPE)

Elisabeth Samson (INRA-SAE2)

Relecteurs internes

Philippe Chemineau (INRA-DEPE)

Relecteur scientifique externe

Frédéric Roy-Vigneault (Agriculture et Agroalimentaire Canada)

1. Enjeux et objectifs de l'étude, positionnement international

Ce chapitre présente les éléments de contexte ayant motivé la conduite d'une étude sur l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre en agriculture, les principes généraux de conduite de l'étude qui a été confiée à la Délégation à l'expertise, à la prospective et aux études (DEPE) de l'INRA, et enfin l'état de l'art international sur le sujet afin de positionner l'étude réalisée en France dans cet ensemble.

1.1. Le contexte et les enjeux

1.1.1. Le changement climatique et les gaz à effet de serre

Depuis le début de l'ère industrielle (1870), la température de surface sur la Terre a augmenté de $0,8 \pm 0,2^\circ\text{C}$, avec une tendance à l'accélération au cours de la période récente. Ce réchauffement climatique est dû à l'accroissement net des émissions vers l'atmosphère de gaz à effet de serre (GES) (principalement le dioxyde de carbone, CO_2 ; le protoxyde d'azote, N_2O ; le méthane, CH_4) résultant des activités humaines (combustion de combustibles fossiles, défrichement, agriculture...) (Figures 1 et 2). Du fait de l'augmentation attendue de la population mondiale, et du développement économique, il est très probable que les émissions de GES continueront d'augmenter au cours des décennies à venir, avec comme conséquence un accroissement de la température estimé entre $+1,8$ et $+4^\circ\text{C}$ à la fin du 21^e siècle par rapport à la période 1980-1999, selon les scénarios d'émission (GIEC, 2007). Ce réchauffement altèrera le fonctionnement général du climat (accroissement de la fréquence des événements extrêmes...), le fonctionnement des écosystèmes (extinction d'espèces...) et les activités humaines (rendements agricoles...), avec des effets variables selon les régions du globe. Cependant, l'intensité des changements, et les capacités d'adaptation des écosystèmes et des sociétés humaines, dépendront fortement de l'ampleur du réchauffement, et donc du degré de maîtrise des émissions de GES dans les décennies à venir.

1.1.2. Les engagements internationaux, européens et français

Face à ce défi, les gouvernements ont signé en 1992 lors du sommet de Rio de Janeiro la convention cadre des Nations unies sur le changement climatique. Plusieurs rencontres internationales ont eu lieu depuis (notamment Kyoto en 1997, Bali en 2007, Copenhague en 2009, Cancun en 2010, Durban en 2011). Le protocole de Kyoto prévoyait pour 38 pays industrialisés une réduction des émissions de GES de $-5,2\%$ en moyenne en 2008-2012 par rapport à 1990, avec des objectifs variables selon les régions du monde (-8% pour l'union européenne, stabilisation pour la France). Malgré d'importantes difficultés, des négociations dites "post-Kyoto" se poursuivent pour élaborer un nouvel accord climatique international pour la période à venir.

De son côté, l'union européenne s'est engagée à réduire de 20% ses émissions d'ici à 2020 par rapport à l'année de référence 1990 (soit une baisse de 14% par rapport aux émissions de 2005). En cas d'accord international satisfaisant, elle pourrait s'engager à viser un objectif encore plus ambitieux (-30% au lieu de -20%). L'objectif de réduction de 20% des émissions de gaz à effet de serre a été incorporé à l'engagement des "trois fois vingt" du paquet énergie-climat (augmenter de 20% l'efficacité énergétique, porter à 20% la part des énergies renouvelables, réduire de 20% les émissions de GES). Pour les catégories d'émissions non couvertes par le système communautaire d'échange de quotas d'émissions⁴

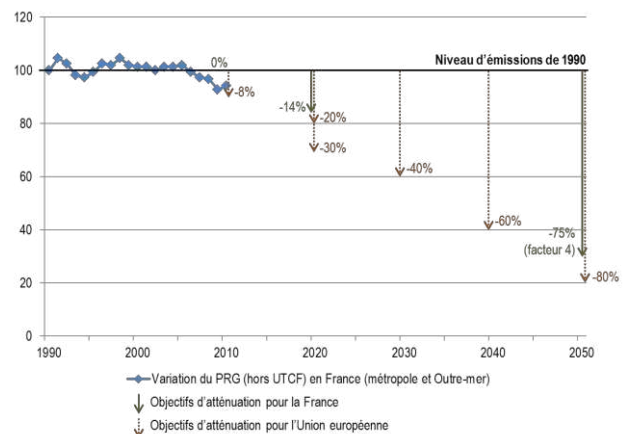


Figure 3. Evolution des émissions françaises et objectifs d'atténuation au niveau de la France et de l'UE (Source : CITEPA 2012 pour la variation des émissions)

⁴ Mécanisme de droits d'émissions de CO_2 mis en œuvre au sein de l'Union européenne. Chaque entreprise possède un certain quota de droits d'émission de CO_2 et peut acheter ou vendre des droits.

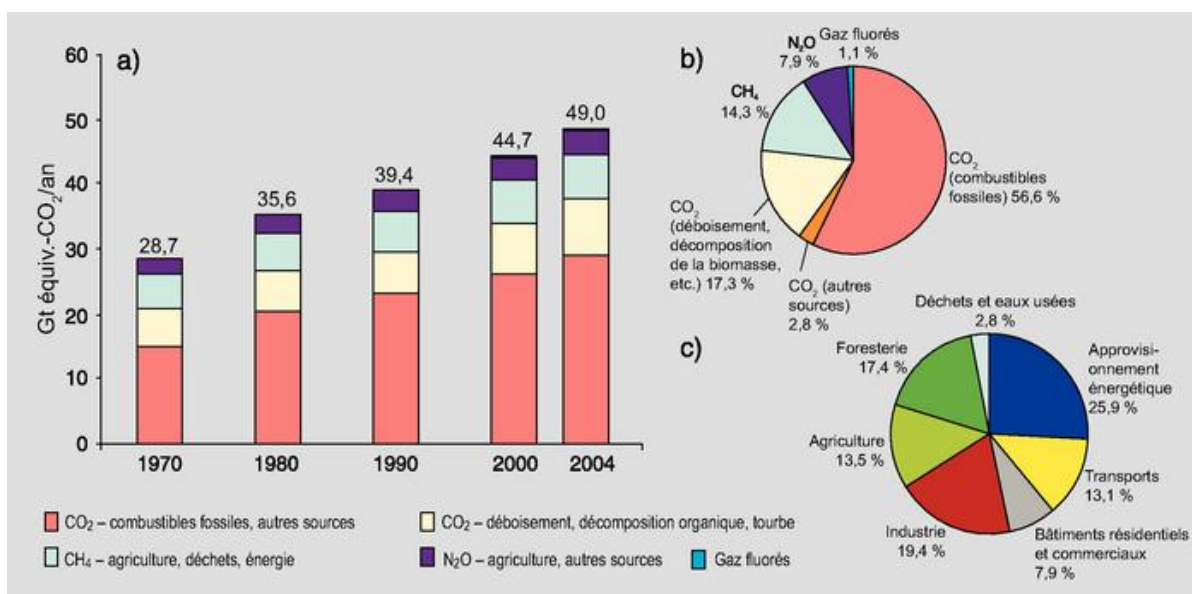
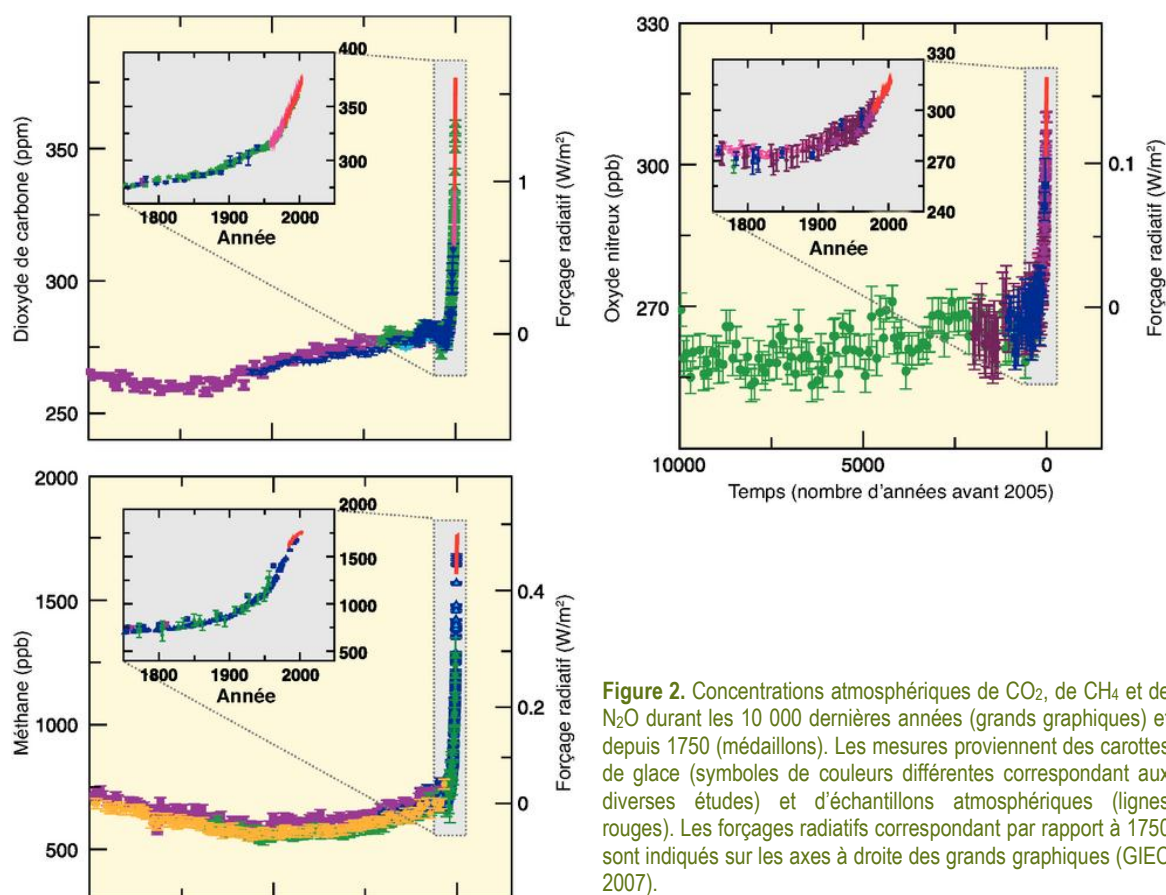


Figure 1. a) Émissions annuelles de GES anthropiques dans le monde, 1970–2004. (b) Parts respectives des différents GES anthropiques dans les émissions totales de 2004, en équivalent-CO₂. c) Contribution des différents secteurs aux émissions totales de GES anthropiques en 2004, en équivalent-CO₂. (La foresterie inclut le déboisement) (GIEC 2007)



(principalement les émissions des sources diffuses telles que celles liées au transport, au bâtiment et à l'agriculture), l'objectif global de réduction assigné à la France est de -14% en 2020 par rapport à 2005. L'atteinte de cet objectif suppose un effort de l'ensemble des secteurs émetteurs concernés, dont l'agriculture. A plus long terme, l'objectif de réduction des émissions au niveau européen est de -80% en 2050 par rapport au niveau de 1990, avec des étapes intermédiaires (-25% en 2020, -40% en 2030, -60% en 2040). Au niveau français, des objectifs ont été inscrits dans la loi de programme du 13 juillet 2005, confirmés dans la loi du 3 août 2009 relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement ("facteur 4": division par 4 des émissions en 2050 par rapport à 1990) (Figure 3).

1.1.3. La comptabilisation des émissions

Le suivi du respect des engagements internationaux requiert un certain degré d'harmonisation dans les modes de comptabilisation des émissions de GES. Le niveau et l'évolution des émissions de GES sont enregistrés dans des inventaires nationaux, pour lesquels, comme pour tout système comptable, il existe un certain nombre de conventions, de normes et d'hypothèses. Les nomenclatures et les règles de comptabilisation internationales sont élaborées par le GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat) – IPCC en anglais (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) -, et périodiquement actualisées pour intégrer l'avancée des connaissances scientifiques. Le GIEC (Houghton *et al.*, 1996 ; Eggleston *et al.*, 2006) fournit ainsi des recommandations minimales concernant les modes de calcul (choix du périmètre, niveau de détail minimal, équations à utiliser et paramètres par défaut qui peuvent être retenus) et un cadre de rapportage commun auquel les pays doivent se conformer. Les inventaires d'émissions fournissent une base normalisée d'émissions qui facilite les comparaisons internationales et assure un cadre cohérent pour l'analyse des évolutions des émissions dans le temps. Les émissions qui y sont reportées font foi au regard des engagements internationaux.

L'application directe des lignes directrices du GIEC correspond à une méthode minimale dite de niveau (ou *tier*) 1. Chaque Etat a néanmoins une certaine latitude dans le choix du niveau d'agrégation, du degré de finesse retenu dans les modes de calcul et des facteurs d'émission applicables. Compte tenu des spécificités nationales, chaque Etat peut décider d'adopter une comptabilisation de niveau supérieur (2 ou 3) pour certaines sources en optant pour une désagrégation plus fine, des relations ou des facteurs d'émissions différents, voire en recourant à des modèles. Cette latitude est encadrée par la triple contrainte de transparence des modes de calculs utilisés, de disponibilité de données statistiques fiables et actualisables et de justification de modes de calculs/facteurs d'émission différents de ceux proposés par le GIEC sur la base de travaux validés scientifiquement. Les modes de calculs retenus dans les inventaires font par ailleurs l'objet d'un processus d'évaluation externe.

La logique générale de la comptabilisation des émissions repose sur des principes relativement simples. Chaque catégorie d'émission est décomposée en sources élémentaires. A chaque source i et chaque date t sont associés une variable d'activité (notée AV_{it}) et un facteur d'émission (notée EF_{it}). Les émissions sont calculées comme le produit $EM_{it} = EF_{it} \times AV_{it}$.

- **Un facteur d'émission** (Figure 4) est un coefficient multiplicateur qui permet d'estimer la quantité de GES émise du fait d'une activité humaine, c'est-à-dire de passer de la mesure de cette activité à la mesure de l'effet de serre qu'elle engendre. Dans les calculs de l'inventaire national, les équations contiennent plusieurs facteurs d'émission correspondant aux divers mécanismes émetteurs, et dont les valeurs rendent compte parfois des conditions de l'environnement (température...), ou du mode de gestion (des effluents, par ex.). C'est au niveau du choix de ces valeurs, en fonction des conditions ou des modes de gestion, que se joue la possibilité de prendre en compte, ou non, les effets d'une action dans les calculs.

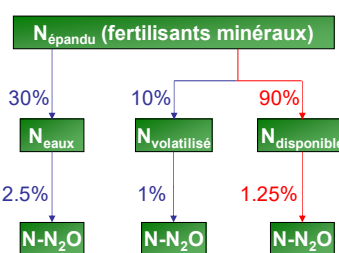


Figure 4. Exemple de schéma de calcul des émissions de N_2O dans la méthode actuelle du CITEPA (GIEC 1996).

Le facteur d'émission global à appliquer à la quantité d'azote épanché sous forme de fertilisants minéraux est dans cet exemple de 1,975%.

- **Les catégories d'émissions** retenues pour les inventaires ne recoupent pas exactement un découpage sectoriel. Ainsi, les émissions liées à l'utilisation d'énergie fossile dans le secteur agricole (par exemple tracteurs, chauffage, etc.) ne sont pas comptabilisées dans la catégorie « agriculture » des inventaires, mais dans la catégorie « énergie ». De même, les puits et sources associés aux changements d'usages des sols (par exemple retournement de prairies, conversions vers des usages non-agricoles) sont comptabilisés dans la catégorie « usage des terres, leurs changements et forêt » (UTCF). Le tableau 1 précise les catégories d'émissions couvertes par les inventaires qui sont directement liées aux activités agricoles.

Le système d'inventaire assure une certaine cohérence entre les données qui servent à calculer les émissions de chaque catégorie. Par exemple, le calcul des émissions de N_2O dues à la gestion des effluents d'élevage, qui repose sur la répartition de l'azote des effluents entre systèmes de gestion (lisier, fumier, pâture), nécessite également de disposer des effectifs animaux par catégorie afin de calculer les quantités totales d'azote excrétées. Ces quantités d'azote calculées

interviennent également dans le calcul des émissions de N₂O des sols agricoles associées à l'épandage des effluents d'élevage.

Pour la France, c'est le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique) qui est en charge d'établir annuellement ces inventaires. Les derniers inventaires disponibles au moment de la réalisation de cette étude permettent de retracer les émissions françaises de 1990 à 2010 (CITEPA, 2012). Ils s'appuient sur les lignes directrices du GIEC de 1996⁵. La conversion des émissions de méthane et de protoxyde d'azote en équivalent CO₂ (CO₂e) repose sur leurs "pouvoirs de réchauffement global" (PRG) sur un horizon de 100 ans (PRG_{CO2} = 1, PRG_{CH4} = 21, PRG_{N2O} = 310 ; valeurs fournies dans le deuxième rapport du GIEC en 1995)⁶ ; à quantité égale émise dans l'atmosphère, du CH₄ aura ainsi un impact vingt-et-une fois plus important sur le réchauffement que du CO₂. Le périmètre géographique retenu (format dit "Kyoto"⁷) est celui des émissions produites directement par les activités ayant lieu sur le territoire national (incluant les DOM).

Catégories de l'inventaire	GES	Variables d'activité	Emissions (en CO ₂ e*)
1.A.4.c Agriculture, sylviculture, pêcheries	CO ₂ , N ₂ O, CH ₄	Energie consommée dans le secteur sous diverses formes (liquide, solide, gaz, biomasse)	10,88 Mt CO ₂ e
4.A Fermentation entérique	CH ₄	Effectifs animaux (bovins lait, bovins viande, ovins, caprins, porcins, équins, ânes)	28,60 Mt CO ₂ e
4.B Emissions liées à la gestion et au stockage des effluents d'élevage	CH ₄ N ₂ O	Effectifs animaux (bovins lait, bovins viande, ovins, caprins, porcins, équins, ânes) Quantités d'azote contenu dans les effluents par type de gestion des effluents (lisier, fumier)	18,87 Mt CO ₂ e
4.C Riziculture	CH ₄	Surfaces en riz	0,11 Mt CO ₂ e
4.D Sols agricoles	N ₂ O	Apports d'azote aux sols agricoles sous diverses formes (engrais azotés de synthèse, effluents d'élevage, résidus de cultures, légumineuses, boues de stations d'épuration)	46,74 Mt CO ₂ e
4.F Brûlage des résidus agricoles au champ	CO ₂ , N ₂ O, CH ₄	Quantités de résidus brûlés	0,03 Mt CO ₂ e
5 UTCF (conversion de prairies en cultures ou de terres agricoles vers d'autres usages, et inversement)	CO ₂ , N ₂ O, CH ₄	Surfaces concernées par des changements d'usage	8,91 Mt CO ₂ e

* PRG de 1995 (encore utilisés en 2010 par le CITEPA) : PRG_{CO2} = 1, PRG_{CH4} = 21, PRG_{N2O} = 310

Les émissions sont exprimées en tonnes dans ce document.

1 Mt (mégatonne) = 10⁶ t (tonnes) ; en unité internationale 1 t = 1 Mg (mégagramme)

Tableau 1. Emissions de GES du secteur agricole français en 2010 (CITEPA 2012)
(Inventaire national réalisé selon les règles définies par le GIEC en 1996)

Pour certaines sources agricoles, la comptabilisation des émissions françaises va au-delà des méthodes de niveau 1 (CITEPA, 2012). Ainsi, la désagrégation des catégories animales (utilisées pour le calcul des émissions de méthane dues à la gestion des effluents d'élevage et à la fermentation entérique) est plus fine que celle proposée par défaut par le GIEC (41 catégories au total). Les facteurs d'émission utilisés peuvent différer du facteur par défaut proposé par le GIEC. C'est le cas notamment des facteurs d'émission associés aux émissions de méthane entérique qui sont fondés sur les résultats de Vermorel *et al.* (2008). Dans le cas des vaches laitières, ce facteur d'émission est déterminé à partir des rendements laitiers moyens nationaux (CITEPA, 2012) pour refléter les effets de la productivité sur les émissions et est donc susceptible de varier dans le temps. Le tableau de l'annexe 1 synthétise les modes de calculs et les facteurs d'émissions utilisés par le CITEPA pour l'année 2010 (hors UTCF, cf. CITEPA, 2012 pour plus de détails). Les émissions correspondantes (exprimées en tonnes de gaz et en CO₂e pour deux jeux de valeurs des PRG) sont reportées dans le tableau de l'annexe 2.

⁵ Il est prévu que les nouvelles lignes directrices du GIEC (2006) soient appliquées pour la comptabilisation des émissions post-Kyoto (à partir de 2013). Les implications pour l'agriculture concernent principalement : un regroupement des émissions de la catégorie Agriculture et des puits/sources liées à l'UTCF en une seule catégorie (AFOLU, Agriculture, Forestry and Other Land Uses) pour donner une image plus fidèle du bilan net en émissions des activités utilisant des ressources en terres, une baisse du facteur d'émission de la catégorie « Sols agricoles » (de 1,25 à 1 tN-N₂O/tN) et l'abandon de la distinction entre plantes fixatrices d'azote et autres cultures dans la comptabilisation des émissions de N₂O dues aux apports d'azote des résidus de cultures restitués aux sols.

⁶ L'utilisation des nouvelles valeurs des PRG données par le GIEC (2007, PRG_{CO2} = 1, PRG_{CH4} = 25, PRG_{N2O} = 298) est également prévue pour la comptabilisation des émissions post-Kyoto.

⁷ Les inventaires du CITEPA sont fournis sous deux formats "CCNUCC" et "Kyoto". Ces deux formats diffèrent par le périmètre géographique couvert (le premier inclut les Collectivités d'Outre-Mer) ainsi que par des conventions de calculs différentes pour la comptabilisation des puits UTCF (articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto).

Les choix faits pour l'inventaire national (niveau de "tier" retenu) déterminent la possibilité de prendre en compte, ou non, les actions d'atténuation des émissions de GES qui pourraient être entreprises. Par exemple, le choix actuel de la France de ne pas comptabiliser le stockage de carbone dans les sols ne permet pas la prise en compte de certaines actions et affecte les émissions calculées pour la France et utilisées comme référence dans cette étude.

Dans le contexte des engagements internationaux, les Etats ont intérêt à développer des actions qui pourront effectivement être comptabilisées immédiatement dans leurs inventaires et donc à faire évoluer les règles de comptabilisation, en valorisant les progrès des connaissances.

Pour qu'une action puisse avoir un effet sur l'inventaire et permette de revendiquer une réduction d'émissions de GES, il faut que :

- l'efficacité de l'action soit démontrée et reconnue,
- son effet puisse être pris en compte par la méthode de calcul utilisée dans l'inventaire national,
- sa mise en œuvre puisse être prouvée et soit vérifiable (le contrôle est par ex. possible pour l'agroforesterie, visible sur les images satellitaires, mais souvent difficile pour une pratique culturale).

1.1.4. Les émissions de l'agriculture

A l'échelle planétaire, l'agriculture contribue pour 13.5% aux émissions (30.9% si on y ajoute le changement d'usage des sols, incluant la déforestation) (GIEC, 2007). En France, l'agriculture représente 2% du produit intérieur brut, mais 17,8% des émissions (hors consommation énergétique et changement d'usage des terres) estimées par l'inventaire national, avec 94 Mt de CO₂e sur un total de 528 MtCO₂e (Inventaire des émissions de 2010, CITEPA 2012).

Une spécificité des émissions agricoles est qu'elles sont majoritairement d'origine non énergétique, et contrôlées par des processus biologiques. Sur les 17.8% émis par l'agriculture, 9.8% sont liés aux émissions de protoxyde d'azote (N₂O), produit lors des réactions biochimiques de dénitrification et de nitrification, et 8.0% sont liées au méthane (CH₄) produit lors de fermentations en conditions anaérobies. L'agriculture est ainsi responsable de 86.6% des émissions françaises de N₂O hors UTCF : 35% liée aux émissions directes⁸ par les sols agricoles, 28% aux émissions indirectes, 15% aux productions animales et 8.6% lié à la gestion des déjections. De même, l'agriculture est responsable de 68% des émissions françaises de CH₄ hors UTCF : 46% proviennent de la fermentation entérique et 22% de la gestion des déjections.

Les 17.8% attribués à l'agriculture ne comprennent pas les émissions liées à sa consommation d'énergie, comptabilisées dans le secteur "Energie" de l'inventaire national. Si l'on tient compte de ces émissions (cf. tableau 1, rubrique 1A4C), la part de l'agriculture s'élève à environ 20% des émissions totales de GES françaises, le N₂O, le CH₄ et le CO₂ représentant respectivement 50%, 40% et 10% des émissions du secteur exprimées en CO₂e (Figure 5). Le poids des émissions de N₂O et de CH₄ tient à leurs PRG qui sont très élevés par rapport à celui du CO₂.

Compte tenu de son poids dans les émissions globales, l'agriculture est appelée à contribuer à l'effort général de réduction des émissions et à l'atteinte des objectifs fixés au niveau national et international. L'agriculture peut participer à l'amélioration du bilan net des émissions de GES *via* trois leviers : la réduction des émissions de N₂O et de CH₄, le stockage de carbone dans les sols et dans la biomasse, et la production d'énergie à partir de biomasse (biocarburants, biogaz) réduisant les émissions par effet de substitution à des énergies fossiles. La plupart des auteurs s'accordent sur l'existence de marges de progrès importantes, mais étant donné le caractère majoritairement diffus des émissions, et la nature complexe des processus qui en sont à l'origine, l'estimation des émissions est assortie d'incertitudes fortes, et les possibilités d'atténuation sont à ce jour moins bien quantifiées que dans d'autres secteurs. L'exploration et la quantification des possibilités d'atténuation des émissions de l'agriculture est donc nécessaire mais difficile. De plus, l'agriculture se situe au carrefour de

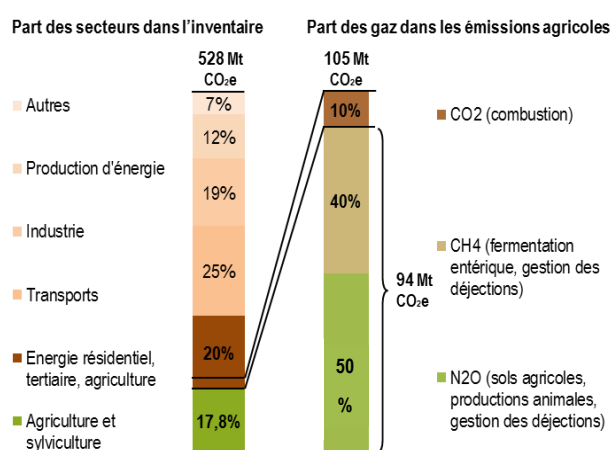


Figure 5. Emissions de GES en 2010, France métropolitaine et Outre-mer (Source : CITEPA 2012)

⁸ Les émissions directes se produisent sur l'exploitation, par opposition aux émissions indirectes se produisant sur les espaces naturels physiquement liés (lixiviation du nitrate entraîné par l'eau qui percole dans les sols et volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniac; puis dénitrification hors de l'exploitation).

multiples enjeux (sécurité alimentaire, emploi et développement rural, biodiversité et paysage, qualité de l'eau et de l'air...), et comme dans d'autres domaines, l'objectif de réduction des émissions de GES ne peut pas être instruit indépendamment d'autres objectifs majeurs assignés ou liés à ce secteur.

1.2. L'étude confiée à l'INRA : dispositif, périmètre, méthode

Dans ce contexte, l'ADEME, ainsi que les ministères français en charge de l'agriculture et de l'écologie ont chargé l'INRA de conduire une étude dont l'objectif est de contribuer à évaluer le potentiel d'atténuation des émissions de GES dans le secteur de l'agriculture, en proposant une liste d'une dizaine d'actions choisies parmi les plus efficaces quant à leur rapport coût/efficacité (coûts en Euros / potentiel d'atténuation en tCO₂e évitées). Le cadre méthodologique de l'étude est celui défini par la Délégation à l'expertise scientifique, à la prospective et aux études (DEPE) de l'INRA ; il repose notamment sur une distinction claire entre les fonctions de maîtrise d'ouvrage et de maîtrise d'œuvre, et sur l'indépendance et la responsabilité du collègue d'experts scientifiques chargé de réaliser l'analyse.

1.2.1. Objectif et périmètre de l'étude confiée à l'INRA (voir cahier des charges en annexe 3)

Il a été convenu avec les commanditaires que les actions éligibles dans le cadre de cette étude devaient :

- porter sur une **pratique agricole**, relevant d'un choix de l'agriculteur ;
- viser en priorité une atténuation des émissions se produisant sur l'exploitation agricole même si, une fois l'action sélectionnée, les modifications éventuelles des émissions à l'amont ou à l'aval de l'exploitation sont chiffrées.

Le périmètre visé par l'étude est l'agriculture métropolitaine. La forêt et les cultures énergétiques dédiées valorisées en dehors de l'exploitation agricole sont exclues du périmètre de l'étude car ayant donné lieu à des études spécifiques. L'horizon temporel pour le calcul du potentiel d'atténuation est 2030.

Les actions analysées doivent :

- pouvoir faire l'objet de politiques publiques ou d'incitations économiques ultérieures, mais l'identification des mécanismes incitatifs à mettre en œuvre ne fait pas partie des attendus de l'étude ;
- concerner une diversité d'orientations productives agricoles ;
- pouvoir être mises en œuvre sans modifications majeures des systèmes de production et de leur localisation, et sans réduction majeure du volume de production. Certaines actions techniques étant cependant susceptibles d'entraîner une baisse du niveau de production, un seuil de 10% maximum a été fixé. Sont donc hors du champ de l'étude des actions systémiques affectant la nature des systèmes de production agricoles français et leur répartition géographique.

Sont également hors du champ de l'étude des actions portant sur les régimes alimentaires des consommateurs (par exemple leur niveau de consommation de produits d'origine animale), qui peuvent moduler fortement les émissions de GES du secteur agricole *via* leurs effets sur la demande. Des réflexions sur ces leviers de nature plus systémiques, complémentaires des leviers techniques examinés dans le cadre de cette étude, seront cependant livrées en fin du rapport.

1.2.2. Principes et méthode d'une étude conduite par la Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes de l'INRA (DEPE)

Les études produites par l'INRA s'inscrivent dans sa mission d'appui aux politiques publiques, aux côtés des exercices d'expertise scientifique collective et de prospective également conduits par la DEPE. Expertises et études sont réalisées sous la responsabilité de l'INRA, à la demande de décideurs publics, généralement des ministères, par **un groupe pluridisciplinaire d'experts scientifiques**. Ces deux exercices ont pour objectif d'établir **un état des connaissances scientifiques** pertinent pour éclairer l'action publique, mais ils ne comportent pas d'avis ni de recommandations. Ils sont conduits selon les principes énoncés dans la charte de l'expertise scientifique institutionnelle de l'INRA : compétence, pluralité, transparence et impartialité.

Le collectif d'experts, constitué pour chaque expertise ou étude, a pour mission d'analyser la littérature scientifique internationale, d'en extraire et d'en assembler les éléments pertinents pour éclairer les questions posées, et de pointer, dans l'état des connaissances, les acquis, les incertitudes, les lacunes et les controverses. Les connaissances mobilisées sont en priorité celles de la bibliographie scientifique (articles publiés dans des revues à comité de lecture). Sont examinés les travaux en langue anglaise et française, de toutes origines géographiques, dans la limite où ils sont pertinents pour les conditions pédoclimatiques et agricoles du territoire français. La bibliographie technique est prise en compte dans la mesure où les sources sur lesquelles elle se fonde sont précisées et où le collectif d'experts les valide (données expérimentales publiées, conditions d'obtention clairement définies...).

Les "études" s'appuient sur le stock de connaissances existantes, mais traitent généralement de questions pour lesquelles la seule littérature académique s'avère insuffisante, et qui nécessitent d'élargir les outils d'analyse à des travaux complémentaires *ad hoc*. Une étude comporte donc un volet d'analyse bibliographique scientifique associé, selon les cas, à un traitement original de données, à un recours plus important à la littérature technique, ou à des travaux de simulations biotechniques ou économiques. Dans la présente étude, l'objectif d'une quantification des émissions de GES et des coûts a nécessité la réalisation de nombreux calculs. L'étude a exploré la faisabilité, l'impact et le coût potentiel des actions choisies parmi les plus efficaces (rapport coût/efficacité) pour réduire les émissions de GES du secteur agricole à l'horizon 2030. Les calculs portant sur l'atténuation des émissions de GES et les coûts liés à l'adoption d'une action ont nécessité que les experts formulent des hypothèses sur les scénarios de référence, l'assiette et la cinétique d'adoption des actions, le calcul du potentiel d'abattement, le calcul du coût des actions. Ces hypothèses ont été argumentées sur la base de données à la fois techniques (surfaces, effectifs animaux) et économiques (prix des intrants, des produits...), issues de sources diverses (instituts et centres techniques, statistique agricole...). Elles ont fait appel non plus seulement aux connaissances scientifiques de l'expert mais à ses compétences de terrain. Pour en garantir la robustesse, elles ont été systématiquement discutées dans le collectif d'experts puis soumises aux experts des instituts techniques qui en ont examiné le réalisme. Ces choix apparaissent dans l'étude de manière clairement explicitée et justifiée. Par ailleurs, l'étude s'engage à préciser les incertitudes, biais et limites des analyses et interprétations qu'elle produit.

1.2.3. Conduite de l'étude

1.2.3.1. Les principales phases de l'étude

L'étude s'est déroulée en quatre principales phases sur une durée d'environ 2 ans, de juillet 2011 à juillet 2013. La phase d'avant-projet a correspondu aux premiers échanges entre les commanditaires et l'INRA et a donné lieu à une lettre de commande délimitant la question posée. Puis la phase de lancement a permis de constituer les instances du projet, notamment un groupe d'experts scientifiques et un comité technique, et de construire le cahier des charges de l'étude. La phase de réalisation des travaux scientifiques (sélection et analyse des actions, puis analyse transversale) s'est étendue sur toute l'année 2012. Enfin la dernière phase a consisté à synthétiser les résultats et à préparer le colloque de restitution.

1.2.3.2. Les acteurs de l'étude et leurs rôles

Les principales instances constituées pour la réalisation et le suivi de l'étude ainsi que leurs rôles respectifs sont présentés dans le tableau 2.

Les maîtres d'ouvrage de l'étude, qui en ont formulé la demande et ont contribué à son financement, sont :

- l'**Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME)**, qui participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable ; la lutte contre le réchauffement climatique constitue l'un de ses domaines d'intervention ;
- le **Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF)** qui, dans le cadre des négociations et des engagements internationaux sur le climat (dont il assure le suivi pour le compte du MEDDE), et de la mise en place de la nouvelle PAC, est demandeur de résultats scientifiques sur le potentiel d'atténuation du secteur agricole ;
- le **Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie (MEDDE)**, qui conçoit et met en œuvre la politique relative au climat et à l'énergie dont l'un des objectifs est de réduire les émissions de GES ; cette politique est associée aux autres actions dans le domaine de la protection de l'environnement (eau, biodiversité...).

Un **comité de suivi** composé de représentants de ces commanditaires – et auquel l'INRA s'est associé au titre de son intérêt pour les retombées de l'étude pour la recherche – a assuré la liaison entre maîtrise d'œuvre et maîtrise d'ouvrage : délimitation plus précise du périmètre de la question posée, suivi de l'avancement de l'étude et de l'adéquation entre le cahier des charges et le travail réalisé (présentations orales des étapes de l'étude puis documents écrits).

Un **comité technique** composé d'une quinzaine d'experts de terrain (de l'ADEME, des instituts techniques...), a par ailleurs été constitué. Il a été consulté sur le choix d'actions proposé par le groupe d'experts scientifiques, et sollicité pour fournir des données de la littérature grise, discuter la pertinence technique et la faisabilité des actions, et assurer une relecture de documents. La liste des membres du comité de suivi et du comité technique figure en fin du document.

Enfin, les commanditaires ont réuni un **groupe de porteurs d'enjeux** composé de représentants d'organisations ayant des intérêts relatifs aux émissions de GES agricoles : Organismes professionnels agricoles, acteurs économiques (coopératives...), associations et ONG. Les porteurs d'enjeux ont ainsi été informés de l'existence de l'étude.

La DEPE est garante de la méthode, du respect de la charte, des principes et procédures de l'exercice, ainsi que des engagements pris (délais...). Elle fournit un appui au collectif d'experts dans la conduite du projet et la production des documents. Cet appui est assuré par une **équipe projet** constituée d'ingénieurs et techniciens de la DEPE, qui contribuent à la coordination des travaux (planification et organisation des réunions), à la constitution du corpus bibliographique (ingénierie documentaire) et à la diffusion des résultats (appui éditorial pour le rapport, rédaction des documents de synthèse, organisation du colloque de présentation de l'étude), et prend en charge la logistique et le suivi budgétaire.

Le **groupe d'experts scientifiques** est constitué de chercheurs (ou enseignants-chercheurs) appartenant à des organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur ; ils sont choisis pour leurs compétences attestées par leurs publications académiques dans des revues scientifiques. Ces experts sont responsables, collectivement, du contenu de l'étude, dont ils signent le rapport et le présent document de synthèse.

Pour cette étude, le groupe était composé de 22 chercheurs de l'INRA et d'autres organismes, français et étrangers, couvrant une palette large de disciplines scientifiques ; deux d'entre eux (un agronome et une économiste), chargés de la conduite du groupe, ont exercé la fonction de responsables scientifiques de l'étude. La liste des experts figure en fin du document.

Quelques autres chercheurs ont été associés, de manière plus ponctuelle, à l'étude. Enfin, des relecteurs scientifiques, chercheurs n'ayant pas participé à la réalisation du travail, ont été mobilisés pour effectuer une relecture critique de parties du rapport d'étude.

Les travaux ont alterné des phases de travail collectif (choix des actions, détermination de la méthodologie retenue, analyse comparée des résultats) et en groupe restreint par action (analyse bibliographique, mise en œuvre des calculs).

Pour chacune des 10 actions étudiées, un expert "responsable" agronome ou zootechnicien et un petit groupe d'experts, dont un économiste, ont réalisé le travail d'analyse ; la coordination par les responsables scientifiques et l'équipe projet a permis de garantir l'homogénéité des méthodes (règles de calcul, sources de données...) et la cohérence d'ensemble.

Chacun des experts responsables a assuré à la fois l'analyse de la bibliographie scientifique internationale et de publications techniques, l'application de cet état des connaissances à l'évaluation quantitative de l'action (réalisation des calculs d'atténuation) et l'intégration des estimations de coût effectuées par l'économiste.

Tableau 2. Rôles des acteurs ayant participé à la réalisation de l'étude

Acteurs	Membres	Principaux rôles
Commanditaires	Représentants des 3 organisations - Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) - Ministère en charge de l'agriculture - Ministère en charge de l'écologie	Maîtrise d'ouvrage - Financement de l'étude - Délimitation du périmètre de la question posée - Suivi de l'adéquation entre le cahier des charges et le déroulement de l'étude
Equipe projet	Ingénieurs et techniciens de la DEPE (INRA)	Coordination des travaux – Maîtrise d'œuvre - Planification et coordination, organisation des réunions - Synthèse et diffusion des résultats (rédaction de la synthèse, colloque) - Ingénierie documentaire - Logistique, suivi budgétaire
Groupe d'experts scientifiques	Scientifiques choisis selon leur niveau d'expertise sur les sujets traités dans l'étude - 22 experts dont 2 responsables scientifiques (INRA, IRSTEA, AgroParisTech, AAC Canada, Supargo Montpellier, Scottish Agricultural College) - 8 experts associés, ayant contribué plus ponctuellement à l'étude	Réalisation des travaux scientifiques - Réflexion collective interdisciplinaire - Réalisation du contenu de l'étude (choix des actions, analyse bibliographique, mise en œuvre des calculs, analyse des interactions entre actions) - Garantie de la qualité scientifique des travaux
Comité technique (experts techniques)	Experts techniques choisis selon leurs compétences sur les sujets traités dans l'étude 15 experts (Ademe, AFAC, Arvalis, CETIOM, CRA Bourgogne, IDELE, IFIP, ITAVI)	Fourniture d'une expertise technique - Avis sur la validité technique du choix des actions et de la méthode d'instruction - Fourniture de données techniques - Relecture technique
Relecteurs scientifiques	Scientifiques choisis selon leurs compétences et leur indépendance 20 relecteurs (INRA, AAC Canada, CRA-W, EIFER, Solagro, Arvalis, IFIP)	Relecture scientifique critique Avis et retours critiques précis sur les différentes parties du rapport rédigées

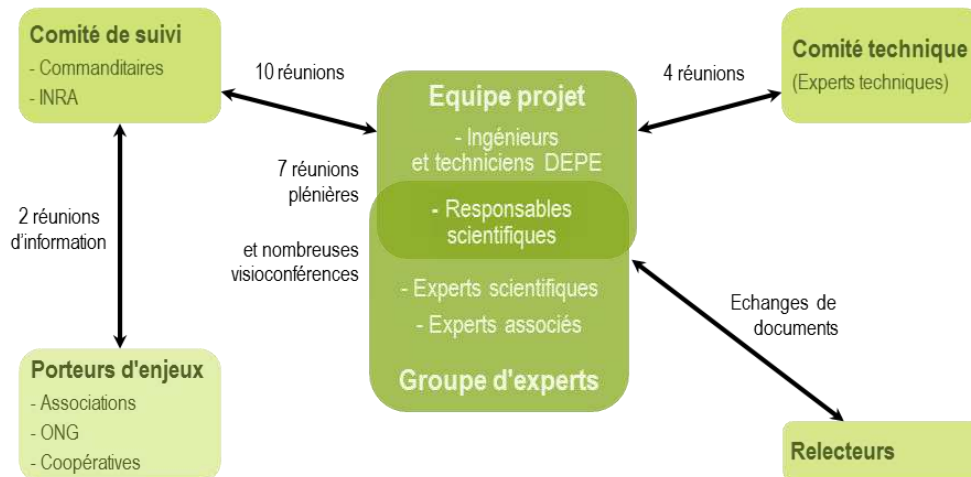
1.2.3.3. Interactions entre acteurs au cours de l'étude

Tout au long du déroulement des travaux, des interactions ont été organisées entre les acteurs (cf. Figure 6)

L'interface entre les commanditaires et les groupes opérationnels (équipe projet, groupe d'experts) a été assurée par un comité de suivi, composé à l'initiative des commanditaires. Les experts, représentés par les 2 responsables scientifiques, y étaient invités pour présenter l'avancement des travaux.

L'équipe projet et les deux responsables scientifiques ont joué le rôle d'interface entre le groupe d'experts scientifique et les acteurs chargés d'apporter une analyse critique sur la pertinence et la qualité des travaux (comité technique, relecteurs). Ce mode d'interaction a permis de préserver l'indépendance du travail des experts scientifiques, tout en permettant les retours sur les travaux en cours grâce à des comptes rendus assurant le transfert d'informations entre les acteurs.

Figure 6. Le dispositif d'interactions entre acteurs au cours de l'étude



1.2.3.4. Les produits de l'étude

Les livrables de l'étude sont :

- un rapport en français, constitué d'une présentation de la méthodologie, des fiches par action, des calculs d'atténuation et de coûts et d'une analyse transversale de l'ensemble des actions. Ce document, qui comporte les références bibliographiques sur lesquelles s'est appuyée l'analyse, a été rédigé et signé par les experts ;
- une synthèse de 92 pages reprenant les principaux résultats et conclusions du rapport,
- un résumé de 8 pages,
- un colloque de présentation des résultats de l'étude ouvert à la communauté scientifique et technique, ainsi qu'aux porteurs d'enjeux, a été organisé en clôture du travail (2 juillet 2013).

1.3. Méthodologie des évaluations nationales d'actions d'atténuation des émissions agricoles de GES

Dans un contexte où les pays s'efforcent d'atteindre des objectifs d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (GES) de plus en plus contraignants, tous les secteurs de l'économie sont appelés à prendre part à l'effort national dans ce domaine. Bien que l'agriculture ait été généralement exclue de nombreux accords formels, le potentiel de réduction des émissions dans ce secteur est désormais examiné attentivement par les décideurs politiques. Afin de faire avancer l'élaboration de politiques nationales rationnelles d'atténuation dans ce secteur, plusieurs pays ont réalisé des études techniques et socio-économiques adaptées aux spécificités de leurs conditions climatiques et agricoles. La littérature concernant ces questions est de plus en plus abondante, avec notamment des travaux récents en Irlande, en Angleterre et aux États-Unis.

Ces études ont en commun un certain nombre de questions abordées :

- **Quel est le potentiel biophysique ou technique de réduction des émissions dans le secteur de l'agriculture ; quels sont les leviers disponibles au niveau de la gestion des sols, des productions végétales et des productions animales ?**

- **Quel est le potentiel économique associé à la mise en œuvre de telles mesures ; autrement dit quelles sont les mesures actuellement rentables en termes relatifs, et par rapport aux mesures d'atténuation existant dans d'autres secteurs ?**
- **Quelles mesures peut-on encourager dans le cadre d'une politique réaliste, visant à ce que les exploitants agricoles les mettent en œuvre ou les respectent ?**

Ce chapitre a pour objectif de situer l'étude de l'INRA dans ce contexte international.

1.3.1 Potentiel d'atténuation biophysique (ou technique)

Les actions techniquement réalisables pour atténuer les émissions dans le secteur de l'agriculture et de la gestion des terres sont, entre autres, la sélection génétique des animaux, les stratégies d'alimentation optimisées, l'utilisation plus efficace de l'azote, l'utilisation des sources d'énergie alternatives pour réduire les émissions imputables aux carburants fossiles et l'amélioration du captage du CO₂ atmosphérique via la séquestration dans le sol et les puits de carbone végétaux.

L'estimation de l'efficacité technique des mesures (c'est-à-dire la quantité de CO_{2e} par hectare ou par animal) s'appuie sur un grand nombre de résultats expérimentaux obtenus dans diverses conditions biophysiques. Pour déterminer le potentiel maximal (d'atténuation) biophysique dans un pays ou une région donnée, la sélection *a priori* des preuves expérimentales est généralement conditionnée par les conditions agronomiques régionales spécifiques. Pour un pays donné, ce potentiel technique est essentiellement limité à la fois par des paramètres généraux, tels que les surfaces cultivables disponibles ou le nombre de têtes de bétail, et par des conditions biophysiques locales plus spécifiques qui influent sur la chimie des sols et les possibilités d'approvisionnement en matière d'alimentation animale.

Dans la plupart des pays, les données expérimentales de base sont incomplètes et il est souvent nécessaire de transférer des données entre sites et entre pays en tenant compte, bien entendu, des différences biophysiques concernant par exemple les types de sol, le climat ou les pratiques de gestion. Ce transfert a été facilité par des études qui, après méta-analyse des données, ont calculé des estimations régionales sur lesquelles on peut se baser pour évaluer le potentiel d'atténuation des mesures. Il convient de noter que ces données correspondent à une combinaison de données de niveau 1 et 2. L'analyse à l'échelle mondiale la plus connue a été réalisée sous l'égide du Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC) : *Changements climatiques 2007*, quatrième Rapport d'évaluation des Nations Unies. Le chapitre 8 (Smith et al 2007) rassemble les connaissances accumulées par la communauté internationale en ce qui concerne l'atténuation des émissions dans le secteur agricole. Il évalue les mesures d'atténuation régionales et mondiales⁹ en se basant sur une liste restreinte de mesures applicables au niveau mondial.

La vision d'ensemble est forcément alimentée par les analyses spécifiques des pays. De nombreux pays ont donc commencé à perfectionner les estimations du niveau national d'atténuation. Ils peuvent le faire soit dans le cadre de l'inventaire national et des communications qu'ils soumettent à la Convention-cadre des Nations Unies sur le changement climatique, soit pour des raisons plus spécifiques liées aux décisions de politique intérieure concernant les émissions du secteur de l'agriculture. De bons exemples sont disponibles pour les États-Unis (Eagle et al 2012, entre autres).

1.3.2 Potentiel économique et coût marginal d'atténuation

Il s'agit ici d'évaluer le coût (ou le bénéfice) de la mise en œuvre des actions. Quelles sont celles qui sont les moins coûteuses et comment se situent elles par rapport aux actions d'atténuation existant dans d'autres secteurs ? Le coût estimé peut être le coût, ou le gain, de la mise en œuvre de l'action pour l'agriculteur, mais aussi pour l'Etat s'il s'agit de soutenir le développement de l'action.

Lorsqu'ils décident de mettre en place une activité d'atténuation, les producteurs doivent prendre en compte les coûts directs (investissements et coûts de fonctionnement nécessaires pour modifier les pratiques de production) et les éventuels coûts d'opportunité indirects (tels que la baisse de rendement). Lorsqu'ils ont plusieurs options d'atténuation possibles, ils doivent également comparer les bénéfices attendus, les coûts, et les risques (par exemple au niveau des rendements) des différentes options entre elles et par rapport aux revenus des systèmes de culture conventionnels. Les coûts des mesures d'atténuation peuvent être modélisés de manière plus ou moins sophistiquée pour refléter ces éléments.

Le potentiel économique d'atténuation est à rapprocher de la notion d'efficacité en coûts : Quelle est la combinaison d'actions permettant d'atteindre un objectif donné de réduction des émissions au coût total le plus faible ? La notion de coût marginal d'atténuation ou d'abattement (*marginal abatement cost*, MAC) est utile pour répondre à cette question. En termes

⁹ 22 régions, la France faisant partie de l'Europe occidentale

très généraux, le coût marginal d'atténuation (exprimé en euros par tCO₂e) correspond au coût le plus faible auquel on peut réduire les émissions d'une unité supplémentaire. Symétriquement, le potentiel économique d'atténuation est la plus grande réduction d'émissions que l'on peut obtenir à un « prix » des émissions donné.¹⁰

Potentiel économique d'atténuation et coût marginal d'abattement sont donc liés. La courbe de coût marginal d'abattement décrit la relation entre les quantités d'émissions évitées et le coût associé à la dernière réduction d'émissions qu'il est efficace d'entreprendre. Cette relation est a priori non décroissante, l'efficacité requérant que les actions de réduction les moins coûteuses soient entreprises en priorité.

Le potentiel économique d'atténuation n'inclut donc que l'atténuation permise par les actions techniquement faisables et qui peut être obtenue à un coût marginal inférieur à un seuil donné. Ce seuil peut représenter par exemple le coût d'atténuation qui peut être obtenu dans les autres secteurs de l'économie et/ou le "prix" unitaire que la société est prête à payer pour atténuer les dommages dus au changement climatique. Le potentiel économique d'atténuation est, ainsi, par construction, plus faible que le potentiel technique, les réductions d'émissions techniquement faisables mais caractérisées par un coût marginal supérieur à ce seuil ne permettent pas de contribuer efficacement à l'effort d'atténuation.

1.3.3 Panorama des approches utilisées dans la littérature

Les coûts marginaux d'atténuation ne sont pas directement observables. Dans la littérature, plusieurs stratégies ont été utilisées pour les évaluer. Vermont et De Cara (2010) identifient trois grandes catégories d'approches : les modèles micro-économiques de l'offre agricole, les modèles d'équilibre (partiel ou général) et les approches de type « ingénieur ».

La première catégorie correspond à une classe de modèles économiques qui décrivent le comportement d'offre (assolement et conduite des cultures, effectifs animaux et conduite de l'élevage) d'un ensemble d'agriculteurs maximisant leur profit compte tenu de paramètres économiques (prix des produits, des intrants, aides, etc.) et sous un certain nombre de contraintes techniques et politiques. Des exemples de ce type d'approche peuvent être trouvés dans Breen (2008), De Cara et Jayet (2000, 2011), De Cara et al (2005), et Lengers et Britz (2012) par exemple. En intégrant un « prix » des émissions pris en compte explicitement par chaque agriculteur, ce type de modèles peut décrire la réponse efficace en termes de réductions d'émissions. Chaque agriculteur représenté ajuste en effet le niveau de ses activités jusqu'à ce que la dernière unité d'émission évitée soit obtenue à un coût égal au prix des émissions, compte tenu des contraintes prises en compte par le modèle. Le coût marginal d'atténuation s'apparente alors à un coût d'opportunité, ie à la perte de revenu associée à la prise en compte de la contrainte sur les émissions. En faisant varier le prix des émissions et en le mettant en regard des quantités d'émissions réduites, on décrit la courbe de coût marginal d'abattement (au niveau de chaque agriculteur représenté ou à un niveau plus agrégé). Compte tenu de la structure de ce type de modèle, ces courbes doivent s'interpréter à contextes économique (prix des intrants et des produits) et technologique (reflété par les contraintes techniques) donnés. Du fait de la prise en compte explicite de la diversité des conditions de productions pour un ensemble d'agents, ce type d'approche est adapté à l'analyse des conséquences de l'hétérogénéité des potentiels et des coûts d'abattement individuels sur la définition des instruments de politique publique (De Cara et al, 2005).

L'évaluation des coûts marginaux d'atténuation dans les modèles d'équilibre partagent certains des principes exposés ci-dessus. En particulier, modèles d'offre et d'équilibre ont en commun de supposer la rationalité des agents et donc, par construction, l'égalité entre coût marginal d'abattement et prix des émissions. Néanmoins, à la différence des modèles d'offre, les modèles d'équilibre incluent une description de la demande des produits agricoles et des ajustements de marché dus aux modifications sur l'offre et/ou la demande induites par une politique d'atténuation. Dès lors, les modèles de cette catégorie intègrent les effets en retour des prix sur les coûts marginaux d'abattement. Cette approche a été utilisée par exemple par McCarl et Schneider (2001), Schneider et al (2007), Perez-Dominguez et al (2009), Golub et al. (2009). Les modèles d'équilibre sont caractérisés par une couverture géographique plus large (souvent mondiale), mais une résolution (spatiale et en termes de types d'agriculteurs représentés) généralement plus faible et un contenu technique moins détaillé que les modèles d'offre.

La troisième approche utilisée dans la littérature pour évaluer les coûts marginaux d'abattement s'appuie sur une logique que Vermont et De Cara (2010) qualifient « d'ingénieur ». Les études dans cette dernière catégorie compilent les informations techniques et scientifiques associées à un ensemble d'actions visant à réduire les émissions. Pour chacune d'entre elles, sont ainsi rassemblées les informations sur le potentiel technique d'atténuation unitaire, l'assiette sur laquelle la mesure est applicable, ainsi que le coût total associé (pertes ou gains de revenus associés à la mise en place de l'action, ensemble des coûts en capital, d'exploitation, de maintenance, de transaction). Le coût moyen d'atténuation associé à

¹⁰ A titre d'illustration, Schulte et Donnellan (2012) ont procédé à une évaluation comparative des mesures d'atténuation en fixant le prix du carbone à 33 € par tonne de CO₂e. Moran et al (2008) ont considéré une analyse de sensibilité pour divers prix du carbone, allant de 20 à 100 livres par tonne de CO₂e.

chaque action considérée est ensuite calculé comme le rapport entre son coût total et son potentiel d'atténuation. Ce coût unitaire représente la valorisation minimale des émissions (en euros par tCO_{2e}) nécessaire pour que l'action soit rentable. Les courbes de coût marginal d'abattement sont obtenues en classant les actions par coût unitaire d'atténuation croissant et en mettant en regard ce coût et le potentiel cumulé d'atténuation. Il est à noter que, pour une action donnée, le coût marginal est ainsi assimilé au coût moyen de l'action et est considéré comme constant en fonction de la quantité d'émissions évitées, d'où la forme 'en escalier' de la MACC (voir figure 7). Le terme 'marginal' dans cette approche doit donc être compris comme se rattachant à l'action elle-même, et non à la dernière unité d'émission évitée. Cette approche a été utilisée par exemple dans Smith et al (2007), McKinsey & Co (2009), Moran et al. (2008, 2009, 2010), Schulte et Donnellan (2012)¹¹. L'étude conduite en France et présentée dans ce rapport relève de ce type d'approche.

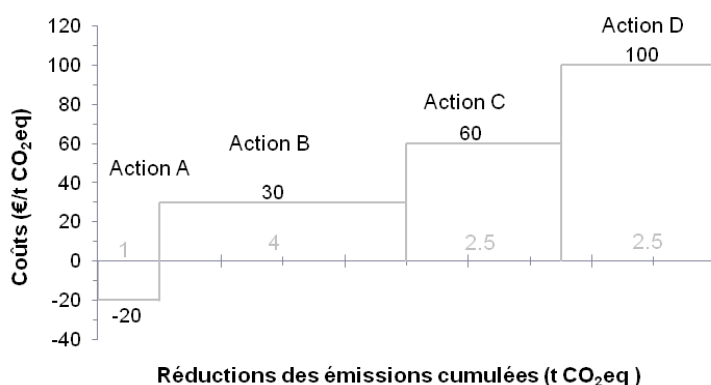


Figure 7. Exemple de MACC portant sur quatre mesures d'abattement.

Note : Le potentiel d'abattement cumulé et individuel (t CO_{2e}) est représenté sur l'axe des abscisses et les coûts spécifiques par unité de CO_{2e} sur l'axe des ordonnées. De gauche à droite les mesures d'abattement sont de moins en moins rentables. La mesure A permet d'économiser de l'argent, alors que les mesures B, C et D représentent des coûts additionnels.

Cette approche repose plus sur une logique comptable que sur une logique économique. En particulier, à la différence des deux premières approches, elle ne nécessite pas explicitement l'hypothèse de comportement rationnel de la part des agents. Une conséquence importante est que rien n'empêche dans les études de ce type d'aboutir à des mesures qui permettent à la fois de réduire les émissions de GES et d'améliorer les revenus des agents. Ces actions sont donc caractérisées par un "coût négatif". Ce double gain, à la fois économique et environnemental, peut s'expliquer par la présence d'inefficacités dans la situation initiale (par exemple, si les agents utilisent déjà plus d'intrants azotés que ne l'exigerait la prise en compte de leurs intérêts propres). Il peut également résulter de la difficulté de comptabiliser et d'intégrer certaines composantes des coûts (coût d'opportunité des ressources finies comme la terre, prime de risque associée à certaines actions, coût lié à l'apprentissage et à la formation). Par construction, les modèles économiques (d'offre ou d'équilibre), fondés sur l'hypothèse que l'utilisation des ressources par les agents est efficace dans la situation initiale, ne font pas apparaître de tels coûts négatifs.

Les trois approches diffèrent également par le type d'actions d'atténuation qui peuvent être prises en compte. Certaines réductions des émissions peuvent être obtenues par une réallocation des ressources utilisées pour la production (réduction de l'utilisation d'intrants, modification de l'assolement, etc.) sans nécessairement requérir de modification radicale de la technologie. Les modèles économiques, qui reposent sur une description de l'ensemble des possibilités de production, permettent d'intégrer relativement facilement ce type de réductions. Certaines options d'atténuation en revanche résultent de l'adoption de nouvelles pratiques et/ou d'investissements dans de nouvelles technologies et peuvent impliquer des coûts fixes. Elles sont plus facilement prises en compte dans les approches de type "ingénieur". En outre, ces dernières ont l'intérêt de permettre d'analyser des actions au contenu technique très détaillé et de mettre en lumière des leviers d'action concrets pour les décideurs publics. Elles permettent également de prendre en compte plus facilement que ne le font les modèles économiques des actions qui ne sont pas actuellement déployées mais pour lesquelles on dispose de références techniques.

Les émissions de GES d'origine agricole sont caractérisées par de nombreuses interactions entre les sources. A titre d'illustration, les effectifs animaux ont un effet à la fois sur les émissions liées à la fermentation entérique, sur celles dues à la gestion des effluents d'élevage mais aussi sur l'assolement (en particulier sur le partage entre surfaces dédiées à l'alimentation animale et humaine) et donc sur les quantités d'intrants azotés et les émissions de N₂O par les sols agricoles. Par ailleurs, certaines actions d'atténuation sont mutuellement exclusives car elles nécessitent d'utiliser les mêmes ressources (par exemple la terre). Les modèles d'offre peuvent rendre compte des interactions qui ont lieu au niveau de l'exploitation (à travers la prise en compte explicite de contraintes de surfaces et/ou de contraintes liées à l'alimentation des animaux). D'autres interactions sont dues à des interactions de marché : par exemple, une baisse de l'utilisation d'azote, si

¹¹ Ces deux dernières études ont été réalisées par des agences gouvernementales, à savoir, respectivement, le *Committee on Climate Change* (Comité sur le changement climatique) au Royaume-Uni et le *Department of Environment, Community and Local Government* (ministère de l'Environnement, des Communautés et du Gouvernement local) en Irlande.

elle implique une baisse de l'offre de certains produits, peut contribuer à en augmenter le prix, entraînant alors une modification des prix de l'alimentation animale et du comportement des éleveurs, et *in fine* des émissions liées à l'élevage. De telles interactions sont prises en compte de manière endogène dans les modèles d'équilibre. L'approche analytique (action par action) qui caractérise les approches de type "ingénieur" rend moins aisée l'analyse des interactions entre actions¹². Elle nécessite de s'assurer *ex-post* de la cohérence d'ensemble des actions menées à la fois en termes d'effets sur les coûts et les potentiels d'atténuation et en termes d'utilisation des ressources. Cet aspect n'est pas toujours clairement documenté dans les études disponibles. Une exception notable est l'étude de Moran et al (2008) (reprise dans McLeod et al, 2010 et Moran et al, 2010) qui proposent explicitement une démarche itérative permettant de prendre en compte une partie des interactions.

Compte tenu de la variabilité des coûts et des potentiels d'atténuation, il est clair que le niveau de détail retenu dans la description du contexte biophysique et technique joue un rôle important pour rendre compte des spécificités qui s'appliquent à l'échelle d'un territoire ou d'un pays. A cet égard, la démarche ascendante (*bottom-up*) qui caractérise les modèles d'offre et les approches de type "ingénieur" présente l'avantage de permettre d'intégrer une plus grande richesse d'informations que ne peuvent le faire les modèles d'équilibre, de conception descendante (*top-down*) et plus agrégée. Une conséquence est néanmoins que, à l'instar des modèles économique de l'offre agricole et au contraire des modèles d'équilibre, ce type d'approche ne prend pas en compte l'effet des actions d'atténuation sur les marchés, et donc néglige les possibles effets en retour des variations de prix sur les coûts d'atténuation.

Les instruments de politique d'atténuation que ces différentes approches permettent d'analyser sont différents. Les modèles économiques (d'offre ou d'équilibre) privilégient l'analyse d'instruments assis directement sur les émissions. Les instruments économiques auxquels ces analyses se réfèrent, qu'il s'agisse d'instruments en prix (taxe, subvention) ou d'instruments en quantités (marché de quota), visent à inciter les agents à modifier leur comportement afin de réduire leurs émissions. Les instruments économiques constituent ainsi un signal qui pousse les agents à intégrer dans leurs décisions de production et/ou de consommation la "valeur" des émissions. Compte tenu de ce signal, chaque agent, en arbitrant entre les gains qu'il peut retirer de son activité et de la valeur des émissions dont il est responsable, décide de son niveau de réduction et des changements à opérer pour y parvenir. Si cette logique est cohérente avec la recherche de l'efficacité en coût, elle peut se heurter à des difficultés de mesure. D'un point de vue politique, elle permet moins facilement d'identifier a priori les leviers techniques de réduction des émissions. La logique "action par action" qui prévaut dans les approches de type "ingénieur" privilégie des instruments assis sur les pratiques plutôt que directement sur les émissions. Elle se prête donc plus facilement à l'examen de leviers techniques et les instruments correspondants s'apparentent donc plus à des instruments de type réglementaire (*command and control*).

Enfin, il est clair que le périmètre retenu et les modes de calculs utilisés pour comptabiliser les émissions jouent un rôle non seulement sur l'évaluation du potentiel d'atténuation mais aussi sur le coût. Certaines études intègrent les émissions liées à l'agriculture mais aussi aux changements d'usages des sols incluant les émissions de CO₂ dues à la combustion (par exemple McCarl et Schneider, 2001 ; Schneider et McCarl, 2006 ; Moran et al, 2010). D'autres se restreignent aux seules émissions agricoles de N₂O et de CH₄ (De Cara *et al.*, 2005, De Cara et Jayet, 2011 ; Perez Dominguez *et al.*, 2009). D'autres enfin se limitent aux émissions d'un sous-secteur (Lengers et Britz, 2012). Ces différences dans le périmètre retenu pour analyser les actions rendent parfois difficile une comparaison directe entre les résultats des différentes études. Intuitivement, il ressort néanmoins que, plus le périmètre est large, plus les possibilités d'atténuation sont nombreuses et donc plus le coût marginal d'atténuation est faible pour une quantité d'émissions évitées donnée. A ces différences dans le périmètre des émissions prises en compte, se superposent celles dans les modes de comptabilisation. Certaines études se conforment directement aux méthodes de niveau 1 proposées par le GIEC (Perez Dominguez *et al.*, 2009). D'autres utilisent des méthodes de niveau supérieur, pouvant impliquer le recours à des modèles pour tout ou partie des sources (par exemple McCarl et Schneider, 2001 ; De Cara et al, 2005 ; Schneider et McCarl, 2006 ; Durandeau et al, 2010 ; Lengers et Britz, 2012 ; Schulte et Donnellan, 2012). Certaines études enfin peuvent intégrer les émissions induites sur l'amont ou sur l'aval en s'écartant ainsi de la logique des inventaires et se rapprochant de celle des analyses en cycle de vie (ACV, Schulte et Donnellan, 2012). Ainsi, par exemple, on peut penser que, toutes choses égales par ailleurs, une diminution de l'utilisation de l'azote entraîne une diminution des émissions liées au processus de fabrication et de transport. La littérature consacrée aux impacts de nombreux produits agricoles sur le cycle de vie est abondante (par exemple, Bellarby et al 2012). Schulte et Donnellan (2012) ont utilisé une partie de ces informations pour calculer une MACC basée sur le cycle de vie et la comparer à celle basée sur les méthodes du GIEC. Bien que cela constitue un élargissement intéressant de la MACC basée uniquement sur l'exploitation, l'application de la logique ACV à l'analyse des options d'atténuation soulève des questions sur la responsabilité des exploitants dans l'ensemble des émissions induites par la chaîne d'approvisionnement et sur leur capacité à infléchir les émissions aval et amont.

¹² Les interactions au sein d'une même action (dans le cas par exemple où une action a des conséquences sur plusieurs catégories d'émissions) sont toutefois prises en compte assez aisément dans cette approche.

Quel est l'effet d'adopter telle approche ou telle autre sur l'évaluation des potentiels et des coûts d'atténuation ? La méta-analyse conduite par Vermont et De Cara (2010) permet, une fois les résultats harmonisés en termes d'unités et de périmètre (restreint aux émissions agricoles de N₂O et de CH₄), de contrôler les différences dans les hypothèses retenues dans les 21 études disponibles offrant une base de comparaison suffisante. L'analyse statistique des évaluations collectées a mis en évidence des différences importantes entre les résultats des trois approches identifiées ci-dessus en termes de coûts et potentiels de réduction dans le secteur agricole. En particulier, il ressort que les approches de type "ingénieur" aboutissent, toutes choses égales par ailleurs, à des potentiels d'atténuation plus élevés pour un prix donné des émissions (symétriquement à un coût marginal plus faible pour un objectif d'atténuation donné). Ce résultat est notamment lié à la présence d'actions à coût négatif qui, en général, fournissent une part importante de la réduction d'émissions dans ce type d'études.

La Figure 8 illustre les résultats en termes de MACC issues d'études caractéristiques de chacune des trois approches (panels a, b et c), ainsi que la courbe "moyenne" correspondant à la situation européenne prédite par la méta-régression.

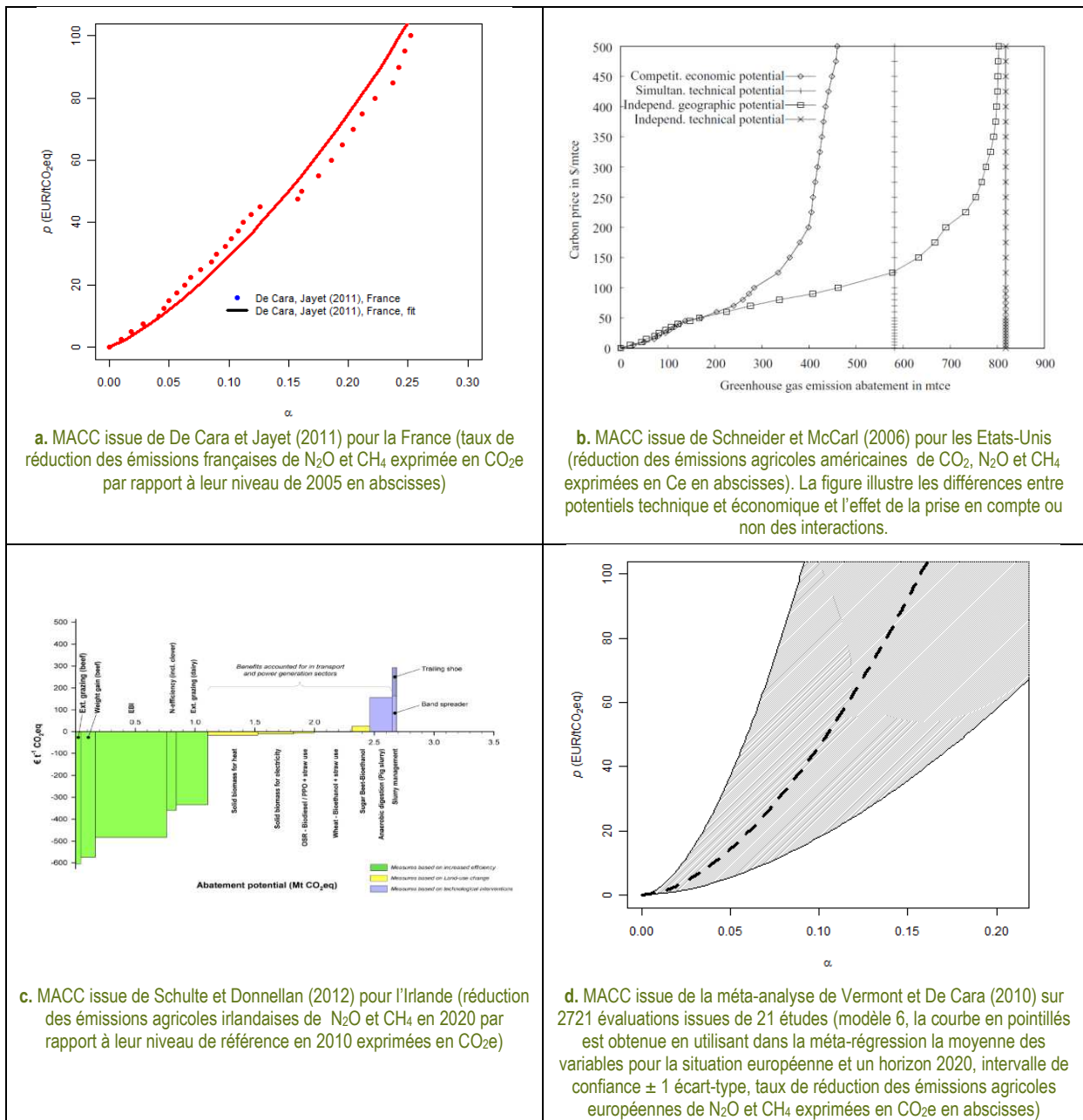


Figure 8. Exemples de MACC issues (a) d'un modèle micro-économique de l'offre agricole, (b) d'un modèle d'équilibre partiel du secteur agricole, (c) d'une approche de type "ingénieur", (d) d'une méta-analyse de la littérature.

2. Leviers d'atténuation et sélection des actions à instruire

2.1. Méthode de sélection

2.1.1. Critères d'éligibilité des actions

La sélection des actions à instruire de manière approfondie s'est opérée en fonction de critères d'éligibilité inscrits dans le cahier des charges de l'étude, et des performances attendues des actions. Les critères étaient les suivants :

- **Éligibilité de l'action au regard du cahier des charges de l'étude.** L'action doit porter sur une pratique agricole, relevant d'une décision de l'agriculteur, avec une atténuation escomptée se situant au moins en partie sur l'exploitation agricole, sans remise en cause majeure du système de production ni baisse supérieure à 10% des niveaux de production. Ont donc été considérées hors périmètre de l'étude des actions qui soit visent un secteur en amont ou en aval de la production agricole (action portant sur la consommation alimentaire, par ex.), soit visent bien le secteur agricole mais ont leur principal effet escompté en amont ou en aval de l'exploitation (réduire la consommation électrique du secteur agricole par ex.) ou auraient un impact fort sur la production nationale (réduction du cheptel de ruminants, forte extension de l'agriculture biologique).
- **Importance a priori du potentiel d'atténuation dans le contexte agricole français.** N'ont pas été instruites des actions dont le potentiel peut être considéré comme faible du fait d'une atténuation unitaire modeste (parce que l'amélioration déjà réalisée des pratiques réduit la marge de progrès, par ex.) et/ou d'une assiette limitée en France (action portant sur les sols de rizières pour limiter les émissions de CH₄ par ex.). Le potentiel peut aussi être jugé trop incertain par manque de références scientifiques ou techniques couvrant la gamme des situations de terrain.
- **Disponibilité actuelle des techniques** nécessaires à la mise en œuvre de l'action et des connaissances scientifiques validées établissant son efficacité. N'ont ainsi par exemple pas été retenues, car encore **au stade de la recherche** et non techniquement applicables dans l'état actuel des connaissances : la production de dihydrogène à partir d'effluents d'élevage pour produire de l'énergie (pas encore techniquement au point à l'échelle d'une exploitation), l'introduction de charbon d'origine végétale (biochar) dans le sol pour y stocker du carbone (procédé non maîtrisé, le temps de résidence du carbone apparaissant très variable et dépendant notamment du procédé de fabrication) ou les adaptations des cultures ou des animaux nécessitant une amélioration génétique encore à réaliser.
- **Applicabilité de l'action**, qui peut être problématique du fait d'une faisabilité technique faible à large échelle (modification des conditions physico-chimiques des sols pour réduire les émissions de N₂O à l'échelle de la France, par ex.), de "risques" (avérés ou suspectés) pour la santé ou l'environnement, d'une incompatibilité avec une réglementation en vigueur (sur l'usage des hormones et des antibiotiques en élevage, par ex.) ou d'une acceptabilité sociale faible (technique utilisant la transgénèse ; élimination des protozoaires du rumen pour limiter la fermentation).
- **Synergies ou antagonismes éventuels avec d'autres objectifs majeurs assignés à l'agriculture.** Ce critère, secondaire, a surtout contribué à consolider le choix d'actions présentant déjà de bonnes propriétés vis-à-vis des critères précédents (lutte contre l'érosion ou préservation de la biodiversité des sols renforçant l'intérêt du non-labour), ou au contraire à ne pas sélectionner d'autres actions (impliquant par ex. une "intensification" des systèmes de production allant à l'encontre des objectifs de réduction d'usage d'intrants).

2.1.2. Les étapes de la sélection

La première étape du processus de sélection des actions retenues pour une instruction approfondie dans le cadre de cette étude a été l'établissement d'une liste aussi exhaustive que possible des actions d'atténuation des émissions agricoles de GES examinées dans les études nationales et internationales existantes. Ce travail d'inventaire a abouti, après élimination d'actions "hors périmètre", et regroupement d'actions techniquement proches, à une liste de 35 actions "candidates" (voir section 2. Leviers d'atténuation et sélection des actions à instruire). Les actions de cette liste préliminaire ont été examinées individuellement par le(s) expert(s) compétent(s) sur le sujet, afin de disposer d'un premier diagnostic sur leur potentiel d'atténuation des émissions de GES et sur la disponibilité de références scientifiques et techniques permettant, ou non, de mener une analyse. Les experts scientifiques avaient comme mission :

- de compléter la liste s'ils y repéraient des manques.
- de sélectionner parmi les actions candidates, une vingtaine d'actions parmi les 35,
- puis, après une instruction plus approfondie, de sélectionner une dizaine d'actions parmi les 20.

Ce travail a été réalisé en deux étapes afin de permettre la recherche d'informations complémentaires entretemps. Les résultats intermédiaires et finaux du processus de sélection ont été présentés aux experts techniques (en comité technique) et aux commanditaires (en comité de suivi). Les interactions au sein de ces deux instances ont permis d'amender et de consolider la liste des actions retenues pour faire l'objet d'une instruction plus approfondie dans le cadre de l'étude. Il s'avère a posteriori que les deux dernières catégories de critères, plus subjectifs que les trois premières, ont été peu déterminantes dans l'élimination d'actions candidates, sauf dans quelques cas précis (par exemple l'utilisation d'antibiotiques ionophores en alimentation animale). Ces critères ont par contre consolidé le choix de certaines actions présentant par ailleurs de bonnes propriétés vis-à-vis des trois premiers critères.

L'inventaire des actions susceptibles de réduire les émissions de GES, établi à partir des études nationales et internationales existantes, est structuré par les composantes de l'activité agricole concernées (production végétale, production animale, gestion des effluents et de l'énergie) et par les atténuations d'émissions de GES visées (gaz ciblés : CO₂, CH₄ ou N₂O). Quatre classes (notées I à IV) sont ainsi définies, en fonction de l'activité agricole et des gaz majoritairement concernés, au sein desquelles différents leviers d'action peuvent être mobilisés. Ce classement des actions candidates facilite aussi la prise en compte de l'objectif d'un panel d'actions visant une diversité de productions agricoles.

Les mécanismes biophysiques mis en jeu dans les émissions agricoles de GES, et sur lesquels agissent les leviers et les actions d'atténuation, sont présentés dans l'Encadré 1.

2.2. Les actions retenues et les actions non instruites

L'application, à la liste préliminaire de 35 actions, du classement puis des critères de sélection illustre la démarche suivie, qui aboutit au choix des dix actions retenues pour une analyse approfondie (notées ① à ⑩) et explicite le principal motif de non-sélection des actions non retenues (⊗). Un argumentaire complet reprenant l'ensemble des actions et les principaux motifs est disponible en annexe 4.

I. Production végétale et réduction des émissions de GES du sol

Cette classe contient des actions visant les réactions biochimiques émettrices de N₂O (nitrification et dénitrification) et de CH₄ (fermentation) dans les sols, soit par modification des conditions physico-chimiques (principalement l'aération), soit par diminution des apports de fertilisants.

I.1. Modifier les conditions physico-chimiques du sol pour défavoriser les réactions productrices de CH₄ et de N₂O

⊗ *Optimiser les conditions physico-chimiques du sol pour limiter les émissions de N₂O* (par ex. optimiser le pH par du chaulage, limiter le tassement du sol). Action non retenue car les émissions de N₂O des sols résultant de nombreux facteurs (propriétés intrinsèques des sols, événements climatiques, activité humaine), il n'est actuellement pas facile de prévoir comment la variation de ces paramètres modifie les flux de N₂O et d'agir sur ces flux à l'échelle de la France.

⊗ *Modifier les communautés microbiennes des sols en introduisant des microorganismes réduisant le N₂O en N₂* (introduction de souches de *Rhizobia* vivant en symbiose avec des légumineuses, par ex.). Action non retenue car expérimentée en laboratoire et en serre, mais pas encore testée en plein champ.

⊗ *Favoriser l'aération des sols de riziculture pour défavoriser les réactions de fermentation et limiter les émissions de CH₄* (diminuer la profondeur des rizières, les vider plusieurs fois par an, par ex.). Action non retenue malgré un potentiel d'atténuation unitaire non négligeable, car l'assiette en France est très réduite (environ 20 000 ha de rizières).

I.2. Diminuer les apports de fertilisants azotés sur les cultures

⊗ *Améliorer génétiquement l'efficacité de prélèvement et d'utilisation de l'azote par les plantes* pour permettre la diminution des apports de fertilisants azotés. Action non retenue car elle nécessite un travail d'identification des caractères et de sélection génétique préalable, et n'est donc pas applicable à court terme.

① *Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse, en les utilisant mieux et en valorisant plus les ressources organiques.* Le potentiel de cette action est a priori important, elle est convergente avec d'autres objectifs agri-environnementaux et peut être mise en place rapidement. Action retenue.

② *Accroître la part de légumineuses en grande culture et dans les prairies temporaires pour réduire les émissions de N₂O.* Cette action peut aussi être appliquée dès maintenant. Action retenue.

Encadré 1. Les principaux mécanismes d'émission de GES et de stockage de carbone dans le secteur agricole

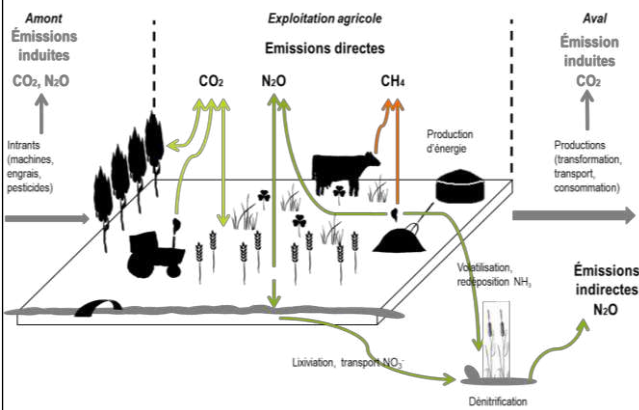


Figure 9

Les émissions de dioxyde de carbone (CO₂)

La combustion des molécules carbonées (fioul, gaz, bois, CH₄...), qui s'accompagne d'une libération d'énergie, émet aussi du CO₂. Lorsque la molécule carbonée est d'origine fossile, le CO₂ libéré s'accumule dans l'atmosphère et participe au réchauffement climatique ; lorsqu'elle est d'origine renouvelable, on considère que le CO₂ émis a été prélevé dans l'atmosphère et ne contribue pas à l'accroissement de la teneur en CO₂ atmosphérique (cycle court du carbone).

La combustion est utilisée pour produire de l'énergie (ex. combustion de CH₄ dans un méthaniseur), effectuer un travail (ex. fonctionnement du tracteur) ou réaliser des réactions chimiques (ex. synthèse de fertilisants azotés). Les actions mises en œuvre sur l'exploitation peuvent induire une modification des émissions de CO₂ hors de celle-ci (la moindre consommation d'intrants par l'exploitation diminue leur production en amont ; la production d'énergie renouvelable peut se substituer à de l'énergie fossile en aval de l'exploitation).

Le stockage de carbone (C)

Les molécules organiques produites par la photosynthèse, donc à partir de CO₂ capté dans l'atmosphère, constituent un stock de carbone dans les biomasses aérienne (tiges et feuilles) et souterraine (racines). Après la mort du végétal, cette matière organique restant ou retournant au sol est décomposée sous l'action de micro-organismes. Toutefois, cette décomposition étant lente et partielle, du carbone se trouve transitoirement stocké dans le sol, sous différentes formes (biomasse microbienne, humus...) avant sa minéralisation et le retour du carbone dans l'atmosphère sous forme de CO₂. La biomasse végétale et le sol peuvent ainsi

constituer des puits de carbone et contribuer à réduire la concentration de CO₂ dans l'atmosphère.

Les choix faits sur l'exploitation (usage des sols, techniques culturales mises en œuvre) peuvent modifier les stocks de carbone sur l'exploitation, mais aussi hors de l'exploitation, voire hors du territoire français (la modification de la ration alimentaire des animaux peut agir, via la culture de soja, sur la déforestation au Brésil, par ex.).

Les émissions de protoxyde d'azote (N₂O)

Certaines bactéries présentes dans le sol et dans les effluents d'élevage sont le siège de réactions biochimiques : la nitrification transformant l'ammonium (NH₄⁺) en nitrate (NO₃⁻) et produisant du N₂O (favorisée en conditions aérobies), et la dénitrification transformant le NO₃⁻ en N₂O puis N₂ (favorisée en conditions anaérobies).

L'urée contenue dans les déjections des animaux se minéralise facilement en NH₃, puis la transformation en N₂O est favorisée lorsque certaines parties sont aérobies et d'autres anaérobies (cas du fumier solide aéré) et défavorisées par blocage de la nitrification en milieu complètement anaérobie (cas du lisier liquide). Dans les sols, les conditions d'aération et les apports de fertilisant azoté organique ou minéral (et donc de NO₃⁻ et/ou de NH₄⁺) agissent sur les réactions et sur la production de N₂O. Les émissions de N₂O sur l'exploitation sont dites "directes" ; les émissions ayant lieu sur les espaces physiquement liés, soit après lixiviation du NO₃⁻ par percolation de l'eau dans le sol puis dénitrification, soit après volatilisation de NH₃, redépôt puis nitrification/dénitrification, sont dites "indirectes".

Les émissions de méthane (CH₄)

En milieu anaérobie (sans oxygène pour la respiration), certains microorganismes utilisent des molécules organiques pour s'approvisionner en énergie par fermentation, en émettant du CH₄.

Chez les ruminants, la dégradation des glucides (ex. la cellulose de l'herbe) dans le système digestif (rumen) fait intervenir des microorganismes qui les décomposent par fermentation, produisant du CH₄ évacué par éructation. Au stockage en conditions anaérobies (cas du lisier), la matière organique non digérée contenue dans les déjections des animaux peut être transformée en CH₄ par fermentation. Enfin, dans un sol trop compacté ou gorgé d'eau, l'absence d'oxygène peut favoriser la fermentation de la matière organique. A l'inverse, des sols aérobies peuvent oxyder le méthane atmosphérique.

Conditions aérobies (présence de O ₂) - Fumier (en partie aérobie) - Traitement par torchères ou méthanisation - Sol (aéré, peu hydromorphe)	Eléments chimiques (et localisation de la réaction)	Conditions anaérobies (rareté de O ₂) - Rumen - Lisier - Fumier (en partie anaérobie) - Sol (compacté, hydromorphe, inondé)
CO ₂ ←	Molécule carbonée ou CH ₄ (fioul, gaz, bois) (déjections)	←
CO ₂ ←	Matière organique (rumen, déjections stockées, sol)	→ CH ₄
N ₂ O ↔	NH ₄ ⁺ /NH ₃ , fertilisants (urine, déjections, sol)	
NO ₃ ⁻ →	NO ₃ ⁻ , fertilisants (sol, déjections)	→ N ₂ O → N ₂

Figure 10. Sources des émissions de GES

II. Production végétale et stockage de carbone dans le sol et la biomasse

Actions ciblant l'accumulation de matière organique, soit en augmentant la production de biomasse pérenne par photosynthèse et/ou l'apport de matière organique dans les sols, soit en ralentissant sa minéralisation.

II.1. Réduire les pertes de carbone en diminuant les flux allant de la biomasse et du sol vers l'atmosphère

⊗ *Limiter l'exportation de matière organique hors des parcelles cultivées, pour limiter les pertes de carbone des sols* (ex. ne pas brûler les résidus des cultures au champ, les restituer au sol). Action non retenue car son assiette est faible, le brûlage n'étant que très peu pratiqué en France et les résidus de culture étant en général déjà restitués au sol.

③ *Développer les techniques culturales sans labour pour stocker du carbone dans le sol*. Action retenue car elle présente un potentiel unitaire et une assiette *a priori* élevés (mais sujet à controverses).

⊗ *Eviter la culture de zones humides pour limiter le relargage de CO₂ stocké dans la matière organique*. Action non retenue malgré un potentiel unitaire non négligeable, car l'assiette des zones cultivées qui pourraient être remises en eau est probablement faible en France.

II.2. Augmenter les entrées de carbone par une production accrue de biomasse, en augmentant alors les flux de l'atmosphère vers la biomasse et le sol

⊗ *Accroître la production de biomasse en optimisant les facteurs de production, pour augmenter le retour au sol de carbone*. L'augmentation de la production implique une fertilisation ou une irrigation accrues qui favorisent les émissions d'autres GES. Le potentiel d'atténuation est incertain, l'action est potentiellement antagoniste avec d'autres politiques publiques et n'a donc pas été retenue. Une sous-action de l'action 6 (gestion des prairies) mobilise cependant ce levier (intensification modérée des prairies les plus extensives).

⊗ *Ajuster le choix des espèces cultivées pour accroître le retour au sol de carbone* (cultures à restitution plus importante, plantes à enracinement profond ou pluriannuelles, par ex.). Action non retenue parce qu'elle aurait un effet important sur la nature des productions et que son potentiel est incertain, notamment pour l'enracinement profond.

④ *Introduire davantage de cultures intermédiaires, de cultures intercalaires et de bandes enherbées dans les systèmes de culture pour stocker du carbone dans le sol et limiter les émissions de N₂O*. Action retenue.

⑤ *Développer l'agroforesterie et les haies pour favoriser le stockage de carbone dans le sol et la biomasse végétale*. Action retenue.

⑥ *Optimiser la gestion des prairies pour favoriser le stockage de carbone et réduire les émissions de N₂O*. Action retenue.

⊗ *Restaurer les sols dégradés pour augmenter la production de matière organique et stocker du carbone dans les sols* (sols acidifiés, érodés, salés...). Action non retenue car son assiette est faible.

⊗ *Épandre du carbone "inerte" (par ex. des biochars, charbon d'origine végétale) sur les sols cultivés pour stocker du carbone*. Action non retenue car son potentiel unitaire est incertain, et les conséquences sur les sols et la production agricole sont encore peu connues.

III. Production animale et réduction des émissions de CH₄ et de N₂O

Actions visant la fermentation (principalement entérique mais aussi celle des déjections) et la nitrification/dénitrification des déjections, en agissant sur la productivité du troupeau, le fonctionnement du rumen, ou l'alimentation des animaux.

III.1. Accroître la productivité animale pour diminuer les émissions de CH₄ et de N₂O par unité de produit

⊗ *Sélectionner des animaux sur les traits de vitesse de croissance, de production laitière, de prolificité*. Action non retenue du fait de la forte compensation entre diminution du CH₄ et augmentation des émissions des deux autres GES, et parce que la sélection sur la productivité est déjà pratiquée.

⊗ *Sélectionner les bovins sur des critères de consommation alimentaire résiduelle (efficacité d'utilisation des nutriments) ou directement sur les émissions de CH₄*. Action non retenue du fait d'un manque de recul sur ces critères de sélection et d'un manque de connaissances sur la sélection directe sur les émissions de CH₄.

⊗ *Améliorer la conduite et la santé du troupeau pour accroître la productivité animale*. Action non retenue car le potentiel d'atténuation est faible puisque ce travail sur la conduite du troupeau est déjà mené.

⊗ *Utiliser des produits augmentant la production (viande ou lait) par animal. Action non retenue car l'utilisation de la somatotropine bovine, seul additif dont l'efficacité sur la production laitière a été prouvée, est interdite dans l'Union européenne.*

⊗ *Développer des races mixtes ou des croisements industriels chez les bovins pour diminuer les émissions de GES par unité de produit. Action non retenue, parce qu'elle modifierait de manière importante les systèmes d'élevage et que le potentiel est incertain.*

III.2. Agir sur le fonctionnement du rumen pour diminuer les émissions de CH₄ entérique

⊗ *Réguler les populations de microorganismes favorisant la production de méthane dans le rumen à l'aide d'antibiotiques. Action non retenue car l'utilisation d'antibiotiques à des fins non curatives est interdite dans l'Union européenne depuis 2006.*

⊗ *Agir sur les microorganismes du rumen en régulant les populations de bactéries, protozoaires et méthanogènes par des biotechnologies : par ex., vaccin anti-méthanogène, inoculation par des souches spécifiques de levures et bactéries, additifs chimiques (dérivés chlorés ou bromés) ou naturels (huiles essentielles, extraits de plantes). Action non instruite parce que les biotechnologies permettant de modifier l'écosystème microbien du rumen sont encore au stade de recherche, que les autres additifs n'ont pas montré d'effet *in vivo* systématique et à long terme et que certains d'entre eux ont une acceptabilité sociale faible.*

III.3. Modifier la ration pour réduire les émissions de CH₄ et de N₂O

⊗ *Modifier les caractéristiques nutritionnelles des fourrages en favorisant les composants non méthanogènes pour limiter les émissions de CH₄ entérique (augmenter la teneur en sucres ou en tanins des fourrages...). Action non retenue car au stade de la recherche ; la démonstration des effets *in vivo* n'est pas encore réalisée.*

⊗ *Accroître le pourcentage d'aliment concentré dans les rations. Action non retenue en raison des compensations partielles entre GES, et des questionnements actuels sur la durabilité de systèmes basés sur l'utilisation de rations riches en concentré chez les ruminants.*

⑦ *Substituer des glucides par des lipides insaturés et utiliser un additif dans les rations des ruminants pour réduire la production de CH₄ entérique. Action retenue.*

⑧ *Réduire les apports protéiques dans les rations animales pour limiter les teneurs en azote des effluents et les émissions de N₂O. Action retenue.*

IV. Gestion des effluents, production et consommation d'énergie sur l'exploitation

Actions ciblant la production de CO₂ par combustion et les émissions des déjections (fermentation, nitrification, dénitrification), soit en diminuant la consommation d'énergie fossile ou en augmentant la production d'énergie renouvelable, soit en modifiant les conditions de stockage des déjections. La consommation d'énergie en tant que telle n'est pas visée lorsqu'elle ne s'accompagne pas d'une émission de CO₂ d'origine fossile sur l'exploitation.

IV.1. Réduire le stockage des effluents ou leurs émissions de GES

⊗ *Diminuer la quantité d'effluents d'élevage stockés, pour réduire les émissions de CH₄ dues à la fermentation des déjections. Action non retenue car son potentiel est plus faible que celui d'autres actions. Une partie de l'effet attendu est obtenu par une sous-action de l'action 6 (allongement de la durée de pâturage)*

⊗ *Optimiser le type d'effluent produit pour obtenir un équilibre CH₄/N₂O minimisant le pouvoir de réchauffement par unité de déjection (favoriser le fumier plutôt que le lisier, le compostage des effluents...). Action non retenue car son potentiel d'atténuation est incertain, des données manquant notamment sur les systèmes fumier.*

⊗ *Optimiser la gestion et le stockage des effluents pour réduire les émissions de N₂O et de CH₄. Action initialement retenue mais abandonnée du fait de difficultés techniques d'instruction.*

IV.2. Produire de l'énergie à partir de biomasse ou d'effluents d'élevage

⊗ *Produire du dihydrogène à partir des effluents d'élevage par voie anaérobie et le valoriser énergétiquement, pour limiter les émissions de CH₄ et les émissions de CO₂ issues de la combustion d'énergie fossile. Action non retenue car elle est au stade de recherche pour lever des verrous technologiques, notamment l'instabilité chronique des procédés.*

⊗ *Produire de l'énergie sur l'exploitation par combustion de biomasse pour diminuer les émissions de CO₂ issues de la combustion d'énergie fossile. Action non retenue car en partie couverte par l'action 5 (valorisation énergétique du bois des haies). La production de biomasse dédiée à la production d'énergie est hors du cadre de l'étude.*

⑨ Développer la méthanisation et installer des torchères, pour réduire les émissions de CH₄ liées au stockage des effluents d'élevage. Action retenue.

IV.3. Réduire la consommation d'énergie fossile sur l'exploitation agricole

⊗ Utiliser l'énergie solaire pour sécher naturellement des produits agricoles et diminuer les besoins en énergie pour le séchage post-récolte (ex. diminuer le taux d'humidité du maïs à la récolte). Action non retenue car pour une partie importante de l'assiette l'effet escompté se situe à l'aval de l'exploitation.

⑩ Réduire, sur l'exploitation, la consommation d'énergie fossile des bâtiments et équipements agricoles pour limiter les émissions directes de CO₂. Action retenue.

2.3. Les dix actions instruites

2.3.1. Les actions et les sous-actions

Chaque action, définie par un levier en fonction des ateliers de l'exploitation concernés et des mécanismes ciblés, est divisée en sous-actions correspondant à la déclinaison de cette logique : application à des surfaces ou des cheptels différents, mise en œuvre de différentes techniques contribuant au même objectif... Au total, 26 sous-actions sont ainsi examinées (Tableau 3).

Les potentiels d'atténuation de ces sous-actions sont en règle générale cumulables, dans la mesure où elles portent sur des assiettes différentes (cheptel bovin pour l'une, porcin pour l'autre...), ou sont applicables simultanément à une même assiette (modifications compatibles de la ration des ruminants ou de la fertilisation...). Cette additivité n'est en revanche pas possible lorsqu'il s'agit d'options techniques alternatives qui ne peuvent pas être mises en œuvre simultanément. Dans ce cas, les différentes options techniques sont étudiées, mais seule l'une d'elles est retenue pour les comparaisons entre actions.

2.3.2. Les particularités du processus de sélection des actions et comparaison avec d'autres études

Le processus de sélection dont les résultats sont présentés dans la section précédente induit plusieurs spécificités dans le choix des actions instruites par rapport à d'autres études visant le même objectif mais ayant un cahier des charges différent.

Un processus de réflexion et de débat entre scientifiques de l'INRA et d'autres organismes a permis d'établir une liste réduite de 10 actions d'atténuation applicables, dont le potentiel technique pouvait être renseigné dans le contexte de l'agronomie française et pour lesquelles il existait des données de recherche relativement reconnues. Cette approche est semblable à celle de l'étude irlandaise (Schulte et Donnellan 2012), qui a utilisé le même type de méthode pour établir une MACC concernant 10 mesures d'atténuation (Tableau 4). Cependant, à partir du rapport présenté, il est difficile de déterminer à quel degré de débat scientifique et de consensus est associée l'élaboration de cette liste réduite. La qualité du débat constitue un atout de l'étude française.

Dans les deux cas, le potentiel d'atténuation technique implicitement pris en compte dans l'applicabilité des mesures est limité par la sélection d'une liste réduite de mesures actuellement admises. La MACC du Royaume-Uni est très différente (Moran et al 2008), car elle étudie non seulement des mesures actuellement applicables mais aussi des mesures qui pourraient être mises en œuvre si elles étaient mieux connues (autrement dit, si d'autres recherches étaient entreprises en vue de confirmer les estimations de leur potentiel d'atténuation) et des mesures qui sont actuellement interdites en raison de barrières juridiques. L'étude du Royaume-Uni porte sur une liste réduite de 30 mesures. Si de telles mesures étaient prises en compte, on augmenterait le potentiel technique hypothétique. Il est important de noter que l'étude d'un plus grand nombre de mesures permet de définir les priorités de recherche qu'il convient d'adopter pour élargir le potentiel d'atténuation dans le secteur de l'agriculture.

La présente étude avait pour objectif de déterminer des actions ne modifiant pas ou peu les systèmes de production et suffisamment renseignées pour en chiffrer le potentiel d'atténuation et le coût. Ce critère aboutit par construction à des propositions relativement "conservatrices", puisque les actions actuellement au stade de la recherche ou dont les effets paraissent encore incertains ont été écartées. Ce choix de techniques suffisamment documentées permet en revanche une instruction approfondie et suffisamment précise du potentiel d'atténuation et du coût des actions retenues.

La sélection d'actions reflète également des choix de société, du fait des critères d'applicabilité de l'action (notamment acceptabilité sociale, réglementation en vigueur...) et d'adéquation avec d'autres objectifs majeurs assignés à l'agriculture : orientation des évolutions de l'agriculture vers des modes de production plus économes en intrants et réduisant ses impacts



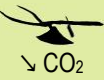







	Actions	Sous-actions
Diminuer les apports de fertilisants minéraux azotés		
 ∨ N ₂ O	① Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse, en les utilisant mieux et en valorisant plus les ressources organiques, pour réduire les émissions de N₂O	A. Réduire la dose d'engrais minéral en ajustant mieux l'objectif de rendement B. Mieux substituer l'azote minéral de synthèse par l'azote des produits organiques C1. Retarder la date du premier apport d'engrais au printemps C2. Utiliser des inhibiteurs de la nitrification C3. Enfourer dans le sol et localiser les engrais
 ∨ N ₂ O	② Accroître la part de légumineuses en grande culture et dans les prairies temporaires, pour réduire les émissions de N₂O	A. Accroître la surface en légumineuses à graines en grande culture B. Augmenter et maintenir des légumineuses dans les prairies temporaires
Stocker du carbone dans le sol et la biomasse		
 ∨ CO ₂	③ Développer les techniques culturales sans labour pour stocker du C dans le sol	3 options techniques : passer au semis direct continu, passer au labour occasionnel, passer au travail superficiel du sol
 ∨ CO ₂ ∨ N ₂ O	④ Introduire davantage de cultures intermédiaires, de cultures intercalaires et de bandes enherbées dans les systèmes de culture pour stocker du carbone dans le sol et limiter les émissions de N₂O	A. Développer les cultures intermédiaires semées entre deux cultures de vente dans les systèmes de grande culture B. Introduire des cultures intercalaires en vignes et en vergers C. Introduire des bandes enherbées en bordure de cours d'eau ou en périphérie de parcelles
 ∨ CO ₂	⑤ Développer l'agroforesterie et les haies pour favoriser le stockage de carbone dans le sol et la biomasse végétale	A. Développer l'agroforesterie à faible densité d'arbres B. Développer les haies en périphérie des parcelles agricoles
 ∨ CO ₂ ∨ N ₂ O	⑥ Optimiser la gestion des prairies pour favoriser le stockage de carbone et réduire les émissions de N₂O	A. Allonger la période de pâturage B. Accroître la durée de vie des prairies temporaires C. Réduire la fertilisation azotée des prairies permanentes et temporaires les plus intensives D. Intensifier modérément les prairies permanentes peu productives par augmentation du chargement animal
Modifier la ration des animaux		
 ∨ CH ₄	⑦ Substituer des glucides par des lipides insaturés et utiliser un additif dans les rations des ruminants pour réduire la production de CH₄ entérique	A. Substituer des glucides par des lipides insaturés dans les rations B. Ajouter un additif (nitrate) dans les rations
 ∨ N ₂ O	⑧ Réduire les apports protéiques dans les rations animales pour limiter les teneurs en azote des effluents et les émissions de N₂O	A. Réduire la teneur en protéines des rations des vaches laitières B. Réduire la teneur en protéines des rations des porcs et des truies
Valoriser les effluents pour produire de l'énergie et réduire la consommation d'énergie fossile		
 ∨ CH ₄	⑨ Développer la méthanisation et installer des torchères, pour réduire les émissions de CH₄ liées au stockage des effluents d'élevage	A. Développer la méthanisation B. Couvrir les fosses de stockage et installer des torchères
 ∨ CO ₂	⑩ Réduire, sur l'exploitation, la consommation d'énergie fossile des bâtiments et équipements agricoles pour limiter les émissions directes de CO₂	A. Réduire la consommation d'énergie fossile pour le chauffage des bâtiments d'élevage B. Réduire la consommation d'énergie fossile pour le chauffage des serres C. Réduire la consommation d'énergie fossile des engins agricoles

Tableau 3. Actions et sous-actions instruites

sur l'environnement (cf. le plan gouvernemental sur l'agroécologie); réticence de la société française vis-à-vis des options "biotechnologiques" en agriculture. *A contrario*, l'étude anglaise privilégie, pour l'élevage, une logique d'intensification de la production par animal (voir point III.1 dans la section précédente) et le recours à des solutions "technologiques" (transgénèse, modifications de la flore du rumen).

Enfin, le processus de pré-sélection choisi a privilégié une entrée sur les critères biotechniques (potentiel d'atténuation) plutôt qu'économiques (les estimations de coût n'intervenant que lors de l'instruction ultérieure). Ce choix pourrait avoir eu pour effet de présélectionner des actions au potentiel d'atténuation *a priori* élevé (sous réserve de vérification) mais qui s'avèreront coûteuses et, à l'inverse, d'écarter des actions peu coûteuses mais au potentiel d'atténuation faible. Par conséquent, la liste des 10 actions retenues ne peut être considérée comme la liste des actions ayant la meilleure efficacité (rapport coût/atténuation) puisqu'elle a été établie à dire d'experts dans un premier temps, principalement sur des critères de potentiel d'atténuation (et non de coût), donc sous réserve des résultats de leur instruction ultérieure.

Il résulte de la démarche mise en œuvre :

- que cette liste n'intègre pas, du fait du nombre volontairement limité d'actions en faisant partie, l'ensemble des actions permettant de réduire les émissions de GES en agriculture et qui auraient été compatibles avec le cahier des charges de l'étude. Un critère essentiel de sélection des actions a été l'assiette concernée, dont dépend fortement l'atténuation attendue à l'échelle du territoire national, ce qui excluait d'emblée des actions portant sur des filières représentant une surface ou un effectif trop faible à l'échelle du territoire français. Cela ne doit pas disqualifier ces actions qui gardent tout leur intérêt à l'échelle de filières ou de régions particulières.
- que certaines actions prometteuses pour l'avenir peuvent avoir été écartées du fait de l'insuffisance des données actuellement disponibles pour calculer, même approximativement, leur potentiel d'atténuation et le coût associé. Pour autant, ces actions pourraient présenter un potentiel d'atténuation important dès lors que les recherches nécessaires auront été conduites.
- que du fait du périmètre de l'étude et des critères d'éligibilité des actions, certains leviers majeurs de maîtrise des émissions de GES par l'agriculture, se situant en amont ou en aval de l'activité agricole, ou supposant une évolution marquée des systèmes de production agricole, de leur localisation ou de leur niveau de production ne sont pas évoqués (par exemple l'évolution des régimes alimentaires, la ré-association agriculture-élevage dans les territoires, etc.)

Tableau 4. Comparaison des actions retenues dans différentes études

France	Irlande	Royaume-Uni
<p>1. Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse, en les utilisant mieux et en valorisant plus les ressources organiques, pour réduire les émissions de N₂O</p> <p>2. Accroître la part des légumineuses en grandes cultures et en prairies temporaires pour réduire les émissions de N₂O</p>	<p>5. Other gains in nitrogen efficiency (incl. use of clover)</p> <p>6. Use of nitrification inhibitors</p>	<p>1. Using biological fixation to provide N inputs (clover)</p> <p>2. Reduce N fertiliser</p> <p>3. Improving land drainage</p> <p>4. Avoiding N excess</p> <p>5. Full allowance of manure N supply</p> <p>6. Species introduction (including legumes)</p> <p>7. Improved timing of mineral fertiliser N application</p> <p>8. Controlled release fertilisers</p> <p>9. Nitrification inhibitors</p> <p>10. Improved timing of slurry and poultry manure application</p> <p>11. Adopting systems less reliant on inputs (nutrients, pesticides etc.)</p> <p>12. Plant varieties with improved N-use efficiency</p> <p>13. Separate slurry applications from fertiliser applications by several days</p>
<p>3. Développer les techniques culturales sans labour pour stocker du carbone dans le sol</p> <p>4. Introduire davantage de cultures intermédiaires, de cultures intercalaires et de bandes enherbées dans les systèmes de culture pour stocker du carbone dans le sol et limiter les émissions de N₂O</p> <p>5. Développer l'agroforesterie et les haies pour favoriser le stockage de carbone dans le sol et la biomasse végétale</p> <p>6. Optimiser la gestion des prairies pour favoriser le stockage de carbone</p>	<p>7. Minimum tillage techniques</p> <p>8. Use of cover crops</p> <p>3. Extended grazing season</p>	<p>14. Reduced tillage / No-till</p>
<p>7. Substituer des glucides par des lipides insaturés et utiliser un additif dans les rations des ruminants pour réduire la production de CH₄ entérique</p> <p>8. Réduire les apports protéiques dans les rations animales pour limiter les teneurs en azote des effluents et réduire les émissions N₂O</p>	<p>1. Accelerated gains in the genetic merit of cows (as measured by the Economic Breeding Index)</p> <p>2. Higher daily weight gain in beef cattle</p>	<p>16. Increasing concentrate in the diet - Dairy</p> <p>17. Increasing maize silage in the diet - Dairy</p> <p>18. Propionate precursors – Dairy</p> <p>19. Probiotics – Dairy</p> <p>20. Ionophores – Dairy</p> <p>21. Bovine somatotropin – Dairy</p> <p>22. Genetic improvement of production - Dairy</p> <p>23. Genetic improvement of fertility - Dairy</p> <p>24. Use of transgenic offsprings – Dairy</p> <p>25. Increasing concentrate in the diet - Beef</p> <p>26. Increasing maize silage in the diet - Beef</p> <p>27. Propionate precursors – Beef</p> <p>28. Probiotics – Beef</p> <p>29. Ionophores – Beef</p> <p>30. Genetic improvement of production - Beef</p>
<p>9. Développer la méthanisation, et installer des torchères, pour réduire les émissions de CH₄ liées au stockage des effluents d'élevage</p> <p>10. Réduire, sur l'exploitation, la consommation d'énergie fossile des bâtiments et équipements agricoles pour limiter les émissions directes de CO₂</p>	<p>4. Manure management</p> <p>9. Bio-fuel/bioenergy crops</p> <p>10. Anaerobic digestion of pig slurry</p>	<p>15. Use composts, straw-based manures in preference to slurry</p>

3. Méthodologie d'analyse des actions

Les 10 actions retenues ont fait l'objet d'un travail collectif de formulation de leur objectif, de délimitation de leur périmètre et, le cas échéant, de décomposition en sous-actions correspondant au grain permettant de réaliser les calculs d'atténuation et de coût.

Cette partie présente de manière détaillée la méthodologie appliquée à l'instruction des actions. Le périmètre d'analyse des actions y est précisé (éléments pris en compte dans les calculs d'atténuation et de coûts). La situation de référence par rapport à laquelle les actions sont comparées y est définie. Les méthodes de calcul mises en œuvre sont explicitées (calcul de l'atténuation, du coût, de l'assiette et de la cinétique de diffusion de l'action à l'échelle de la France). Enfin la nature et la source des différentes données mobilisées pour réaliser ces calculs sont présentées.

3.1. Variables calculées et situation de référence

3.1.1. Les variables calculées

Le potentiel d'atténuation et le coût associés aux actions proposées ont été calculés en distinguant plusieurs étapes :

- 1- évaluation du potentiel unitaire d'atténuation des émissions de GES (par animal, par hectare...),
- 2- évaluation du coût unitaire,
- 3- combinaison des valeurs unitaires pour obtenir l'efficacité unitaire de l'action (coût de la tonne de CO₂e évité),
- 4- évaluation de l'assiette (nombre d'unités, animaux, hectares, concernés) et d'un scénario d'atteinte de cette assiette,
- 5- combinaison des valeurs unitaires et de l'assiette pour obtenir une évaluation à l'échelle du territoire national et sur la période 2010-2030.

Pour rendre compte des incertitudes associées aux calculs, des "fourchettes" (valeur basse, valeur haute) sont indiquées pour les principales variables calculées

Ces calculs ont été effectués à l'échelle des sous-actions, puis agrégés par action lorsque les sous-actions sont cumulables.

3.1.2. Situation de référence

3.1.2.1. Emissions de référence et scénario de base

Les potentiels d'atténuation et les coûts associés doivent nécessairement se mesurer relativement à une situation de référence. L'objectif étant ici d'estimer l'atténuation potentielle d'ici à 2030, il convient de se référer à la situation qui aurait prévalu sans incitations ni mesures supplémentaires d'atténuation dirigées vers les émissions du secteur agricole. Deux éléments doivent être distingués à ce niveau : le choix des *émissions de référence* et celui du *scénario de base* (ou « *sans mesures additionnelles* » dans la terminologie de la CCNUCC (Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques), c'est-à-dire avant mise en œuvre des actions d'atténuation). Comme on le verra dans cette section, ces deux choix ne sont pas forcément indépendants.

Le choix des émissions de référence relève principalement d'une convention de calcul. Il consiste à déterminer les émissions (notées \hat{E}_t) par rapport auxquelles sont calculés les potentiels d'atténuation sur l'horizon considéré pour chaque année $t = 2010, \dots, 2030$. Les réductions d'émissions sont alors simplement définies comme la différence $\hat{E}_t - E_t$ où E_t représente les émissions à la date t une fois pris en compte l'effet des mesures d'atténuation.

Le choix de la référence en termes d'émissions est parfois source de confusion dans la comparaison des travaux existants. Selon les études en effet, cette référence peut être *statique* ou *dynamique*. Dans le premier cas, les émissions de référence sont simplement fixées à leur niveau observé à une date donnée (par exemple $\hat{E}_t = E_{2010}$). Dans le second, elles peuvent évoluer au cours du temps en fonction des hypothèses qui définissent le scénario de base. Le choix d'une référence dynamique permet de neutraliser l'effet de changements exogènes qui seraient advenus sans mesures additionnelles d'atténuation (par exemple dû à la croissance démographique ou à un progrès technique indépendant des politiques d'atténuation). Dans le cas d'une référence dynamique, l'interprétation des résultats nécessite de connaître les hypothèses sous-tendant le scénario de base. Le choix d'une référence statique permet de s'affranchir de la dépendance des calculs d'atténuation à ces hypothèses.

Le choix du scénario de base a des implications importantes tant pour le calcul des potentiels d'atténuation que pour celui des coûts qui y sont associés. Outre les paramètres sous-tendant le calcul des émissions (variables d'activité et facteurs

d'émission), le calcul des coûts d'atténuation nécessite de disposer des valeurs futures des revenus et des coûts associés aux activités agricoles en l'absence de politique d'atténuation. Cela requiert, en particulier, de mobiliser des trajectoires de prix des produits et des facteurs de production et de productivité. Ces trajectoires doivent résulter de *projections* intégrant l'effet des mesures déjà en place (éventuellement aussi de celui des mesures déjà décidées et dont la mise en œuvre est prévue à une date future) et de paramètres exogènes concernant des variables susceptibles d'évoluer indépendamment de toute mesure additionnelle d'atténuation. De telles projections peuvent être obtenues soit à partir de simulations de modèle économique (par exemple le modèle FAPRI-Ireland dans Schulte et al, 2012), soit à partir d'un jeu d'hypothèses *ad hoc* basées sur des analyses prospectives (McKinsey & Co, 2008 ; Moran et al, 2010). Dans tous les cas, ces projections doivent constituer un tout cohérent assurant notamment la disponibilité des ressources utilisées et la compatibilité entre évolutions des prix et équilibre offre/demande sur l'ensemble des marchés. En outre, les paramètres qu'elles renseignent doivent être disponibles à une échelle, une résolution et un horizon temporel compatibles avec les calculs menés au niveau de chaque action.

3.1.2.2. Projections disponibles

La plupart des exercices de prospective sur les émissions de GES se concentrent principalement sur les émissions de CO₂ des secteurs de l'énergie et des transports (Mathy et al., 2010). Parmi ceux qui examinent explicitement les émissions du secteur agricole, les projections menées par SOLAGRO (2011) et le Centre d'Analyse Stratégique (2012) s'inscrivent dans l'objectif de division par quatre des émissions totales françaises à l'horizon 2050. Outre le fait qu'ils se situent sur un horizon sensiblement plus long que celui qui nous intéresse ici, ces deux exercices ne fournissent pas de projections des données nécessaires au calcul des coûts d'atténuation (notamment prix des produits et des intrants). De plus, l'ampleur des réductions des émissions agricoles françaises examinées implique la mise en œuvre d'instruments de régulation des émissions. Les scénarios examinés ne peuvent donc s'apparenter à un scénario de référence "sans mesures additionnelles".

Les projections fournies par Vert et Portet (2010) se situent à un horizon compatible avec celui de la présente étude (2030). Les quatre scénarios examinés d'évolution du secteur agricole français à l'horizon 2030 sont assez contrastés et résultent de combinaisons de jeux d'hypothèses en fonction du contexte international, des politiques agricoles, des évolutions de la demande, etc. Les conséquences en termes de consommation d'énergie et d'émissions de GES (directes et indirectes) du secteur agricole y sont quantifiées à l'aide de l'outil Climaterre. Néanmoins, là encore, aucun des scénarios examinés ne peut être vraiment interprété comme un scénario « sans mesures additionnelles », chacun combinant différents éléments de rupture peu compatibles avec une projection de type *business-as-usual*.

De Cara, Thomas et al. (2008) et Forslund et al. (2009) utilisent plusieurs scénarios d'évolution, dont un scénario de « référence » qui pourrait s'apparenter plus aisément à un « scénario sans mesures additionnelles ». Les prix agricoles (produits et intrants) sont tirés de simulations d'un modèle d'équilibre général qui intègre l'effet du contexte macro-économique et des politiques agricoles et commerciales indépendamment de politiques d'atténuation. Ils sont ensuite introduits dans un modèle d'offre du secteur agricole qui détermine les variables d'activité et en déduit les émissions du secteur à une résolution régionale. Dans ces deux travaux, les émissions agricoles sont influencées par les modifications dans l'allocation des sols dues aux changements dans le secteur forestier et/ou le développement des cultures dédiées à la production de biomasse énergétique, deux éléments qui ont été délibérément écartés du périmètre de la présente étude. En outre, les hypothèses retenues dans cet exercice datant de 2007-2008, elles n'apparaissent plus vraiment adaptées à la situation présente. Enfin, ces projections ne sont disponibles qu'à l'horizon 2020.

3.1.2.3. Justification et discussion des choix effectués

Le choix fait pour la présente étude a été celui d'une référence statique historique. Tous les potentiels d'atténuation sont ainsi calculés relativement aux émissions de référence pour l'année 2010. Ce choix nous permet de nous référer aux émissions et aux méthodes de calculs des derniers inventaires disponibles publiés par le CITEPA (CITEPA, 2012). En outre, l'année 2010 a l'avantage de n'être pas une année trop "atypique" dans la période récente.

L'établissement d'un jeu de projections correspondant au scénario « sans mesures additionnelles » dépasse le cadre de la présente étude. Aucune des projections disponibles ne remplissant l'ensemble des critères requis (disponibilité et complétude des données à l'horizon et la résolution nécessaire, cohérence d'ensemble, absence de mesures d'atténuation), il a été décidé d'examiner les conséquences des actions d'atténuation à l'aune de la situation prévalant en 2010.

Ce choix a trois avantages principaux. En premier lieu, il permet de s'appuyer sur des données accessibles constituant une base solide et complète pour l'instruction des actions et limitant le nombre d'hypothèses nécessaires. De plus, il assure par construction une cohérence d'ensemble entre les assolements, les volumes de production et de consommation et le système de prix, et donc entre les actions examinées. Enfin, dans un contexte de fortes incertitudes sur les options qui seront retenues en matière de politique agricole, il permet de ne pas ajouter à l'incertitude qui entoure l'effet propre des

mesures d'atténuation à celle inhérente à la construction du scénario de référence. Il facilite ainsi l'interprétation et la communication des résultats.

Ce choix requiert toutefois quelques précautions dans l'interprétation des résultats. Il est clair que le contexte de 2030 – même sans mesures additionnelles d'atténuation – sera différent de celui de 2010. Il faut donc comprendre les potentiels et les coûts d'atténuation contenus dans ce rapport comme l'effet des mesures d'atténuation examinées à *contexte technologique et système de prix constants*.

Compte tenu des évolutions projetées par les exercices mentionnés ci-dessus, il est vraisemblable que ce choix est conservateur en termes de potentiel d'atténuation. Aucun des scénarios identifiés ne projette en effet d'augmentation des émissions du secteur agricole français. Il est donc envisageable que des changements (indépendants de toute politique d'atténuation) dans le contexte technique et économique des exploitations entre 2010 et 2030 contribuent à ce que la baisse effective des émissions soit encore plus marquée entre 2010 et 2030. L'effet sur les coûts et le classement des actions est plus ambigu et devra faire l'objet d'analyses de sensibilité.

3.2. L'estimation du potentiel d'atténuation des émissions des actions

3.2.1. Le périmètre et les émissions prises en compte

Les actions et sous-actions sélectionnées pour faire l'objet d'une instruction approfondie l'ont été au titre d'une atténuation attendue des émissions de GES intervenant sur l'exploitation agricole. La mise en œuvre de cette action ou sous-action est cependant susceptible, du fait d'une modification des intrants utilisés ou des produits issus de l'activité agricole concernée, de modifier les émissions à l'amont et à l'aval de l'exploitation. La question qui se pose alors est celle de la délimitation du système sur lequel vont porter les calculs d'atténuation. Plusieurs démarches d'évaluation des émissions de GES liées à l'activité agricole existent, qui se distinguent surtout par le périmètre du système considéré (GES'TIM, 2010). Deux approches sont classiquement mises en œuvre :

- l'approche de type "source-puits", qui répertorie et quantifie les émissions nettes intervenant physiquement sur un territoire clairement délimité (par exemple une exploitation agricole, ou le territoire national), sans considérer les émissions liés à la fabrication à l'amont ou au devenir à l'aval de biens ou services utilisés ou produits sur ce territoire dès lors que ces émissions ont lieu physiquement à l'extérieur de celui-ci. L'inventaire national des émissions de GES, réalisé par le CITEPA, correspond à ce type d'approche. Les émissions intervenant sur le territoire national sont inventoriées et quantifiées, puis agrégées par grand secteur d'activité, dont l'agriculture.
- l'approche de type "analyse cycle de vie" (ACV), qui évalue les impacts environnementaux (dont la contribution au réchauffement global via l'émission de GES) d'un système à l'origine d'un produit ou d'un service, depuis l'extraction des matières premières nécessaires à la fabrication du produit jusqu'à son traitement en fin de vie. Développée pour l'industrie dans les années 70 (Hunt et al., 1974), cette approche a été normalisée (normes ISO 14040 à 14045, 2006), et est utilisée dans le domaine agricole depuis les années 90 (Brentrop et al., 2001). Elle est la méthode de référence pour l'affichage environnemental des produits, destiné à sensibiliser les consommateurs sur les impacts environnementaux des produits qu'ils achètent. Les approches de type "empreinte carbone" s'apparentent à l'ACV, mais en privilégiant l'impact sur le changement climatique (les émissions sont exprimées en équivalent CO₂), contrairement à l'ACV qui est multicritère.

Bien qu'elles puissent être mises en œuvre pour des problématiques communes (par exemple l'analyse des conséquences de l'activité agricole sur les émissions de GES), ces deux approches apportent des réponses à des questions clairement distinctes, puisque le contour des systèmes considérés diffère radicalement. Elles sont complémentaires, mais pas facilement interopérables.

L'approche de type "source-puits" est plus facile à mettre en œuvre dans la mesure où elle s'intéresse aux émissions intervenant sur un périmètre géographique délimité. Elle a été retenue pour beaucoup d'études visant à évaluer les conséquences de scénarios d'évolutions de l'agriculture sur les émissions de GES. Sa limite dans le cadre d'une étude telle que celle mise en œuvre ici est qu'elle ne considère pas les émissions induites à l'amont et/ou l'aval du périmètre défini. Si celui-ci est le territoire national, ou la part de celui-ci dédié à l'activité agricole, cela a du sens dans le cadre d'un objectif de réduction des émissions au sens de l'inventaire national en vue du respect d'engagements internationaux. Se limiter à cette approche devient cependant rapidement contestable si les actions proposées pour réduire les émissions sur le territoire national se traduisent par une augmentation des émissions à d'autres endroits du globe, du fait par exemple de changements induits d'affectation des terres. Une vision plus large est nécessaire dans le contexte de la problématique des gaz à effet de serre et du changement climatique qui sont des problématiques globales par essence.

A l'inverse l'approche de type "analyse cycle de vie" considère l'ensemble des émissions liées à l'élaboration d'un produit ou d'un service quel que soit l'endroit du globe où elles se produisent. Cette vision "filière" plutôt que "territoriale" a cependant l'inconvénient dans l'état actuel de la méthode de mal relier l'impact d'une activité avec le contexte territorial dans laquelle elle est mise en œuvre. Elle se heurte à de nombreuses difficultés théoriques et méthodologiques, liées notamment aux échelles d'espace et de temps considérées et à la délicate question de "l'allocation" des émissions et donc des impacts aux différents produits issus d'une activité. Cette approche fait l'objet d'un effort de recherche actif.

Dans le cadre de cette étude, une analyse de type "source-puits", mise en œuvre aussi pour l'inventaire national des émissions de GES, a été privilégiée. Le périmètre des systèmes considérés, les postes d'émission renseignés et les modalités de calcul des atténuations escomptées ont été choisis de telle sorte qu'il soit possible de se référer aux catégories d'émissions et aux valeurs calculées dans le cadre de l'inventaire.

Ces calculs ont cependant été complétés par des informations sur les modifications importantes des émissions induites à l'amont et à l'aval du système considéré. Sans viser l'exhaustivité et la précision d'une approche de type ACV, ces informations permettent de discuter les limites du chiffrage réalisé selon la méthodologie "source-puits", notamment dans le cas où ces effets induits sont importants.

Dans cette logique, deux types de modifications des émissions ont été distinguées (figure 3, encadré 1, section 2.1.2) :

- les modifications des émissions **intervenant sur le périmètre de l'exploitation agricole** (dites **émissions directes**) et **dans les espaces qui lui sont physiquement liés** (dites **émissions indirectes**). Les émissions directes sont les émissions nettes de N₂O, CH₄ et CO₂ (incluant les émissions de CO₂ liées à l'utilisation d'énergies fossiles sur l'exploitation et les variations de stock de carbone dans les sols et la biomasse) intervenant sur le périmètre de l'exploitation. Les émissions indirectes dans les espaces physiquement liés à l'exploitation agricole sont par exemple les émissions de N₂O intervenant à l'aval des exploitations agricoles (fossés, zones humides...) après lixiviation des ions nitrates (NO₃⁻) ou volatilisation d'ammoniac (NH₃) et transformations ultérieures dans le cadre de la cascade de l'azote (Galloway et al., 2003, 2008). Le regroupement (en les distinguant) de ces deux catégories d'émissions a été fait dans un souci de cohérence avec l'inventaire national, puisque ces deux catégories d'émissions sont comptabilisées dans les émissions agricoles (catégorie 4D).

- celles affectant les émissions **induites à l'amont ou à l'aval de l'exploitation**, du fait de la mise en œuvre de l'action proposée. A l'amont, il s'agit par exemple des émissions de CO₂ liées à l'énergie consommée pour la fabrication des engrais minéraux azotés ou des aliments du bétail achetés. A l'aval, ce sont par exemple les émissions de CO₂ évitées grâce à l'énergie produite sur l'exploitation (cas de la méthanisation) et valorisée à l'extérieur.

Les modifications des émissions directes et indirectes ont été inventoriées et chiffrées le plus précisément possible ; celles induites à l'amont ou à l'aval de l'exploitation ont été inventoriées et chiffrées lorsqu'elles étaient majeures en utilisant des valeurs de référence disponibles dans des bases de données (voir section suivante).

3.2.2. Le mode de calcul du potentiel unitaire

Les étapes de calcul du potentiel d'atténuation unitaire ont été les suivantes :

- l'identification du sous-système de l'exploitation agricole concerné par l'action ou, le plus souvent, la sous-action (surface cultivée, atelier animal, etc.),
- l'inventaire de tous les postes émetteurs de GES qui sont modifiés par l'action ou la sous-action, et les gaz concernés (CO₂, CH₄, N₂O), en les distinguant selon les 2 grandes catégories indiquées dans la section 3.2.1. : émissions intervenant sur l'exploitation agricole (émissions directes) ou dans les espaces qui lui sont physiquement liés (émissions indirectes); émissions induites à l'amont ou à l'aval.

L'unité choisie pour exprimer le potentiel unitaire est adaptée à la nature de l'action (émission par hectare, par animal, par unité de masse d'effluent ou de surface de bâtiment...). Les émissions de N₂O et de CH₄ sont exprimées en "équivalent CO₂" (CO₂e), en tenant compte de leur pouvoir de réchauffement global (PRG).

Pour les émissions correspondant à la première catégorie (**émissions directes et indirectes**), une quantification aussi précise que possible a été faite pour l'ensemble des postes émetteurs modifiés et l'ensemble des gaz (différence entre les émissions avec action et les émissions sans action). Deux calculs ont été effectués :

- un calcul utilisant la méthode, les équations et les paramètres utilisés pour l'inventaire national des émissions 2010 réalisé par le CITEPA, conformément aux lignes directrices du GIEC publiées en 1996. L'intérêt de ce premier calcul est de pouvoir

se référer aux valeurs d'émission de l'inventaire 2010, et resituer les atténuations calculées dans ce cadre, sans que la comparaison soit biaisée par les modalités de calcul. Sa très forte limite est que dans certains cas, les équations mises en œuvre ne permettent pas, par construction, de rendre compte de l'atténuation escomptée de certaines actions (cas des actions portant sur le non-labour, ou l'alimentation animale par exemple) ; Par souci de conformité avec l'inventaire CITEPA, ce calcul a été effectué avec les valeurs de PRG issues du second rapport du GIEC (PRG_{CH4} = 21 et PRG_{N2O} = 310) ;

- un calcul, proposé par les experts ayant instruit l'action (ci-après noté calcul "expert"), correspondant à ce que l'on peut faire de mieux compte tenu de l'état des connaissances et des références disponibles dans la littérature. Dans certains cas, il peut s'agir d'un calcul conforme aux lignes directrices publiées par le GIEC en 2006-2007, ou qui s'en inspire partiellement. Il peut aussi s'agir d'un calcul plus élaboré, basé sur le travail bibliographique réalisé par les experts. L'intérêt de ce deuxième calcul est qu'il permet d'évaluer l'atténuation escomptée liée à la mise en place des actions proposées le plus justement possible en l'état actuel des connaissances. Dans la mesure où les données le permettent, les estimations tiennent compte de la diversité des situations, en distinguant par ex. des classes de prairies sur une base régionale, ou des catégories d'animaux selon leur régime alimentaire. Ce second calcul présente l'intérêt d'évaluer l'atténuation escomptée des actions le plus justement possible, mais rend délicates les comparaisons avec les émissions calculées dans l'inventaire. Ce calcul "expert" a été réalisé avec les valeurs de PRG actualisées en 2006 (PRG_{CH4} = 25 et PRG_{N2O} = 298).

Pour les émissions correspondant à la deuxième catégorie (modifications **d'émissions induites à l'amont et à l'aval**), la quantification n'a été faite que pour les postes d'émissions les plus importants et modifiés de façon majeure, pour lesquels les ordres de grandeur des modifications d'émission impliquées étaient de nature à relativiser les conclusions issues des calculs réalisés sur les seuls postes d'émission correspondant à la première catégorie. Ces modifications induites à l'amont et à l'aval ont été estimées en utilisant des facteurs d'émissions standards liés à des produits ou services, provenant de bases de données de référence. Sauf cas particulier, les bases de référence utilisées ont été la Base Carbone® de l'Ademe pour les données générales (<http://www.basecarbone.fr/>), et la base de données Dia'terre®-Ges'tim pour les données agricoles. Pour ces émissions induites amont aval, il ne s'agit donc ni d'une évaluation exhaustive des postes d'émissions modifiés comme l'exigerait une ACV complète, ni d'une évaluation tenant compte des circuits réels d'approvisionnement des exploitations agricoles ou de transformation des produits puisque seules des valeurs de référence standards ont été utilisées.

Pour les actions donnant lieu à une atténuation des émissions reproductible annuellement (fertilisation, alimentation animale...), le potentiel d'atténuation unitaire a été exprimé en tCO_{2e} par unité et par an. Pour les actions donnant lieu à une cinétique d'atténuation au cours du temps (actions visant un stockage accru de carbone dans le sol ou la biomasse arborée) la durée relativement courte de la période considérée (20 ans) a permis d'effectuer une approximation linéaire des valeurs d'atténuation. Comme les précédentes, celles-ci ont donc également été exprimées en quantités constantes de CO_{2e} par unité et par an, ce qui facilite la comparaison entre actions. Bien entendu le caractère pérenne ou non de l'atténuation annuelle calculée au-delà de la période de 20 ans considérée pour cette étude a été indiqué pour chacune des actions.

3.3. L'estimation du coût des actions

3.3.1. Le périmètre et la nature des coûts pris en compte

Pour chaque (sous-)action est calculé la perte ou le gain pour l'agriculteur du fait des modifications techniques qu'il met en œuvre sur son exploitation. Cependant, le développement d'une action nécessite la mise en œuvre de mesures incitatives et réglementaires (réglementation, taxation, subvention...) qui peuvent constituer un coût pour la puissance publique ou des organismes semi-publics, privés ou associatifs (pour les étapes de conception, mise en œuvre, suivi, évaluation), mais aussi pour les agriculteurs eux-mêmes (temps passé pour s'informer, se former, remplir des documents administratifs...). Ces coûts sont appelés coûts de transaction et doivent normalement être inclus dans le coût total d'une politique pour en évaluer l'efficacité. Les premiers constituent des coûts de transaction publics ; ils ne sont pas calculés dans cette étude car ils sont largement fonction de l'instrument incitatif ou réglementaire choisi, dont la détermination ne fait pas l'objet de cette étude ; les seconds correspondent aux coûts de transaction privés ; ils dépendent également de l'instrument incitatif choisi mais dans une moindre mesure ; ils ont été estimés afin de compléter le calcul du coût pour l'agriculteur.

Les coûts (positifs ou négatifs) calculés pour les agriculteurs correspondent à des coûts unitaires **moyens** pour la "ferme France", et non à des coûts marginaux ou coûts d'opportunité de la dernière exploitation mettant en œuvre une action donnée. Ils sont calculés sans ré-optimisation des systèmes de production et sans considérer les répercussions indirectes que pourraient avoir les actions sur le fonctionnement des exploitations, les équilibres macroéconomiques à l'échelle de la France (modification de la ration du cheptel français, réorientation de la production végétale et donc effet sur les rapports de prix des produits agricoles), ou le comportement des agriculteurs (ré-ajustement des pratiques en réponse à la mise en place de l'action et ainsi réduction possible de certains manques à gagner).

3.3.2. Le mode de calcul des coûts unitaires

Par cohérence avec le scénario de base retenu, le système de prix utilisé est considéré comme exogène et correspond aux prix des intrants et extrants de l'année 2010. Pour chaque (sous)-action, les coûts considérés sont la perte ou le gain pour l'agriculteur, et les coûts de transaction privés pour l'agriculteur.

• **La perte ou le gain pour l'agriculteur** est exprimée en euros par an et par hectare de culture, tête de cheptel ou exploitation et considère :

- l'augmentation ou la diminution des charges variables (engrais, pesticides, aliments du bétail, travail, prestations par des tiers...),
- l'augmentation ou la diminution des rendements (lait, viande, culture) et donc des revenus associés,
- les pertes de revenu dues au changement d'activité (substitution de cultures par ex.),
- l'éventuelle création d'un nouveau revenu (rachat par EDF d'électricité produite par ex.),
- les investissements clairement identifiés (achat d'un méthaniseur...).

Cette perte ou ce gain incluent les subventions lorsqu'elles sont indissociables du prix payé ou reçu par l'agriculteur (prix de rachat subventionné de l'électricité produite par méthanisation, subventionné à hauteur de 0.8 €/MWh¹³, mais variant selon les années ; prix des carburants agricoles bénéficiant d'une défiscalisation à hauteur de 42,18 €/hectolitre). Il ne prend pas en compte les droits à paiement unique (DPU), les aides PAC couplées, ni les subventions optionnelles souvent d'origine locale. Le coût, qui permet d'étudier les actions dans le contexte de référence de 2010, est toutefois enrichi par un calcul sans subvention dans les cas où celle-ci modifie les résultats de façon majeure, ce qui permet une comparaison sans prise en compte des incitations déjà en place.

Les calculs diffèrent entre : d'une part les actions "annuelles", pour lesquelles les coûts et les gains se répètent à l'identique chaque année (l'ajustement de la fertilisation, par ex.), et d'autre part les actions nécessitant un investissement initial et ayant des coûts ou des revenus non réguliers ou différés (par exemple l'agroforesterie ou la méthanisation des effluents).

- Pour évaluer les coûts et les gains éventuels associés à la mise en œuvre d'une **action « annuelle »**, les modifications engendrées par celle-ci au niveau de l'exploitation ont été listées, par rapport à la situation ou à la pratique de référence. Après avoir quantifié ces modifications en unités par hectare, tête ou exploitation ($Q_{m,t}$), un prix unitaire leur a été associé (en €/unité) pour calculer le coût de l'action (CA) en € par an et par hectare, tête ou exploitation. Selon que la modification correspond à une dépense ou à un revenu, le prix indiqué est positif ou négatif. Ainsi, si CA est positif l'action coûte de l'argent à l'exploitant, tandis que si CA est négatif elle génère un revenu.

$$CA_t^{unitaire} = \sum_{m=1}^M Q_{m,t} * prix_{m,t}$$

Avec :

- $t \in [0, T]$ le temps et T la durée de l'action (correspondant par exemple à la durée de vie d'un méthaniseur)
- $m \in [0, M]$ les modifications techniques engendrées par l'action

- Dans le cas des **actions nécessitant un investissement initial et ayant des coûts ou des revenus non réguliers ou différés dans le temps**, est calculé la perte ou gain unitaire constant qui, sur la durée de l'action, serait équivalent pour l'agriculteur (annuité constante équivalente). Dans un premier temps est calculée la valeur actuelle nette associée à l'action (VANA), ce qui permet d'obtenir l'annuité constante équivalente sur la durée de l'action (ACEA), qu'il est possible de comparer aux coûts unitaires d'autres actions.

Ce calcul nécessite l'utilisation d'un taux d'actualisation dont le choix est difficile et controversé compte tenu de la stagnation de la croissance qui semble durable. Le taux retenu est celui de 4%, proposé par le Centre d'analyse stratégique (devenu Commissariat général à la stratégie et à la prospective) et mentionné par le Commissariat général au développement durable (CGDD).

$$VANA = \sum_{t=0}^T \frac{\sum_{m=1}^M Q_{m,t} * prix_{m,t}}{(1+i)^t} = \sum_{t=0}^T \frac{CA_t^{unitaire}}{(1+i)^t}$$

Avec :

- $t \in [0, T]$ le temps et T la durée de l'action (correspondant par exemple à la durée de vie d'un méthaniseur)
- $m \in [0, M]$ les modifications techniques engendrées par l'action
- i le taux d'actualisation

¹³ Le tarif de rachat en 2010 était de 0.13 €/kWh alors que le "prix de gros" était d'environ 0.05 €/kWh.

$$ACEA = VANA * \frac{i}{1 - \frac{1}{(1+i)^T}}$$

• **Les coûts de transaction privés** pour l'agriculteur (CTP) correspondent en général au temps passé pour la mise en œuvre de la mesure (recherche d'informations, documents administratifs à remplir...). En raison des effets d'apprentissage, ces coûts tendent à diminuer au fil du temps, les exploitants agricoles tirant parti des expériences antérieures similaires (Dupraz et al. 2003, Ducos et al. 2009). Une approximation de ces coûts a été obtenue en adaptant des résultats d'une étude proposant une formule d'estimation basée sur la mise en œuvre des mesures agro-environnementales.

Le tableau 5 détaille les principaux postes de coûts de transaction tout au long de la vie d'une mesure agri-environnementale (MAE). Selon les opérations administratives concernées, ces coûts sont fixes ou variables avec le nombre de contractants pour les organismes administrateurs ou avec le nombre d'unité sous contrat au niveau des exploitations agricoles.

Tableau 5. Catégories de coûts de transaction des MAE (adapté de Falconer et al., 2001)

Catégories principales	Sous-catégories : opérations administratives	Coûts des organismes administrant les MAE		Coûts au niveau de l'exploitation agricole	
		Coûts fixes par mesure	Coûts variables avec le nombre de participants	Coûts fixes par mesure	Coûts variables avec le nombre d'unités sous contrats (ha, UGB, etc.)
Information	- analyse de l'objet et de la cible de la mesure dans son contexte géographique	√			
Elaboration	- élaboration du cahier des charges et définition de l'éligibilité - tests et finalisation de la mesure	√ √			
Mise en oeuvre	- promotion de la mesure auprès des agriculteurs éligible - instruction et négociation des contrats, renégociations et avenants - administration des contrats: suivi et paiements,	√	√ √ √	√ √ √	√
Contrôle et sanction	- vérification de la conformité des documents contractuels et inspections sur place		√	√	√
Evaluation	- suivi environnemental et financier, évaluation	√			

Dans cette étude les CTP ont été estimés pour chaque sous-action à l'aide d'un modèle issu du projet européen ITAES (Integrated Tools to design and implement Agro-Environmental Schemes), visant à améliorer l'élaboration et la mise en œuvre des mesures agro-environnementales (MAE). Ce projet a mesuré directement les coûts de transaction chez les agriculteurs ayant adopté une MAE, et indirectement au travers de l'analyse de l'adoption de ces mesures. Il a mis en évidence le poids des CTP dans le coût total du respect des mesures adoptées, et l'importance de leur anticipation par l'agriculteur dans la décision de ne pas adopter une MAE. Nous avons estimé les CTP des sous-actions comme si elles étaient mises en œuvre via une MAE. Néanmoins, quelle que soit la modalité de mise en œuvre, il y a toujours des CTP.

Le modèle élaboré pour estimer les CTP tient compte du niveau de formation générale du chef d'exploitation et de la taille de la production brute standard (PBS) concernée par la mesure ; les CTP diminuent quand le niveau de formation et la taille de la PBS augmentent. Ce modèle a été employé pour estimer le CTP moyen sur l'ensemble des exploitations puis par unité d'assiette, pour chaque sous-action. Les données de la base RICA 2010 (micro-données en ligne) ont été utilisées pour sélectionner les exploitations présentant des caractéristiques pertinentes pour l'action et calculer la PBS concernée par cette dernière. Cette méthode fournit une approximation grossière des CTP, tous les critères de sélection des exploitations n'étant pas renseignés dans le RICA d'une part, et toutes les actions n'appartenant pas au domaine de validation de la formule d'autre part. Il est toutefois intéressant de les prendre en compte, car ils peuvent être décisifs dans l'adoption, ou non, de certaines actions.

Nous avons utilisé la formule ci-dessous, adaptée des résultats du projet européen ITAES (FP6), pour approximer les coûts de transaction privés des actions. Elle intègre à la fois les coûts de transaction fixes et variables. Pour l'utiliser, il suffit d'exprimer l'ampleur de l'action en PBS2007, en utilisant le tableau joint en annexe fourni par le Ministère de l'agriculture. Ensuite les euros 2005 peuvent être convertis en euros 2010. Cette formule ne fournira bien sûr qu'une approximation très grossière des coûts de transaction privés.

In (coût de transaction par € de PBS2007 en euros 2005) = Avec :
• In : logarithme népérien

5,903 - 1,1*(dummy études supérieures au bac) - 1,033*ln(taille de la production en € de PBS2007 concernée par la mesure).

- PBS2007 : production brute standard (règlement (CE) N°1242 /2008 du 8 décembre 2008)
- 5,903 : constante ajustée pour le cas français représenté par la Basse-Normandie (Arnaud et Dupraz, 2006)

En annexes sont données la description détaillée des coûts de transactions, de leurs composantes et déterminants (annexe 5), et la méthode sur laquelle se base la formule de calcul que nous utilisons ci-dessus (annexe 6).

3.4. L'estimation du potentiel de diffusion des actions à l'échelle de la France et à l'horizon 2030

3.4.1. La détermination de l'assiette de l'action

Concernant l'assiette, deux grandeurs sont distinguées :

- **l'assiette théorique (AT)**, correspondant à l'assiette sur laquelle l'action peut être appliquée si l'on ne tient pas compte d'éventuels obstacles techniques pouvant s'y opposer. Par exemple pour une action sur l'alimentation des ruminants, l'assiette théorique est l'effectif total des cheptels de ruminants ; pour une action sur le non-labour, l'assiette théorique va être la totalité de la surface cultivée labourée ;

- **l'assiette maximale technique (AMT)**, inférieure à la précédente, sur laquelle l'action peut effectivement mise en œuvre dans des conditions techniquement acceptables, ni effet secondaire défavorable. Pour une action portant sur l'alimentation animale, l'assiette maximale technique va être par exemple limitée à certaines catégories d'animaux dont le régime alimentaire permet la mise en œuvre de l'action proposée dans des conditions techniquement acceptable par l'éleveur. Pour une action sur le non-labour ces différentes restrictions conduisent à soustraire de l'assiette du semis direct certains types de culture ou de sol : les plantes sarclées (qui nécessitent un travail du sol) et les sols hydromorphes (dont les émissions de N₂O augmentent en non-labour).

Autant que faire se peut, l'assiette maximale technique a été déterminée en faisant intervenir des critères uniquement techniques. Il ne s'agit pas d'une prévision de ce que sera la diffusion de l'action, dont on sait qu'elle dépendra de nombreux facteurs (contexte économique, résistance au changement des acteurs, etc.), mais d'un objectif qu'on considère atteignable d'un point de vue technique, dont on a chiffré le potentiel d'atténuation qu'il représenterait s'il était atteint et le coût pour l'atteindre. Pour certaines actions dont on sait que la diffusion sera forcément lente et ne permettra pas d'atteindre l'assiette maximale technique en 2030 (ex l'agroforesterie), l'estimation de l'AMT a été complétée par une (ou plusieurs) hypothèse(s) sur le pourcentage de cette AMT pouvant être raisonnablement atteint en 2030. (cf. infra).

3.4.2. Le scénario de diffusion de l'action

Le développement de l'action à l'échelle de la France s'apparente au phénomène de diffusion d'une innovation, dont il est montré par des travaux sur le secteur agricole que la vitesse, d'abord lente, augmente ensuite rapidement avant de ralentir et de s'annuler lorsque la diffusion est maximale (courbe sigmoïde). Le choix pour chaque (sous-)action d'un scénario de diffusion selon cette cinétique revient à déterminer quatre caractéristiques (Figure 11) :

- la situation de référence en 2010 (action X déjà mise en œuvre sur une partie de l'assiette, actions Y et Z marginales en 2010) ;
- le pourcentage de l'AMT pouvant raisonnablement être atteint en 2030 (action Z atteignant 60% de l'AMT en 2030) ;
- le moment où l'action commence effectivement à se développer (démarrage de la diffusion dès 2010 pour les actions X et Y, en 2018 pour Z) ;
- le moment où l'action atteint son maximum de diffusion (maximum atteint en 2030 pour les actions X et Y, dès 2028 pour Z).

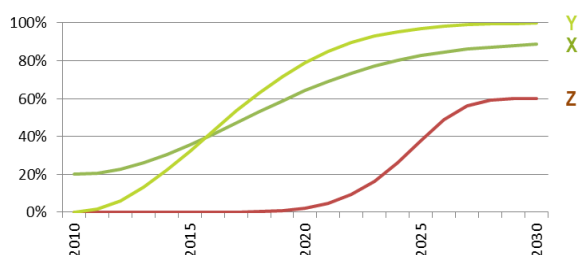


Figure 11. Différents scénarios de diffusion (sigmoïdes), atteignant ou non l'AMT en 2030

Ces caractéristiques de la diffusion sont définies, à dire d'expert, en tenant compte des nombreux facteurs susceptibles de ralentir, limiter ou différer l'adoption de la sous-action : un contexte économique défavorable, la non-disponibilité des équipements, la réticence face à un engagement à long terme (agroforesterie), des difficultés organisationnelles induites par

l'action sur l'exploitation, l'insuffisance de trésorerie limitant les investissements, des problèmes d'acceptabilité pour les citoyens ou les consommateurs (action exclue par certains labels)...

La construction de ce scénario de diffusion de l'action n'a pas pour objectif de réaliser une prévision, mais d'effectuer des calculs dans le cadre d'hypothèses aussi réalistes que possible. Toutefois, afin de déterminer un "potentiel" d'atténuation, les hypothèses de diffusion de l'action retenues sont intentionnellement plutôt "optimistes".

3.5. Données mobilisées pour réaliser les calculs

Les besoins de données associés aux trois principaux calculs à effectuer sont les suivants.

Les calculs d'atténuation unitaire des émissions nécessitent de connaître les pratiques culturales et de gestion des troupeaux, les coefficients d'émission et les équations de calculs utilisés par le CITEPA ou issus de la littérature, les émissions induites par les actions en amont/aval de l'exploitation agricole pour compléter le calcul en mode "source-puits".

Les calculs de coût unitaire des actions nécessitent de connaître les prix des intrants et des productions agricoles, les rendements animaux et végétaux, les marges à l'hectare de certaines productions agricoles (différence entre les recettes et les dépenses pour un hectare de production donnée), les coûts des interventions (main-d'œuvre, engins agricoles), le prix, la durée de vie et les coûts d'entretien des matériels spécifiques dans lesquels les exploitations doivent investir pour certaines actions.

Les calculs d'assiette nécessitent des données sur les surfaces des différentes productions végétales, la proportion des surfaces cultivées ayant des caractéristiques pédologiques compatibles avec les actions étudiées, les effectifs animaux, le nombre des exploitations agricoles ayant des caractéristiques pertinentes pour les actions étudiées.

Les sources de données nécessaires doivent être disponibles (existence et accessibilité) à l'échelle de la France métropolitaine (avec éventuellement une déclinaison régionale ou départementale) pour l'année de référence (2010), être homogènes entre les actions et cohérentes entre elles.

Les principales sources de données communes à toutes les actions sont :

- la Statistique agricole annuelle (SAA) 2010,
- le Réseau d'information comptable agricole (RICA¹⁴) 2010. L'échantillon RICA est représentatif des grandes et moyennes exploitations agricoles ; il couvre 64% du nombre des exploitations agricoles, mais 93% de la superficie agricole (SAU) et 97% du potentiel productif (PBS).

La SAA ne contient aucune information sur les exploitations agricoles, ni sur la répartition des surfaces et effectifs animaux au sein des différentes catégories d'exploitations, contrairement au RICA. A chaque fois qu'une action ne concernait que les effectifs (surfaces ou animaux) d'un certain type d'exploitation, le pourcentage des effectifs nationaux correspondant a été déterminé à partir des données du RICA 2010, puis appliqué aux effectifs de la SAA.

Ni le RICA ni la SAA ne précisent les **pratiques culturales** (doses, fréquences et formes d'apport d'engrais azotés, par ex.) ou les **pratiques d'élevage** (rations distribuées aux animaux, modes de gestion des effluents...). Les experts ont utilisé l'enquête "Pratiques Culturelles" (réalisée par les services statistiques du ministère de l'agriculture) de 2006 (les données de l'enquête 2011 n'étant pas encore disponibles lors de la réalisation de l'étude). Concernant les pratiques d'élevage, les experts se sont souvent basés sur l'expertise des Instituts techniques : utilisation de la typologie des rations des vaches laitières de l'Institut de l'Élevage, des données sur les systèmes d'alimentation porcins de l'Institut du Porc, de l'enquête "Bâtiments d'élevage" du ministère en charge de l'Agriculture pour le mode de gestion des effluents... De même des données sur les caractéristiques pédologiques des sols ont été utilisées pour déterminer certaines assiettes maximales techniques: Base de données géographiques des sols de France au 1/1 000 000 (BDGSF), et cartographie européenne d'occupation biophysique des terres (Corine Land Cover).

Pour les **émissions de GES** prises comme référence dans les calculs, les experts ont utilisé l'inventaire CITEPA pour l'année 2010 (paru en 2012), pour la France métropolitaine.

Concernant les **coûts**, le RICA contient des informations économiques, par exemple sur les volumes produits en quantité et en valeur, qui ont permis de calculer les prix 2010 pour les productions animales et végétales, et d'estimer les marges des

¹⁴ L'échantillon RICA est constitué par sélection d'exploitations agricoles dont la Production Brute Standard est supérieure ou égale à 25 000 euros. Le RICA est ainsi représentatif des grandes et moyennes exploitations agricoles, grâce à un coefficient d'extrapolation appliqué à chacune des observations. Il couvre 64% du nombre des exploitations agricoles, 93% de la superficie agricole (SAU) et 97% du potentiel productif (PBS).

principales cultures. Ont aussi été utilisés, plus ponctuellement : la base de données Eurostat pour le prix des engrais azotés, ou les barèmes d'entraide CUMA pour les coûts des opérations culturales (labour, épandage d'engrais...).

Les éléments de justification du choix des sources utilisées pour chaque type de donnée sont explicités ci-dessous pour chacun des calculs.

- **Assiette :**

- La source de données retenue pour les surfaces cultivées et les effectifs animaux de référence est la SAA 2010¹⁵. Certaines catégories de productions végétales et animales sont plus fines que celles du RICA. Par exemple, la surface en blé tendre est distinguée entre culture d'hiver et culture de printemps. Les émissions nationales de référence de gaz à effet de serre pour l'année 2010 (ligne de base) ont été calculées à partir de ces données, ce qui nous permet de mettre en perspective l'impact des actions retenues.

- La SAA ne contient toutefois aucune information sur les exploitations agricoles, ni sur la répartition des surfaces et effectifs au sein des différentes catégories d'exploitations, contrairement au RICA. A chaque fois qu'une action ne concernait que les effectifs (surfaces ou animaux) d'un certain type d'exploitation, nous nous sommes référés au RICA 2010 pour déterminer le pourcentage des effectifs nationaux correspondant, que nous avons ensuite appliqué aux effectifs de la SAA.

- **Atténuation unitaire :**

- Ni le RICA, ni la SAA ne fournissent de détails sur les pratiques culturales, comme par exemple les doses, fréquences et formes d'apport d'engrais azotés. Nous avons donc eu recours à l'Enquête sur les Pratiques Culturales 2006, l'enquête 2010 n'étant pas encore disponible quand nous avons effectué notre demande auprès du Comité du Secret. Si certaines actions nécessitaient par exemple de savoir quelle surface de telle culture était concernée par une pratique donnée au niveau national, nous avons appliqué le pourcentage calculé à partir de l'EPC 2006 à la surface de la culture dans la SAA 2010. Ceci revient à faire l'hypothèse que la répartition des pratiques en 2006 et en 2010 était la même.

- De même, nous ne disposons pas d'informations sur le mode de gestion des troupeaux dans le RICA, par exemple pour les rations ou la gestion des effluents en fonction des bâtiments. Dans la plupart des cas, nous nous sommes basés sur l'expertise des Instituts techniques. Ainsi, les rations de références des vaches laitières sont basées sur les 15 rations typées par sous-Otex par l'Institut de l'Elevage (IDELE) et ont été recalculées pour obtenir des rations annuelles cohérentes¹⁶. Le temps passé en bâtiment ou à l'extérieur a été déduit de ces rations. Nous avons appliqué la clé de répartition IDELE à nos effectifs de vaches laitières de la SAA. Concernant les bâtiments et le mode de gestion des effluents, nous avons utilisé la clé de répartition CITEPA 2010. Les données sur les systèmes d'alimentation porcins sont issues de l'Institut du Porc (IFIP).

- Pour le calcul des émissions de GES, nous avons utilisé l'inventaire CITEPA 2012 pour l'année 2010, pour la France métropolitaine. Les effectifs 1990-2010 ont été retravaillés à partir des données statistiques de la SAA. Les systèmes de gestion des déjections 1990-2010 sont estimés par le CITEPA sur la base des enquêtes bâtiments et de données complémentaires issues de l'IDELE notamment. Les facteurs d'excrétions 1990-2010 sont calculés par le CITEPA sur la base des documents CORPEN. Les facteurs d'émissions 1990-2010 liés à la fermentation entérique sont issus des travaux de 2008 de Vermorel. La description plus détaillée des méthodes de calcul est disponible dans OMINEA 9ème édition.

- Il avait été initialement prévu d'utiliser les données du RICA pour le calcul des assiettes. Cela devait assurer, en effet, la cohérence avec les estimations des émissions de GES initialement basées elles-mêmes sur le RICA. L'objectif était alors d'évaluer des émissions au niveau de chaque exploitation agricole pour obtenir des dispersions d'émission de GES au niveau individuel. L'accès tardif aux données du RICA via le CASD a nécessité le report de ce calcul, devenu incompatible avec les contraintes calendaires de cette étude. Le calcul de ces émissions a donc été basé sur les données de la SAA, de même que les autres travaux des experts.

- **Coût unitaire :**

- Le RICA contient des informations économiques, par exemple sur les volumes produits en quantité et en valeur, ce qui a permis de calculer les prix 2010 pour les productions animales et végétales, et d'estimer les marges¹⁷ des principales cultures. Nous avons utilisé les rendements du RICA par souci de cohérence avec les données économiques.

¹⁵ L'essentiel des données utilisées ont été extraites du site AGRESTE en avril 2012. Des données complémentaires (prairies, vignes et vergers) ont été extraites en octobre 2012 après mise à jour des bases AGRESTE.

<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/page-d-accueil/article/donnees-en-ligne>

¹⁶ Cf annexe ? pour plus de détail. Institut de l'élevage, 2012, Alimentation des bovins : rations moyennes et autonomie alimentaire

¹⁷ La méthode d'estimation des marges est détaillée en annexe du rapport.

- Le RICA ne fournit pas de prix de l'azote minéral ; nous avons donc utilisé celles de la base de données EUROSTAT¹⁸. Ces données sont des moyennes annuelles, pondérées par mois. Selon l'Union des Industries de la Fertilisation (UNIFA), une part prépondérante de l'azote est utilisée sous forme de nitrate d'ammonium¹⁹. Les données d'Eurostat conduisent à estimer, pour 2010, le prix de l'azote à 85 euros les 100 kg. Ce prix est dans la moyenne des périodes récentes (65 en 2002, 125 en 2008).

- Les coûts des interventions (i.e. labour, épandage d'engrais, etc.) proviennent des barèmes d'entraide CUMA 2010-2011 et incluent le coût de la main-d'œuvre et le carburant.

- Nous avons enfin utilisé un taux d'actualisation de 4%, proposé par le CAS²⁰ et mentionné par le CGDD²¹

Les tableaux contenant les données transversales entre les actions sont fournis en annexe 7.

Le traitement des données via le CASD a été réalisé par Nathalie Delame et Jean-Baptiste Duclos (UMR d'économie publique) avec la contribution d'Elisabeth Samson et Sylvain Cariou (SMART).

Type de calcul	Besoins en données	Sources
Calculs d'atténuation	Pratiques culturales (fertilisation, travail du sol...)	Enquête "Pratiques culturales" 2006
	Rations alimentaires des animaux	Références des instituts techniques : Institut de l'élevage (IDELE), Institut du porc (IFIP)
	Equations et facteurs d'émission utilisés dans l'inventaire	CITEPA 2012
	Emissions induites amont/aval	Base Carbone® (ADEME) Dia'terre®-Ges'tim (Instituts techniques)
Calculs de coûts	Prix des productions végétales et animales	RICA 2010
	Prix des engrais	Eurostat
	Marges économiques	Réseau d'information comptable agricole (RICA) 2010
	Coût des interventions culturales (labour...)	Barème d'entraide CUMA 2010-2011
Calculs d'assiette	Superficies des productions végétales	Statistique agricole annuelle (SAA) 2010
	Effectifs animaux	
	Rendements	RICA 2010
	Caractéristiques et modes d'occupation des sols	Base de données géographiques des sols de France au 1/1 000 000 (BDGSF), et cartographie européenne d'occupation biophysique des terres (<i>Corine Land Cover</i>)

Tableau 3. Les sources de données utilisées par type de calcul

3.6. Le potentiel d'atténuation, du coût et de l'efficacité des actions

Les estimations précédentes, du potentiel d'atténuation et du coût unitaires, de l'assiette maximale technique et de la cinétique de diffusion, permettent d'évaluer le potentiel d'atténuation et le coût de mise en œuvre de l'action à l'échelle de la France sur la période 2010-2030, puis de déterminer son efficacité.

Le potentiel d'atténuation en 2030 d'une action est obtenu en multipliant son potentiel unitaire par l'assiette atteinte en 2030. Son potentiel cumulé sur la période 2010-2030 est la somme des atténuations annuelles, calculées en multipliant l'atténuation unitaire par la portion annuelle d'assiette convertie. L'atténuation est calculée avec la méthode du CITEPA, puis avec la méthode "expert", puis cette dernière est complétée avec les effets induits.

Le coût total annuel en 2030 d'une action est obtenu, de même, en multipliant son coût unitaire annuel par son assiette nationale pour l'année considérée. Son coût cumulé sur la période 2010-2030 est la somme des coûts annuels et tient donc

¹⁸ En France, l'INSEE recueille le prix des engrais pour la construction de l'IPAMPA (indices du prix d'achat des moyens de production agricoles). Les valeurs absolues ne sont pas publiées par l'INSEE. Elles sont par contre transmises à Eurostat qui les publie.

¹⁹ UNIFA 2011, Evolution des bilans régionaux de fertilisation en France de 1988 à 2010

²⁰ Centre d'analyse stratégique (2005), « Révision du taux d'actualisation des investissements publics », Rapport du groupe d'experts présidé par D. Lebègue

²¹ Notamment Études & documents n°42, Mai 2011, « Taux d'actualisation et politiques environnementales : un point sur le débat », Hardelin et Marical. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED42.pdf>

compte de la cinétique de diffusion. Il s'agit du coût pour "l'agriculteur" en l'absence d'aides publiques nouvelles, et sans prise en compte des coûts de transaction privés dont l'importance est discutée en Partie III.

Le coût, pour l'agriculteur, de la tonne de CO₂ évité permet une comparaison entre les actions, mais aussi avec le cours sur le marché du carbone. Compte tenu des multiples options de calcul possibles (calcul CITEPA ou "expert", avec ou sans les émissions induites, avec ou sans les coûts de transactions privés...) des choix ont été nécessaires pour permettre la comparaison entre actions. Le coût par tonne de CO₂ évité a été calculé avec la méthode "expert", hors émissions induites, hors coûts de transaction privés. L'effet de différentes modalités de calcul est cependant discuté.

Ces variables sont calculées par sous-action, puis déterminées à l'échelle de l'action lorsque les différentes sous-actions sont effectivement cumulables, en tenant compte des éventuelles interactions entre elles. Cette addition des effets et des coûts n'est en revanche pas réalisable entre plusieurs options techniques (non cumulables par définition).

Les deux variables classiquement retenues pour comparer les actions sont le potentiel d'atténuation annuel et le coût de la tonne de CO₂ évité ; un graphe représentant, pour chaque action, le potentiel d'atténuation (en abscisse) et le coût de la tonne de CO₂ évité (en ordonnée), permet alors de visualiser de manière synthétique les efficacités comparées.

3.7. La mise en perspective des résultats

L'objectif de ce dernier volet de l'analyse est de resituer et de mettre en perspective les résultats, en rappelant les "limites" de l'exercice, à ne pas oublier lors de l'interprétation des données quantitatives, et en mentionnant les éléments complémentaires qui interviendront dans la mise en œuvre de l'action.

La sensibilité des résultats aux hypothèses. Les estimations chiffrées étant tributaires des conditions considérées et des hypothèses retenues pour effectuer les calculs, il est important d'évaluer l'impact de ces choix, qui sont à l'origine des disparités des résultats voire des controverses à propos de l'intérêt que peut présenter une action. Cette "sensibilité" des résultats aux hypothèses a été explorée en effectuant les calculs avec des valeurs basse et haute pour certaines variables (émissions unitaires, niveaux de prix, assiettes...), ou en testant plus ponctuellement l'impact de la valeur retenue pour certains paramètres.

Les conditions d'une prise en compte de l'action dans l'inventaire national. Cette comptabilisation de l'action nécessite d'abord que la méthode utilisée pour établir l'inventaire national comporte les règles de calcul et paramètres (facteurs d'émission...) permettant de prendre en compte et quantifier les effets de l'action. Mais la revendication de l'action par le pays suppose également la vérifiabilité de la mise en œuvre : celle-ci doit pouvoir être établie d'après une source de données fiable (statistiques officielles, déclarations PAC....) et être contrôlée/ contrôlable sur le terrain (contrôle des assolements par images satellitaires).

Les contextes et mesures susceptibles de favoriser le déploiement de l'action. Si le cahier des charges de l'étude excluait l'élaboration de propositions de mesures, réglementaires ou incitatives, destinées à accroître l'adoption de l'action, il est intéressant de mentionner les contextes, économiques notamment (évolution des prix des intrants ou des productions...), ainsi que les politiques et mesures existantes (plans d'action environnementaux, mesures de la PAC...) susceptibles de favoriser cette adoption.

Vulnérabilité et adaptabilité de l'action au changement climatique. Ces caractéristiques sont également susceptibles de jouer, à plus ou moins long terme, sur l'intérêt et l'applicabilité des actions.

Les autres effets de l'action, hors GES. Ces autres impacts, environnementaux notamment, peuvent aussi renforcer l'intérêt d'une action (et contribuer à son financement), ou au contraire le relativiser.

Les "fiches" qui suivent (Partie II) présentent : l'action et les mécanismes qu'elle met en jeu, les hypothèses, règles de calcul et données retenues pour effectuer les estimations d'atténuation et de coût, les principaux résultats et des éléments de discussion.

Références bibliographiques citées

- Arnaud S., Dupraz P. (2006). Enquête sur les contrats agro-environnementaux des agriculteurs de Basse-Normandie : Premiers résultats. Rapport du projet FP6 – ITAES, INRA ESR Rennes de Janvier 2006. 23p.
- Bellarby, J., Tirado R., Adrian Leip, Franz Weiss, Jan Peter Lesschen, Pete Smith (2012) Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe, *Global Change Biology* DOI: 10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x
- Breen, J. (2008), 'Simulating a Market for Tradable Greenhouse Gas Emissions Permits amongst Irish Farmers' The 82nd Annual Conference of the Agricultural Economics Society conference', Dublin, Ireland.
- Brentrup F., Kusters J., Kuhlmann H., Lammel J. (2001). Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *European Journal of Agronomy*
- Centre d'Analyse Stratégique, (2012). Trajectoires 2020–2050 vers une économie sobre en carbone. La Documentation française, Paris, France.
- CITEPA (2012). Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques. CITEPA - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, France.
- CITEPA, édition de mars 2012, 'Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques', CITEPA - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, France. 1364 p.
- De Cara, S. & Jayet, P.-A. (2000), 'Emissions of greenhouse gases from agriculture: The heterogeneity of abatement costs in France', *European Review of Agricultural Economics* 27(3), 281–303.
- De Cara, S.; Houzé, M. & Jayet, P.-A. (2005), 'Methane and nitrous oxide emissions from agriculture in the EU: A spatial assessment of sources and abatement costs', *Environmental and Resource Economics* 32(4), 551–583.
- De Cara, S. & Thomas, A. (coord.) (2008). Projections d'émissions/absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020. INRA - Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Grignon, France, 194 p.
- De Cara, S. & Jayet, P.-A. (2011), 'Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from European agriculture, cost-effectiveness, and the EU non-ETS Burden Sharing Agreement', *Ecological Economics* 70(9), 1680–1690.
- Ducos, G., Dupraz P., Bonnieux F. (2009) Agri-environment contract adoption under fixed and variable compliance costs. *Journal of environmental planning and management*.
- Dupraz P., Vermersch D., De Frahan BH., Delvaux, L. (2003). The environmental supply of farm households - A flexible willingness to accept model. *Environmental and resource economics*.
- Durandeau, S.; Gabrielle, B.; Godard, C.; Jayet, P. & Le Bas, C. (2010), 'Coupling biophysical and micro-economic models to assess the effect of mitigation measures on greenhouse gas emissions from agriculture', *Climatic Change* 98(1–2), 51–73.
- Eagle, A. Lydia P. Olander (2012) Greenhouse Gas Mitigation with Agricultural Land Management Activities in the United States—A Side-by-Side Comparison of Biophysical Potential
<http://nicholasinstitute.duke.edu/ecosystem/land/greenhouse-gas-mitigation-with-agricultural-land-management-activities-in-the-united-states2014a-side-by-side-comparison-of-biophysical-potential>
- Eggleston, H.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T. & Tanabe, K., ed. (2006), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, IGES, Japan.
- Forslund, A.; Colin, A.; De Cara, S.; Leban, J.-M.; Martin, M.; Mathias, E.; Guyomard, H. & Stengel, P. (2009). Projections d'émissions et d'absorptions de gaz à effet de serre du secteur Utilisation des Terres, leurs Changements et la Forêt (UTCF) à l'horizon 2020 en France. Rapport final, INRA-IFN-CITEPA, Paris, France, 142 p.
- Galloway JN., Aber JD., Erisman JW., Seitzinger SP., Howarth RW., Cowling EB., Cosby BJ. (2003). The nitrogen cascade. *BIOSCIENCE*
- Galloway JN., Townsend AR., Erisman JW., Bekunda M., Cai Z., Freney JR., Martinelli LA., Seitzinger SP., Sutton MA. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions
- GES'TIM (2010). Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre. Réalisé dans le cadre du projet «Gaz à Effet de Serre et Stockage de Carbone en exploitations agricoles» (CASDAR n°6147)
- GIEC, 2007 : Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction principale, Pachauri, R.K. et Reisinger, A.
- Golub, A.; Hertel, T.; Lee, H.-L.; Rose, S. & Sohngen, B. (2009), 'The opportunity cost of land use and the global potential for greenhouse gas mitigation in agriculture and forestry', *Resource and Energy Economics* 31(4), 299–319.
- Houghton, J.; Filho, L. M.; Lim, B.; Treanton, K.; Mamaty, I.; Bonduki, Y.; Griggs, D. & Callender, B., ed. (1996), Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual, Vol. 3, UK Meteorological Office, Bracknell, UK.
- Hunt, R.G., Franklin, W.E., Welch, R.O., Cross, J.A., Woodal, A.E., 1974. Resource and environmental analysis of nine beverage container alternatives. Midwest Research Institute for US EPA, 1974.
- Lengers, B. & Britz, W. (2012), 'The choice of emission indicators in environmental policy design: an analysis of GHG abatement in different dairy farms based on a bio-economic model approach', *Review of Agricultural and Environmental Studies* 93(2), 117–144.
- Lewandrowski, J., M. Peters, C.A. Jones, R. House, M. Sperow, M. Eve, and K.H. Paustian. 2004. Economics of sequestering carbon in the U.S. agricultural sector (Full Report). Technical Bulletin. No. 1909, U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service, Washington, D.C.
- Lydia P. Olander, Alison J. Eagle, Justin S. Baker, Karen Haugen-Kozyra, Brian C. Murray, Alexandra Kravchenko, Lucy R. Henry, and Robert B. Jackson (2011) Assessing Greenhouse Gas Mitigation Opportunities and Implementation Strategies for Agricultural Land Management in the United States, Durham, NC: Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University.
- Mathy, S.; Bibas, R. & Fink, M. (2010). Scénarios de réduction d'émissions de gaz à effet de serre pour la France. Rapport final, CIRED-Réseau Action Climat - France, Paris, France, 117 pp.

- MacLeod, M.; Moran, D.; Eory, V.; Rees, R.; Barnes, A.; Topp, C. F.; Ball, B.; Hoad, S.; Wall, E.; McVittie, A.; Pajot, G.; Matthews, R.; Smith, P. & Moxey, A. (2010), 'Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK', *Agricultural Systems* 103(4), 198--209.
- McCarl B. and U. Schneider, "Greenhouse Gas Mitigation in U.S. Agriculture and Forestry," *Science* 294, no. 5551 (2001): 2481--2482
- McKinsey & Co (2009), 'Pathways to a low-carbon economy.', Technical report, McKinsey & Co., 192 pp.
- Moran et al (2008) UK marginal cost curves for the agriculture, forestry, land-use and land-use change sector out to 2022 and to provide scenario analysis for possible abatement options out to 2050 – RMP4950 Report to The Committee on Climate Change & Defra <http://hmccc.s3.amazonaws.com/pdfs/SAC-CCC;%20UK%20MACC%20for%20ALULUCF;%20Final%20Report%202008-11.pdf>
- Moran, D.; MacLeod, M.; Wall, E.; Eory, V.; Pajot, G.; Matthews, R.; McVittie, A.; Barnes, A.; Rees, B.; Moxey, A.; Williams, A. & Smith, P. (2009), 'UK Marginal Abatement Cost Curves for the Agriculture and Land Use, Land-Use Change and Forestry Sectors out to 2022, with Qualitative Analysis of Options to 2050', Technical report, Research and Development Division, SAC, Edinburgh, UK, 168-p.
- Dominic M., Michael MacLeod., Eileen W., Vera E., Alistair McVittie, Andrew B., R. M. Rees, Cairistiona F. E. Topp, Guillaume Pajot, Robin Matthews, Pete Smith, Andrew Moxey. (2010) Developing carbon budgets for UK agriculture, land-use, land-use change and forestry out to 2022. *Climatic Change*
- Pérez Domínguez, I.; Britz, W. & Holm-Mueller, K. (2009), 'Trading schemes for greenhouse gas emissions from European agriculture: A comparative analysis based on different implementation options', *Review of Agricultural and Environmental Studies* 90(3), 287--308.
- Schneider, U. A. & McCarl, B. A. (2006), 'Appraising agricultural greenhouse gas mitigation potentials: effects of alternative assumptions', *Agricultural Economics* 35(3), 277--287.
- Schneider, U. A.; McCarl, B. A. & Schmid, E. (2007), 'Agricultural sector analysis on greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry', *Agricultural Systems* 94(2), 128-140.
- Schulte, R. and Donnellan T. (2012) A marginal abatement cost curve for Irish agriculture, Teagasc submission to the National Climate Policy Development Consultation, Teagasc, Oakpark, Carlow, Ireland, march 2012
- Sixth Framework Programme Priority 8 Policy Oriented Research, Specific Targeted Research Project No SSPE-CT-2003-502070, Integrated Tools to Design and Implement Agro environmental Schemes (ITAES). Deliverable N° 15, Document number IATES WP6 P3D15, Analysis of Private Transaction Costs related to agri environmental schemes, IATES WP6 Consolidated Report, 2007, 128 p.
- Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, 2007: Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Solagro (2011). *Afterres2050: Scénario d'utilisation des terres agricoles et forestières pour satisfaire les besoins en alimentation, en énergie, en matériaux, et réduire les gaz à effet de serre*. Solagro, Toulouse, France.
- US-EPA, 2006: *Global Mitigation of Non-CO2 Greenhouse Gases* United States Environmental Protection Agency, EPA 430-R-06-005, Washington, D.C. <http://www.epa.gov/nonco2/econ-inv/downloads/GlobalMitigationFullReport.pdf>
- Vermorel, M., Jouany, J.-P., Eugène, M., Sauvant, D., Noblet, J., Dourmad, J.-Y. (2008). Evaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France. *INRA Prod.Anim.* 21(5), 403-418
- Vermont, B. & De Cara, S. (2010), 'How costly is mitigation of non-CO₂ greenhouse gas emissions from agriculture? A meta-analysis', *Ecological Economics* 69(7), 1373--1386.
- Vert, J. & Portet, F. (coord.) (2010). *Prospective Agriculture Énergie 2030. L'agriculture face aux défis énergétiques*. Centre d'études et de prospective, SSP, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire, Paris, France.

Annexe 1. Récapitulatif des facteurs d'émission (EF) et variables d'activité (VA) retenus dans les inventaires du CITEPA (2012, pour l'année 2012)

	Variable d'activité (VA)		Facteur d'émission (EF)		Remarques
1A4c – Combustion					
Combustibles Liquides	136,661	PJ	73,9309	kgCO ₂ /GJ	VA consommation énergie Agr, sylv et pêche
	136,661	PJ	0,0049	kgCH ₄ /GJ	VA consommation énergie Agr, sylv et pêche
	136,661	PJ	0,0016	kgN ₂ O/GJ	VA consommation énergie Agr, sylv et pêche
Gaz	9,240	PJ	0,0050	kgCO ₂ /GJ	VA consommation énergie Agr, sylv et pêche
	9,240	PJ	57,0000	kgCH ₄ /GJ	VA consommation énergie Agr, sylv et pêche
	9,240	PJ	0,0025	kgN ₂ O/GJ	VA consommation énergie Agr, sylv et pêche
Biomasse	1,767	PJ	90,9826	kgCO ₂ /GJ	VA consommation énergie Agr, sylv et pêche
	1,767	PJ	0,0080	kgCH ₄ /GJ	VA consommation énergie Agr, sylv et pêche
	1,767	PJ	0,0039	kgN ₂ O/GJ	VA consommation énergie Agr, sylv et pêche
4A – Fermentation entérique					
Bovins laitiers ^(a)	3,733	Mtêtes	118,7153	kgCH ₄ /tête	EF ≠ défaut qui dépend des rendements
Bovins non laitiers	15,988	Mtêtes	50,2872	kgCH ₄ /tête	EF ≠ défaut, 14 catégories
Ovins	7,979	Mtêtes	9,4709	kgCH ₄ /tête	EF ≠ défaut, 4 catégories
Caprins	1,409	Mtêtes	11,8210	kgCH ₄ /tête	EF ≠ défaut, 3 catégories
Chevaux	0,433	Mtêtes	21,7814	kgCH ₄ /tête	EF ≠ défaut, 3 catégories
Anes et mulets	0,031	Mtêtes	12,1000	kgCH ₄ /tête	EF ≠ défaut
Porcins	14,619	Mtêtes	0,8667	kgCH ₄ /tête	EF ≠ défaut, 4 catégories
4B – Gestion des effluents					
Bovins laitiers	3,733	Mtêtes	43,1575	kgCH ₄ /tête	MCF, VS, B ₀ = défaut; parts SGDA spécifiques ^(b)
Bovins non laitiers	15,988	Mtêtes	14,6923	kgCH ₄ /tête	Idem + parts SGDA variables par animal (14 cat.)
Ovins	7,979	Mtêtes	0,2790	kgCH ₄ /tête	Idem + parts SGDA variables par animal (4 cat.)
Caprins	1,409	Mtêtes	0,1791	kgCH ₄ /tête	Idem + parts SGDA variables par animal (3 cat.)
Chevaux	0,433	Mtêtes	2,0516	kgCH ₄ /tête	Idem + parts SGDA variables par animal (3 cat.)
Anes et mulets	0,031	Mtêtes	1,1379	kgCH ₄ /tête	Idem
Porcins	14,619	Mtêtes	15,3156	kgCH ₄ /tête	Idem + parts SGDA variables par animal (4 cat.)
Volailles	255,635	Mtêtes	0,1180	kgCH ₄ /tête	Idem + parts SGDA variables par animal (11 cat.)
Systèmes liquides	445,143	GgN	0,0013	kgN ₂ O/kgN	Nexcr. ≠ défaut et parts SGDA variables par anim.
Systèmes solides	581,948	GgN	0,0276	kgN ₂ O/kgN	Nexcr. ≠ défaut et parts SGDA variables par anim.
4C – Riziculture					
Riz irrigué	26,221	kha	200,0000	kgCH ₄ /ha	EF = défaut ; VA : surfaces Agreste
4D – Sols agricoles					
Engrais synthétiques	1882,163	GgN	0,0196	kgN ₂ O/kgN	EF = défaut; VA : livraisons azote UNIFA
Effluents épandus	696,204	GgN	0,0196	kgN ₂ O/kgN	EF = défaut; VA : part de l'azote des effluents
Plantes fixatrices d'azote	320,538	GgN	0,0196	kgN ₂ O/kgN	EF = défaut; VA déduite de la prod. biomasse
Résidus de cultures	488,553	GgN	0,0196	kgN ₂ O/kgN	EF = défaut; VA déduite de la prod. biomasse
Épandage de boues	18,940	GgN	0,0196	kgN ₂ O/kgN	EF = défaut
Épandage de compost	0,194	GgN	0,0196	kgN ₂ O/kgN	EF = défaut
Effluents durant les pâtures	913,669	GgN	0,0316	kgN ₂ O/kgN	EF = défaut; Parts pâture variables par animal
Emissions indirectes (volat.)	569,289	GgN	0,0157	kgN ₂ O/kgN	EF = défaut; VA part volat. des apports tot. d'N
Emissions indirectes (less.)	1170,812	GgN	0,0393	kgN ₂ O/kgN	EF = défaut; VA part less. des apports tot. d'N
4F – Brûlage des résidus^(f)					
	387,663	GgMS	0,0030	kgCH ₄ /kgMS	EF = défaut, VA déduite de la prod. biomasse
	387,663	GgMS	0,0001	kgN ₂ O/kgMS	EF = défaut, VA déduite de la prod. biomasse

Notes du tableau : (a) Le facteur d'émission pour les vaches laitières varie avec les rendements laitiers selon la formule $EF_{FE,VL} = 55.7 + 0.0098 \times RL$ où RL est le rendement laitier annuel moyen (en l/tête). Voir CITEPA (2012, section OMINEA_4A_enteric fermentation). (b)

$$EF_{MMCH_4,i} = VS_i \cdot 365 \cdot B_{0,i} \cdot 0.67 \cdot \sum_{jk} MCF_{jk} \cdot SH_{ijk}$$

Le facteur d'émission pour cette catégorie est obtenu grâce à la formule :

où i est un indice de l'animal, j un indice du système de gestion des déjections animales (SGDA) et k un indice du climat, VS_i est la quantité de solides volatiles excrétés quotidiennement (kg/jour), $B_{0,i}$ est la quantité maximale de méthane produite ($m^3/kgVS$), MCF est un facteur de conversion en méthane (%), et SH_{ijk} représente les parts de chaque SGDA pour chaque catégorie animale. Voir CITEPA (2012, section OMINEA_4B_manure management).

Annexe 2. Récapitulatif des émissions agricoles (hors UTCF) reportées dans les inventaires du CITEPA (2012, pour l'année 2010)

	Emissions (EM)	PRG 1995 ^(a)	PRG 2007 ^(b)
1A4c – Combustion			
Combustibles Liquides	10103,5 GgCO ₂	10103,5 GgCO _{2e}	10103,5 GgCO _{2e}
	0,7 GgCH ₄	14,1 GgCO _{2e}	16,8 GgCO _{2e}
	0,2 GgN ₂ O	68,3 GgCO _{2e}	65,6 GgCO _{2e}
Gaz	526,7 GgCO ₂	526,7 GgCO _{2e}	526,7 GgCO _{2e}
	0,0 GgCH ₄	1,0 GgCO _{2e}	1,2 GgCO _{2e}
	0,0 GgN ₂ O	7,2 GgCO _{2e}	6,9 GgCO _{2e}
Biomasse ^(c)	160,8 GgCO ₂	160,8 GgCO _{2e}	160,8 GgCO _{2e}
	0,0 GgCH ₄	0,3 GgCO _{2e}	0,4 GgCO _{2e}
	0,0 GgN ₂ O	2,2 GgCO _{2e}	2,1 GgCO _{2e}
4A – Fermentation entérique			
Bovins laitiers	443,1 GgCH ₄	9305,7 GgCO _{2e}	11078,2 GgCO _{2e}
Bovins non laitiers	804,0 GgCH ₄	16884,0 GgCO _{2e}	20100,0 GgCO _{2e}
Ovins	75,6 GgCH ₄	1587,0 GgCO _{2e}	1889,3 GgCO _{2e}
Caprins	16,7 GgCH ₄	349,8 GgCO _{2e}	416,4 GgCO _{2e}
Chevaux	9,4 GgCH ₄	197,8 GgCO _{2e}	235,5 GgCO _{2e}
Anes et mulets	0,4 GgCH ₄	7,8 GgCO _{2e}	9,3 GgCO _{2e}
Porcins	12,7 GgCH ₄	266,1 GgCO _{2e}	316,8 GgCO _{2e}
4B – Gestion des effluents			
Bovins laitiers	161,1 GgCH ₄	3383,0 GgCO _{2e}	4027,4 GgCO _{2e}
Bovins non laitiers	234,9 GgCH ₄	4933,0 GgCO _{2e}	5872,6 GgCO _{2e}
Ovins	2,2 GgCH ₄	46,8 GgCO _{2e}	55,7 GgCO _{2e}
Caprins	0,3 GgCH ₄	5,3 GgCO _{2e}	6,3 GgCO _{2e}
Chevaux	0,9 GgCH ₄	18,6 GgCO _{2e}	22,2 GgCO _{2e}
Anes et mulets	0,0 GgCH ₄	0,7 GgCO _{2e}	0,9 GgCO _{2e}
Porcins	223,9 GgCH ₄	4702,0 GgCO _{2e}	5597,6 GgCO _{2e}
Volailles	30,2 GgCH ₄	633,3 GgCO _{2e}	753,9 GgCO _{2e}
Systèmes liquides	0,6 GgN ₂ O	179,7 GgCO _{2e}	172,7 GgCO _{2e}
Systèmes solides	16,0 GgN ₂ O	4971,1 GgCO _{2e}	4778,7 GgCO _{2e}
4C - Riziculture			
Riz irrigué	5,2 GgCH ₄	110,1 GgCO _{2e}	131,1 GgCO _{2e}
4D – Sols Agricoles			
Engrais synthétiques	37,0 GgN ₂ O	11461,0 GgCO _{2e}	11017,4 GgCO _{2e}
Effluents épandus	13,7 GgN ₂ O	4239,4 GgCO _{2e}	4075,3 GgCO _{2e}
Plantes fixatrices d'azote	6,3 GgN ₂ O	1951,8 GgCO _{2e}	1876,3 GgCO _{2e}
Résidus de cultures	9,6 GgN ₂ O	2974,9 GgCO _{2e}	2859,8 GgCO _{2e}
Épandage de boues	0,4 GgN ₂ O	115,3 GgCO _{2e}	110,9 GgCO _{2e}
Épandage de compost	0,0 GgN ₂ O	1,2 GgCO _{2e}	1,1 GgCO _{2e}
Effluents durant les pâtures	28,9 GgN ₂ O	8962,7 GgCO _{2e}	8615,8 GgCO _{2e}
Emissions indirectes (volati.)	8,9 GgN ₂ O	2773,3 GgCO _{2e}	2665,9 GgCO _{2e}
Emissions indirectes (less.)	46,0 GgN ₂ O	14259,6 GgCO _{2e}	13707,6 GgCO _{2e}
4F – Brûlage des résidus			
	1,2 GgCH ₄	24,4 GgCO _{2e}	29,1 GgCO _{2e}
	0,0 GgN ₂ O	9,9 GgCO _{2e}	9,5 GgCO _{2e}
Emissions totales^(d)			
	10630,2 GgCO ₂	10630,2 GgCO _{2e}	10630,2 GgCO _{2e}
	2022,4 GgCH ₄	42470,8 GgCO _{2e}	50560,5 GgCO _{2e}
	167,7 GgN ₂ O	51977,5 GgCO _{2e}	49965,5 GgCO _{2e}
		105078,5 GgCO_{2e}	111156,2 GgCO_{2e}

Notes du tableau : (a) PRG_{CO2}=1, PRG_{CH4}=21 PRG_{N2O}=310 ; (b) PRG_{CO2}=1, PRG_{CH4}=25 PRG_{N2O}=298 ; (c) Les émissions de CO₂ dues à la combustion de biomasse sont comptabilisées dans la catégorie 1A mais ne sont pas incluses dans le total national ; (d) Hors émissions de CO₂ par la combustion de biomasse.

Annexe 3. Cahier des charges de l'étude (document du 11 mai 2012)

Le présent cahier des charges reprend les principales orientations définies par le Comité de Suivi concernant cette étude. Les détails méthodologiques sont susceptibles de subir des modifications au cours des travaux en fonction des choix du collectif d'experts scientifiques et des modalités d'accès aux données statistiques du ministère de l'agriculture.

1. Contexte et enjeux

La France est l'une des grandes puissances agricoles mondiales. En 2008, le poids de l'agriculture dans l'économie française représentait 3,5% du PIB, mais les émissions de gaz à effet de serre (GES) dues au secteur primaire (agriculture) constituaient 21% des émissions françaises totales, juste derrière le secteur des transports (26%) et devant le résidentiel-tertiaire (20%) (d'après le CITEPA en 2009). L'agriculture émet principalement du protoxyde d'azote N₂O (51%) et du méthane CH₄ (41%). Le dioxyde de carbone CO₂ représente 8% des émissions agricoles. Par rapport à d'autres secteurs, le secteur agricole est particulier car : les sources d'émissions sont très dispersées ; il faut intégrer des puits de carbone, notamment dans les sols ; des incertitudes persistent sur la mesure des émissions, du stockage et de l'évolution des stocks.

Par ailleurs, l'agriculture est à la fois un des secteurs les plus vulnérables aux changements climatiques et un contributeur net aux émissions anthropiques de GES. L'agriculture doit contribuer à l'objectif de réduction de 14% des émissions de GES du secteur « non Emission Trade System (ETS) » (résidentiel, transports et agriculture) que s'est fixée la France d'ici 2020 (par rapport aux émissions de 1990) et contribuer à l'horizon 2050 au facteur 4 de la France et au facteur 5 de l'UE (cf. feuilles de route UE et FR vers une économie décarbonée). Depuis 1990, on a pu observer une baisse de 11% des émissions agricoles. Des progrès sont toutefois encore possibles et sont nécessaires, via diverses mesures concernant l'énergie, la fertilisation, le changement d'affectation des sols... Le potentiel de séquestration du carbone dans les sols agricoles reste également mal valorisé.

En outre, ces mesures devraient permettre de faciliter la conception ou bien la réorientation de politiques publiques destinées à réduire les émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole.

2. Objectifs de l'étude

- Proposer une dizaine d'actions permettant de réduire les émissions de gaz à effet de serre en agriculture par rapport à la situation sans incitation nouvelle (« si on ne fait rien »), et pouvant ultérieurement faire l'objet de mesures au sein de politiques publiques ou de mécanismes économiques incitatifs. Une action est une modification de pratique ou une innovation technologique mise en place au niveau de l'exploitation agricole (ex : ajustement de la fertilisation azotée, mise en place de méthaniseurs).
- Parvenir à un classement de ces actions sur la base de leur potentiel d'abattement et de leur coût à l'échelle de la France et à une échelle plus petite pour certaines actions si les données le permettent.
- Procéder à l'examen qualitatif des interactions potentielles entre actions choisies, et mettre en évidence des combinaisons d'actions favorables (synergies).

L'originalité de l'étude se situe dans le fait de mettre en place une méthodologie permettant d'aboutir à un cadre d'analyse d'actions d'atténuation renseignées sur des critères d'efficacité technique (potentiel d'atténuation), économique (coûts micro et macro) et de leurs ratios « coût-efficacité ».

3. Périmètre de l'étude

Le cadre spatial et temporel est le territoire métropolitain d'ici à l'horizon 2030.

L'ensemble des actions éligibles pour cette étude sont celles qui réunissent les deux conditions suivantes :

- L'action porte sur un choix technique relevant d'une décision de l'agriculteur.
- Une partie au moins de l'atténuation escomptée se situe sur l'exploitation agricole.

Les actions proposées doivent pouvoir être mises en œuvre sans modifications structurelles de l'agriculture française. Mais des actions plus structurelles pourront être mentionnées comme pistes possibles à plus long terme si elles s'avèrent pertinentes.

Il sera important de bien spécifier en introduction de l'étude que celle-ci ne cherche pas l'exhaustivité des actions mais constitue plutôt une première étape permettant d'obtenir des données chiffrées sur des actions choisies parmi les plus efficaces (coût/efficacité).

Sont exclues du périmètre de l'étude :

- La forêt,
- Les cultures énergétiques valorisées hors de l'exploitation,
- L'évaluation systématique (en termes d'émissions de GES) des mesures de politiques agricoles en cours d'élaboration. Mais les interactions éventuelles entre les actions proposées et les politiques existantes ou à venir (pressenties) seront étudiées.

Pour chaque action analysée, le système étudié est le système de production. Le travail d'expertise concerne les atténuations qui ont lieu dans les limites physiques de l'exploitation agricole. Cependant, étant donné l'importance des émissions amont ou aval induites par certaines actions, celles-ci seront mentionnées et chiffrées si les valeurs sont importantes et se trouvent dans des bases de données existantes (ex : l'introduction de légumineuses peut entraîner une moindre importation de soja et limiter ainsi les émissions liées à la déforestation au Brésil et au transport du soja).

4. Méthode et contenu

a. Conduite du travail

i. Sélection de la dizaine d'actions à étudier

- Sur la base d'une liste étendue d'actions envisageables, identifiées dans la littérature et dans des expertises similaires conduites dans d'autres pays (environ 50 actions décomposables en une centaine d'actions élémentaires) une dizaine d'actions sera sélectionnée sur les critères suivants :
 - **Potentiel d'atténuation** des émissions de GES, décomposable en un potentiel d'atténuation unitaire (ex : /ha, /animal, /serre ou /exploitation agricole), et une "assiette" sur laquelle l'action peut être mise en œuvre (nombre d'animaux, de serres, d'exploitations agricoles de tel type, surface, etc.)
 - **Coût de l'action** (manque à gagner pour l'agriculteur, celui-ci pouvant être négatif, c'est-à-dire que l'action génère un revenu à l'agriculteur même sans valorisation économique des tonnes de CO₂eq non émises ; et coûts de transaction pour l'agriculteur et pour l'Etat)
 - **Disponibilité en connaissances pour instruire** (ex : potentiel d'abattement, coûts, etc.) ou mettre en œuvre l'action
 - **Facilité de mise en œuvre, faisabilité technique, risque d'effets secondaires négatifs**
 - **Acceptabilité** par les agriculteurs et la société civile

ii. Rédaction d'une fiche pour chaque action :

Chaque fiche, d'environ 5 pages, comprendra :

- **Une présentation de l'action** (quelle modification technique, quelles zones géographiques concernées, quelle assiette potentielle maximale (en nombre d'animaux, d'exploitation agricole, en hectares, en serres, etc.)
- **Une estimation du potentiel d'atténuation unitaire** (mise en évidence des mécanismes sous-jacents, inventaire des effets de l'action sur les différents gaz à effet de serre, fourchette d'atténuation en équivalent CO₂ /ha, /animal, /serre, /exploitation agricole et par an avec références scientifiques, mention des incertitudes et prise en compte de l'effet du changement climatique sur l'efficacité de l'action si nécessaire et si les données sont disponibles).
- Un point spécifique sur les **méthodologies de comptabilisation dans l'inventaire national** et les améliorations possibles de cet inventaire afin qu'il puisse prendre en compte les réductions d'émissions liées à ce changement de pratiques.
- **Une estimation du coût unitaire pour les agriculteurs**, intégrant le manque à gagner ou le gain éventuels (inventaire des modifications engendrées par l'action sur l'exploitation, coût/gain de l'action pour l'agriculteur /ha, /animal, /serre ou /exploitation agricole et par an, estimation des incertitudes), et des coûts de transaction pour l'Etat (ordre de grandeur calculé en fonction d'une hypothèse sur le type de mesure et le mode de suivi).
- **Une estimation du ratio coût-efficacité** (coût par tonne de CO₂eq évitée ou C stocké) chaque année en faisant au préalable une hypothèse sur la cinétique de développement de l'action jusqu'à 2030 (avec et sans incitation), puis au total, au bout de 18 ans (en se plaçant en 2030) calcul de la surface totale convertie à l'action du fait de l'incitation, calcul de l'atténuation (ou stockage de carbone) et du coût à l'échelle de la France et calcul de l'efficacité (en euros / tonne de CO₂eq évitée ou C stocké).
- **Un examen qualitatif des autres impacts éventuels de l'action** (impact sur la production agricole, impacts environnementaux (éventuels fuites ou déplacements de pollution), interaction avec d'autres objectifs de politiques publiques, compatibilité et/ou antagonisme avec des mesures d'adaptation au changement climatique).
- Présentation possible des résultats sous la forme de courbes MACC.

iii. Analyse des interactions potentielles

- Mention des interactions potentielles (incompatibilité, synergie, etc.) entre actions retenues et signalement des combinaisons favorables, de manière qualitative.

Les travaux contiendront aussi une description de la méthodologie retenue : principales hypothèses de travail retenues, choix et méthode d'analyse de la dizaine d'actions, mention des actions non retenues et raisons de ce choix.

b. Sources documentaires

Les sources documentaires utilisées pour cette étude seront des publications scientifiques, des rapports et de la littérature technique. Le choix des documents est validé et justifié par les experts.

La qualité de l'étude dépendra des données disponibles. Si les experts devaient travailler sur les données disponibles en ligne au 20/01/2012 sur Agreste, qui sont partielles et agrégées, la méthodologie serait :

- **Une Ferme France :**
 - Les experts considéreraient l'exploitation France, en conservant l'allocation des terres relativement constante.
 - Ils n'utiliseraient que le RICA 2006 et l'enquête pratiques culturales 2006 en ligne (puisque ni 2010 et 2011 respectivement, ni le RGA 2010 ne sont disponibles).
- **Une Ferme par région :**
 - Les experts pourraient essayer d'appliquer la même méthode aux régions administratives, en travaillant toutes OTEX et CDEX confondues. Ils détermineraient différents itinéraires techniques de référence par culture, en se basant sur l'enquête pratiques culturales 2006 en ligne.

5. Produits attendus

- **Un rapport** regroupant l'ensemble des contributions et qui relève de la seule responsabilité des experts. Il sera disponible le jour du colloque en accès libre sur internet sur le site de l'INRA. Il contiendra les références bibliographiques, mais ne sera pas imprimé. Ce rapport sera soumis aux commanditaires pour réaction (adéquation avec le cahier des charges, lisibilité du rapport, robustesse des résultats) mais la responsabilité des experts sera respectée.
- **Une synthèse** de 40 pages maximum. Elle sera rédigée par l'équipe projet et validée scientifiquement par les pilotes et les experts. Elle sera finalisée un mois avant le colloque, ne contiendra pas de références bibliographiques, et sera imprimée. Cette synthèse sera soumise aux commanditaires pour réaction.
- **Un résumé de 8 pages**, document de communication de l'étude, réalisé à l'initiative de l'INRA. Il sera rédigé par la DEPE, validé sur le fond par les pilotes et les experts, et soumis pour avis aux commanditaires. Il sera disponible et imprimé le jour du colloque.

6. Comité Technique

Le Comité Technique est composé d'experts de terrain (Instituts techniques). Il sera consulté à plusieurs reprises au cours de l'étude sur la pertinence du choix d'actions proposées par le groupe d'experts et l'examen de la faisabilité des actions proposées. Il sera aussi sollicité pour la fourniture de données techniques pour alimenter les calculs de l'évaluation coût/efficacité.

7. Comité de Suivi

Le Comité de Suivi assure l'interface entre maîtrise d'ouvrage et maîtrise d'œuvre. Il est composé à l'initiative des commanditaires. L'INRA y est associé au titre de son intérêt pour les retombées de l'étude pour la recherche. Les 2 copilotes scientifiques de l'étude et l'équipe projet y sont invités pour présenter l'avancement des travaux.

Annexe 4. Actions non-instruites et principaux motifs de non-instruction

Cette annexe recense les arguments qui ont amené le collectif d'experts à ne pas instruire certaines actions. Un argumentaire a été rédigé pour chaque action. Ces actions n'ont pas été retenues pour être instruites, selon les critères du cahier des charges de cette étude, mais ce choix n'invalide pas leur intérêt ou leur efficacité potentiels.

Les actions sont classées en 4 leviers :

- I. Production végétale et réduction des émissions de GES du sol
- II. Production végétale et stockage de carbone dans le sol et la biomasse
- III. Production animale et réduction des émissions de CH₄ (et de N₂O) des animaux
- IV. Gestion des effluents, production et consommation d'énergie sur l'exploitation

Les principaux motifs de non-instruction sont indiqués sommairement au début de chaque action. Ils peuvent être regroupés dans quatre grandes catégories :

- Hors périmètre
- Connaissances manquantes (scientifiques/techniques)
- Potentiel unitaire faible ou incertain/ assiette faible
- Acceptabilité faible (faisabilité technique, risques, acceptabilité sociale, antagonisme avec d'autres politiques)

I. Production végétale et réduction des émissions de GES du sol

I.1. Modifier les conditions physico-chimiques du sol pour défavoriser les réactions productrices de CH₄ et de N₂O

Connaissances scientifiques manquantes, faisabilité technique faible à grande échelle

Optimiser les conditions physico-chimiques du sol pour réduire les émissions de N₂O.

Exemples de sous-actions : optimisation du pH du sol à l'aide du chaulage, limitation de l'irrigation ou favorisation du drainage de sols où l'aération est déficiente, limitation du tassement du sol voire décompaction des sols

(C. Hénault)

L'optimisation du pH du sol peut permettre d'inhiber les microorganismes mis en jeu dans les processus de nitrification et de dénitrification. Par ailleurs, les pratiques améliorant l'aération des sols (diminution de l'engorgement et du tassement) limitent les processus de dénitrification.

Cependant, des informations manquent encore sur les sols concernés par de telles actions, et donc sur l'assiette potentielle, mais aussi sur les pratiques concrètes à recommander pour s'assurer de l'efficacité de l'atténuation.

Enfin, le suivi et la vérification de la mise en œuvre de ces pratiques afin de s'assurer de leur effet pourraient poser problème.

En effet, l'intensité des émissions de GES (N₂O, CH₄...) par les sols est la résultante du fonctionnement simultané de processus microbiens producteurs et de processus microbiens consommateurs de ces gaz. La régulation des équilibres entre processus producteurs et processus consommateurs n'est pas bien comprise actuellement.

Nous savons que les conditions physico-chimiques des sols influencent les activités des microorganismes présents dans les sols.

Les conditions d'aération des sols qui sont la résultante des propriétés intrinsèques des sols (conductivité hydraulique, capacité de rétention en eau...), des événements climatiques (pluviométrie...) et de l'activité humaine (travail du sol, drainage, irrigation) déterminent les métabolismes respiratoires (respiration aérobie vs respiration anaérobie) des microorganismes du sol dont certains génèrent la libération de GES.

Nous savons aussi que les conditions biogéochimiques des sols (pH, disponibilité en carbone) peuvent d'une part influencer la structure des communautés microbiennes de sols et d'autre part influencer leur activité.

Nous ne savons pas dans quelle mesure une variation de ces paramètres va modifier l'intensité des flux de N₂O qui sont la résultante de plusieurs processus en interaction.

C'est pourquoi, l'approche qui consiste à intervenir sur les propriétés physico-chimiques des sols pour gérer les émissions de N₂O par les sols est encore au stade de la voie de recherches.

Modifier les communautés microbiennes des sols en introduisant des microorganismes réduisant le N₂O en N₂ pour limiter les émissions de N₂O, ou identifier des plantes possédant des capacités d'inhibition des microorganismes de la nitrification.

Exemples de sous-actions et options techniques :

- Introduire dans les sols des bactéries efficaces pour réduire le N₂O en N₂.
- Identifier des plantes possédant des capacités d'inhibition de la nitrification.

(C. Hénault, P. Chemineau)

Certains sols présentent une faible capacité à réduire le N₂O en N₂. L'idée serait d'introduire dans ces sols des microorganismes spécifiques présentant une très forte capacité à réduire le N₂O en N₂ pour limiter les émissions de N₂O par ces sols.

Cependant, compte-tenu du nombre de microorganismes présents dans les sols et de leur diversité, l'introduction d'une souche spécifique d'intérêt dans un sol n'apparaît pas réaliste sauf si cette introduction est accompagnée, par exemple en introduisant une souche vivante en symbiose avec une plante hôte, celle-ci jouant alors le rôle de bioréacteur. Les cultures de légumineuses pouvant, dans certaines conditions, constituer alors des puits de N₂O.

Certaines souches spécifiques de *rhizobia*, symbiote des légumineuses, possèdent le gène NosZ codant la synthèse de l'enzyme N₂O réductase permettant la réduction de N₂O en N₂. Il s'agit alors de cultiver des légumineuses inoculées avec une souche présentant à la fois la propriété « classique » fixatrice d'azote (la culture n'aura pas besoin de fertilisation azotée) et la capacité « nouvelle » de réduire le N₂O en N₂. Dans le cas, par exemple, du soja inoculé avec la souche MSDJG49, homologuée en France, des expérimentations montrent qu'on peut observer une consommation de N₂O de l'ordre de 75 g N-N₂O par ha pendant le cycle cultural (Hénault & Revellin, 2011).

Des essais réalisés en serre et au laboratoire (Sameshima-Saito et al., 2006 ; Hénault et al., 2011) ont montré la capacité de ces cultures à transformer le N₂O en N₂. Cet effet n'étant, toutefois, pas démontré pour l'ensemble des légumineuses à graines cultivables en France (notamment le pois) et pour l'ensemble des conditions de culture, il n'a pas été instruit.

Il n'y a, à notre connaissance, pas d'autres exemples d'intervention sur la microflore des sols.

Il existe également des publications sur les capacités de graminées fourragères tropicales (*Brachiaria humidicola*) dont certaines lignées possèdent des racines qui synthétisent et libèrent dans le milieu des « inhibiteurs biologiques de nitrification » (BNI) agissant négativement sur l'activité des micro-organismes du sol responsables de la nitrification (Subbarao et al 2012). Mais ces recherches sont encore à un stade très amont et, à notre connaissance, aucune identification d'une activité du même type n'a encore été faite pour des espèces végétales tempérées.

Cette action n'a pas été instruite dans le cadre de cette étude, car des expérimentations ont été faites en laboratoire et en serre mais n'ont pas encore été testées en plein champ, l'effet attendu en conditions agricoles est donc encore incertain.

Sameshima-Saito et al., 2006, Symbiotic Bradyrhizobium japonicum reduces N₂O surrounding the soybean root system via nitrous oxide reductase, *Appl. Environ. Microbiol. April 2006 vol. 72*

Hénault et al., 2011, Inoculants of leguminous crops for mitigating soil emissions of the greenhouse gas nitrous oxide, *PLANT AND SOIL*
Subbarao GV, Sahrawat KL, Nakahara K, Ishikawa, T, Kishii M, Rao IM, Hash, CT, George TS, Rao, PS, Nardi P, Bonnett, D, Berry W, Suenaga K, Lata JC, 2012. Biological nitrification inhibition-a novel strategy to regulate nitrification in agricultural systems. *Advances in Agronomy* 114, 249-302.

Assiette faible

Favoriser l'aération des sols de riziculture pour limiter les émissions de CH₄.

Exemples de sous-actions : diminuer la profondeur des rizières, éviter d'imbiber le sol, vider les rizières plusieurs fois durant la croissance du riz, maintenir le sol le plus sec possible durant l'intersaison

L'inondation des rizières crée un milieu pauvre en oxygène qui favorise les processus de fermentation et la production de méthane. La diminution de l'épaisseur de la lame d'eau, ou encore la vidange régulière des terrasses permettent une meilleure aération et une moindre production de méthane. Le potentiel d'atténuation unitaire de ces pratiques a été évalué à 4,0 à 4,9 tCO₂e/ha/an, ce qui en fait un des leviers d'atténuation les plus élevés dans les pays à forte production rizicole (McKinsey, 2009).

Dans le cas de la France, les surfaces ensemencées en riz couvraient 16 640 ha en 2008-2009 et 21 100 ha en 2009-2010 (FranceAgriMer, 2009). D'après l'atténuation unitaire estimée par McKinsey, l'atténuation potentielle maximale serait donc de l'ordre de 84 000 à 103 000 tCO₂e/an en France, ce qui reste peu important par rapport à d'autres actions potentielles.

I.2. Diminuer les apports de fertilisants azotés sur les cultures

Connaissances scientifiques manquantes

Améliorer l'efficacité de prélèvement et d'utilisation de l'azote par les plantes pour permettre la diminution des apports en fertilisants azotés et réduire les émissions de N₂O.

L'amélioration des plantes pourrait permettre d'augmenter leur efficacité dans l'utilisation de l'azote, par exemple en améliorant son assimilation ou en régulant la nitrification par les micro-organismes associés (Subbarao et al 2012). Une telle action rendrait possible une diminution de la fertilisation azotée sans affecter les rendements, grâce à une meilleure valorisation de l'azote disponible dans le sol. Cependant la mise en place de cette action nécessite un travail préalable de sélection pour créer de telles lignées ; les effets sur l'atténuation des émissions de N₂O ne peuvent donc pas être visibles dès aujourd'hui. Pour cette raison cette action n'a pas été instruite pour l'analyse dans le cadre de cette étude.

Subbarao GV, Sahrawat KL, Nakahara K, Ishikawa, T, Kishii M, Rao IM, Hash, CT, George TS, Rao, PS, Nardi P, Bonnett, D, Berry W, Suenaga K, Lata JC, 2012. Biological nitrification inhibition-a novel strategy to regulate nitrification in agricultural systems. *Advances in Agronomy* 114, 249-302.

II. Production végétale et stockage de carbone dans le sol et la biomasse

II.1. Réduire les pertes de carbone en diminuant les flux allant de la biomasse et du sol vers l'atmosphère

Assiette faible et Connaissances scientifiques manquantes

Limitier l'exportation de matière organique hors des parcelles cultivées, pour limiter les pertes de carbone des sols.

Exemples de sous-actions : ne pas incinérer les déchets des cultures aux champs, restitutions des résidus de cultures

Dans le cadre de la conditionnalité des aides, les agriculteurs qui demandent les aides de la PAC sont tenus de ne pas brûler les résidus de paille ainsi que les résidus des cultures d'oléagineux, de protéagineux et de céréales, à l'exception de ceux des cultures de riz (article D615-47 du Code rural et de la pêche maritime). Le préfet peut autoriser à titre exceptionnel ce brûlage lorsqu'il s'avère nécessaire pour des motifs agronomiques ou sanitaires. Dans ce contexte réglementaire, la pratique du brûlage est aujourd'hui peu répandue et son potentiel d'atténuation associé est donc marginal.

Si l'on prend comme hypothèse une production de paille exportable de 7t/ha (en matière sèche), on obtient une économie moyenne de 2,4 tC/ha/an (essentiellement énergie fossile) si les pailles sont brûlées pour en tirer de l'énergie, comparée à une économie de 0,15 tC/ha/an (sur 20 ans) dans le cas où les pailles sont laissées sur le sol (stockage de carbone par restitution des résidus) (Arrouays, 2002, p. 133). En termes d'impact sur les émissions de GES, la valorisation en bio-énergie des résidus de culture offre donc un intérêt plus important que la restitution, c'est pourquoi cette action n'a pas été retenue dans cette étude (Arrouays et al., 2002).

La restitution des pailles, directement ou via le retour du fumier, peut permettre de maintenir les teneurs en C des sols, ou d'éviter leur décroissance, ce qui peut avoir un impact important en termes de propriété des sols : CEC, rétention d'eau et surtout stabilité structurale et sensibilité à l'érosion. Il apparaît donc risqué de recommander une exportation des pailles sans une estimation rigoureuse de l'évolution des stocks de C et donc de la quantité de pailles à restituer pour maintenir (augmenter) les teneurs en C des sols afin de se situer au-dessus de valeurs seuil en termes de battance et érosion. De telles valeurs seuil ne sont pas vraiment disponibles actuellement.

Arrouays et al. (2002). Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective réalisée par l'INRA p.133
Saffih-Hdadi et Mary SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY, Volume: 40, Issue: 3, Pages: 594-607 DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.08.022
Published: MAR 2008

Éviter la culture de zones humides pour limiter le relargage de CO₂ stocké dans la matière organique.

Exemples de sous-actions : éviter de drainer les sols humides, voire remise en eau des tourbières et zones humides (accumulation de MO)

Afin d'être cultivées certaines zones humides peuvent être drainées. Ces zones contiennent une grande quantité de matière organique accumulée qui se dégrade alors après drainage, au contact de l'oxygène ce qui entraîne un dégagement de CO₂ et de N₂O. Éviter le drainage de ces sols ou rétablir une lame d'eau lorsqu'ils ont été drainés correspond à une atténuation unitaire élevée de 33,5 à 70,2 tCO₂e/ha/an, et une atténuation potentielle élevée à l'échelle de la planète (McKinsey, 2009).

En France, il existait en l'an 2000, 72 136 ha de « marais intérieurs » selon la typologie CORINE Land Cover. Si ils étaient tous mis en culture, ceci correspondrait à une émission évitée potentielle maximale de 2 417 000 à 5 064 000 tCO₂e/an, ce qui est comparable à d'autres actions potentielles agissant sur des assiettes plus larges. Il est donc fortement souhaitable que ces zones humides ne soient pas mises en culture.

Par ailleurs, ces zones humides rendent des services écosystémiques : préservation des biotopes, épuration des eaux, régulation des crues, etc, dont il est difficile d'apprécier la valeur exacte autrement qu'en estimant que ces services sont actuellement très menacés et donc renforce l'idée de leur non mise en culture.

Éviter cette action n'a pas été retenue pour les mêmes raisons.

En revanche, la remise en eau de zones anciennement humides et actuellement cultivées pourrait être une action intéressante, mais nous ne disposons pas actuellement des données nécessaires à une telle estimation et elle n'a pas *a priori*, été instruite pour cette raison.

McKinsey (2009). Pathways to a Low-Carbon Economy p.189

Surface de marais intérieurs, France métropolitaine, année 2000) : [http://www.data.gouv.fr/donnees/view/Occupation-du-territoire-\(source-CORINE-Land-Cover-1990-et-2000\)-411-Surface-des-marais-int%C3%A9rieurs-50432298?xtmc=marais+int%C3%A9rieurs&xtrc=1](http://www.data.gouv.fr/donnees/view/Occupation-du-territoire-(source-CORINE-Land-Cover-1990-et-2000)-411-Surface-des-marais-int%C3%A9rieurs-50432298?xtmc=marais+int%C3%A9rieurs&xtrc=1)

II.2. Augmenter les entrées de carbone par une production accrue de biomasse, en augmentant alors les flux de l'atmosphère vers la biomasse et le sol

Potentiel unitaire incertain, antagonisme avec d'autres politiques

Accroître la production de biomasse en optimisant les facteurs de production, pour augmenter le retour au sol de carbone.

Exemples de sous-actions : irrigation des terres cultivées, fertilisation des sols pauvres pour stimuler la production

(Claire Chenu)

L'accroissement de la production de biomasse par unité de surface peut permettre la restitution d'une quantité plus importante de matière organique au sol et donc d'une augmentation du stock de carbone de celui-ci.

Cependant, dans le cas d'une augmentation de la fertilisation pour augmenter la production de biomasse, cette action risque d'être en grande partie contrebalancée par une augmentation des émissions d'autres GES tels que le N₂O et le CO₂ énergétique pour la fabrication des engrais. Puis dans le cas d'une augmentation de la fertilisation cela pose le problème d'un accroissement de la consommation d'eau qui est déjà remis en question actuellement.

L'irrigation permet effectivement d'augmenter la biomasse et donc les restitutions organiques au sol et se traduisent le plus souvent par une augmentation des stocks de C dans le sol (fourchette estimée de -0,55–2,82 t CO₂e ha⁻¹ an⁻¹ (Eagle et al. 2012). Cependant :

- la minéralisation des matières organiques est également stimulée dans les sols cultivés, ce qui explique le faible potentiel de stockage ;
- les émissions de N₂O sont plus élevées en sol irrigué (0,7 t CO₂e ha⁻¹ an⁻¹, Liebig et al. 2005) car l'activité microbienne y est stimulée et les conditions anoxiques favorisées ;
- l'irrigation favorise la solubilisation des carbonates, ce qui émet du CO₂ (0,3 CO₂e ha⁻¹ an⁻¹ (Martens et al. 2005).

Enfin, certains sols pauvres ou peu cultivés remplissent des fonctions écologiques.

Martens, D.A., W. Emmerich, J.E.T. McLain, and T.N. Johnsen. 2005. Atmospheric carbon mitigation potential of agricultural management in the southwestern USA. *Soil & Tillage Research* 83(1):95–119.

- Eagle, A., Olander, L., Henry, L.R., Haugen-Kozyra, k., Millar, N., Robertson, G.P., 2012. Greenhouse Gas Mitigation Potential of Agricultural Land Management in the United States A Synthesis of the Literature Companion Report to Assessing Greenhouse Gas Mitigation Opportunities and Implementation Strategies for Agricultural Land Management in the United States, Technical working group on agricultural greenhouse gases report. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions Report
- Liebig, M.A., Morgan, J.A., Reeder, J.D., Ellert, B.H., Gollany, H.T., Schuman, G.E., 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada. . Soil & Tillage Research 83, 25–52.

Potentiel unitaire incertain, faisabilité technique faible

Ajuster le choix des espèces cultivées pour accroître le retour au sol de carbone.

Exemples de sous-actions : cultures dérobées, plantes à enracinement profond ou pluri-annuelles, cultures à restitution plus importante (céréales au lieu de pomme de terre)

(Katja Klumpp, Aurelie Metay)

A la différence des Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrate (CIPAN), les cultures dérobées ne restituent pas au sol l'azote capturé et lui restituent moins de carbone, la biomasse étant exportée (source : OPTABIOM, *Un guide pour vous aider à sélectionner pas à pas les cultures dérobées correspondant le mieux à votre cas*).

Les cultures à restitutions plus importantes ou les cultures dérobées peuvent cependant contribuer au stockage de carbone (environ 0.6 t ha⁻¹ an⁻¹; Freibauer et al. 2004) et peuvent également réduire les émissions de N₂O, par l'amélioration de la porosité du sol (Smith et al., 2008)

L'introduction de cultures dérobées et/ou pluri-annuelles est une option permettant d'accroître la production animale sans besoin de terre supplémentaire. Ces cultures permettent une production de biomasse à exploiter pour augmenter le stock des fourrages en évitant une pénurie en fin d'hiver. En cultures dérobées les mélanges proposés permettent une utilisation optimale des ressources disponibles, dans l'espace (racine et architecture aérienne) et dans le temps (espèces à croissance rapide et plus lente, Avoine, Pois, Féverole, Sorgho, Mais). L'effet de synergie est systématique et la production de biomasse augmente avec le nombre d'espèces dans le mélange (ex 2 à 4 espèces) et bénéficie de la présence de légumineuses. Les cultures dérobées sont aussi une option pour produire soi-même son fourrage avant l'hiver, mais ce n'est pas une solution miracle puisque la mise en place et la récolte ont un coût. Le choix des cultures adaptées au potentiel du sol, à l'altitude et à la période de semis est plus important que le choix des plantes à enracinement profond. De même, bien que ces cultures soient généralement moins exigeantes face aux contraintes climatiques, la production de fourrage en dérobé est risquée. La mise en place de cultures dérobées et plus particulièrement celles à croissance rapide, avec une bonne valeur alimentaire est adaptée au pâturage (ex Ray grass et colza) (Capitaine et al 2003). Le choix des parcelles pour implanter une culture dérobée est également important et restreint donc l'assiette sur laquelle elles sont implantables (ex culture suivante, privilégier les parcelles portantes).

En contrepartie, les cultures pluri-annuelles (ex prairie temporaire) offrent de très grandes possibilités d'accroître la production animale en tirant parti des plantes fourragères non utilisées dans les plantations et en optimisant les systèmes existants (voir action retenue sur les prairies).

Les cultures à restitution plus importante (céréales au lieu de pomme de terre) pourraient constituer une option intéressante, mais il est à exclure que le choix des espèces cultivées puisse être motivé par les quantités de carbone retournant au sol, sans prise en compte de leur rentabilité économique dans un contexte d'agriculture productive et compétitive.

L'assiette concernée par cette mesure est donc estimée faible *a priori*.

Capitaine M, Corrot G, Gautier D, (2003) Gérer les prairies et implanter des cultures dérobées Institut de l'Elevage – Dossier Sécheresse 2003.

Freibauer, A; Rounsevell, MDA; Smith, P; et al (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma. OPTABIOM, Un guide pour vous aider à sélectionner pas à pas les cultures dérobées correspondant le mieux à votre cas
Smith et al., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. Phil. Trans. R. Soc. B 27 February 2008 vol. 363 no. 1492 789-813

Assiette faible

Restaurer les sols dégradés pour augmenter la production de matière organique et stocker du carbone dans les sols.

Exemples de sous-actions : acidifiés, érodés, salés, etc.

(Denis Angers et Claire Chenu)

Du fait que le périmètre de l'étude ne concerne que les exploitations agricoles, il est probable que les surfaces de sols dégradés au sein des exploitations soient déjà valorisées à leur potentiel. S'il s'agit de sols pollués, cela peut concerner des sols de friches industrielles ou de sols antérieurement cultivés qui ne peuvent plus l'être en cultures alimentaires et sur lesquels on fait/pourrait faire des cultures non alimentaires. Par ailleurs, les sols de friches industrielles ou de leur périmètre immédiat ou encore les sols urbains représentent des surfaces faibles (à estimer plus précisément).

Le potentiel de stockage et donc d'atténuation à l'échelle de la France est faible.

Connaissances scientifiques manquantes, potentiel unitaire incertain

Epandre du carbone "inerte" sur les sols cultivés pour stocker du carbone.

Sous-actions : ajout de biochars dans les sols

(Denis Angers, Claire Chenu et Sylvie Recous)

Le biochar (bio-charcoal) est un charbon d'origine végétale. Il est obtenu par chauffage de biomasse dans un milieu sans oxygène (processus de pyrolyse à basse température). Cette pyrolyse convertit le bois, l'herbe ou les résidus de culture en charbon dont la teneur en carbone est deux fois plus élevée que la biomasse ordinaire. Intégré aux sols sous forme broyée, il pourrait constituer un stock de carbone. Contrairement au stockage de carbone dans la biomasse ou dans les sols qui sont des processus réversibles à l'échelle de l'année ou de la décennie, la durée potentielle de stockage du carbone dans le biochar pourrait être de l'ordre de la centaine d'années voire du millier d'années, même si cette durée est encore en débat (Lehmann, 2007).

D'après Lehmann, 2007, les émissions de CO₂ énergétique liées à la pyrolyse et à l'enfouissement des biochars peuvent être compensées par la valorisation énergétique des gaz émis par la biomasse lors de son réchauffement. Cependant les travaux publiés sur le sujet ne sont pas encore suffisants. Il existe une grande variabilité du temps de résidence des biochar en fonction de leur procédé de fabrication. De plus il existe des incertitudes sur le mode de mise en œuvre d'une telle action, et sur les conséquences qu'aurait l'utilisation de biochars sur les sols ou sur la production agricole. Des questions demeurent également sur le choix et la disponibilité des gisements de biomasse utilisée pour la production de biochar, et sur les conséquences de cette utilisation alternative des biomasses (moins de restitution de MO fraîches au sol). Cette action pourrait cependant être étudiée comme un cas particulier d'apport de matière organique d'origine non-agricole (action 32). Les volumes potentiellement concernés seront probablement faibles et la question des coûts et impacts environnementaux de leur transport des lieux de production vers les lieux d'épandage/incorporation soumis aux mêmes questionnements que pour d'autres produits organiques.

Cette action n'a pas été instruite car son potentiel unitaire est incertain, et les conséquences sur les sols et la production agricole ne sont pas connues actuellement.

Lehmann, J. (2007). A handful of carbon. Nature

III. Production animale et réduction des émissions de CH₄ et de N₂O

III.1. Accroître la productivité animale pour diminuer les émissions de CH₄ et de N₂O par unité de produit

Connaissances scientifiques manquantes, potentiel d'atténuation faible ou incertain

Sélectionner des animaux sur les caractères de croissance, de production laitière, d'efficacité alimentaire, de fertilité, de prolificité, pour diminuer les émissions de CH₄ entérique par unité de produit.

Exemples de sous-actions : amélioration de l'assimilation, la réduction des émissions par litre de lait, accroissement de la production laitière par vache, de la prolificité

(Philippe Faverdin, Marc Benoît, Philippe Chemineau)

A priori, la sélection des animaux sur des caractères de croissance, de production laitière, d'efficacité alimentaire, de fertilité, de prolificité a pour effet d'augmenter la productivité des animaux (ex : quantité de viande et/ou de lait produite par animal par an). Une quantité égale d'aliments, dont la production et le transport induisent des émissions de GES, permet alors de produire plus de lait et/ou de viande pour une même quantité de GES émis. Cette sélection serait donc une action permettant de diminuer les émissions par unité de produit.

Cependant, en matière de bovins, cette évaluation est complexe et les résultats de la littérature encore contradictoires, certains voyant des effets très positifs de l'accroissement de production laitière des vaches (Capper et al 2009) d'autres beaucoup moins nets lorsque les conséquences sur la production de viande sont analysées (Cederberg 2003, Zetermeier 2012). De plus, les ressources utilisées sont modifiées par l'augmentation de productivité des animaux ce qui complexifie l'étude. Des marges de progrès sont sans doute possibles, mais l'analyse des 20 dernières années (Pfilmlin et al 2009) en France ne dresse pas un constat très positif de cette évolution dans les chiffres techniques de la production du troupeau bovin global. Des études spécifiques sur les scénarios des bovins semblent indispensables pour répondre à cette question et ne sont pas compatibles avec le cadre plus limité de cette étude.

Par ailleurs, les schémas de sélection actuels améliorent déjà ces paramètres depuis plusieurs années. Cette action ne pourrait donc sans doute pas donner lieu à des améliorations importantes par rapport à ce qui se fait déjà actuellement et ce qui se fera dans les années qui viennent.

Enfin, l'appui technique aux producteurs est assez généralement basé sur ces concepts de progrès techniques qui sont très corrélés aux résultats économiques. On peut considérer que d'une part les progrès sont relativement lents malgré les moyens qui y sont consacrés, d'autre part que des moyens supplémentaires n'auraient certainement pas d'effet significatif additionnel.

Connaissances scientifiques manquantes

Sélectionner génétiquement les bovins sur la consommation alimentaire résiduelle (RFI) ou directement sur la production de CH₄, pour diminuer les émissions de méthane.

Deux sous-actions et options techniques :

- Sélectionner les bovins sur l'efficacité alimentaire pour diminuer corrélativement les émissions de CH₄
- Sélectionner directement sur les émissions de CH₄

(Philippe Chemineau)

Compte tenu de la proportion importante des émissions entériques de CH₄ par les ruminants, en particulier les bovins, plusieurs équipes dans le monde s'intéressent à la possibilité de réduire les émissions en sélectionnant génétiquement (a) des animaux plus efficaces sur le plan de la transformation alimentaire qui pourraient, du fait de cette meilleure efficacité, émettre moins de CH₄ à la fois par animal et par kg de produit, (b) des animaux directement moins émetteurs de CH₄ en mesurant les émissions de ce gaz à l'étable et au pâturage.

1. La consommation résiduelle (en anglais Residual Feed Intake ou RFI) est un caractère génétiquement héritable (Nkrumah et al. 2006, Hergarty et al. 2007) et qui semble relié de manière inversement proportionnelle aux émissions de CH₄ (corrélation génétique de 0,6 ; De Haas et al., 2011 et 2012a) : plus la consommation résiduelle est faible et moins les animaux rejettent de CH₄. Cette approche est intéressante puisqu'une faible consommation résiduelle, chez les bovins comme dans les autres espèces, est généralement associée à une bonne rentabilité de l'élevage. Mais ce caractère n'est pas facile à quantifier, surtout chez les bovins à viande, puisqu'il faut pouvoir mesurer individuellement les consommations alimentaires et les relier aux performances des animaux.

Malgré cette difficulté, la sélection sur l'efficacité alimentaire à travers la mesure de la RFI est une réalité en bovins allaitants depuis des décennies en France, dans les stations de contrôle individuel des taureaux d'IA. De tels programmes se poursuivent dans le monde (Irlande) et en France (Renand et al. 2011, Eugène et al. 2011), actuellement.

Les grands pays producteurs de viande, Australie, USA, Canada, ont réévalué l'importance à accorder à une sélection sur la RFI en envisageant une approche génomique. Pour cela, il y a des discussions pour un rapprochement et la mise en commun des résultats de phénotypage de la RFI qui existent dans ces pays (généralement dans des installations de recherche) pour constituer une population de référence de quelques milliers d'animaux (7.900 au Canada, 4.500 aux USA, 3.500 en Australie). Tous ces animaux ont vocations à être génotypés avec la « puce 54K » dans le but de mettre en évidence les marqueurs à utiliser pour une valeur génétique moléculaire de la RFI. La disponibilité de 800 jeunes bovins Charolais de l'INRA de Bourges, phénotypés et génotypés avec la « puce 54K » mais également quelques centaines de taureaux d'IA passés en stations de contrôle individuel (donc phénotypés pour RFI) qui ont été typés par les entreprises de sélection, constituent un apport à ce programme, en cours de discussion.

En conclusion sur ce point : la sélection sur RFI est donc une réalité et elle va s'accélérer suite aux efforts de collaboration internationale.

Il reste à (in)valider la relation RFI / CH₄ mise en évidence dans les deux publications rapportées ci-dessus. C'est tout l'objet du projet BVE3, financé par la Région Centre et qui se déroule à l'INRA de Bourges avec la mesure de CH₄ au moyen des GreenFeed (voir ci-dessous), simultanément aux enregistrements des consommations. Ce projet vise essentiellement à mettre en évidence cette relation sur des génisses de 2 ans alimentées avec un régime à base d'ensilage d'herbe car c'est, sans doute, sur l'efficacité de cette phase de croissance des femelles de renouvellement que nous avons le plus à gagner en terme de réduction des émissions de méthane, si effectivement on confirme la relation mise en évidence sur des animaux à l'engrais.

2. Les méthodes de mesure directes des émissions de CH₄ par les bovins sont encore imparfaitement maîtrisées, font l'objet de discussions entre équipes et leur application dans les élevages laitiers et à viande n'en sont encore qu'au stade expérimental. Cependant, une mesure directe en salle de traite pour les bovins laitiers fait l'objet d'expérimentations intenses en Hollande et au Danemark (De Haas et al. 2012b ; Lassen et al., 2012) et des outils de mesure au pâturage sont en cours d'expérimentation dans plusieurs pays, dont en France à l'INRA de Bourges (Greenfeed <http://www.c-lockinc.com/introduction.php>). La mise au point prochaine de ces outils devrait permettre de disposer rapidement, si les résultats sont fiables, de valeurs de phénotypes individuels à assez large échelle débouchant sur une sélection génétique possible ; ce qui serait particulièrement intéressant notamment dans le cas des bovins allaitants. Dans le même temps, de tels outils pourraient aussi être utiles pour un meilleur pilotage alimentaire des lots d'animaux.
3. Les premières estimations des paramètres génétiques des émissions directes de CH₄ chez les bovins montrent une héritabilité moyenne (de l'ordre de 0,20 ; Lassen et al., 2012) qui devrait permettre d'envisager une sélection sur ce caractère. L'utilisation possible de la sélection génomique devrait permettre d'améliorer l'efficacité de la sélection (Calus et al., 2012) et d'associer ce caractère avec d'autres. Les premières simulations réalisées sur le troupeau bovin laitier néerlandais, en utilisant ces paramètres génétiques, montrent qu'il pourrait être théoriquement possible d'obtenir une réduction de l'ordre de 11 à 26% des émissions en dix ans de sélection (De Haas et al., 2011, 2012a). S'il se confirmait qu'il existe une corrélation génétique positive entre l'efficacité alimentaire et la réduction des émissions, une mesure directe et simple des émissions de CH₄ permettrait donc également de sélectionner sur ce caractère d'intérêt économique. Il faudra toutefois tester l'éventuelle existence de liens avec d'autres caractères d'intérêt (reproduction, longévité, croissance, etc) avant de proposer une sélection génétique directe sur l'émission de CH₄.

Malgré cet objectif particulièrement intéressant et ces résultats prometteurs, l'utilisation d'une sélection génétique indirecte ou directe sur l'émission de CH₄ par les bovins n'a pas été retenue dans la présente étude pour plusieurs raisons :

- La sélection sur la consommation résiduelle (RFI) est déjà engagée depuis plusieurs années en bovins ou/et fait partie des évolutions qui vont se produire dans un scénario « business as usual »
- Les travaux de recherche sur une sélection directe sur les émissions de CH₄ et sur les liens entre RFI et production de CH₄ sont encore à un stade très précoce
- Les outils de mesure directe des émissions dans les exploitations d'élevage ne sont pas encore disponibles
- La décision de mise en oeuvre d'une sélection génétique sur ce caractère, ainsi que son développement, dans l'espèce bovine, relèvent d'une approche collective de longue haleine, incompatible avec les objectifs de la présente étude.

Il nous semble cependant, compte tenu (a) de l'importance de l'atténuation potentielle des émissions (de l'ordre de 4Tg de CO₂e/an si baisse de 20% du CH₄ sur 7x10⁶ bovins), (b) des progrès rapides attendus au cours des prochaines années tant sur le plan des outils de mesure que sur l'estimation du contrôle génétique du caractère, (c) de l'existence d'un nombre d'équipes important travaillant dans le domaine, notamment en France (programme BVE3), (d) de la compétition entre ces équipes, que cette mesure devrait faire l'objet d'une ré-évaluation régulière.

- Calus MPL, de Haas Y, Veerkamp RF, 2012. Genomic prediction for new traits combining cow and bull reference populations. 63rd EAAP Annual Meeting, Bratislava, 27-31 August, Wageningen Academic Publishers, Book of abstracts, p. 90.
- de Haas Y, Crump R, Dijkstra J, Ogink N, 2012b. Monitoring strategies to breed environment-friendly cows. 63rd EAAP Annual Meeting, Bratislava, 27-31 August, Wageningen Academic Publishers, Book of abstracts, p. 226.
- de Haas Y, Dijkstra J, Ogink N, Calus MPL, Veerkamp RF, 2012a. Linking genomics to efficiency and environmental traits in dairy cattle. 63rd EAAP Annual Meeting, Bratislava, 27-31 August, Wageningen Academic Publishers, Book of abstracts, p. 186.
- de Haas Y, Windig JJ, Calus MPL, Dijkstra J, de Haan M, Bannink A, Veerkamp RF, 2011. Genetic parameters for predicted methane production and potential for reducing enteric emissions through genomic selection. J. Dairy Sci. 94, 6122-6134.
- Eugene M, Martin C, Mialon MM, Krauss, D, Renand, G, Doreau, M, 2011. Dietary linseed and starch supplementation decreases methane production of fattening bulls. Animal Feed Science And Technology, 166-167, 330-337.
- Hegarty RS, Goopy JP, Herd, RM, McCorkell, B, 2007. Cattle selected for lower residual feed intake have reduced daily methane production. J. Anim. Sci. 85, 1479-1486.
- Lassen J, Madsen J, Lovendahl P, 2012. Heritability estimates for methane emission in Holstein cows using breath measurements. 63rd EAAP Annual Meeting, Bratislava, 27-31 August, Wageningen Academic Publishers, Book of abstracts, p. 86.
- Nkrumah JD, Okine EK, Mathison GW, Schmid K, Li C, Basarab JA, Price MA, Wang Z, Moore SS, 2006. Relationships of feedlot feed efficiency, performance, and feeding behavior with metabolic rate, methane production, and energy partitioning in beef cattle. J. Anim. Sci. 84, 145-153.
- Renand G, Krauss D, Thouly JC, 2011. Pour un élevage bovin-viande économiquement et écologiquement efficace. Projet d'intérêt régional, Région Centre. 23 pp.

Améliorer la conduite et la santé du troupeau pour accroître la productivité animale pour diminuer les émissions de CH4 entérique par unité de produit.

L'amélioration de la conduite du troupeau et de la santé des animaux permet de limiter les pertes d'animaux par maladie qui diminuent les performances globales à l'échelle du troupeau. L'amélioration de la conduite et de la santé permettent ainsi d'accroître la productivité des troupeaux et de diminuer les émissions de gaz à effet de serre par unité de produit.

Cependant, ce travail sur la conduite et la santé des troupeaux est déjà mené actuellement. Cette action ne pourrait donc pas donner lieu à des améliorations importantes par rapport à ce qui se fait déjà actuellement et ce qui se fera dans les années qui viennent.

Interdiction réglementaire

Utiliser des produits augmentant la production (viande ou lait) par animal pour diminuer les émissions de CH4 par unité produite.

Exemples de sous-actions : Utilisation de la somatotropine bovine (diminution du CH4 émis par litre de lait)

(Michel Doreau)

De nombreux additifs alimentaires sont annoncés par les entreprises qui les commercialisent comme ayant un effet positif sur la production de lait ou de viande, le plus souvent parce qu'ils permettent dans certaines conditions une amélioration de la digestion dans le rumen. En fait, les réponses positives au niveau de la production sont le plus souvent aléatoires, ou liées à certains types de ration, et parmi les différentes classes d'additifs naturels (extraits de plantes et huiles essentielles, probiotiques) ou chimiques (substances tampon), aucune n'a comme propriété d'accroître de manière systématique la production de lait ou la vitesse de croissance des ruminants (Jouany et Morgavi, 2007).

Le seul additif dont l'efficacité ait été prouvée pour augmenter la production laitière (plus de 2 kg par jour, Chilliard et al., 1989) est la somatotropine bovine (BST). C'est une hormone de synthèse produite par génie génétique, à effet galactopoiétique. Lorsqu'elle est injectée régulièrement à des vaches laitières, elle contribue, comme son équivalent naturel, à orienter le métabolisme de la vache et les flux de nutriments énergétiques vers la glande mammaire. Son effet mime celui de l'hormone naturelle, et l'animal traité réagit comme s'il avait un potentiel génétique plus élevé, en particulier avec un accroissement des quantités ingérées et de la mobilisation des lipides corporels, une diminution des performances de reproduction, une plus grande sensibilité à certaines pathologies. Un article récent (Capper et al., 2009), reprenant les éléments d'un article de 1994, a montré que l'apport de BST réduisait l'émission des trois gaz à effet de serre, méthane, protoxyde d'azote et gaz carbonique. Cette étude était fondée sur les connaissances théoriques des effets de la BST sur la production laitière et l'ingestion, mais non sur la comparaison d'animaux traités ou non traités. La réduction de l'émission de méthane est logique, celle des deux autres gaz est en contradiction avec l'ensemble de la bibliographie qui montre que plus les animaux sont productifs, plus les intrants sont élevés, et plus les émissions liées à ces intrants le sont.

L'utilisation de la BST est interdite dans l'Union européenne depuis le 01/01/2000 afin d'assurer une meilleure protection de la santé et du bien-être des animaux (Journal Officiel des Communautés Européennes, 1999). Indépendamment des risques évoqués dans cette décision, une opinion prévalente dans la filière laitière européenne est que son usage aurait favorisé les grosses exploitations techniquement performantes aux dépens des petites exploitations, et était peu opportun, en particulier dans un contexte de quotas laitiers. Une telle action ne peut donc pas être mise en place en France, d'autant plus que l'interdiction de la BST, également en vigueur au Canada, au Japon, en Australie et en Nouvelle-Zélande, pourrait s'étendre aux Etats-Unis.

Capper, J.L., Cataneda-Gutierrez, E., Cady, R.A., Bauman D.E. 2008. The environmental impact of recombinant bovine somatotropin (rBST) use in dairy production. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:9668-9673.

Chilliard Y., Vérité R., Pflimlin A., 1989. Effets de la somatotropine bovine sur les performances des vaches laitières dans les conditions françaises d'élevage. *INRA Productions Animales*, 2, 301-312.

Dollé J.B., Agabriel J., Peyraud J.L., Faverdin P., Manneville V., Raison C., Gac A., Le Gall A., 2011. Les gaz à effet de serre en élevage bovin : évaluation et leviers d'action. In : *Gaz à effet de serre en élevage bovin : le méthane*. Doreau M., Baumont R., Perez J.M. (Eds). *Dossier, INRA Prod. Anim.* 24, 415-432.

Jouany J.P., Morgavi D.P., 2007. Use of 'natural' products as alternatives to antibiotic feed additives in ruminant production. *Animal*, 1, 1443-1466.

Journal Officiel des Communautés Européennes, 1999. Décision du conseil du 17 décembre 1999 concernant la mise sur le marché et l'administration de la somatotropine bovine (BST) et abrogeant la décision 90/218/CEE (1999/879/CE), L331/71-L331/72.

Développer des races mixtes ou des croisements industriels chez les bovins pour diminuer les émissions de CH₄ par unité produite.

Deux sous-actions et options techniques :

- Mettre en place des croisements industriels de bovins lait et viande
- Développer les races mixtes produisant lait et viande

(Philippe Chemineau)

L'utilisation de croisements industriels de bovins ou de races mixtes produisant de la viande et du lait pourrait permettre de réduire les émissions de méthane par unité de produit. En effet un animal émet alors un ordre de grandeur comparable de CH₄ et de N₂O au cours de sa vie, mais pour deux productions différentes.

Cette action n'a pas été retenue pour trois raisons :

- 1 Un telle action impliquerait des changements très importants à l'échelle des systèmes de production, par exemple en diminuant sensiblement les effectifs de bovins allaitants au profit des bovins laitiers et/ou en proposant une uniformisation des génotypes mixtes que ce soit via l'adoption d'une race de ce type (ex Normande) ou d'un système de croisements industriels lait x viande.
- 2 Les premiers résultats des travaux de recherche en cours sur le sujet (Puillet et al. 2012a, 2012b), qui s'appuient sur une modélisation du troupeau national et des simulations mathématiques de scénarios contrastés mais permettant de maintenir la production nationale de 2010 en lait et viande, montrent que, malgré des changements considérables des effectifs relatifs des populations lait/viande/mixte, la réduction attendue maximale des émissions de GES n'atteint que 4% dans le meilleur des scénarios. Ces études ont, toutefois, été conduites en ne considérant que les émissions directes ; la prise en compte des émissions indirectes (qui reste à faire) modulerait certainement les résultats. Ces analyses montrent aussi que les compensations des effectifs entre troupeaux allaitant/laitier sont un levier fort qui peut gommer des marges de progrès réalisées à des niveaux infra.
- 3 Compte tenu de la lenteur d'évolution des systèmes bovins, même si une solution plus efficace pouvait être trouvée dans les travaux à venir, celle-ci ne pourrait s'appliquer qu'après un long délai, hors de ceux envisagés dans la présente étude.

Puillet L, Agabriel J, Peyraud JL, Faverdin P 2012. Intensification as a way to reduce greenhouse gas emissions : a question of scale. 63rd EAAP Annual Meeting, Bratislava, 27-31 August, Wageningen Academic Publishers, Book of abstracts, p. 143.

Puillet L, Agabriel J, Peyraud JL, Faverdin P 2012. Modéliser le cheptel français pour évaluer l'influence de choix techniques sur ses émissions de GES. Renc. Rech. Ruminants, 19, 53-56. (<http://www.journees3r.fr/spip.php?article3396>)

III.2. Agir sur le fonctionnement du rumen pour diminuer les émissions de CH₄ entérique

Interdiction réglementaire

Réguler les populations de méthanogènes du rumen à l'aide d'antibiotiques pour limiter les émissions de CH₄ entérique par les ruminants.

Exemples de sous-actions : ionophores (échangeurs d'ions s'insérant dans les membranes bactériennes, provoquant des déséquilibres ioniques puis la mort de la cellule)

(Michel Doreau)

L'utilisation d'antibiotiques peut permettre d'agir sur les communautés microbiennes de la panse des ruminants en éliminant par exemple une partie des micro-organismes. Les ionophores sont un exemple d'antibiotiques qui pourraient être utilisés de cette manière. Ce sont des échangeurs d'ions qui s'insèrent dans les membranes bactériennes, provoquent des déséquilibres ioniques, puis la mort des cellules. Des travaux sont encore nécessaires pour mieux évaluer le potentiel d'atténuation de l'utilisation d'antibiotiques et les effets que peuvent avoir leur utilisation sur la santé animale et humaine. Le monensin (antibiotique ionophore diminuant le méthane), comme tous les autres antibiotiques, a été interdit d'utilisation pour l'alimentation des ruminants dans l'UE en 2006. Cette action ne sera donc pas instruite.

Service Public fédéral de Belgique. Santé publique, sécurité de la chaîne alimentaire, et environnement. Informations sur les additifs dans l'alimentation animale :

<http://www.health.belgium.be/portal/AnimalsandPlants/animalhealth/animalnutrition/additives/index.htm?fodnlang=fr>

ou

Règlement 1831/2003/CE relatif aux additifs destinés à l'alimentation des animaux (.PDF).

Agir sur la flore du rumen en régulant les populations méthanogènes pour diminuer les émissions de CH₄ entérique.

Exemples de sous-actions et options techniques :

- Inoculer les ruminants avec des levures et bactéries non méthanogènes.
- Développer un vaccin anti-méthanogène (visant les microorganismes méthanogènes).
- Éliminer les protozoaires du rumen des ruminants.

La production de méthane entérique s'effectue dans la panse des ruminants par la digestion des glucides. Les bactéries et les protozoaires de la panse participent à la formation d'hydrogène à partir de ces glucides, puis les microorganismes méthanogènes transforment l'hydrogène en méthane. Les biotechnologies permettant de modifier l'écosystème microbien de la panse et notamment d'agir sur la population de méthanogènes sont donc une voie possible. Des essais préliminaires ont été probants mais les recherches sont en cours et ne sont pas applicables aujourd'hui (Doreau et al 2011). Par ailleurs, le développement d'un vaccin anti-méthanogène et a fortiori la défaunation (élimination des protozoaires) risquent de présenter une faible acceptabilité sociale. Pour ces raisons, cette action n'a pas été retenue dans le cadre de cette étude.

Doreau M, Martin C, Eugène M, Popova M, Morgavi DP, 2011. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. INRA Prod. Anim. 24 (5), 461-474

III.3. Modifier la ration pour réduire les émissions de CH₄ et de N₂O

Modifier les caractéristiques nutritionnelles des fourrages en favorisant les composants non-méthanogènes pour limiter les émissions de CH₄ entérique.

Exemples de sous-actions et options techniques :

- Augmenter la teneur en sucres des fourrages
- Augmenter la teneur en tanins des fourrages

(M. Doreau)

La production de méthane par les fourrages dépend de leur digestibilité (plus elle est élevée, plus la production de méthane tend à être élevée), de l'équilibre des acides gras volatils produits entre producteurs d'hydrogène (acétate et butyrate) et consommateurs d'hydrogène (propionate), et de la présence de composés secondaires ayant une action inhibitrice sur la méthanogenèse. L'amélioration génétique des plantes ou la sélection d'espèces spécifiques pourrait ainsi permettre de favoriser des caractéristiques nutritionnelles diminuant production de méthane entérique. Deux pistes sont actuellement envisagées : augmenter la teneur en sucres ou la teneur en tanins.

Une augmentation en sucres des fourrages permettrait de diminuer la production de méthane in vivo (DEFRA, 2010). Inversement, une simulation montre que les fourrages riches en sucre ne diminuent pas le méthane (Ellis et al., 2012). Ces données contradictoires nécessitent des études complémentaires. Par ailleurs, malgré de une longue expérience de sélection de ray-grass riches en sucres, les promoteurs de cette innovation ne réussissent pas pleinement à assurer un rendement optimal et une teneur en sucres constante, ce qui limite le passage de cette technique sur le terrain.

La piste la plus étudiée est l'utilisation de plantes riches en tanins, qui ne nécessite pas d'amélioration génétique. Leur effet sur l'émission de méthane a été montré par méta-analyse (Archimède et al., 2011, Jayanegara et al., 2011) mais il s'agit principalement de plantes des zones tropicales. Par ailleurs les tanins ont généralement des effets négatifs sur la digestibilité des rations, la production fourragère est souvent limitée, et leur utilisation pratique est encore en question.

Cette action ne réunit donc pas les critères permettant de proposer sa mise en dès aujourd'hui, et n'a donc pas été instruite dans cette étude, mais mériterait sans doute d'être ré-examinée d'ici quelque temps.

Archimède H., Eugène M., Marie Magdeleine C., Boval M., Martin C., Morgavi D.P., Lecomte P., Doreau M., 2011. Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes. *Animal Feed Science and Technology*, 166-167, 59-64.

DEFRA, 2010. Ruminant nutrition regimes to reduce methane and nitrogen emissions. Report, Project AC0209, <http://randd.defra.gov.uk>, 37 pp.

Ellis J.L., Dijkstra J., France J., Parsons A.J., Edwards G.R., Rasmussen S., Kebreab E., 2012, Effect of high-sugar grasses on methane emissions simulated using a dynamic model, *Journal of Dairy Science*, 95, 272-285.

Jayanegara A., Leiber F., Kreuzer M., 2011. Meta-analysis of the relationship between dietary tannin level and methane formation in ruminants from in vivo and in vitro experiments. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.*, paru en ligne, doi: 10.1111/j.1439-0396.2011.01172.x

IV. Gestion des effluents, production et consommation d'énergie sur l'exploitation

IV.1. Réduire le stockage des effluents ou leurs émissions de GES

Potentiel unitaire incertain

Optimiser le type d'effluent produit pour obtenir un équilibre CH₄/N₂O minimisant le pouvoir de réchauffement par unité de déjection.

Exemples de sous-actions : favorisation du fumier plutôt que du lisier afin d'augmenter le rapport C/N (stabilisation de l'azote), favorisation du compostage des effluents

La variabilité des émissions au sein des systèmes lisier ou fumier est plus importante que la variabilité entre la moyenne des émissions pour les systèmes lisier et la moyenne des émissions pour les systèmes fumier. Concernant le compostage, il doit être parfaitement maîtrisé pour que les pertes d'azote ne se fassent pas sous la forme de N₂O sous l'effet d'une aération insuffisante. Il existe donc encore des incertitudes sur le type d'effluent optimal en termes d'atténuation des émissions.

Les références concernant les systèmes fumiers sont encore trop peu nombreuses en systèmes bovins, alors que ce type de bâtiments prédomine. Les travaux des 5 dernières années donnent un peu plus de données montrant que les systèmes litières paillées accumulées pourraient être plus émetteurs de CH₄ que les systèmes lisiers (contrairement aux méthodes actuelles de calcul de l'IPCC). L'assiette à court terme est sans doute faible car elle est liée au taux de renouvellement des bâtiments, mais inversement, ces choix impactent les systèmes pour longtemps. Enfin, ce changement doit être associé à de nombreux scénarios du devenir de l'utilisation de la paille qui n'est plus utilisée dans les litières (enfouissement, biochar, bioénergie, alimentation... scénarios 33, 38...) et des conséquences sur les fonctionnements des sols.

IV.2. Produire de l'énergie à partir de biomasse ou d'effluents d'élevage

Connaissances scientifiques et techniques manquantes

Produire du dihydrogène à partir des effluents d'élevage par voie anaérobie et le valoriser énergétiquement, pour limiter les émissions de CH₄ et les émissions de CO₂ issues de la combustion d'énergie fossile.

Un grand nombre d'espèces microbiennes, issues d'environnements variés, peuvent produire du biohydrogène par voie fermentaire. Le potentiel des cultures mixtes microbiennes est particulièrement intéressant au regard de leur large flexibilité métabolique permettant d'envisager d'utiliser des ressources organiques complexes issues du traitement de la biomasse. Toutefois, la diversité microbienne des cultures mixtes est également source d'instabilité des procédés via la présence de métabolismes bactériens multiples pouvant conduire notamment à une reconsumation du bioH₂ produit. A ce jour, peu de moyens d'actions, et essentiellement des modifications physico-chimiques, permettent d'assurer l'optimisation des procédés continus de production de biohydrogène. Les recherches menées ont en particulier permis d'identifier puis d'utiliser des espèces-clés situées au cœur des réseaux métaboliques en tant que contrôleur biologique des écosystèmes microbiens, et ceci en améliorant la stabilité et les rendements de conversion en biohydrogène mais nécessitent encore quelques années avant de pouvoir être envisagées dans un contexte plus applicatif. Cette action n'est donc pas applicable dès aujourd'hui et n'a pas été retenue dans cette étude.

Plusieurs gros projets en lien avec le bioH₂ par voie anaérobie sont en cours actuellement :

- PROMETHEE "Compréhension et optimisation de la production par voie biologique en phase fermentaire de méthane et d'hydrogène à partir de la fraction organique des déchets des ménages" (projet ANR-PNRB 2006-2010),
- INGECOH "Ingénierie écologique d'écosystèmes microbiens producteurs de biohydrogène par voie fermentaire" (projet ANR-Bioénergie 2008-2011)
- ANABIO-H2: "Valorisation de coproduits agricoles et industriels via la production d'hydrogène en utilisant des souches microbiennes anaérobies mésophiles" (projet ANR-Bioénergie 2008-2011)
- DEFI H12 : "Production de bio-hydrogène par électrolyse microbienne" (projet ANR-Bioénergie 2009-2012)
- HYCOFOL_BV : "Production d'hydrogène par couplage de procédés de fermentation à l'obscurité et à la lumière appliqué à la biomasse végétale (projet ANR-Bioénergie 2010-2013)

Produire de l'énergie sur l'exploitation par combustion de biomasse pour diminuer les émissions de CO2 issues de la combustion d'énergie fossile.

Exemples de sous-actions : bois-énergie, valorisation des pailles en énergie, huile végétale pure pour les tracteurs

Une telle action relève des cultures énergétiques et est donc en dehors du périmètre de commande cette étude.

IV.3. Réduire la consommation d'énergie fossile sur l'exploitation agricole

Action sur l'aval

Utiliser l'énergie solaire pour le séchage des produits agricoles pour diminuer le recours à l'énergie fossile en aval de l'exploitation et les émissions de CO₂ énergétique associées.

Exemples de sous-actions et options techniques :

- Développer le préfanage de la luzerne au champ afin de diminuer les besoins énergétiques des usines d'agrofourriture se situant en aval du processus qui déshydratent la luzerne afin de pouvoir la commercialiser.
- Diminuer le taux d'humidité des produits à la récolte (ex. : maïs) afin de diminuer l'énergie nécessaire au séchage des grains en aval, par exemple dans les coopératives.

L'impact du développement de ces pratiques pourrait avoir un effet non négligeable à l'échelle des filières et dans les analyses du cycle de vie des produits concernés. Cependant, malgré le fait que ces actions sont décidées par l'agriculteur, leur principal effet escompté se situe en aval de l'exploitation où moins de CO₂ d'origine fossile sera émis du fait d'un séchage nécessitant moins d'énergie. Ne visant pas une atténuation sur l'exploitation, cette action n'a pas été retenue pour l'analyse dans cette étude.

Annexe 5. Définition et Origine de la méthode de calcul des coûts de transaction des mesures d'atténuation des émissions de GES

L'introduction par la puissance publique de mesures visant à modifier des pratiques agricoles s'accompagne toujours de coûts de transaction pour l'ensemble des parties concernées. Ces parties sont les agriculteurs ciblés par la mesure et les différents services de l'administration publique chargés de la conception, de la mise en œuvre, du suivi et de l'évaluation de cette mesure. En outre elles incluent fréquemment des organismes semi-publics, privés ou associatifs chargés du conseil aux agriculteurs, d'expertise auprès des pouvoirs publics ou de missions de service public.

L'identification des coûts de transaction et des parties concernées par ces coûts peut être faite en retraçant les différentes étapes d'élaboration, de mise en œuvre et d'évaluation d'une mesure. Il est difficile d'être exhaustif dans cette comptabilité, notamment pour les mesures d'adoption volontaire par les agriculteurs, comme les mesures agri-environnementales (MAE). En effet, certains coûts de transaction sont dépensés sans succès et ne sont pas toujours enregistrés. Il s'agit par exemple des agriculteurs ayant participé à des réunions d'information ou de formation liées à l'introduction de nouvelles mesures, mais n'ayant finalement pas adopté l'une de ces mesures. L'autre grande difficulté provient de l'absence de comptabilité analytique dans beaucoup des organismes concernés, notamment de l'administration publique.

Le choix de l'instrument de politique est extrêmement important sur l'ampleur des coûts de transaction, leur part dans le coût total de la politique et l'identité de ceux qui les supportent. Cependant, d'un point de vue économique, ces indicateurs n'ont pas de sens en eux-mêmes. La seule chose qui compte en terme d'efficacité est le coût total de la politique rapporté à son impact environnemental, ici les tonnes d'équivalent CO₂ abattues. Cependant, ce coût total doit bien inclure les coûts de transaction. Considérons par exemple un relèvement de la taxe des produits pétroliers utilisés en agriculture et un ensemble de mesures d'aide à des pratiques agricoles économes en carburants, aboutissant au même abattement des émissions de GES. Les coûts de transaction du relèvement de la taxe sont négligeables, notamment si la taxe existe déjà. Le coût total est la perte de profit des agriculteurs liée au surcoût des carburants, diminuée du produit de la taxe qui est un simple transfert des agriculteurs aux contribuables. Dans le cas de MAE (réglage des moteurs, éco-conduite, réduction du nombre de passages de tracteurs de la préparation du sol à la récolte), les agriculteurs adoptant les mesures font théoriquement un profit positif ou nul coût de transaction compris, sinon ils n'adopteraient pas. Les contribuables financent l'ensemble des coûts d'abattement, le profit des adoptants et les coûts de transaction associés, sauf ceux liés au temps perdu par les agriculteurs non adoptants qui se sont intéressés à ces mesures. Les MAE ont donc des coûts de transaction beaucoup plus élevés pour l'administration et pour les agriculteurs. Elles peuvent s'avérer moins coûteuses globalement que la taxe, dans certains cas précis, en ciblant bien les gaspillages dont résultent des inefficacités faciles à réduire (au sens où cette réduction ne nécessite pas une augmentation significative d'autres facteurs de production). Au contraire de la taxe, les MAE n'entraînent pas de surcoût pour l'ensemble des consommateurs de carburants et donc pour leur production et leur compétitivité. Dans le cas général, où les objectifs d'abattement impliquent de nécessaires substitutions de facteurs et des ajustements de la production, la taxe est plus efficace que les MAE, c'est-à-dire moins coûteuse globalement. En effet, elle égalise sans coûts de transaction le prix du carburant à sa profitabilité marginale, tout en incitant également à la résorption des gaspillages.

Les coûts de transaction propres aux MAE

Le tableau suivant détaille les principaux postes de coûts de transaction au long de la vie d'une MAE. Les coûts des différentes étapes affectent soit les organismes chargés de l'administration des MAE, soit ces mêmes organismes et les exploitations agricoles adoptant ces mesures. Selon les opérations administratives concernées ces coûts sont fixes ou variables avec le nombre de contractants pour les organismes administrateurs ou avec le nombre d'unité sous contrat au niveau des exploitations agricoles.

Ce tableau omet certains déterminants des coûts de transaction dont l'importance a été montrée empiriquement. Il s'agit en premier lieu des effets d'apprentissage, tant au niveau des administrateurs (Faconer et al., 2001) que les exploitants agricoles (Dupraz et al. 2003 ; Ducos et al. 2009) qui réduisent les coûts de transaction en tirant parti des expériences antérieures similaires. Il omet également les coûts de transaction subis par les exploitants agricoles qui ont été touchés par les opérations de promotion des mesures, sans finalement les adopter. Ces derniers peuvent être limités en définissant soigneusement l'éligibilité à chaque mesure et la rémunération offerte pour l'adoption.

Catégories de coûts de transaction des MAE (adapté de Falconer et al., 2001)

Catégories principales	Sous-catégories : opérations administratives	Coûts des organismes administrant les MAE		Coûts au niveau de l'exploitation agricole	
		Coûts fixes par mesure	Coûts variables avec le nombre de participants	Coûts fixes par mesure	Coûts variables le nombre d'unités sous contrats (ha, UGB, etc.)
Information	- analyse de l'objet et de la cible de la mesure dans son contexte géographique	√			
Elaboration	- élaboration du cahier des charges et définition de l'éligibilité - tests et finalisation de la mesure	√			
Mise en œuvre	- promotion de la mesure auprès des agriculteurs éligible - instruction et négociation des contrats, renégociations et avenants - administration des contrats: suivi et paiements,	√	√ √ √	√ √ √	√
Contrôle et sanction	- vérification de la conformité des documents contractuels et inspections sur place		√	√	√
Evaluation	- suivi environnemental et financier, évaluation	√			

Les autres types de coûts de transaction supportés par les agriculteurs sont théoriquement couverts par cette rémunération. Les MAE étant adoptées volontairement, les agriculteurs n'ont pas intérêt à s'engager dans un contrat à perte. Les travaux sur l'adoption montrent que les CTP seraient plus élevés pour les non contractants que pour la population étudiée de contractants (Ducos et al., 2009). Les études ex-post montrent que certains agriculteurs ont perdu de l'argent avec leur MAE en raison de défauts d'anticipation sur les coûts d'opportunité qui dépendent des prix des productions et des facteurs ou sur les coûts de transaction eux-mêmes : tracasseries administratives inattendues.

Résultats du suivi des MAE en 2006 visant à mesurer et à prévoir les coûts de transaction privés (CTP) des contractants de plusieurs régions européennes (200), adossé à une enquête de plus de 2000 agriculteurs dont plus de 1000 contractants : résultats, tableau et figures de Mettepenningen et al. (2007)

Les résultats du suivi des contractants montrent que les coûts totaux des MAE sont en moyenne plus élevés que les paiements correspondants (figure 31) et 49% des 1000 contractants enquêtés seulement assurent que le paiement couvre de 50 à 100% des coûts totaux. Cela laisse penser que le suivi et l'enquête surestiment ces coûts par rapport à une hypothèse de rationalité des contractants, ou bien que seuls les non contractants ont correctement anticipés ces coûts.

La méthode distingue trois types de déterminants du montant des coûts de transaction découlant des MAE: l'agriculteur (formation, expérience des MAE, confiance dans les institutions, relations préétablie avec des organismes de conseil ou de développement), son exploitation (taille en travailleurs, taille en hectare, diversité des productions) et la MAE elle-même (nombre et types de sous-mesures, surface sous contrat, complexité et nouveauté du dispositif, investissements spécifiques).

Les résultats pour un type de déterminants dépendent évidemment des autres. Donc il est faisable, mais pas simple de construire une fonction de CTP ignorant un ou deux types de déterminants. Plus compliqué: la correspondance entre les mesures examinées dans ce suivi et celles que nous avons inventées pour l'étude GES (voir figure 25).

La méthode distingue trois types de coûts de transactions: les coûts de recherche, les coûts de négociation (en réalité ce sont les coûts de constitution des dossiers, car la plupart des contrats sont à prendre ou à laisser) et enfin les coûts de contrôle et de suivi du contrat, notamment les formulaires à remplir pour déclencher les paiements chaque année, les contrôles sur place étant limités à 5% des contrats.

Dans le cas où la mesure est imposée à un ensemble d'exploitation et compensée, on peut éliminer les coûts de recherche: l'agriculteur ne se pose pas la question de l'adoption. En revanche, les coûts de "négociation", de contrôle et de suivi restent si l'agriculteur doit faire la preuve de sa mise en oeuvre pour recevoir la compensation. En l'absence de compensation, une partie de ces coûts disparaît sans doute: l'agriculteur doit simplement s'assurer qu'il respecte la nouvelle règle, mais sans tracasseries vis-à-vis du calcul et du déclenchement de paiements.

Dans le rapport de Mettepenningen et al. (2007), les régressions effectuées expliquent 25 à 67% de la variabilité du temps passé par les agriculteurs contractant à la bureaucratie des MAE., ce qui est plutôt bien sur des données individuelles. Cependant le problème est de passer des jours de travail aux euros. Il paraît difficile de supposer un montant égal pour tous les types d'exploitations. le travail est valorisé par le revenu par travailleur de chaque exploitation selon un nombre de jours annuel standard (275 jours de 8 heures à vérifier).

Le modèle le plus simple et le plus significatif est le suivant (tableau 34), ln désignant le logarithme népérien et la constante ajustée pour le cas français représenté par la Basse-Normandie ($2,826+3,271=6,097$):

$\ln(\text{coût de transaction par ha en euros 2005})=6,097 - 1,1*(\text{dummy études supérieures au bac}) - 1,033*\ln(\text{surface concernée par la mesure})$, R carré de 67%

Le domaine de validité de la formule est assez vaste: le coût de transaction par ha ne s'annule qu'au delà de 366ha. Pour 30 ha sous contrat on trouve environ 12 euros soit environ 10% de la prime moyenne de l'étude de 2006 (Mettepenningen et al., 2007).

Avec le tableau 35, on peut ajuster le résultat selon le type de mesure - par exemple culture intermédiaire- (mais attention au domaine de validité: on est rapidement dans des valeurs négatives si on cumule deux ou trois mesure). La régression correspondante n'a un R carré que de 12,5%. La variable dépendante est **$(\text{coût de transaction par ha en euros 2005} - 50,24)=24,033 - 12,274*(\text{dummy études supérieures au bac}) - 26,668*(\text{dummy mesure culture intermédiaire}) - 3,08*\ln(\text{surface concernée par la mesure})$** . Ces résultats ne sont pas utilisés pour la présente étude car le R carré est faible et la régression dépend fortement d'une action particulière (mise en place d'une culture intermédiaire).

Pour adapter le modèle plus simple (tableau 34) à des mesures qui ne concernent pas seulement des surfaces nous proposons d'utiliser la conversion en production brute standard dite PBS2007 (le règlement (CE) N°1242 /2008 du 8 décembre 2008). Pour ce faire, il faut connaître les surfaces sous contrat qui ont servi à l'estimation. En Basse Normandie (Arnaud et Dupraz, 2006), il s'agissait environ pour deux tiers de terres arables (PBS2007 du blé = 957 €, maïs fourrage 81€ et prairie temporaire 64€) et pour un tiers de prairies permanentes (49€), soit une PBS2007 d'un hectare sous contrat d'environ 360€. La fonction de coût de transaction privé devient donc la suivante, exprimée en euros 2005 par € de PBS 2007 :

$\ln(\text{coût de transaction par € de PBS2007 en euros 2005})=6,097 - 1,1*(\text{dummy études supérieures au bac}) - 1,033*\ln(\text{taille de la production en € de PBS2007 concernée par la mesure}) + \ln(360) - 1,033 * \ln(360)$.

En simplifiant on obtient :

$\ln(\text{coût de transaction par € de PBS2007 en euros 2005})=5,903 - 1,1*(\text{dummy études supérieures au bac}) - 1,033*\ln(\text{taille de la production en € de PBS2007 concernée par la mesure})$

Cette formule ne fournira bien sûr qu'une approximation très grossière des coûts de transaction privés.

Références bibliographiques

- Mettepenningen E., Verspecht A., Van Huylenbroeck G., D'Haese M., Aertsens J, Vandermeulen V. (2007). Analysis of private transaction costs related to agri-environmental schemes: ITAES WP 6Consolidated report. 128 p
- Arnaud S., Dupraz P. (2006). Enquête sur les contrats agro-environnementaux des agriculteurs de Basse-Normandie : Premiers résultats. Rapport du projet FP6 – ITAES, INRA ESR Rennes de Janvier 2006. 23 p.

Annexe 6. Méthode d'estimation des coûts de transactions privées des actions de l'étude

La méthode s'appuie sur les informations de la base du RICA 2010, microdonnées en ligne.

<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/reseau-d-information-comptable/rica-france-microdonnees/>

La méthode s'appuie aussi sur les travaux conduits dans le cadre du projet européen ITAES (2007). Le modèle des coûts de transaction est décrit par l'équation (1), estimé sur des données de 2005. Dans le modèle original, la taille de la production concernée par l'action environnementale était exprimée en ha de diverses cultures et prairies. Nous l'avons convertie en € de PBS 2007 afin de généraliser l'équation à des productions animales.

$$\ln(\text{coûts_Transaction_Privés}) = 5.903 - 1.1 * \text{DUMMY} - 1.033 * \ln(\text{taille de la production en € de PBS 2007}) \quad (1)$$

Avec

DUMMY=1 si la formation générale du chef d'exploitation est inférieure au baccalauréat,

DUMMY=0 si la formation générale du chef d'exploitation est supérieure ou au minimum égale au baccalauréat.

Les coûts de transactions privées sont estimés en euros 2005 par euro de PBS. Dans ce modèle, les variables explicatives sont d'une part le niveau de la production Brute Standard 2007 (PBS 2007) et le niveau de formation générale du chef d'exploitation. Les coûts de transactions privées diminuent quand le niveau de formation générale du chef d'exploitation est élevé et quand la taille de la PBS augmente.

Ce modèle est appliqué pour fournir une estimation moyenne des coûts de transactions privées liées à l'adoption de mesures visant une baisse des émissions de gaz à effet de serre au sein des exploitations. Pour chaque action, l'estimation des coûts de transactions privées retient des exploitations de la base RICA 2010, microdonnées, présentant certaines caractéristiques. La PBS 2007 n'est pas utilisée comme telle dans le modèle. Quand les actions ne touchent que spécifiquement certaines productions, la PBS de ces productions est reconstituée. Elle se base d'une part sur les coefficients de PBS 2007 par produit (Agreste 2011) et sur la taille de la production, en nombre d'hectares quand il s'agit de productions végétales et effectifs moyens d'animaux, nombre de tête d'animaux, quand il s'agit de productions animales. Pour les productions animales, nous retenons les effectifs moyens présents sur l'année conformément à la logique du coefficient de PBS d'Agreste.

Une PBS relative aux productions concernées est estimée pour chaque exploitation du RICA, celle-ci est une combinaison linéaire des coefficients de PBS unitaire et des surfaces ou des effectifs animaux i correspondants. La PBS permet d'estimer selon le modèle (1) les coûts de transactions privées relatifs aux productions concernées à l'échelle de l'exploitation (CTP). Ces coûts sont exprimés en euros par euro de PBS.

$$\text{PBS affectée (€)} = \sum S_i \text{PBS}_i \quad (2)$$

$$\text{CTP/ha} = \text{CTP en euros} * (\text{PBS affectée en euros/surface ou effectif}) * 1.09 \quad (3).$$

Le coefficient de 1.09 correspond au taux d'évolution de l'indice général des prix entre l'année 2005, année de base de l'estimation et l'année 2010.

Source : <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/bsweb/theme.asp?id=06>.

Le programme estime en moyenne les CTP pour l'ensemble des exploitations retenues, en appliquant un coefficient de pondération relatif à la représentativité de chaque exploitation dans l'univers. Le coefficient de pondération du RICA est la variable extr2.

Variables du RICA utilisées :

Les variables présentes dans les microdonnées selon les fiches descriptives accompagnant la table des données sont

-la surface pour chaque culture décrite en classe de la manière suivante :

Classe 1 : /* classe de 1 a 5 ha */	Classe 11 : /* classe de 50 a 60 ha */	Classe 21 : /* classe de 150 a 160 ha */
Classe 2 : /* classe de 5 a 10 ha */	Classe 12 : /* classe de 60 a 70 ha */	Classe 22 : /* classe de 160 a 170 ha */
Classe 3 : /* classe de 10 a 15 ha */	Classe 13 : /* classe de 70 a 80 ha */	Classe 23 : /* classe de 170 a 180 ha */
Classe 4 : /* classe de 15 a 20 ha */	Classe 14 : /* classe de 80 a 90 ha */	Classe 24 : /* classe de 180 a 190 ha */
Classe 5 : /* classe de 20 a 25 ha */	Classe 15 : /* classe de 90 a 100 ha */	Classe 25 : /* classe de 190 a 200 ha */
Classe 6 : /* classe de 25 a 30 ha */	Classe 16 : /* classe de 100 a 110 ha */	Classe 26 : /* classe de 200 a 250 ha */
Classe 7 : /* classe de 30 a 35 ha */	Classe 17 : /* classe de 110 a 120 ha */	Classe 27 : /* classe de 250 a 300 ha */
Classe 8 : /* classe de 35 a 40 ha */	Classe 18 : /* classe de 120 a 130 ha */	Classe 28 : /* classe de 300 a 350 ha */
Classe 9 : /* classe de 40 a 45 ha */	Classe 19 : /* classe de 130 a 140 ha */	Classe 29 : /* classe de 350 a 400 ha */
Classe 10 : /* classe de 45 a 50 ha */	Classe 20 : /* classe de 140 a 150 ha */	Classe 30 : /* classe sup a 400 ha */

Pour chaque observation, nous avons approché la surface par le centre de la classe à laquelle l'observation appartient, et 425 pour la classe 30.

La variable FOGEN décrivant la formation générale du chef d'exploitation est retenue. Elle prend les modalités suivantes :

"FOGEN;0;Aucune formation générale";;
 "FOGEN;1;Certificat d'études primaires";;
 "FOGEN;2;Enseignement secondaire de cycle court";;
 "FOGEN;3;Enseignement secondaire de cycle long";;
 "FOGEN;4;Enseignement supérieur";;

Autres informations.

Sont aussi utilisées les tables des coefficients de marge brute en unités de compte européenne correspondant à ces cultures. L'information disponible est régionalisée mais dans l'estimation des coûts de transactions privées, l'estimation des coûts de transactions privées retient la PBS nationale.

SSP-SDSSR-BSPCA

Tableau récapitulatif des coefficients de Production Brute Standard (PBS) "2007"

Code	Intitulé	Unité	France Métropole
B_1_1_1	Blé tendre et épeautre	Euros par ha	946
B_1_1_2	Blé dur	Euros par ha	967
B_1_1_3	Seigle	Euros par ha	632
B_1_1_4	Orge	Euros par ha	812
B_1_1_5	Avoine	Euros par ha	593
B_1_1_6	Maïs grain (non irrigué)	Euros par ha	1 087
B_1_1_7	Riz	Euros par ha	1 321
B_1_1_99	Autres céréales	Euros par ha	625
B_1_2	Légumes secs et protéagineux - total	Euros par ha	690
B_1_2_1	Pois, fèves et lupins doux	Euros par ha	690
B_1_2_2	Légumes secs et cultures protéagineuses autres	Euros par ha	690
B_1_3	Pommes de terre (y c les primeurs et les plants)	Euros par ha	7 055
B_1_4	Betteraves sucrières (à l'exception des semences)	Euros par ha	2 441
B_1_5	Plantes sarclées fourragères (à l'exception des semences)	Euros par ha	158
B_1_6_1	Tabac	Euros par ha	9 413
B_1_6_2	Houblon	Euros par ha	7 776
B_1_6_3	Coton (déclaré NE)	Euros par ha	
B_1_6_4	Colza ou navette	Euros par ha	918
B_1_6_5	Tournesol	Euros par ha	663
B_1_6_6	Soja	Euros par ha	758
B_1_6_7	Lin oléagineux	Euros par ha	728
B_1_6_8	Autres plantes oléagineuses ou textiles	Euros par ha	728
B_1_6_9	Lin textile	Euros par ha	1 737
B_1_6_10	Chanvre	Euros par ha	2 530
B_1_6_11	Autres plantes textiles	Euros par ha	1 737
B_1_6_12	Plantes aromatiques, médicinales et condimentaires	Euros par ha	1 774
B_1_6_99	Autres plantes industrielles non mentionnées ailleurs	Euros par ha	1 774
B_1_7	Lég. frais, melons, fraises	Euros par ha	
B_1_7_1	Lég. frais, melons, fraises, de plein champ ou sous abri bas (non accessible)	Euros par ha	
B_1_7_1_1	Lég. frais, melons, fraises, culture de plein champ	Euros par ha	4 372
B_1_7_1_2	Lég. frais, melons, fraises, culture maraîchère	Euros par ha	24 360
B_1_7_2	Lég. frais, melons, fraises, sous serre ou sous autre abri (accessible)	Euros par ha	73 080
B_1_8_1	Fleurs et plantes ornementales (non compris pépinières) de plein air ou sous abri bas (non accessible)	Euros par ha	118 000
B_1_8_2	Fleurs et plantes ornementales (non compris pépinières) sous serre ou sous autre abri (accessible)	Euros par ha	198 000
B_1_9	Total fourrages	Euros par ha	

B_1_9_1	Prairies temporaires	Euros par ha	48
B_1_9_2	Plantes fourragères annuelles	Euros par ha	
B_1_9_2_1	Maïs fourrage	Euros par ha	82
B_1_9_2_2	Légumineuses	Euros par ha	116
B_1_9_2_99	Autres plantes fourragères annuelles	Euros par ha	82
B_1_10	Semences et plants de terres arables	Euros par ha	1 569
B_1_11	Autres cultures de terres arables	Euros par ha	750
B_1_12_1	Jachère non subventionnée	Euros par ha	0
B_1_12_2	Jachère subventionnée	Euros par ha	0
B_2	Jardins familiaux	Euros par ha	
B_3	Total prairies et pâturages permanents	Euros par ha	
B_3_1	Prairies permanentes hors pâturages pauvres	Euros par ha	36
B_3_2	Pâturages pauvres	Euros par ha	8
B_3_3	Prairies permanentes non exploitées à des fins de production et donnant droit au versement de subventions	Euros par ha	0
B_4_1	Plantations d'arbres fruitiers et baies	Euros par ha	
B_4_1_1	Espèces fruitières	Euros par ha	
B_4_1_1_1	Espèces fruitières d'origine tempérée	Euros par ha	9 714
B_4_1_1_2	Espèces fruitières d'origine subtropicale	Euros par ha	12 180
B_4_1_2	Baies	Euros par ha	15 797
B_4_1_3	Fruits à coque	Euros par ha	2 966
B_4_2	Agrumeraies	Euros par ha	8 201
B_4_3	Oliveraies	Euros par ha	2 191
B_4_3_1	Olives de tables (déclaré NS)	Euros par ha	2 191
B_4_3_2	Olives à huile (déclaré NS)	Euros par ha	2 191
B_4_4	Vignes-total	Euros par ha	
B_4_4_1	Vignes pour vins de qualité	Euros par ha	16 008
B_4_4_2	Autres vignes	Euros par ha	4 691
B_4_4_3	Vignes pour raisins de table	Euros par ha	8 400
B_4_4_4	Vignes pour raisins secs	Euros par ha	8 400
B_4_5	Pépinières	Euros par ha	16 500
B_4_6	Autres cultures permanentes	Euros par ha	1 510
B_4_7	Cultures permanentes sous serre	Euros par ha	66 000
B_6_1	Champignons	Euros pour 100 m ²	9 000
B_6_1	Champignons	Euros par récolte pour 100 m ²	1 500
C_1	Equidés	Euros par tête	921
C_2_1	Bovins de moins de 1 an	Euros par tête	608
C_2_2	Bovins mâles de 1 à moins de 2 ans	Euros par tête	360
C_2_3	Bovins femelles de 1 à moins de 2 ans	Euros par tête	400
C_2_4	Bovins mâles de 2 ans et plus	Euros par tête	181
C_2_5	Génisses de 2 ans et plus	Euros par tête	155
C_2_6	Vaches laitières	Euros par tête	1 981
C_2_99	Autres vaches	Euros par tête	642
C_3_1	Ovins total	Euros par tête	
C_3_1_1	Brebis	Euros par tête	131
C_3_1_99	Autres ovins	Euros par tête	66
C_3_2	Caprins total	Euros par tête	
C_3_2_1	Chèvres	Euros par tête	467
C_3_2_99	Autres caprins	Euros par tête	50
C_4_1	Porcelets d'un poids vif de moins de 20 kg	Euros par tête	207
C_4_2	Truies reproductrices de 50kg ou plus	Euros par tête	791
C_4_99	Autres porcins	Euros par tête	217
C_5_1	Poulets de chair	Euros pour 100 têtes	952
C_5_2	Poules pondeuses	Euros pour 100 têtes	1 271
C_5_3	Autres volailles	Euros pour 100 têtes	2 089
C_6	Lapines mères	Euros par tête	202
C_7	Abeilles	Euros par ruche	132

Source : Agreste - Production brute standard et classification des exploitations (SSP-SDSSR-BSPCA)

Exemple de calcul de CTP

Nous prenons le cas de l'introduction de légumineuses dans les prairies temporaires pour illustrer l'application de la formule (1) de calcul des coûts de transaction privés, car ce cas ne mobilise que qu'un seul type de production.

Dans le RICA 2010, nous avons sélectionné les exploitations exploitant dans prairies temporaires. Cet échantillon représente au total 136640 exploitations de l'univers du RICA, dont 107485 (78 %) avec un chef d'exploitation ayant un niveau d'éducation générale strictement inférieur au Baccalauréat (FOGEN<3) et 29155 (22 %) avec un niveau supérieur ou égal.

La formule (1) est appliquée à chaque observation du RICA 2010 dont la surface en prairies temporaires est non nulle. La taille de la production en € de PBS 2007 est cette surface multipliée par 48€/ha d'après la ligne de code B_1_9_1 du tableau précédent.

Prenons par exemple une exploitation dont la surface en prairie temporaire est de 25 ha.

La PBS correspondant à cette surface est 25 ha multipliée par 48 €/ha soit 1200 €.

- a) Si le chef de cette exploitation a un niveau d'éducation supérieur au Baccalauréat (FOGEN =3 ou FOGEN > 3), alors le coût de transaction par € de PBS est calculé par la formule (1) soit :**

$$\ln(\text{coûts_Transaction_Privés}) = 5.903 - 1.1 - 1.033 \cdot \ln(1200) = -2,52105$$

$$\text{coûts_Transaction_Privés} = \exp(-2,52105) = 0,08 \text{ € de 2005 par € de PBS 2007.}$$

Ainsi les coûts de transaction privés pour cette exploitation et cette action est estimé à 0.08 € de 2005 par € de PBS 2007 multiplié par 1200 € de PBS 2007, soit 96 € de 2005.

Cela correspond à $96 * 1,09 = 104,64$ € de 2010 et à 4,19 € de 2010 par hectare de prairie temporaire concerné.

- b) Pour une même surface de 25 ha de prairie concernée, si le chef d'exploitation a un niveau inférieur au Baccalauréat, la formule qui s'applique est :**

$$\ln(\text{coûts_Transaction_Privés}) = 5.903 - 1.033 \cdot \ln(1200) = -1,42105$$

$$\text{coûts_Transaction_Privés} = \exp(-1,42105) = 0,24 \text{ € de 2005 par € de PBS 2007.}$$

Ainsi les coûts de transaction privés pour cette exploitation et cette action est estimé à 0.24 € de 2005 par € de PBS 2007 multiplié par 1200 € de PBS 2007, soit 289,75 € de 2005.

Cela correspond à $289,75 * 1,09 = 315,83$ € de 2010 et à 12,63 € de 2010 par hectare de prairie temporaire concerné, soit 3 fois plus environ que dans le cas précédent. Cela illustre l'influence négative du niveau d'éducation sur les coûts de transaction.

La taille de la production a également un effet négatif sur les coûts de transaction unitaire. Ainsi selon le même calcul pour un chef d'exploitation n'ayant pas le Baccalauréat mais une surface de prairie concernée de 20 ha, les coûts de transaction s'élèvent à 15,90 € de 2010 par hectare de prairie temporaire concerné.

Une fois le calcul effectué pour chaque exploitation concernée de l'échantillon RICA 2010, nous calculons la moyenne pondérée par le coefficient d'extrapolation de chaque observation correspondante (38,90€/ha). Nous fournissons également les valeurs estimées minimale (0.40€/ha) et maximale (152€/ha) dans la section 5.4 et le tableau correspondant en annexe.

Références bibliographiques

Agreste, Ministère de l'Agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire, Service de la Statistique et de la Prospective, sous-direction des synthèses statistiques et des revenus, Bureau des statistiques sur les productions et les comptabilités agricoles, (2011)

Production brute standard et nouvelle classification des exploitations agricoles, note documentaire,

http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_pbs.pdf

Agreste, base de données du RICA en ligne, microdonnées RICA 2010,

<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/reseau-d-information-comptable/rica-france-microdonnees/>

Sixth Framework Programme Priority 8 Policy Oriented Research, Specific Targeted Research Project No SSPE-CT-2003-502070, Integrated Tools to Design and Implement Agro environmental Schemes (ITAES). Deliverable N° 15, Document number IATES WP6 P3D15, Analysis of Private Transaction Costs related to agri environmental schemes, IATES WP6 Consolidated Report, 2007, 128 p.

Annexe 7. Le calcul de marges par hectare : estimations à partir du RICA

La marge (M_i) par hectare se définit comme la différence entre les recettes (R_i) et les dépenses (CI_i) pour un hectare de production donnée.

$$M_i = R_i - CI_i$$

Le RICA collecte de nombreuses données au niveau de chaque production (blé tendre, blé dur...) : on dispose du volume de production et de la superficie (dont on déduit un rendement Rdt_i), du produit des ventes en valeur et volume (dont on peut déduire le prix P_i) ainsi qu'une recette par hectare (R_i).

$$R_i = P_i \cdot Rdt_i$$

Par contre, les dépenses variables (CI), détaillées par nature [engrais (Y), produits phytosanitaires (Z), semences (X) et carburants(W)], restent globales au niveau de l'exploitation agricole et ne sont pas réparties selon les différentes productions. Il est donc impossible de calculer une marge pour chaque production à partir des données observées.

$$CI = Y + Z + X + W$$

Les marges utilisées ont été calculées en utilisant un modèle économétrique pour répartir les différentes dépenses entre les cultures. Le modèle retenu est simple : les dépenses d'engrais Y d'une exploitation f dépendent des espèces et du nombre d'hectares cultivés. En retenant une forme linéaire, on suppose que les terres d'un même agriculteur sont homogènes. L'hétérogénéité des terres entre agriculteurs est captée par le terme d'erreur e_f .

$$Y_f = a_1 \cdot S_{1f} + \dots + a_i \cdot S_{if} + \dots + e_f$$

Avec Y_f = engrais total pour l'exploitation f
 a_i : coût des engrais utilisés pour 1 ha de culture i
 S_i : superficie en culture i
 e_f : terme d'erreur
 f : indice de l'exploitation agricole

Liste des cultures i : blé tendre, blé dur, orge, maïs grain et semences, autres céréales, pommes de terre, betteraves, pois et fèves, tournesol, colza, autres oléagineux, autres grandes cultures, légumes plein champ, légumes sous verre, fleurs, pommes de table, fruits à coque, autres fruits, vigne, autres cultures permanentes, maïs fourrage, plantes sarclées fourragères, fourrages artificiels, prairies temporaires, prairies permanentes.

Cette équation est reprise successivement pour les dépenses que l'on peut affecter aux cultures :

les dépenses en produits phytosanitaires	$Z_f = b_1 \cdot S_{1f} + \dots + b_i \cdot S_{if} + \dots + k_f$
les dépenses en semences	$X_f = c_1 \cdot S_{1f} + \dots + c_i \cdot S_{if} + \dots + h_f$
et les dépenses en carburants	$W_f = d_1 \cdot S_{1f} + \dots + d_i \cdot S_{if} + \dots + g_f$

Une marge par hectare pour chaque culture i (M_i) peut alors être calculée de la façon suivante :

$$M_i = R_i - a_i - b_i - c_i - d_i$$

<i>Estimation de marges à partir du Réseau d'information comptable agricole</i>									
Végétaux	Rendement (100 kg/ha)	Prix (euros)	Produit (euros/ha)	Engrais (euros/ha)	Produits phyto- sanitaires (euros)	Semences (euros)	Carburants (euros)	Ensemble (euros)	Marge estimée (euros/ha)
	<i>Rdt_i</i>	<i>P_i</i>	<i>R_i</i>	<i>a_i</i>	<i>b_i</i>	<i>c_i</i>	<i>d_i</i>		<i>M_i</i>
Céréales									
Total blé tendre	73	18	1 279	146	159	57	45	408	871
Total blé dur	52	21	1 112	174	174	124	43	515	597
Maïs grain	88	19	1 681	239	99	164	82	584	1 097
Total orge et escourgeon	62	15	923	229	109	88	58	483	440
Autres céréales non mélangées	47	18	850	102	47	55	82	286	563
<i>Pommes de terre</i>									
Betteraves industrielles	839	3	2 267	412	188	330	128	1 058	1 210
Protéagineux									
Féveroles et fèves	38	19	734	0	210	74	47	331	404
Oléagineux									
Colza et navette	33	37	1 198	225	246	0	54	525	673
Tournesol	24	40	944	124	86	66	58	335	609
Autres oléagineux	22	42	935	94	159	0	55	308	627
Cultures permanentes									
Pommes de table	360	43	15 367	266	1 500	77	266	2 109	13 257
Autre fruits	107	86	9 188	313	499	76	151	1 039	8 149
Vignes	76	336	25 397	81	440	0	70	591	24 806

Source : Agreste - Rica, calculs INRA

Partie II

Analyse des dix actions techniques

Action 1

Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse, en les utilisant mieux et en valorisant plus les ressources organiques, pour réduire les émissions de N₂O associées

Auteurs

Sylvie Recous (INRA-EA)
Catherine Hénault (INRA-EA)
Laure Bamière (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Caroline Colnenne-David (INRA-EA)
Marie-Hélène Jeuffroy (INRA-EA)

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame (INRA-SAE2)
Jean-Baptiste Duclos (INRA-SAE2)
Lénaïc Pardon (INRA-DEPE)

Relecteur scientifique externe

Thierry Morvan (INRA-EA)
Jean-Marie Machet (INRA-EA)

Relecteur technique externe

Jean-Pierre Cohan (Arvalis – Institut du Végétal)

Nous remercions les personnes qui nous ont consacré du temps en répondant à nos questions, en nous confiant des données et des publications : Philippe Eveillard (UNIFA), Nathalie Damay et Caroline Le Roux (LDAR), Marc Hervé (Eurochem), Michel Cariolle (ITB), M. Lambert (Yara), C. Rocca (InVivo), Françoise Vertes, Sabine Houot, (INRA).

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

L'action concerne la fertilisation azotée minérale des grandes cultures et les effets de pratiques de gestion sur les émissions de N_2O , soit en diminuant les émissions directes ou indirectes d'oxydes d'azote par unité d'azote apporté, soit en diminuant les doses de fertilisant de synthèse apportées grâce à une amélioration de l'efficacité de l'azote. Les sous-actions étudiées s'inscrivent dans le cadre d'un consensus sur les excédents d'azote dans les systèmes cultivés en France, sur la faible efficacité globale de l'azote apporté par les engrais minéraux de synthèse, enfin sur le potentiel de bonnes pratiques agricoles à améliorer cette situation ("la bonne dose, la bonne forme, au bon moment, au bon endroit"). Cette action s'entend sans diminution notable de la production agricole et sans bouleversement des systèmes de production.

D'autres actions de l'étude conduisent aussi à la diminution des apports de fertilisants azotés de synthèse (notamment l'accroissement des surfaces de légumineuses, l'introduction de cultures intermédiaires, le développement de l'agroforesterie, la désintensification des prairies, etc.). Elles ne seront donc pas mentionnées ici, puisqu'elles font l'objet, chacune, d'une évaluation détaillée. L'action, présentée ici, traite spécifiquement des effets liés aux pratiques de fertilisation azotée, néanmoins elle n'est pas exhaustive et n'a pas abordé toutes les possibilités techniques de modulation de la fertilisation azotée. Nous avons retenu celles qui nous semblaient être les principales possibilités d'amélioration, soit au regard de l'importance de l'assiette concernée (ex. céréales à l'échelle France), soit au regard du potentiel d'atténuation unitaire et des développements scientifiques récents (ex. inhibiteurs de nitrification).

Nous avons organisé cette action en trois volets, qui sont fondés sur :

- une diminution possible de la dose d'azote minéral apportée par une généralisation de la démarche du bilan d'azote minéral, et de la réduction des intrants dans les systèmes de culture ;
- une substitution meilleure par les produits résiduels organiques (effluents d'élevage et déchets organiques) ;
- une amélioration de l'efficacité de l'azote minéral apporté par certaines pratiques culturales (dates d'apport, formes d'azote, placement de l'azote).

Il est à noter que ces différentes sous-actions conduisent généralement toutes à une diminution de la dose d'azote minéral apportée, mais nous avons choisi cette structuration parce que les leviers d'action procèdent de logiques différentes.

Nous avons décrit les potentiels d'atténuation et les effets sur les coûts pour les principales grandes cultures à l'échelle de la ferme France, pour lesquelles à la fois un ensemble de données statistiques et des références techniques étaient disponibles. Ceci nous permet la comparaison des différentes sous-actions quant à l'importance de leur potentiel d'atténuation et de leur coût, et dans certains cas, leur combinaison. La question de la fertilisation des prairies est abordée par l'action 6.

2. Description de l'action

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

Plusieurs mécanismes peuvent être à l'origine d'une réduction des émissions de N_2O et de CO_2 liés à la fertilisation azotée des cultures par une modification des pratiques culturales. Nous décrivons ces mécanismes, en les séparant en effets directs et indirects se produisant à l'échelle de l'exploitation agricole et en amont de l'exploitation.

Les effets liés à la gestion sur l'exploitation

Les méta-analyses conduites à partir de publications présentant des mesures de flux de N_2O par les sols font ressortir qu'en grandes cultures, les quantités d'azote apporté dans les sols déterminent l'intensité des émissions de N_2O . Ainsi, les méthodologies de base pour réaliser les inventaires d'émission de N_2O par les sols cultivés sont basées sur la connaissance des apports de fertilisants azotés dans les sols. La méthodologie proposée par l'IPCC calcule à la fois des émissions directes de N_2O par les sols, c'est-à-dire celles qui ont lieu directement dans les parcelles recevant des fertilisants, et des émissions indirectes qui ont lieu dans d'autres compartiments de l'environnement après un transport (lixiviation ou volatilisation et redéposition) de l'azote apporté à la parcelle.

Dans cette action, nous nous attacherons à mettre en place des pratiques permettant de diminuer l'accumulation de nitrate dans les sols, soit par l'apport de doses plus faibles d'engrais, soit en ralentissant son accumulation (forme d'azote nécessitant une hydrolyse ou une nitrification, par exemple) ou en accélérant sa consommation (bonne synchronisation avec l'absorption d'azote par les cultures, par exemple), ces deux dernières approches permettant ainsi d'améliorer l'efficacité des engrais apportés vis-à-vis de la croissance des plantes.

Nous attendons de ces pratiques qu'elles permettent de diminuer les émissions directes de N₂O par une diminution des quantités apportées et/ou par une meilleure efficacité de ces apports, ainsi que les émissions indirectes qui sont elles aussi liées aux quantités d'azote apportées ainsi qu'à l'efficacité des apports.

Les autres effets

La modification des pratiques culturales peut aussi affecter le nombre d'apports d'engrais, c'est-à-dire le nombre de passages pour l'épandage de l'azote (fractionnement), les techniques d'épandage (solides, liquides, enfouis, en surface, etc.), les formes (physiques et chimiques) d'azote apportées. Ces modifications affectent des émissions directes liées à la consommation d'énergie des engins agricoles, et en amont ces pratiques influencent les émissions liées à la fabrication et aux transports des engrais azotés. **Ce poste "amont" nous semble important à considérer dans l'évaluation de cette action, puisque la fabrication et le transport des engrais azotés sont directement liés à la demande en engrais des exploitations agricoles.** Nous n'avons pas considéré les émissions "aval" pouvant être affectées par les mesures liées à la résorption des surplus d'azote (traitements des eaux, eutrophisation des milieux côtiers, etc.) et qui pourraient être modifiées suite à cette action.

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

Contexte

Les engrais azotés de synthèse représentent un poste énergétique important de l'agriculture française. La France est le 7^e consommateur d'engrais minéraux dans le monde, avec environ 3,5 millions de tonnes d'éléments fertilisants consommés chaque année, représentant environ 2% du marché mondial. L'agriculture française ne dépend pas uniquement de la fertilisation minérale, puisque celle-ci ne représente que 45% de la fertilisation totale, contre 55% pour les fertilisants organiques. La France dispose encore d'une industrie de production d'engrais importante, et la part des engrais non importés représente, en 2012, 40% du marché français d'après l'Union des Industries de la Fertilisation (UNIFA). Mais ces industries doivent importer la quasi-totalité des matières premières nécessaires. Le développement d'unités industrielles de production dans les pays disposant des matières premières de base et de plus faibles coûts de main d'œuvre a pour conséquence l'augmentation des importations en provenance des pays tiers.

Il y a eu augmentation de la fertilisation azotée minérale jusqu'en 2002 environ, puis une diminution progressive de l'apport d'engrais azotés à l'échelle France équivalente depuis 20 ans. Les livraisons d'engrais étaient en moyenne de 94,4 kgN/ha de surface fertilisable en 1990-91-92 et de 83,1 kgN/ha en 2011-12-13, soit une baisse de 12%, plus marquée sur betterave ou prairies que sur céréales (UNIFA 2013).

A partir des années 1970, les approches de fertilisation raisonnée se sont développées en France, et notamment la "méthode du bilan d'azote minéral" qui consiste à déterminer les besoins en azote de la culture et l'offre du sol, et à équilibrer le bilan par la fertilisation minérale (Hébert, 1959). Largement reprise sous différentes formes, elle est devenue un cadre conceptuel de référence (COMIFER, 2012). Cependant, l'enquête "Pratiques culturales" en 2006 révélait une appropriation encore limitée des éléments nécessaires à la mise en œuvre de ce bilan (estimation ou mesures de reliquats d'azote, prise en compte d'un effet "précédent", fixation d'un objectif de rendement réaliste) et seulement 7% des surfaces faisaient l'objet d'un pilotage de la fertilisation azotée (Agreste, 2010).

Malgré l'importance des recherches menées au cours des 30 dernières années sur les pratiques de fertilisation azotée, les études les plus récentes relatives aux impacts environnementaux de la gestion de l'azote indiquent qu'un des problèmes majeurs reste la faible efficacité de l'azote apporté, qui conduit à apporter des quantités considérables d'azote pour assurer la production agricole. Moins de la moitié de l'azote apporté par un fertilisant est en moyenne absorbé par la culture fertilisée (Reay et al., 2012). Cette faible efficacité provient notamment du fait que l'azote apporté est soumis à un certain nombre de processus biologiques et physiques, qui interviennent très tôt après les apports d'azote, et qui sont en forte compétition avec le peuplement végétal (pertes gazeuses, organisation microbienne, transport et lixiviation). Pourtant, plus la disponibilité de l'azote est synchronisée avec la demande potentielle en azote de la culture, et plus le recouvrement de cet azote apporté par la culture est important (Recous et Machet, 1999). Ces connaissances sont passées progressivement dans la pratique, ce qui s'est traduit par une augmentation du fractionnement des apports (augmentation du nombre d'épandages), mais ceci n'a pas conduit à réduire les doses totales d'azote apporté (Agreste, 2010).

La France est en situation d'excédent fort pour l'azote minéral. Les activités agricoles ont généré en 2010 en moyenne 32 kg par hectare de surplus d'azote, c'est-à-dire le quart de la fertilisation azotée globale et 23% de la quantité moyenne d'azote apporté par la fertilisation minérale. Néanmoins, on observe une forte variabilité régionale liée à la localisation des régions à forte composante de production animale (Commissariat général au développement durable, n°448, Septembre 2013). En effet, les zones de forte disponibilité des produits organiques, notamment les régions d'élevage intensif, sont aussi les plus excédentaires du point de vue du bilan N. Au sein de ces régions, les cultures fertilisées avec des fertilisants organiques sont plus excédentaires que les cultures fertilisées uniquement par des engrais minéraux. En grandes cultures, 75% des

surfaces des parcelles reçoivent exclusivement de l'azote minéral. La dose moyenne d'azote apportée est de 145 kgN/ha quand la fertilisation est exclusivement minérale. Les surfaces fertilisées à la fois par de l'azote organique et de l'azote minéral reçoivent 45 kg par hectare d'azote minéral en moins. Les céréales reçoivent en moyenne très peu d'azote organique en raison de la spécialisation agricole des régions (Enquête Pratiques Culturelles, 2006) mais aussi des contraintes relatives aux épandages vis-à-vis des besoins en azote de ces cultures.

Sous actions étudiées

A. Le premier volet concerne la **réduction de la dose d'engrais minéraux**, par la généralisation de la démarche du bilan d'azote minéral, et de la réduction des intrants dans les systèmes de culture ; il comporte deux sous-actions.

A1. Mieux ajuster la dose d'engrais minéral par un calcul de bilan d'azote

L'objectif était d'examiner l'impact d'une généralisation d'un calcul de bilan d'azote minéral, déjà obligatoire dans les "zones vulnérables" et repris dans le cadre réglementaire récent (voir dose "opposable" dans les arrêtés préfectoraux 2012), et son application effective aux grandes cultures. Le principe s'appuie sur l'équilibre entre l'offre et la demande en azote d'un peuplement permettant un calcul prévisionnel de la quantité d'engrais à apporter, ce calcul impliquant notamment la fixation d'un objectif de rendement, et l'estimation ou la mesure de reliquats d'azote à l'ouverture du bilan. Ce calcul prévisionnel peut être assorti d'un pilotage tactique de la fertilisation azotée, pour assurer un ajustement optimal avec la demande du peuplement grâce à l'utilisation d'indicateurs de nutrition azotée des peuplements. Cette méthode serait étendue à toutes les surfaces (zones vulnérables et non vulnérables). Pour toute information détaillée et actualisée sur cette méthode, on peut se référer au site du COMIFER (<http://www.comifer.asso.fr/>). Cependant l'enquête "Pratiques culturelles" 2006 a montré (Agreste, 2010) :

- une dose totale qui est légèrement inférieure quand la culture est fertilisée à la "dose habituelle" sans calcul explicite (et notamment sans prise en compte d'un objectif de rendement), comparée à la dose totale calculée par une méthode de raisonnement pour cette même culture ;
- une dose qui augmente lorsqu'un pilotage de la fertilisation est mis en œuvre (ce qui signifie que l'azote apporté en fonction de l'observation de carences azotées est une quantité supplémentaire, et ne résulte pas du fractionnement piloté d'une dose prévisionnelle totale calculée) ;
- une dose totale qui augmente avec le nombre de fractionnements des apports (ajout d'azote en fonction d'objectifs de qualité en dépassant, si nécessaire, la dose totale prévisionnelle) ;
- une surestimation fréquente et qui peut être importante des rendements espérés (entrant dans le calcul des besoins en azote) par rapport aux rendements réalisés, conduisant à une surestimation des besoins totaux en azote par rapport aux besoins réels. Les chiffres disponibles indiquent des écarts de rendements de l'ordre de 10 à 20% qui peuvent se traduire par des apports d'azote supérieurs aux besoins du peuplement de l'ordre de 10 à 60 kgN/ha/an (Tableau 6, section 5.1).

Même si la situation a sans doute évolué depuis l'enquête 2006, ces données suggèrent donc que les excédents d'azote minéral apportés sur les grandes cultures seraient d'abord liés à des rendements espérés souvent trop élevés, et dans une moindre mesure à la mise en œuvre de pratiques correctrices (fractionnement, outils de pilotage) intéressantes pour la quantité et la qualité de la biomasse produite mais qui, en moyenne, ne conduisent pas à réduire les doses d'azote. Le prix des produits agricoles d'une part et des engrais d'autre part, conduisent l'agriculteur à ne pas prendre le risque de limiter un rendement exceptionnel par une quantité d'azote minéral qui pourrait s'avérer être limitante de la production dans certains cas (Agreste Primeur, 2012).

Nous avons estimé l'atténuation possible avec un objectif de rendement plus réaliste pour les grandes cultures, et qui conduit à une réduction de la dose prévisionnelle d'azote apporté de l'ordre de 15 à 20 kgN/ha (soit 10 à 15% de la dose totale). Nous avons complété cette approche avec un second calcul un peu plus théorique de l'effet d'une bonne mise en œuvre du raisonnement prévisionnel et du pilotage de la fertilisation azotée à l'aide d'un Outil d'Aide à la Décision (OAD) sur la dose totale d'azote minéral apportée.

A2. Réduire la fertilisation azotée minérale dans le cadre d'une réduction d'intrants phytosanitaires (démarche Ecophyto 2018)

Cette sous-action correspond à la mise en place d'un scénario de réduction d'intrants caractérisé et chiffré dans l'étude Ecophyto R&D (INRA, 2009). Le scénario retenu est le scénario présenté dans les sections "Grandes Cultures" de l'étude réalisée par l'INRA, scénario d'une baisse de l'utilisation des pesticides d'un tiers par rapport à la situation actuelle, encore appelé scénario "protection intégrée" (ou niveau "2a"). Cette baisse est à peu près équivalente en grandes cultures et viticulture. Nous l'avons retenu au sein de plusieurs scénarios du rapport Ecophyto R&D car il n'implique pas une modification des systèmes de culture, et conduit à des diminutions faibles des rendements et correspond donc au cahier des charges de l'étude GES.

Cette étude utilise aussi l'enquête "Pratiques culturales" de l'année 2006, et donc les références sont compatibles avec celles utilisées dans les autres sous-actions. D'après la synthèse Ecophyto R&D, les baisses d'intrants phytosanitaires conduisent à des réductions de rendements (6% en grandes cultures) et induisent des baisses de fertilisation. Nous avons estimé pour ces cultures, la réduction totale de la fertilisation minérale, et l'atténuation permise par cette action.

L'effet principal est ici la réduction de la fertilisation minérale. Nous estimerons aussi en amont la réduction des émissions due à la réduction des produits phytosanitaires et des engrais, et les coûts.

B. Le second volet porte sur la meilleure substitution de l'azote minéral de synthèse par l'azote organique disponible, issus des effluents d'élevage et des déchets organiques.

B. Améliorer la valorisation des produits organiques apportés

Cette sous-action consiste à estimer la diminution de la fertilisation minérale permise par une meilleure valorisation des produits organiques (effluents d'élevage et déchets agroindustriels et urbains) sur les grandes cultures. Les études disponibles indiquent que les agriculteurs ne tiennent pas toujours compte des apports organiques dans leur bilan, parce que les volumes épandus et la composition des produits ne sont pas toujours précisément connus. Il y a donc souvent une fertilisation minérale plus forte que nécessaire, pour pallier l'incertitude, et ceci explique en particulier les surplus importants en zones d'élevage. La substitution est donc insuffisante. Pour les cultures recevant les effluents liquides ou solides, les pertes par volatilisation peuvent être très élevées. Les études soulignent que l'amélioration de la gestion des effluents en bâtiment ou lors du stockage reportent la question de la volatilisation au moment de l'épandage. Les pertes sont estimées en moyenne à environ 20% de l'azote total de ces produits, et cela concerne une proportion bien plus importante de la fraction ammoniacale. Ces pertes peuvent être considérablement diminuées, voire quasiment supprimées, si les épandages sont effectués directement au ras du sol et surtout avec des enfouissements (diminution de l'ordre de 35 à 95% de la volatilisation).

Pour les autres déchets (non animaux), le potentiel total de recyclage vers les sols agricoles serait 2,3 fois supérieur à l'utilisation actuelle, ce qui reste néanmoins marginal, la fertilisation par les déchets autres que les effluents d'élevage ne représentant que 2% des quantités totales d'azote fertilisant les sols agricoles. Tous les déchets recyclables vers les sols agricoles ne sont pas adaptés pour la fertilisation.

Au vu de ces éléments, la démarche adoptée a été la suivante :

- Nous avons considéré la proportion des surfaces ne tenant pas compte de l'apport organique apporté, ce qui a permis de calculer le volume total d'azote organique non pris en compte dans le calcul de la fertilisation minérale, à l'échelle France. En utilisant des coefficients d'équivalence engrais Keq (COMIFER, 2013), nous calculons alors les équivalents N engrais minéral qu'il est possible d'économiser à l'échelle annuelle.

- Nous avons utilisé des références sur la composition des produits, des données scientifiques et techniques sur l'importance de la volatilisation lors de l'épandage et l'effet de l'enfouissement sur ce processus (expertise collective INRA *Flux d'azote en élevage*). Il a été possible de calculer la quantité d'azote qui serait économisée grâce à la suppression de la volatilisation, avec une hypothèse basse et une hypothèse haute, tenant compte de la forte variabilité de la volatilisation (variabilité dépendant de la composition du produit et de la variabilité des émissions d'ammoniac).

Le potentiel maximal de fertilisation par les produits organiques a été déterminé, en fonction des caractéristiques des cultures, et les substitutions supplémentaires possibles ont été calculées en tenant compte du gisement de produits résiduels organiques (PRO) supplémentaire. Les coefficients d'équivalence engrais (Keq) ont ensuite été utilisés pour traduire cet accroissement du recyclage des PRO en économie sur les quantités d'azote des fertilisants de synthèse. En complément, nous avons confronté ces calculs avec un calcul basé uniquement sur les surplus à l'échelle France, ce qui revient à prendre en compte l'azote total des produits organiques sans utiliser de coefficient d'équivalence engrais des apports d'azote.

Pour cette sous-action, il n'y a pas de pertes de rendement et il y a une économie réalisée sur les fertilisants minéraux.

C. Le troisième volet de sous-actions porte sur une amélioration de l'efficacité de l'azote minéral des engrais de synthèse, par une modification des pratiques culturales lors des apports. L'amélioration de l'efficacité de l'azote apporté peut être augmentée en améliorant les pratiques (choix des formes, des dates d'apport, de la localisation) en plus de la quantité totale d'azote disponible, qui a été abordée précédemment. Nous avons retenu trois sous-actions.

C1. Ajuster les dates d'apport aux besoins des cultures

Cette sous-action a pour objectif de chercher un meilleur ajustement des apports d'azote avec les besoins des cultures afin d'améliorer le recouvrement de l'azote par les cultures concernées. Elle fait l'hypothèse que, dans un certain nombre de situations, le premier apport d'azote peut être retardé car le reliquat d'azote mesuré ou estimé à la fin de l'hiver est supérieur

aux besoins du peuplement végétal à cette période. Elle s'applique potentiellement aux céréales d'hiver et au colza. Le coefficient d'utilisation par les cultures de l'azote apporté très tôt en sortie d'hiver est en moyenne très faible, et augmente considérablement avec les dates d'apports plus tardives. Le fait de supprimer ce premier apport et de reporter la dose d'azote au début montaison ou plus tard, conduit à améliorer en moyenne l'efficacité de l'azote apporté sur la culture, et permet de diminuer la dose totale apportée.

Pour estimer l'assiette de cette sous-action, nous avons utilisé les données des mesures de reliquats sorties d'hiver dans le département de l'Aisne réalisées par le Laboratoire Département d'Analyses et de Recherches de l'Aisne (LDAR), pendant 8 ans (2005 à 2012). Ces données ont permis de calculer la proportion de situations pour lesquelles le premier apport d'azote pourrait donc être décalé dans le temps. Nous avons réduit la fertilisation totale en tenant compte d'un critère d'amélioration de l'efficacité pour l'azote apporté plus tardivement. Le report conduit alors à économiser de l'azote dans ces situations. Nous avons appliqué cette réduction à toute la sole France de ces cultures.

Les principaux effets sont la diminution de la dose totale sur une partie des cultures sans réduction des rendements, et la suppression d'un épandage. L'atténuation est obtenue à la fois par l'économie d'azote (émissions directe, indirecte et amont) et par la suppression d'un épandage.

C2. Adapter les formes d'azote minéral apportées

Nous avons quantifié deux options de modifications des formes d'azote apportées.

Le premier calcul concerne le ralentissement de l'apparition de nitrate dans les sols par l'utilisation d'inhibiteurs de nitrification combinés à des engrais uréiques ou ammoniacaux. Les inhibiteurs de nitrification sont très efficaces sur la réduction de l'émission de N_2O par kg N apporté (voir section 3.2) et sur les pertes (indirectes) d'azote. Il s'ensuit la possibilité de réduire les doses d'azote et de diminuer significativement les émissions de N_2O . Il n'y a pas de statistiques sur l'utilisation de tels produits en France. Il existe plusieurs formes : les engrais enrobés et les engrais avec inhibiteurs (appelés aussi engrais retard et engrais à libération contrôlée), et l'azote de synthèse organique. Ces engrais sont essentiellement utilisés en arboriculture, horticulture, maraîchage et viticulture, mais ils pénètrent progressivement le marché des grandes cultures, et nous explorons cette possibilité.

Le "modèle" d'inhibiteur que nous avons utilisé pour évaluer le potentiel de cette mesure est le DMPP (3,4 dimethylpyrazole phosphate). Nous avons pris comme modèle d'utilisation le produit ENTEC® actuellement mis sur le marché des engrais. L'effet principal, qui est la réduction du N_2O , n'est pas pris en compte dans le TIER1 qui ne considère pas les formes d'azote apportées.

La seconde option examinée est le remplacement des engrais à base de formes uréiques et majoritairement ammoniacale (solution azotée) par le nitrate d'ammonium, afin de réduire les risques de volatilisation et diminuer la quantité d'azote apportée. La littérature ne montre pas de réduction des émissions de N_2O lors d'apports d'engrais ammoniacaux, excepté dans les conditions où la nitrification est très lente ou ralentie par un inhibiteur. Le risque pris par ces formes d'azote en matière de volatilisation d'ammoniac conduit généralement à la recommandation d'augmenter la dose d'azote, par exemple de 10 à 20% pour la solution azotée (en fonction des types de sol principalement), pour compenser le risque de volatilisation d'ammoniac (Le Souder et Taureau, 1997). Sur différentes cultures et dans de nombreux essais, on observe des écarts significatifs de rendements et de qualité à même dose apportée en faveur de l'ammonitrate, et l'optimum de rendement est obtenu pour l'ammonitrate avec des doses nettement inférieures d'azote apporté (Berthoud, 2010 ; Chambers et Dampney, 2009). Pour les utilisateurs, l'augmentation de doses avec l'urée ou la solution azotée est compensée actuellement par le plus faible coût de ces engrais uréiques comparé à celui des ammonitrates.

La stratégie choisie a été de calculer à l'échelle France le potentiel de réduction de la fertilisation minérale et les atténuations associées, en considérant la substitution des engrais uréiques et des solutions azotées par l'ammonitrate. Le coût supplémentaire est lié aux prix des engrais, et en partie compensé par la réduction de la dose apportée. Il n'y a pas d'effets sur le rendement.

C3. Enfouir de manière localisée les engrais minéraux dans les sols

Apporté le plus généralement à la surface des sols, par épandage, l'engrais azoté peut, dans certains cas, être localisé dans le sol à proximité des racines, le long de la ligne de semis, ou en bandes latérales entre les rangs, techniques qui améliorent son recouvrement par les plantes et supprime le risque de pertes par volatilisation. Des données disponibles (ITB, 2008 ; ITB, 2009 ; Thomas, 2011) montrent que les apports localisés permettent une diminution des doses d'azote pour des rendements équivalents (-17 kgN/ha à -30 kgN/ha pour les céréales de printemps, -10 à -20% pour la betterave sucrière ; CA80, 2011). Cette pratique conduit à une meilleure efficacité de l'azote apporté et donc à une réduction potentielle des doses. La pratique est efficace sur la dose N, mais pas significative sur les émissions de N_2O par kg N apporté.

La stratégie choisie est d'appliquer cette sous-action aux engrais minéraux apportés sous forme solide, dans les situations où l'intérêt d'apporter de l'engrais au semis est avéré. Ceci est vrai pour les cultures de printemps, et notamment celles qui ont des besoins importants en début de cycle : blé de printemps, orge de printemps, pommes de terre, betteraves, maïs.

Les effets sont une meilleure efficacité de l'azote, et donc une réduction de la fertilisation azotée, pour un rendement équivalent avec une suppression de la volatilisation d'ammoniac sur le premier apport, une réduction de la dose totale d'azote, et pas d'effet significatif sur les émissions de N₂O par kg de N apporté.

Tableau 1. Récapitulatif des sous-actions étudiées

Volet	Sous –action	Stratégie
Réduire la dose d'engrais minéral	A1. Mieux ajuster la dose d'engrais minéral par un calcul de bilan d'azote	Par le choix d'objectifs de rendement réalistes En généralisant le pilotage de la fertilisation azotée
	A2. Réduire la fertilisation azotée dans le cadre d'une réduction d'intrants phytosanitaires	En réduisant les apports de pesticides et adaptant les intrants azotés
Mieux substituer l'azote minéral de synthèse par l'azote des produits organiques	B. Améliorer la valorisation des produits organiques apportés	En prenant mieux en compte N organique apporté, en minimisant les pertes par volatilisation lors de l'épandage, en augmentant le volume de déchets recyclés
Améliorer l'efficacité de l'azote minéral des engrais de synthèse	C1. Ajuster les dates d'apport aux besoins des cultures	En tenant mieux compte des reliquats d'azote minéral en sortie d'hiver
	C2. Adapter les formes d'azote minéral apportées	En utilisant des inhibiteurs de nitrification, et en modifiant les formes d'engrais pour minimiser les pertes par volatilisation
	C3. Enfouir les engrais minéraux dans les sols	En minimisant les pertes notamment par volatilisation

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

Un certain nombre d'études ont examiné dans d'autres pays la capacité d'atténuation des GES par des pratiques culturales adaptées ; les données, pour les sous-actions qui concernent la gestion de la fertilisation minérale et organique des cultures, sont reportées au Tableau 2. L'étude menée par Smith et al. (2008) a évalué le potentiel global d'atténuation en 2030 par toutes les pratiques agricoles sur toutes les terres agricoles de la planète, en se basant sur les résultats de la littérature et sur les données disponibles au niveau mondial quant à l'occupation des terres et aux pratiques agricoles moyennes. En ce qui concerne la gestion de la nutrition des cultures annuelles, les leviers soulignés sont identiques à ceux développés dans notre étude, à savoir l'augmentation de l'efficacité d'utilisation de l'azote apporté par les fertilisants et les produits organiques, ceci à travers une précision accrue sur les besoins en azote des cultures, la synchronisation entre la disponibilité de l'azote et les besoins de la culture, l'amélioration de l'absorption par la plante grâce à la localisation de l'engrais, etc. Les données obtenues pour l'atténuation permise par la réduction des émissions de N₂O sont, en considérant une réduction des apports de N, de 80% des apports actuels. Le potentiel d'atténuation pour les émissions de N₂O est estimé à 0,07 (0,01-0,32) MgCO₂e/ha/an.

L'étude menée aux Etats-Unis (Eagle et al., 2012) examine à partir des données de la littérature et de données non publiées américaines, le potentiel d'atténuation des différentes pratiques de gestion et d'occupation des sols agricoles. Lorsque les données étaient insuffisantes, des données venant du Canada ou d'autres pays ont été utilisées. En ce qui concerne l'utilisation des produits organiques résiduels, cette étude a estimé qu'aux Etats-Unis environ 60% de N provenant des produits organiques étaient appliqués en excès par rapport aux besoins optimaux de l'exploitation sur lesquels ils étaient produits. Au sein de ces produits organiques en excès, 80% du N pouvaient être utilisés (recyclés) dans la région d'origine de la production (le comté), sans excéder des transports de plus de 15 km de distance. Cette étude n'a pas considéré de potentiel d'atténuation via la réduction des émissions de N₂O, étant donné les résultats contradictoires de la littérature sur ce point. L'atténuation provient dans certains cas de l'augmentation du carbone organique (0,18-5,10 MgCO₂e/ha/an), mais il est souligné que la plupart des produits sont déjà recyclés. L'amélioration des méthodes d'épandage des effluents d'élevage est retenue dans l'optique de réduire les pertes directes (volatilisation) et indirectes (nitrate). La solution principale soulignée est la prise en compte des apports dans le raisonnement par l'agriculteur, et il est estimé que 40% des agriculteurs ne tiennent pas compte des apports organiques. D'autres pratiques (dates d'apport, formes d'apport) sont aussi considérées. Le potentiel d'atténuation est estimé à 0,37-1,22 MgCO₂e/ha/an pour 12 Mha.

Pour la fertilisation minérale, les auteurs examinent la réduction de la dose, le changement de la forme d'azote apportée, l'effet de l'enfouissement localisé de l'engrais, de la date d'apport et l'utilisation d'inhibiteurs de la nitrification. En ce qui concerne la réduction de la dose d'azote, il est souligné que les scientifiques s'accordent difficilement sur le fait que les doses apportées sont excédentaires ou pas par rapport aux besoins en azote des cultures. Il est considéré que la réduction peut concerner 12% à 20% de la dose totale, sans affecter réellement les rendements, et une réduction de 15% des doses totales N est retenue comme valeur moyenne pour l'étude.

Tableau 2. Synthèses des estimations de potentiel d'atténuation unitaire, de diverses études étrangères, pour les actions relatives à la gestion de la fertilisation minérale

author	Climate zone	practice	N ₂ O (Mg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹)			Maximum applicable area Mha
			mean	low	high	
Smith et al. 2008	cool-moist	nutrient management	0.07	0.01	0.32	-
Eagle et al 2012	US	apply organic materiel	0.00	0.00	0.00	8.5
Eagle et al 2012	US	reduce fertilizer rate	0.28	0.03	0.82	68.0
Eagle et al 2012	US	switch from anhydrous ammonia to urea	0.59	0.03	1.47	37.0
Eagle et al 2012	US	swith to slow release fertilizer	0.12	0.04	0.21	93.0
Eagle et al 2012	US	change in fertilizer placement	0.25	0.00	0.69	63.0
Eagle et al 2012	US	change fertilizer N timing	0.18	0.00	0.53	53.0
Eagle et al 2012	US	use of nitrification inhibitors	0.41	0.02	1.04	92.0
Eagle et al 2012	US	improve manure management	-	0.37	1.22	12.0
Moran et al. 2008	UK	reduce N fertilizer rate	0.50	-	-	6.4
Moran et al. 2008	UK	avoiding N excess	0.40	-	-	8.8
Moran et al. 2008	UK	full allowance of manure N supply	0.40	-	-	7.6
Moran et al. 2008	UK	improved timing of mineral N application	0.30	-	-	8.1
Moran et al. 2008	UK	controlled release fertiliser	0.30	-	-	8.1
Moran et al. 2008	UK	nitrification inhibitors	0.30	-	-	8.1
Moran et al. 2008	UK	split fertilization	0.05	-	-	3.7
Moran et al. 2008	UK	use of the right form of mineral N fertilizer	0.05	-	-	3.3
Moran et al. 2008	UK	Placing N precisely in soil	0.05	-	-	2.3

Les formes d'azote utilisées ne sont pas les mêmes aux Etats-Unis et en France, et l'étude examine seulement le basculement de l'ammoniac sous forme anhydre à l'urée et l'utilisation des fertilisants à relargage lent (engrais enrobés). La distinction entre des effets directs sur les émissions de N₂O et des effets indirects *via* une amélioration de l'efficacité de recouvrement de l'azote par les cultures n'est pas faite. L'effet est estimé en moyenne à 0,12 MgCO_{2e}/ha/an. L'effet de la localisation de l'engrais sur les émissions de N₂O est estimé pouvoir concerner 60% des grandes cultures des Etats-Unis, soit 63 Mha. Il est souligné que les atténuations constatées résultent souvent d'une diminution des apports d'azote permise par l'incorporation, alors que les effets directs sur les émissions de gaz ne sont pas systématiques. L'atténuation moyenne tous effets confondus est de 0,25 MgCO_{2e}/ha/an. La modification de la date d'apport de l'azote de l'engrais, en retardant celle-ci dans le cycle cultural des cultures, permet une diminution grâce à une meilleure synchronisation avec les besoins et une réduction de toutes les pertes d'azote. Cette mesure est estimée pouvoir concerner 50% des surfaces, soit 53 Mha. Elle permet une réduction moyenne de 0,18 MgCO_{2e}/ha/an. Enfin, l'atténuation potentielle permise par l'usage d'inhibiteurs de nitrification est estimée à 0,41 MgCO_{2e}/ha/an ; son utilisation actuelle est très restreinte et l'étude envisage son utilisation sur la totalité des surfaces concernées soit 92 Mha.

Dans cette étude, il est proposé que l'intégration de ce qui est appelé "les quatre R" (*right rate, right source, right placement, right timing*), peut être faite grâce à la mise en œuvre des techniques de l'agriculture de précision, permettant notamment de piloter mieux spatialement et temporellement les apports d'azote. Il est souligné que la diminution des doses d'application des fertilisants minéraux (résultant de ces effets cumulés) peut être une des manières les plus efficaces de réduire les émissions de N₂O. Au sein de toutes les actions portant sur les pratiques agricoles examinées par cette étude, les 6 sous-actions détaillées ici proposent des potentiels d'atténuation relativement faibles mais qui portent potentiellement sur des assiettes importantes à l'échelle du pays (ha).

L'étude menée en Angleterre (Moran et al., 2008) a concerné plus d'une centaine d'actions, au sein desquelles on retrouve celles relatives à la gestion de N. Toutes sont dans un premier temps estimées globalement pour leur potentiel d'atténuation et leur coût, puis de nombreuses actions ne sont pas conservées dans l'analyse finale en raison de leur potentiel d'atténuation faible et/ou de leur coût élevé. L'importance des potentiels d'atténuation et des surfaces potentiellement concernées est indiquée Tableau 2. Cette étude diffère des autres études par le fait que les actions relatives à l'amélioration de l'efficacité de l'azote (dates d'apport, formes d'apport et localisation des apports) ne sont finalement pas retenues en raison de leur faible potentiel unitaire d'atténuation.

Le rapport PICCMAT (Flynn et al., 2007) examine les différentes options pour optimiser l'application des engrais azotés. Il est estimé que la réduction de la dose d'engrais peut être significative et concerner -25 à -30% des doses apportées notamment grâce à une localisation plus précise permise par les méthodes de précision (en référence à 2000), et une réduction d'environ 10% grâce au fractionnement des apports. Les techniques concernant les formes d'azote (engrais à relargage lent, inhibiteurs de nitrification) sont évoquées mais leurs effets ne sont pas chiffrés.

Enfin, l'étude menée par le CSIRO en 2009 examine au sein d'une large gamme d'options, le potentiel d'atténuation des sols cultivés, et notamment celui permis par la gestion de la fertilisation azotée (Dalal et al., 2009). Cette étude est réalisée sur l'Etat du Queensland puis extrapolée à l'ensemble de l'Australie. Les différents principes pour minimiser les émissions *via* une meilleure efficacité de l'azote apporté, et une réduction des doses, sont listés et on y retrouve les mêmes propositions, mais il n'y a pas de chiffrage des atténuations unitaires pour ces actions.

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

3.1. Les émissions de N₂O liés à la fertilisation minérale

Les sols peuvent fonctionner comme source mais aussi comme puits de N₂O, par l'intermédiaire de mécanismes biotiques et abiotiques. Néanmoins, à l'échelle globale, la production de N₂O par les sols est supérieure à leur consommation. De nombreux groupes microbiens sont impliqués dans la production et la consommation de N₂O. La nitrification et la dénitrification biologique sont considérées comme les deux principaux processus source de N₂O. Seule la dernière étape de la dénitrification est connue comme le mécanisme de consommation de ce gaz (Figure 1).

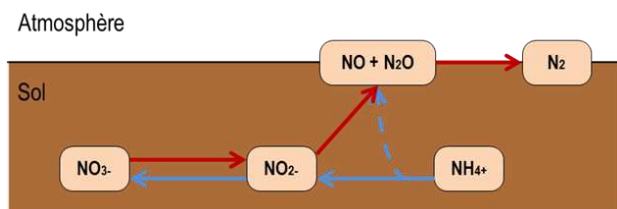


Figure 1. Représentation schématique et simplifiée des processus biologiques impliqués dans les émissions de N₂O par les sols : la nitrification (→) observée généralement en conditions de bonne aération du sol et la dénitrification (→) observée généralement en conditions de faible aération du sol.

La **dénitrification** est la réduction successive des formes oxydées de l'azote, ioniques solubles (nitrate : NO₃⁻ et nitrite : NO₂⁻) puis gazeuses (oxyde nitrique : NO ; oxyde nitreux ou protoxyde d'azote : N₂O) en azote moléculaire (N₂). La dénitrification biologique est une respiration microbienne, où les formes oxydées de l'azote servent d'accepteurs d'électrons, ce qui s'observe en général en cas d'absence d'oxygène. Les composés organiques du sol jouent le rôle de donneur d'électrons dans cette chaîne de réaction. Chaque étape de la dénitrification est catalysée par une enzyme spécifique. La capacité de réaliser la première étape de la dénitrification est présente chez une forte proportion (de l'ordre de 80%) des microorganismes du sol. En revanche, les organismes capables de réduire les nitrites en gaz (N₂O ou N₂) représenteraient moins de 5% de la microflore du sol (Philippot et Germon, 2005). Conduit jusqu'à son terme (N₂), le processus de dénitrification s'avère d'un grand intérêt pour la protection de l'environnement. Il permet l'élimination, sans transfert de pollution, des formes solubles de l'azote (NO₃⁻, NO₂⁻) qui peuvent affecter la santé publique (en fortes concentrations dans l'eau de boisson et l'alimentation) et contribuer à l'eutrophisation des milieux (concentrations élevées dans les eaux de surface). En revanche, si le processus de dénitrification est ralenti sur les étapes de réduction des formes gazeuses oxydées intermédiaires de la chaîne (NO_x, N₂O), ces gaz sont rejetés dans l'atmosphère où ils sont impliqués dans différentes pollutions atmosphériques (effet de serre, destruction de l'ozone stratosphérique...).

Le processus de **nitrification**, classiquement observé en conditions aérobies, est l'oxydation biologique de l'ammonium successivement en nitrite et nitrate. Il peut aussi conduire à la production et la libération de N₂O, comme cela a été démontré sur des souches pures (Blackmer et al., 1980) et sur des échantillons de sol (Garrido et al., 2002). Les mécanismes conduisant à la libération de N₂O au cours de la nitrification ne sont pas clairement connus. Certains auteurs proposent que

N₂O soit formé au cours de l'oxydation de l'ammonium, tandis que le mécanisme "nitrification/dénitrification", c'est-à-dire la production de N₂O à partir de NO₂ issu de la nitrification, est de plus en plus mentionné dans la littérature.

Du fait de la coexistence dans les sols de zones aérobies et anaérobies, les processus de nitrification et de dénitrification peuvent fonctionner simultanément. De plus, des interactions existent entre ces deux processus par les composés azotés qu'ils ont en commun (nitrate, nitrite, oxyde nitreux...).

Les émissions de N₂O par les sols se caractérisent par une variabilité spatiale et temporelle très importante. Leurs histogrammes de fréquence de distribution suivent en général une loi de distribution log-normale. Spatialement, cette variabilité est observée à toutes les échelles d'étude (de la micro-échelle à l'échelle régionale), avec l'existence de points d'émissions très élevées ("hot spot"). De même, les fluctuations temporelles s'observent à différentes échelles telles que la minute, la journée ou la saison (Laville et al., 1997).

Les émissions de N₂O les plus importantes sont généralement observées soit après les apports d'azote par fertilisation minérale ou organique, soit lors de la décomposition des résidus végétaux qui libère de l'azote minéral, en conditions d'humidité importante du sol créant des conditions d'anaérobiose partielle.

Récemment, Stehfest et Bouwman (2006) ont compilé et analysé les résultats de 1008 publications présentant des flux de N₂O mesurés dans des sols agricoles. La base de données (http://www.mnp.nl/images/stehfest_data_tcm61-29733.xls) montre des flux journaliers compris entre -2 gN/ha/j et 5400 gN/ha/j, ces deux valeurs ayant été obtenues sous climat tempéré. La méta-analyse de cette base de données indique que les facteurs qui influencent significativement l'intensité des émissions de N₂O sont les pratiques agronomiques (fertilisation azotée, type de culture et forme des fertilisants) et les caractéristiques des sols (teneur en carbone organique, pH et texture). A l'échelle globale, Stehfest et Bouwman (2006) ont validé une relation linéaire entre l'intensité des flux (kgN-N₂O/ha/an) et les quantités d'azote apportées à la parcelle (kgN/ha/an) dont la pente de 0,91%, servira dans le futur de valeur de référence dans la méthodologie de calcul des émissions de N₂O à l'échelle nationale proposée par l'IPCC.

D'autres auteurs, européens (van Groenigen et al., 2010) ou américains (Millar et al., 2010), mettent en évidence une augmentation non linéaire des émissions de N₂O avec les apports de fertilisants. Ces auteurs ont proposé des relations quantitatives entre les quantités d'azote minéral épandues et les émissions de N₂O.

Nous avons compilé ces fonctions issues de la littérature internationale et positionné les estimations annuelles d'émission de N₂O issues des mesures réalisées en France en fonction des quantités d'azote apportées (Figure 2).

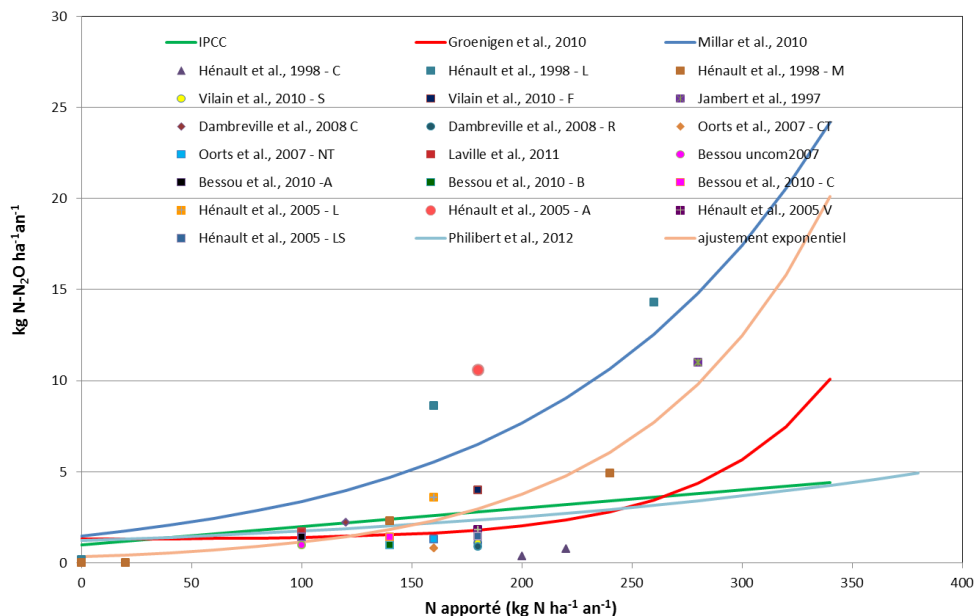


Figure 2. Compilation de fonctions et de résultats de campagnes de mesures mettant en relation les émissions de N₂O et l'azote minéral apporté au sol

Nous observons que les données françaises sont très variables. Globalement, elles s'inscrivent dans la fourchette proposée par différentes fonctions de la littérature, en particulier la fonction proposée par van Groenigen et al. (2010) (limite basse) et la fonction proposée par Millar et al. (2010) (limite haute). Ces fonctions sont des exponentielles, et cette forme de relation a été aussi retenue récemment dans le travail de Philibert et al. (2012). Nous avons donc cherché à définir une fonction de type exponentiel à l'échelle de la France.

La fonction $E(N_2O) = 0,34 \cdot e^{(0,012 \cdot N)}$ est significative ($r^2 = 0,51$; $n = 15$; $p < 0,05$), bien que l'incertitude sur le paramètre 0,34 soit très importante. Le tableau de l'analyse de variance associée à cet ajustement est présenté en Annexe 7.

Dans le second calcul de l'étude (calcul "expert"), les potentiels d'atténuation des émissions directes vont être calculés à l'aide de la fonction exponentielle définie dans le cadre de cette étude. Ils seront encadrés par les valeurs obtenues à l'aide de la fonction publiée par van Groenigen et al. (2010) (limite basse) et Millar et al. (2010) (limite haute).

3.2. Impact de la forme d'azote sur les émissions de N₂O

La littérature montre une grande hétérogénéité des résultats de comparaison de l'impact des formes des engrais minéraux appliqués au sol sur les émissions de N₂O (Venterea et al., 2005 ; Tenuta and Beauchamp, 2003), et ces travaux se heurtent aux confusions possibles d'effets entre forme chimique, forme physique (solide vs. liquide) et localisation (en surface, incorporé, injecté). Millar et al. (2011) n'ont pas retenu la prise en compte de la forme des fertilisants minéraux dans leur protocole de réduction des émissions de N₂O par les sols. L'étude récente conduite au Royaume-Uni (Smith et al., 2012) comparant l'impact des formes suivantes, calcium ammonium nitrate (CAN), ammonitrates (AN) et urée (U) sur 5 sites expérimentaux a observé aussi des effets très variables des formes d'azote, avec des émissions les plus importantes après apport d'AN pour 2 sites, après apport d'urée pour 2 sites et après apport de CA pour 1 site et dans ce cas avec des émissions très fortes. Les travaux français réalisés sur ce thème (Hénault et al., 1998) ont montré des dynamiques d'émission de N₂O variables selon les formes d'engrais appliquées, légèrement supérieures pour les formes ammoniacales que pour les formes urée et nitriques, cet ordre pouvant probablement varier avec les conditions climatiques. D'autres travaux montrent que des moindres émissions de N₂O de l'azote apporté sous forme ammoniacale et la variabilité des effets des formes pourraient résulter de l'importance variable de la volatilisation de l'ammoniac qui réduit de fait la quantité d'azote pouvant être nitrifiée (Smith et al., 2012).

Il existe plusieurs techniques pour ralentir la libération d'azote minéral après apport d'engrais de synthèse dans les sols : utilisation d'inhibiteurs de la nitrification et/ou inhibiteur de la minéralisation de l'urée par l'uréase, ces inhibiteurs pouvant être produits par synthèse chimique ou pouvant être d'origine biologique (Subarao et al, 2012). Parmi les plus répandus dans le monde, on trouve comme inhibiteur de la nitrification les composés nitrapyrin®, dicyandiamide® ou DMPP Entec®, et comme inhibiteur de l'uréase nBTPT (N-(n-butyl)thiophosphoric triamide). Un enrobage de l'urée (Su ou polymère) peut aussi permettre de ralentir la minéralisation de l'urée. La Nouvelle Zélande s'est engagée depuis plusieurs années déjà dans l'utilisation d'inhibiteurs de la nitrification pour diminuer les émissions de N₂O par les sols. Des études notamment en sol de prairie ont montré une diminution des émissions de N₂O par l'application de l'inhibiteur commercialisé sous le nom eco-N (Di and Cameron, 2003). Clough et al. (2007) ont proposé un inventaire des émissions de N₂O par les sols agricoles à l'échelle de la Nouvelle Zélande incluant un facteur d'émissions spécifiques à l'apport combiné de fertilisant et du produit eco-N, d'une valeur de 80% du facteur IPPC pour les fertilisants de synthèse. Au Royaume-Uni, les travaux conduits récemment par Smith et al. (2012) suggèrent que l'utilisation d'inhibiteur de l'uréase "nBTPT", peut réduire dans certains cas à la fois les émissions de N₂O et de NH₃. En revanche, Dobbie et Smith (2003) n'ont pas trouvé d'effets de l'utilisation d'inhibiteur de l'uréase sur les émissions de N₂O. Zaman et al. (2009) ont successivement observé un faible effet puis pas d'effet de l'utilisation du nBTPT. En Espagne, Menendez (2009) n'a pas observé d'effet de l'utilisation du nBTPT, tandis de Vallejo et al. (2006) ont observé une importante réduction des émissions de N₂O grâce à l'emploi du nBTPT en conditions semi-arides. Smith et al. (2012) soulignent l'importance de développer des travaux permettant de connaître les conditions d'utilisation du nBTPT permettant de réduire les émissions de N₂O pour pouvoir l'utiliser pour réduire les émissions de N₂O par les sols.

Une méta-analyse (Akiyama et al., 2010) indique un fort potentiel de réduction de N₂O pour les inhibiteurs de nitrification. Cette analyse s'appuie sur les jeux de données publiés par : Dittert et al. (2001) ; Linzmeier et al. (2001) ; Macadam et al. (2003) ; Menendez et al. (2006) ; Merino et al. (2005) ; Weiske et al. (2001). Elle montre une diminution des émissions directes de N₂O de -50% (-55% à -42%) pour des mesures effectuées sur une durée de quelques mois après les apports de fertilisants. On considère en général que le DMPP est actif sur une durée de 4 à 10 semaines (Zerulla et al., 2001). Plusieurs articles de la littérature soulignent une diminution de la lixiviation du nitrate suite à l'utilisation du DMPP (Li et al., 2009 ; Zerulla et al., 2001). Il n'a pas été référencé d'effet du DMPP sur la volatilisation (Li et al., 2009 ; Menendez et al., 2006).

De tels résultats expliquent l'engouement très fort pour les inhibiteurs de la nitrification (International N workshop, 2012), notamment pour les effluents d'élevage.

Pour les engrais enrobés (*polymer-coated fertilizers*), cet effet est moins systématique : en fait l'avantage donné par les engrais enrobés sur le N₂O dépend de la vitesse de nitrification, et cette amélioration n'est apparemment visible que dans les sols temporairement saturés, où le nitrite pourrait s'accumuler (faible nitrification) et où l'intérêt du relargage lent de l'ammonium est intéressant (valeur moyenne -35% mais avec -77% dans des prairies mal drainées).

Sur le terrain, les formes d'engrais disponibles sont les suivantes :

- Les engrais enrobés : les granules d'engrais comportent une enveloppe qui s'hydrolyse peu à peu en fonction de la température et de l'humidité (polymères, autres formulations, différentes épaisseurs). Les distributeurs annoncent une réduction du nombre d'apports possible (*formulations type COTEN, gamme engrais DURAMON*) ;
- Les inhibiteurs : l'azote est associé à une molécule qui occasionne des effets temporaires d'inhibition, (i) inhibiteurs de l'uréase et (ii) inhibiteur de la nitrification sur l'étape de nitrification (nitrosomonas) (ex. ENTEC®). Les distributeurs annoncent une infiltration améliorée des engrais avant hydrolyse en ammonium, et une limitation des pertes par volatilisation pour (i), et une limitation de la lixiviation et de la dénitrification pour (ii). L'augmentation de l'efficacité de N permet de réduire le nombre d'apports tout en conservant l'efficacité d'un fractionnement (simplification des chantiers) ;
- L'azote organique de synthèse : il est composé de longues chaînes organiques (urée polymérisée) qui doivent être hydrolysées pour libérer de l'urée. Cette forme s'adresse principalement aux espaces verts.

A ce stade de connaissance, l'utilisation des inhibiteurs de la nitrification est une piste importante à considérer pour diminuer les émissions de N₂O par les sols. Des recherches sont nécessaires pour maîtriser les conditions dans lesquelles ces produits permettent de diminuer les émissions de N₂O.

3.3. Impact de la localisation de l'engrais sur les émissions de N₂O

Les résultats dans la littérature internationale donnent des informations contradictoires sur l'effet de la localisation de l'engrais (*placement* en anglais) sur les émissions de N₂O, car deux pratiques culturales sont parfois associées (localisation et labour/non-labour) et l'avantage conféré par la localisation en profondeur est largement dépendant du régime hydrique des sols (anoxie et potentiel de réduction au cours de la diffusion du N₂O vers la surface). Dans l'article de synthèse de Millar et al. (2010) sur les stratégies de réduction des émissions de N₂O dans les systèmes de culture de maïs intensifs aux Etats-Unis, la localisation de la fertilisation minérale n'est pas retenue car les études sur ce thème conduisent à des résultats contradictoires. Ces auteurs citent les travaux de Liu et al. (2006) pour lesquels l'injection en profondeur (10-15 cm) de solution azotée (32% N) sur des essais en micro-parcelles diminue les émissions de N₂O, tandis que les travaux de Drury et al. (2006) montrent des émissions de N₂O plus importantes avec injection à 10 cm d'ammonium nitrate comparée à une injection plus superficielle. Récemment, Nash et al. (2011) ont observé moins d'émission de N₂O par unité de production de maïs en sol labouré avec apport profond de l'engrais par rapport à un apport de surface en sol non labouré. Des rapports d'expérimentation (Johnston, 2005 ; Engel et al., 2008) n'ont pas montré d'effet de la localisation du fertilisant sur les émissions de N₂O pour le premier, et des émissions plutôt plus faibles pour une fertilisation diffuse pour le second.

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 principaux postes d'émissions de cette action et les secteurs concernés de l'inventaire national sont les suivants :

Dans la sous-catégorie "Sols agricoles" (4D) de la catégorie "Agriculture" (CRF4) sont calculées les émissions des sols agricoles, qui comprennent :

- les émissions directes de N₂O liées aux apports d'engrais minéraux de synthèse,
- les émissions directes de N₂O liées aux apports de produits organiques résiduels,
- les émissions indirectes de N₂O (redéposition atmosphérique, écoulement des eaux et lixiviation des sols) liée aux fertilisations minérales et organiques.

Dans la sous-catégorie "Chimie" (CRF 2B) de la catégorie "Procédés Industriels" (CRF2) :

- la consommation d'énergie et les émissions de N₂O liés à la fabrication des engrais minéraux (production nationale) pour différentes formes d'engrais.

Dans la sous-catégorie "Autres secteurs" (1a4) de la catégorie "Energie" (CRF1) :

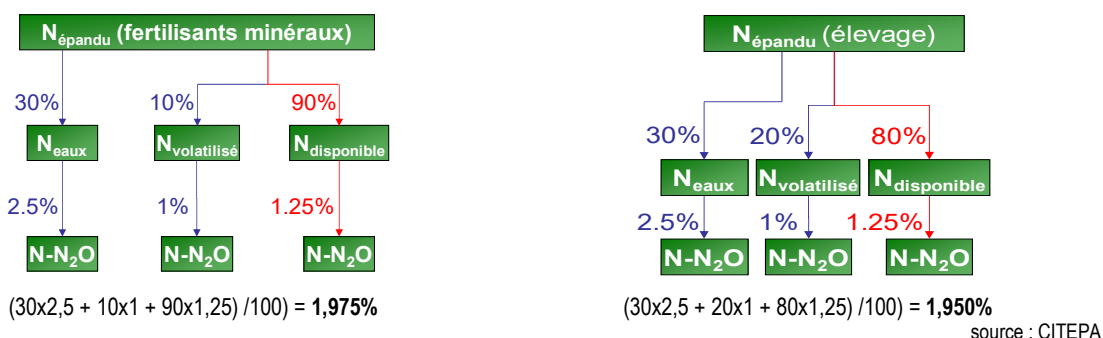
- le transport des engrais minéraux de l'étranger (importation) et dans le territoire national,
- l'énergie liée à l'utilisation des engins agricoles (épandage des fertilisants),
- l'énergie liée à la fabrication et au transport des produits phytosanitaires.

Les modifications des émissions directes et indirectes sur sol agricole liées aux formes d'azote et aux pratiques culturales ne sont pas prises en compte par les inventaires nationaux.

En ce qui concerne les émissions de N₂O, qui sont la principale source de GES pour cette action, au niveau national, 56% des émissions de N₂O proviennent de l'application de l'azote minéral et organique, 15% de la fabrication de l'azote minéral et 13% des résidus de cultures, 9% de la lixiviation du nitrate et 6% de la volatilisation de l'ammoniac (NH₃) (source statistiques Commissariat général au développement durable, Service de l'observation et des statistiques, 2011).

Les émissions sont actuellement prises en compte par le facteur d'émission TIER 1. Le facteur d'émission global à appliquer à la quantité d'azote épandue est de 1,975% du N apporté sous forme de fertilisants minéraux, et de 1,950% pour l'azote des effluents d'élevage épandus (Figure 3).

Figure 3. Composantes des coefficients d'émission globaux (TIER 1) pour les fertilisants minéraux et pour l'azote épandue des effluents d'élevage



De nouvelles valeurs ont été adoptées en 2006 par le GIEC, mais leur application aux inventaires nationaux n'a pas été décidée pour l'instant. Plusieurs paramètres du secteur de l'agriculture concernant cette action seraient notablement révisés :

- Facteur de conversion N → N-N₂O dans les sols : 1,0% au lieu de 1,25%
- Facteur de conversion N → N-N₂O dans les eaux : 0,75% au lieu de 2,5%

Ce dernier paramètre a beaucoup d'importance, et il réduit notablement les émissions indirectes de N₂O à l'échelle de l'exploitation (1,225% N apporté), ce qui correspondrait à une baisse de plus de 37% par rapport aux émissions calculées actuellement. Les inventaires ne tiennent pas compte des effets des pratiques culturales sur les émissions, mais uniquement des quantités apportées, et il en résulte une estimation des émissions strictement dépendantes des quantités. Cette méthode ne permet donc pas de prendre en compte les améliorations des pratiques, et ne favorisent pas ces améliorations.

Une des critiques adressées (Eagle et al., 2012) est que la proportion d'azote émis est très variable après apport d'engrais, et plutôt supérieure à 1% à l'échelle de la parcelle (mais pas forcément en moyenne à l'échelle d'un territoire). La dénitrification est sensible à la concentration en azote et donc non proportionnelle, et l'on peut donc penser que le % émis varie en fonction de la concentration. Réduire, fractionner, voire ralentir l'apparition de la forme nitrique, pourrait contribuer à diminuer les pertes directes et donc à diminuer le facteur 1%. Il n'y a pas de prise en compte de l'effet "forme de l'engrais" sur les émissions de N₂O. Les calculs TIER 1 ne traduiront pas l'effet escompté par la substitution d'une forme minérale par une autre. La synthèse récente quasi-exhaustive des effets sur les émissions de N₂O (Stehfest et Bouwman, 2006) ainsi que l'analyse des données d'émissions issues d'essais français publiées seront utilisées pour un second calcul (calcul "expert").

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

Le potentiel d'atténuation de chaque sous action est la somme :

- des émissions directes à la parcelle (Edp),
- des émissions indirectes par volatilisation (Eiv), et par lixiviation (Eil),
- des émissions amont lors de la synthèse et du transport des engrais (Eae) ou lors des épandages (Eat).

La première méthode de calcul est basée sur l'utilisation des coefficients tels que définis par CITEPA (cf. section 4).

La seconde méthode est différente de la première sur les postes Edp, Eiv et Eil :

- Pour le poste Edp, nous utilisons les fonctions définies précédemment, dont les équations se trouvent dans le Tableau 3. Un coefficient d'efficacité de l'azote (k) est affecté à cette fonction. Il est *a priori* de 1. Si la mesure permet d'améliorer l'efficacité de l'azote, ce coefficient prend des valeurs inférieures à 1 de façon à ce que l'augmentation de l'efficacité de l'azote se traduise par une diminution des émissions directes de N₂O. Les valeurs de k ont été définies au vu de la littérature.

- Pour les postes Eiv et Eil, nous proposons d'utiliser comme base de calcul la méthodologie IPCC 2006. Nous utilisons dans un premier temps, les facteurs FracVol et EFvolat ainsi que les facteurs FracLeach et EFLeach proposés (colonnes intitulées "avant" dans le Tableau 3). En fonction du mode d'action de la mesure, nous pouvons avoir été amenés à modifier ces coefficients pour traduire l'effet de la mesure (colonnes "après" dans le tableau). Les nouvelles valeurs introduites ont été déduites d'une analyse bibliographique ; ces nouvelles valeurs sont surlignées dans le tableau.

Tableau 3. Equations et coefficients utilisés dans les calculs d'atténuation (en kgN-N₂O/ha/an)

	QN		FN		k		fracLeach		EFLeach		FracVolat		EFvolat	
	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après
bilan	QN	Q'N	estimation	$0.34 \cdot \exp(0.012 \cdot Q)$	1	1	0.3	0.3	0.0075	0.0075	0.1	0.1	0.01	0.01
			fourchette haute	$1.49 \cdot \exp(0.0082 \cdot Q)$										
			fourchette basse	$1.27 + 0.023 \cdot \exp(0.0175 \cdot Q)$										
ecophyt	QN	Q'N	estimation	$0.34 \cdot \exp(0.012 \cdot Q)$	1	1	0.3	0.3	0.0075	0.0075	0.1	0.1	0.01	0.01
			fourchette haute	$1.49 \cdot \exp(0.0082 \cdot Q)$										
			fourchette basse	$1.27 + 0.023 \cdot \exp(0.0175 \cdot Q)$										
date d'apport	QN	Q'N	estimation	$0.34 \cdot \exp(0.012 \cdot Q)$	1	0.9	0.3	0.27	0.0075	0.0075	0.1	0.1	0.01	0.01
			fourchette haute	$1.49 \cdot \exp(0.0082 \cdot Q)$										
			fourchette basse	$1.27 + 0.023 \cdot \exp(0.0175 \cdot Q)$										
placement	QN	Q'N	estimation	$0.34 \cdot \exp(0.012 \cdot Q)$	1	0.96	0.3	0.3	0.0075	0.0075	0.1	0.066667	0.01	0.01
			fourchette haute	$1.49 \cdot \exp(0.0082 \cdot Q)$										
			fourchette basse	$1.27 + 0.023 \cdot \exp(0.0175 \cdot Q)$										
inhibiteur	QN	Q'N	estimation	$0.34 \cdot \exp(0.012 \cdot Q)$	1	0.8 pour 3/4 Q'N et 1 pour 1/4 Q'N	0.3	0.27 pour 3/4 Q'N et 0.3 pour 1/4 Q'N	0.0075	0.0075	0.1	0.1	0.01	0.01
			fourchette haute	$1.49 \cdot \exp(0.0082 \cdot Q)$										
			fourchette basse	$1.27 + 0.023 \cdot \exp(0.0175 \cdot Q)$										
substitution	QN	Q'N	estimation	$0.34 \cdot \exp(0.012 \cdot Q)$	1 pour Nmin - 0.9 pour Norg	1 pour Nmin - 0.9 pour Norg	0.3	0.3	0.0075	0.0075	0.1 pour Nmin - 0.2 pour Norg	0.1 pour Nmin - 0.2 pour Norg	0.01	0.01
			fourchette haute	$1.49 \cdot \exp(0.0082 \cdot Q)$										
			fourchette basse	$1.27 + 0.023 \cdot \exp(0.0175 \cdot Q)$										

avec : QN, Q'N : quantité d'azote apportée au sol respectivement sans (avant) et avec (après) application de la mesure

FN : fonction reliant l'intensité des émissions de N₂O aux apports d'azote dans les sols

k : coefficient d'efficience de l'azote

fracLeach : part de l'azote apporté soumise à lixiviation ou ruissellement de surface

EFLeach : facteur d'émission de N₂O de l'azote qui a été soumis à la lixiviation ou au ruissellement

fracVolat : part de l'azote apporté qui est volatilisé sous forme NH₃ ou NO_x

EFVolat : part de l'azote volatilisé qui après redéposition est transformée en N₂O

5.1. Potentiel d'atténuation et coût de la sous-action A1

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action "Mieux ajuster la dose d'engrais minéral par un calcul de bilan d'azote" a des conséquences sur les émissions directes sur l'exploitation et sur les émissions indirectes et induites en amont de l'exploitation agricole (Tableau 4).

Tableau 4. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites par la sous-action

Emissions directes	- émissions de N ₂ O liées aux quantités de fertilisants azoté
Emissions indirectes	- après lixiviation des nitrates à partir des sols - après volatilisation et dépôt d'ammoniac
Emissions induites	- émissions liées à la fabrication et au transport de fertilisants azotés minéraux

- Quantification de l'atténuation

Nous avons appliqué la sous-action A1 à toutes les grandes cultures sauf les betteraves sucrières qui ont montré une baisse significative des quantités de fertilisants azotés apportés depuis 20 ans. Cette sous-action considère une diminution des objectifs de rendements (rendements espérés) pour chaque culture considérée, qui conduit à réduire les besoins en azote et donc à réduire la fertilisation azotée. A l'échelle de la France et compte-tenu des données disponibles sur les écarts entre objectifs de rendements et rendements obtenus, une réduction moyenne de -20 kgN/ha/an est considérée sur les grandes

cultures sauf pour Tournesol (-13 kgN/ha/an). La valeur moyenne de -20 kgN/ha, correspond à peu près à la sous-estimation moyenne sur céréales à l'échelle France, extrapolée à toutes les cultures et toutes les surfaces.

Cette diminution est appliquée à l'ensemble de la sole de ces cultures à l'échelle. Ces valeurs ont été encadrées d'estimations hautes et basses de réduction de la dose d'azote traduisant une incertitude sur l'écart moyen entre objectifs de rendements et rendements réalisés (-10, -30 kgN/ha). Les éléments de calcul sont disponibles en Annexe 1. A partir de la réduction unitaire de la fertilisation minérale, ont été appliqués deux calculs, qui s'appliquent à la quantité d'azote de l'engrais concernée par la mesure.

Calcul "Citepa" :

$$E(N_2O), \text{ les émissions de } N_2O : E(N_2O) = QN \times \text{Frac} \times FE \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec : QN : la quantité d'engrais minéral azoté épanchée en tonnes de N,

Frac : la proportion d'émissions, FE le facteur d'émissions,

FCN-N₂O : le facteur de conversion (1,57)

PRG : le Pouvoir de Réchauffement Global (310 dans CITEPA 2010).

FracD = 90% et FE1 = 1,25% pour N₂O direct

FracLeac = 30% et FE2 = 2,5 % pour les émissions indirectes par transport et lixiviation hors de la parcelle,

Fracvol = 10% et FE3 = 1,0 % pour les émissions indirectes par déposition après volatilisation

$$E(N_2O) = [(FracD \times EF1 \times QN) + (FracLeach \times EF5 \times QN) + (FracVol \times EF4 \times QN)] \times FCN-N_2O \times PRG$$

$$E(N_2O) = [(0,9 \times 0,0125 \times QN) + (0,3 \times 0,025 \times QN) + (0,1 \times 0,01 \times QN)] \times FCN-N_2O \times PRG$$

Calcul "expert" :

Pour ce second calcul, nous avons combiné deux types de modifications sur le calcul des émissions de N₂O :

1. Pour les émissions directes de N₂O, nous avons introduit les fonctions définies plus haut :

$$E(N_2O) = 158. e^{(0,012.D).k}$$

avec : E(N₂O) en kg eq CO₂

D : dose d'engrais appliquée au sol en kgN/ha

k = 1

La quantité d'engrais apportée est modifiée, nous passons d'une dose QN à une dose Q'N

2. Pour les émissions indirectes de N₂O, les coefficients Frac et FE ne sont pas modifiés par la mesure.

Tableau 5. Calcul de l'atténuation unitaire de la sous-action A1

(kgCO ₂ e/ha/an)	CO ₂ "Citepa"- "expert"	N ₂ O "Citepa" - "expert"	Total "Citepa" - "expert"
Emissions directes			
Moins d'apport azoté et/ou meilleure efficacité		0,108 - 0,192 (0,081-0,161) - (0,148-0,270)	
Emissions indirectes			
Lixiviation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,072 - 0,021 (0,054-0,107) - (0,015-0,031)	
Volatilisation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,010 - 0,09 (0,007-0,014) - (0,007-0,014)	
Sous total		0,190 - 0,222 (0,142-0,282) - (0,170-0,315)	
Emissions amont			
Synthèse et transport des fertilisants		0,105 - 0,105 (0,078 - 0,156)	
Synthèse et transport des produits phytos	0,04 - 0,04		
Total			0,299 - 0,331 (0,224-0,442) - (0,244-0,466)

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

Le potentiel unitaire total d'atténuation moyenne de la sous-action A1 se situe entre **0,190 et 0,222 MgCO₂e/ha/an** selon le calcul utilisé. Les émissions amont liées à la fabrication et aux transports des engrais correspondent à **0,109 MgCO₂e/ha/an**.

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

• Situation actuelle

Les données acquises lors de l'enquête "Pratiques culturales" en 2006 (Agreste, 2010) et différentes données issues de travaux montrent que la mise en œuvre des principes de la fertilisation raisonnée (calcul d'un bilan prévisionnel, estimation des stocks d'azote minéral dans les sols, mise en œuvre d'outils de diagnostic de la nutrition azotée) ont peu conduit à diminuer significativement les apports de fertilisants par hectare, sauf dans des situations particulières. Ces mêmes données révèlent une surestimation assez généralisée des rendements espérés (utilisés comme objectif de rendement dans le calcul de la fertilisation azotée) comparés aux rendements moyens réalisés. Cet écart de rendements génère une surestimation des besoins en azote des peuplements qui, elle-même, conduit à une augmentation de la dose de fertilisant, même si les autres postes du bilan (notamment la fourniture d'azote par le sol et les produits organiques) sont bien estimés. Les données du Tableau 6 indiquent un écart entre rendements espérés et rendements réalisés de plus de 10 quintaux dans environ 30% des surfaces de blé tendre, ce qui correspond à un excès de la dose d'azote > 30 kgN par hectare. Nous avons fait l'hypothèse que ces données étaient généralisables aux autres grandes cultures.

Tableau 6. Données sur les écarts entre rendements estimés et rendements réalisés trouvées dans les enquêtes "Pratiques culturales" et la littérature.

Publication	Région et type de culture	Ecart entre rendement estimé et rendement obtenu (q/ha)	Assiette
Agreste Centre 124 (2008)	Blé tendre, Centre	+ 10 q	33% des surfaces
Agreste Picardie 27 (2008)	Blé tendre, Picardie	+ 5 à 10 q + 10 à 15 q > + 15 q	32% des surfaces 15% des surfaces 12% des surfaces
Agreste Picardie 27 (2008)	Blé tendre, France	+ 5 à 10 q + 10 à 15 q > + 15 q	25% des surfaces 14% des surfaces 12% des surfaces
Scheider et al., 2010	Blé tendre, Aisne	+ 15 à 20 q	Préconisation Outil Farmstar vs. Enquête CER 02
Lagarde et Champolivier, 2006	Colza	5 à 6 q (30-40 kg N/ha)	Non précisé

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

Cette sous-action peut être appliquée à l'ensemble des surfaces de grandes cultures de la sole France en faisant l'hypothèse que les écarts entre rendements estimés et rendements réalisés suivent la même tendance dans toutes les régions de France.

• Assiette maximale technique (AMT)

L'assiette maximale technique est constituée de l'ensemble des grandes cultures, et des cultures de maïs fourrage. Nous avons exclu de l'assiette la culture de betteraves, qui montre une baisse régulière de la fertilisation azotée depuis 20 ans. Nous avons modulé l'action pour le tournesol. L'assiette maximale technique représente **11,7 Mha**.

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

Cette sous-action peut être mise en œuvre sur 100% de l'AMT d'ici 2030. Les critères de facilitation de l'adoption pourront relever de deux facteurs : le renforcement de la réglementation en matière de fertilisation azotée, contraignant les agriculteurs à une mise en œuvre systématique d'un calcul rigoureux de la fertilisation, et l'accroissement du prix des engrais minéraux comparé au prix de vente de la culture. On retient donc un scénario de diffusion rapide liée à des contraintes extérieures (évolution des prix et/ou de la réglementation), avec lequel on atteint 100% de l'AMT en 2020.

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

Avec ces hypothèses, une prise en compte d'un rendement plus réaliste a conduit à une économie d'engrais de **230 821** (172 751 000- 344 042 000) **kgN/an**. Cela représente en moyenne **19,7** (14,8 - 29,4) **kgN/ha** pour l'ensemble de ces cultures. Cela représente un potentiel d'atténuation de l'année 2030 équivalent à **2 225 153** (1 663 009 - 3 302 596) **MgCO_{2e}/an** (calcul "Citepa") à **2 599 916** (1 990 929 - 3 689 070) **MgCO_{2e}/an** (calcul "expert"), et **1 273 815** (965 753 - 1 874 453) **MgCO_{2e}/an** d'émissions induites amont.

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

En appliquant le scénario de diffusion proposé ci-dessus, l'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour cette sous-action est de **32 393 161** (24 209 626 - 48 078 271) **MgCO_{2e}** (calcul "Citepa") à **37 848 852** (28 983 355 - 53 704 452) **MgCO_{2e}** (calcul "expert"), et **18 583 445** (14 662 168 - 27 960 413) **MgCO_{2e}** (émissions induites amont).

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

- **Inventaire des modifications induites par la sous-action**

Les modifications sont une baisse de la fertilisation minérale totale, un accompagnement technique accru, par le conseil et/ou par les mesures (analyses de reliquat). On peut considérer que les 2/3 des surfaces qui mettent déjà en œuvre la méthode du bilan, bénéficient déjà de conseils, même si cela ne se traduit pas actuellement sur la dose d'azote. On pourrait donc estimer un coût supplémentaire du conseil pour environ 1/3 des surfaces qui ne le faisait pas (base 2006). Cependant, pour les calculs économiques, on a considéré plus simplement un surcoût des outils de pilotage pour 93% des surfaces n'utilisant pas d'outils de pilotage en 2006. Il n'y a pas de modifications du rendement.

- **Estimations des coûts/bénéfices**

La mise en œuvre systématique d'un outil de pilotage de la fertilisation azotée de type Farmstar (10 €/ha) sur les 93% de l'AMT n'en bénéficiant pas engendre un coût moyen de 9,3 €/ha, tandis qu'une réduction moyenne de 19,8 kgN/ha sous forme ammonitrate engendre un gain moyen de 18,03 €/ha. Le coût unitaire moyen de la sous-action A1 est donc de -8,73 €/ha ; il s'agit donc d'un gain net.

- **Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030**

Tableau 7.

Coût unitaire (€/ha/an)	AMT 2030 (ha)	Coût AMT 2030 (€/an)	Coût cumulé 2010-2030 (€)
-8,73 (-4,14 à -17,46)	11 711 333	-101 362 453 (-48 460 565 à -204 506 825)	-1 475 606 339 (-705 475 395 à 2 977 153 362)

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

L'atténuation unitaire moyenne a été estimée à 0,190 MgCO_{2e}/ha/an (0,222 MgCO₂ avec le calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et 0,109 MgCO_{2e}/ha/an d'émissions amont induites. En appliquant cette atténuation sur l'assiette maximale technique, l'atténuation annuelle est de 2 225 153 MgCO_{2e}/an (calcul "Citepa") à 2 599 916 MgCO_{2e}/an (calcul "expert"), et 1 273 815 MgCO_{2e}/an d'émissions induites amont. L'atténuation cumulée sur la période 2010-203 est de 32 393 161 MgCO_{2e} (calcul "Citepa") à 37 848 852 MgCO_{2e} (calcul "expert"), et 18 583 445 MgCO_{2e} d'émissions induites amont. Le coût unitaire est de -8,73 €/ha/an, et le coût d'atténuation est de -45,89 €/MgCO_{2e} (calcul "Citepa") et -39,29 €/MgCO_{2e} (calculé "expert"), hors émissions induites amont.

Nous pouvons comparer ces résultats à ceux obtenus en extrapolant les résultats obtenus avec l'outil Epiclès® par la coopérative *InVivo* (Tableau 8). Cette coopérative a estimé les réductions de fertilisation minérale permise par la mise en œuvre de l'outil, par rapport aux données sur les pratiques agricoles Agreste pour les mêmes cultures (voir Annexe 1). Ce second calcul nous semble intéressant, mais moins robuste car il s'appuie sur une seule étude à partir de laquelle nous extrapolons les résultats à l'échelle de la France entière. Il a cependant l'intérêt de permettre d'évaluer l'amélioration possible en mettant en œuvre le bilan d'azote et les outils d'accompagnement pour le pilotage de la fertilisation azotée. Nous avons considéré son assiette d'application avec une valeur basse constituée par l'augmentation potentielle des surfaces concernées par une estimation des reliquats azotés (+40% des surfaces en 2006), et une valeur haute constituée par l'augmentation potentielle des surfaces avec pilotage de la fertilisation azotée (+93% des surfaces en 2006). Le potentiel d'atténuation est alors de **1,6 à 12,9 kgN/ha sur 12 Mha** selon l'une ou l'autre des deux hypothèses. En considérant la généralisation de cette démarche, le potentiel d'atténuation représenterait environ 65% de celui calculé en utilisant l'hypothèse de calcul de la dose d'azote avec des rendements plus réalistes.

Tableau 8. Ecart entre la dose moyenne recommandée par l'outil Epiclès et la dose moyenne pratiquée sur les mêmes cultures à l'échelle France (d'après Berthoud, 2010)

Culture	Surface de l'échantillon (ha)	Dose moyenne réalisée sous Epiclès (kgN/ha)	Dose Agreste 2006 moyenne nationale (kgN/ha)	Moyenne Epiclès - moyenne Agreste (kgN/ha)
Betterave sucrière	18 257	95	108	-13
Blé tendre	562 537	160	165	-5
Colza	215 608	146	165	-19
Mais grain	123 812	131	156	-25
Orge	187 486	119	130	-11
Pomme de terre	4 590	135	159	-24
Tournesol	77 789	32	56	-24

5.2. Potentiel d'atténuation et coût de la sous-action A2

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action "Réduire la fertilisation azotée dans le cadre d'une réduction d'intrants phytosanitaires" a des conséquences sur les émissions directes sur l'exploitation agricole et sur les émissions indirectes et induites en amont de l'exploitation agricole (Tableau 9).

Tableau 9. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites par la sous-action

Emissions directes	- émissions de N ₂ O liées aux quantités de fertilisants azoté - émissions de CO ₂ liées à l'utilisation des engins agricoles - émissions liées à l'usage des pesticides
Emissions indirectes	- après lixiviation des nitrates à partir des sols - après volatilisation et dépôt d'ammoniac
Emissions induites	- émissions liées à la fabrication et au transport de fertilisants azotés minéraux - émissions liées à la fabrication et au transport des pesticides

- Quantification de l'atténuation

La sous action 1.2 estime la réduction des émissions de gaz à effet de serre, associée à la mise en œuvre de l'un des scénarios proposés de réduction de l'usage des produits phytosanitaires en France. Le calcul est appliqué à toutes les grandes cultures, le maïs fourrage, le riz. Cette sous-action considère une diminution des intrants phytosanitaire de 30% ce qui entraînent une baisse des rendements de 6% en moyenne en grandes cultures. (Rapport Ecophyto Grandes Cultures INRA, 2010). Les diminutions d'azote induites par la diminution des rendements utilisées sont celles proposées dans le cadre de l'étude Ecophyto. On applique les réductions moyennes de fertilisation azotée à toutes les surfaces de chaque culture. Les écarts types sur les rendements obtenus dans l'étude Ecophyto R&D ($\pm 21\%$ en moyenne) sont utilisés pour estimer une valeur basse et haute autour de la réduction de la fertilisation azotée, et donc de l'atténuation moyenne. On utilise les données statistiques sur les matières actives pour calculer l'impact via la réduction de pesticides.

Les éléments de calcul sont disponibles en annexe 2. A partir de la réduction unitaire de la fertilisation minérale, ont été appliqués les deux calculs, qui s'appliquent à la quantité d'azote de l'engrais concernée par la mesure.

Calcul "Citepa" :

$$E(N_2O) = QN \times \text{Frac} \times FE \times \text{FCN-N}_2\text{O} \times \text{PRG}$$

avec : QN la quantité d'engrais minéral azoté non épanchée en tonnes de N ; Frac la proportion d'émissions ; FE le facteur d'émissions ; FCN-N₂O le facteur de conversion (1,57) et PRG le Pouvoir de Réchauffement Global (310 dans CITEPA 2010)

Frac = 90% et FE = 1,25% pour N₂O direct

Frac = 20% et FE = 1,0% pour les émissions indirectes par déposition après volatilisation

Frac = 30% et FE = 2,5% pour les émissions indirectes par transport et lixiviation hors de la parcelle

Calcul "expert" :

1. Pour les émissions directes de N₂O, nous avons introduit les fonctions définies plus haut :

$$E(N_2O) = 158 \cdot e^{(0,012 \cdot D) \cdot k} \quad \text{avec : } E(N_2O) \text{ en kg eq CO}_2; D : \text{dose d'engrais appliquée au sol en kgN/ha ; } k = 1$$

La quantité d'engrais apportée est modifiée, nous passons d'une dose QN à une dose Q'N

2. Pour les émissions indirectes de N₂O, les coefficients Frac et FE ne sont pas modifiés par la mesure.

Tableau 10. Calcul de l'atténuation unitaire de la sous-action A2

(kgCO ₂ e/ha/an)	CO ₂ "Citepa" - "expert"	N ₂ O "Citepa" - "expert"	Total "Citepa" - "expert"
Emissions directes			
Moins d'apport azoté et/ou meilleure efficacité Moins de fuel du fait de la réduction des épandages	0,001 - 0,001	0,056 – 0,104 (0,044-0,0068) - (0,082-0,126)	
Emissions indirectes			
Lixiviation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou meilleure efficacité		0,038 – 0,011 (0,030-0,046) - (0,009-0,013)	
Volatilisation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,005 – 0,005 (0,004-0,006)	
Sous total			0,100 - 0,120 (0,079-0,121) - (0,095-0,145)
Emissions amont			
Synthèse et transport des fertilisants		0,055 - 0,055 (0,043 - 0,067)	
Synthèse et transport des produits phytos	0,005 - 0,005 (0,004 - 0,006)		
Total			0,160 - 0,181 (0,126-0,194) - (0,143-0,219)

- **Conclusion : potentiel d'atténuation unitaire de la sous-action A2**

Le potentiel unitaire d'atténuation moyen de cette sous-action se situe entre **0,100 et 0,120 MgCO₂e/ha/an** selon le calcul utilisé, et une atténuation de **0,060 MgCO₂e/ha/an** correspondant aux émissions induites amont. Ce potentiel correspond à une diminution moyenne de 10,3 kgN/ha équivalente, soit 7% de la fertilisation sur les surfaces considérées, une diminution de 0,58 kg matières actives /ha et une réduction du nombre de passages de 0,31 /ha.

5.2.b. Ligne de base et conditions de développement de la sous-action

- **Situation actuelle**

Cette option technique correspond à la mise en place d'un scénario de réductions d'intrant. Le plan Ecophyto 2018 vise à réduire progressivement l'utilisation des produits phytosanitaires (communément appelés pesticides) en France tout en maintenant une agriculture économiquement performante. Initiative lancée en 2008 à la suite du Grenelle Environnement, ce plan est piloté par le ministère chargé de l'agriculture. À la suite du Grenelle de l'environnement, le plan Ecophyto 2018 constitue l'engagement des parties prenantes à réduire de 50% l'usage des pesticides au niveau national dans un délai de dix ans, si possible. Le NODU est un indicateur "toutes cultures", calculé annuellement à partir des données de ventes de pesticides transmises par les distributeurs dans le cadre de la déclaration au titre de la redevance pour pollutions diffuses. Cet indicateur est utilisé pour le suivi du plan Ecophyto 2018. En 2010, la réduction de l'usage des substances actives dans le cadre de ce plan n'était pas encore perceptible.

- **Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'AMT)**

Cette sous-action peut être appliquée à l'ensemble des surfaces de grandes cultures de la sole France. Nous avons conservé les cultures pour lesquelles un effet de la réduction des phytosanitaires sur la fertilisation azotée était observé. Au sein des scénarios de réduction de l'usage des pesticides de l'étude Ecophyto R&D, nous avons choisi le scénario "2a", correspondant à une diminution d'un tiers de l'usage des pesticides qui conduit à une baisse modérée des rendements et ne remet pas en cause les systèmes de culture.

- **Assiette maximale technique (AMT)**

L'assiette maximale technique ici est constituée de l'ensemble des grandes cultures et de la culture de maïs fourrage. L'AMT représente **12,1 Mha et 124 600 kgN/an**.

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

Cette sous-action peut être mise en œuvre sur 100% de l'AMT d'ici 2030. Les critères de facilitation de l'adoption pourront relever de deux facteurs : la réussite du plan Ecophyto 2018, résultant des différents axes de ce plan (formation, information et accompagnement, démonstration, etc.) et éventuellement l'accroissement de la réglementation en matière d'usage des pesticides. Nous choisissons un scénario (optimiste) et rapide de diffusion conduisant à 100% de l'AMT d'ici 2020.

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

En considérant les surfaces concernées, cette sous-action concerne **124 627 000** (98 189 000-150 319 000) **kgN** sous forme de fertilisant minéral de synthèse économisé par an, ce qui représente en moyenne une réduction de la fertilisation minérale de **10,3 kgN/ha/an (8,1-12,4) pour ces cultures**. Le potentiel d'atténuation représente **1 209 479** (956 121 – 1 457 350) (calcul "Citepa") à **1 451 699** (1 163 629 - 1 736 630) **MgCO_{2e}/an** (calcul "expert"), et **730 214** (576 869 – 883 559) **MgCO_{2e}/an** d'émissions induites amont.

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

En appliquant le scénario de diffusion proposé ci-dessus, l'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour cette sous-action est de **15 913 825** (12 577 443 - 19 170 931) **MgCO_{2e}** (calcul "Citepa") à **19 096 590** (15 307 133 - 22 844 754) **MgCO_{2e}** (calcul "expert"), et **1 145 795** (7 479 498 - 11 617 092) **MgCO_{2e}** pour les émissions induites amont.

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

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

Les modifications sont une baisse de l'apport de pesticides, une baisse de la quantité d'azote minéral apporté par les engrais, une baisse des rendements, une réduction du passage d'engins agricoles (lié aux pesticides), un accompagnement technique accru dans le cadre du plan Ecophyto 2018 et du conseil de fertilisation.

Le rendement et le prix du maïs fourrage n'étant pas fourni dans la SAA et le RICA, nous avons utilisé les tables d'équivalence Arvalis entre rendement grain et rendement fourrage. Nous avons ainsi estimé le rendement du maïs fourrage à 14,5 t MS/ha et son prix à 100,7 €/tonne, pour la France en 2010.

- Estimations des coûts/bénéfices

Tableau 11.

	unités/ha	€/unités	€/ha
Fertilisation	-10,30	0,911	-9,38
Passages	-0,315	9,073	-2,86
Phyosanitaires			-52,46
Surveillance	0,25	17,00	4,25
Perte de rendement			73,04
Coût unitaire			12,58

La sous-action A2 coûte en moyenne **12,58 €/ha**.

- Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030

Tableau 12.

Coût unitaire (€/ha/an)	AMT 2030 (ha)	Coût AMT 2030 (€/an)	Coût cumulé 2010-2030 (€)
12.58 (-0,76 à 25,86)	12 097 490	152 219 191 (-9 247 320 à 312 849 765)	2 002 390 169 (-121 645 258 à 4 115 429 146)

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

L'atténuation unitaire moyenne a été estimée à 0,100 MgCO₂e/ha/an (0,120 MgCO₂ avec le calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et 0,060 MgCO₂e/ha/an d'émissions amont induites.

En appliquant cette atténuation sur l'assiette maximale technique, l'atténuation annuelle moyenne est de 1 209 749 (calcul "Citepa") à 1 451 699 MgCO₂e/an (calcul "expert"), et 730 214 MgCO₂e/an d'émissions induites amont.

L'atténuation cumulée moyenne sur la période 2010-203 est de 15 913 825 MgCO₂e (calcul "Citepa") à 19 096 590 MgCO₂e (calcul "expert"), et 1 145 795 MgCO₂e pour les émissions induites amont.

Le coût unitaire est de 12,58 €/ha/an, et le coût d'atténuation est de 125,77 €/MgCO₂e (calcul "Citepa") et 104,45 €/MgCO₂e (calculé "expert"), hors coût de transaction et émissions induites amont.

5.3. Potentiel d'atténuation et coût de la sous-action B

5.3.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action "**Améliorer la valorisation des produits organiques apportés**" a des conséquences sur les émissions directes sur l'exploitation agricole et sur les émissions indirectes et induites en amont de l'exploitation agricole (Tableau 13).

Tableau 13. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites par la sous-action

Emissions directes	- émissions de N ₂ O liées aux quantités de fertilisant azoté et de produits organiques
Emissions indirectes	- après lixiviation de nitrate à partir des sols - après volatilisation et dépôt d'ammoniac
Emissions induites	- émissions liées à la fabrication et au transport de fertilisants azotés minéraux

- Quantification de l'atténuation

La sous-action est appliquée à toutes les grandes cultures (blé tendre et blé dur, colza, orge, maïs grain et maïs fourrage, tournesol, betterave, pomme de terre). Elle considère trois hypothèses :

(i) La prise en compte incomplète de la fourniture d'azote des apports organiques existants, dans le calcul de la dose prévisionnelle d'azote minéral à apporter sur les cultures. L'hypothèse est que cela concerne 33% des quantités totales de l'azote organique apporté à ces cultures. Cette quantité est calculée à l'échelle de la sole France de ces cultures, en utilisant les données statistiques sur la fertilisation organique et minérale des cultures, et en utilisant un coefficient d'équivalence engrais des produits organiques (source COMIFER adapté AzoFert®). Les fourchettes hautes et basses données pour cette estimation sont les bornes inférieures et supérieures des valeurs de Keq utilisées par AzoFert® (N. Damay, Laboratoire Départemental d'Analyse et de Recherche, communication personnelle).

(ii) Les pertes d'azote par volatilisation d'ammoniac aux dépens des effluents d'élevage. La volatilisation est estimée en tenant compte des fourchettes basses et hautes de la composition des effluents d'élevage (fraction ammoniacale) (Beline et al. ; 2012), des fourchettes basses et hautes de volatilisation de l'ammoniac (Beline et al., 2009), de la proportion de situations avec enfouissement des effluents et de la réduction de la volatilisation permise par l'incorporation des effluents (Citepa, 2012). On en déduit la réduction possible de la fertilisation minérale en tenant compte des estimations moyennes de l'azote économisé en modifiant les épandages des effluents (enfouissement systématique).

(iii) L'existence d'un volume de déchets organiques non animaux (boues de STEP, effluents agro-industriels, composts urbains) non recyclés actuellement sur les sols agricoles et qui sont disponibles. Ces volumes sont chiffrés à environ 2,3 fois les volumes actuellement recyclés (Ademe, 2007 ; UNIFA, 2010). On calcule à partir des coefficients d'équivalence engrais de ces produits organiques (adapté du COMIFER, 2012), la quantité d'engrais minéral économisé.

Il n'a pas été estimé dans cette sous-action la possibilité de réorganisation de plan d'épandage liée à la meilleure prise en compte des produits organiques qui conduirait à une répartition de l'azote sur plus de surfaces. Cette réorganisation pourrait induire des émissions supplémentaires liées au transport, voire à des stockages plus longs, particulièrement pour les zones en excédent structurel.

Ces trois calculs sont additifs et sont combinés. Les éléments de calcul sont disponibles en Annexe 3. A partir de la réduction unitaire de la fertilisation minérale, ont été appliqués les calculs "Citepa" et "expert".

Calcul "Citepa" :

$$E(N_2O) = QN \times \text{Frac} \times FE \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec : QN la quantité d'engrais minéral azoté non épanché en tonnes de N, Frac la proportion d'émissions, FE le facteur d'émissions, FCN-N₂O le facteur de conversion (1,57) et PRG le Pouvoir de Réchauffement Global (310 dans CITEPA 2010).

Frac = 90% et FE = 1,25% pour N₂O direct

Frac = 20% et FE = 1,0% pour les émissions indirectes par déposition après volatilisation

Frac = 30% et FE = 2,5% pour les émissions indirectes par transport et lixiviation hors de la parcelle

Calcul "expert" :

Pour les émissions directes de N₂O, nous avons introduit les fonctions définies plus haut :

$$E(N_2O) = 158 \cdot e^{(0,012 \cdot D) \cdot k}$$

avec : E(N₂O) en kg eq CO₂

D : dose d'engrais appliquée au sol en kgN/ha ; k = 1

Comme suggéré dans la méthodologie IPCC, nous traitons différemment l'azote minéral et l'azote organique, plus vulnérable à la volatilisation et par voie de conséquence moins disponible pour être transformé en N₂O à la parcelle. Ainsi, FracVol est doublé pour l'azote organique et k est ramené à 0,9.

Les coefficients décrivant les émissions liées à la lixiviation ne sont pas affectés par la mesure.

Tableau 14. Calcul de l'atténuation unitaire de la sous-action 2

(kgCO ₂ e/ha/an)	CO ₂ "Citepa" - "expert"	N ₂ O "Citepa" - "expert"	Total "Citepa" - "expert"
Emissions directes Moins d'apport azoté et/ou meilleure efficacité		0,079 – 0,136 (0,054-0,122) - (0,094-0,204)	
Emissions indirectes Lixiviation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,052 – 0,015 (0,036-0,081) - (0,010-0,023)	
Volatilisation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,007 – 0,005 (0,005-0,011) - (0,010-0,023)	
Sous total			0,138 - 0,156 (0,094-0,214) – (0,107-0,236)
Emissions amont Synthèse et transport des fertilisants		0,076 - 0,076 (0,052-0,118)	
Total			0,215-0,232 (0,147-0,332) - (0,159-0,354)

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

Le potentiel unitaire d'atténuation de cette sous-action se situe entre **0,138 et 0,156 MgCO₂e/ha/an** selon le calcul utilisé. Les émissions amont liées à la fabrication et au transport des engrais correspondent à **0,076 MgCO₂e/ha/an**.

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

- Situation actuelle

Il existe une forte incertitude sur les quantités d'azote épanchées au sol sous forme organique, sur la composition de ces effluents et sur la disponibilité réelle de cet azote apporté pour les cultures (dynamique de minéralisation). En 2010, environ 1380 000 tonnes d'azote sous forme d'effluents d'élevage (lisiers, fumiers, fientes) étaient disponibles, dont environ 50% excrétés directement à la parcelle par les élevages. Les lisiers représentaient 47% et les fumiers 53% du total de l'azote disponible. La totalité des effluents est recyclée (80% épanchés sur les sols agricoles, 20% traités biologiquement). Le volume total de ces effluents a baissé de 8% en 20 ans environ (UNIFA, 2010). Pour les produits organiques (déchets urbains, agro-industriels, verts), environ 90 000 tonnes N /an sont recyclées vers les sols agricoles, ce qui représente seulement 2% de la quantité totale d'azote apportée sur les cultures (UNIFA, 2010). La ressource actuelle disponible est estimée environ 2,3 fois plus importante (environ 185 000 tonnes N /an) (Ademe, 2007) ; une partie de ces déchets n'est pas utilisable pour la

fertilisation azotée, étant donné leur très faible teneur en azote, conférant à ces déchets un caractère d'amendements mais pas de fertilisants (boues de papeteries et boues agro-industrielles notamment). Au vu de ces ordres de grandeur, il n'existe pas de "réserve" très importante de matières organiques résiduelles supplémentaires, qui pourraient se substituer à la fertilisation minérale de manière très conséquente, indépendamment de toute autre considération (de transport, d'innocuité, de réglementation notamment sur le phosphore), et donc une marge de progrès importante réside, comme pour la fertilisation minérale, dans la gestion de ces produits, plutôt que dans l'accroissement de leur recyclage.

À l'échelle France, en moyenne 81% des surfaces ne reçoivent que de l'azote minéral et 19% des surfaces combinent N minéral et N organique (Agreste, 2010). En fait, les céréales reçoivent peu d'apports organiques en raison des difficultés techniques à apporter du N organique au bon moment, en relation avec les besoins de la culture (à l'automne faibles besoins et risques de lixiviation, au printemps forts besoins mais difficultés ou impossibilités d'apporter les engrais organiques, etc.) (Chambres d'Agriculture de Bretagne et al., 2012). Les cultures qui reçoivent le plus souvent de l'azote organique sont les cultures de printemps (maïs grain et maïs fourrage, betterave, pomme de terre, tournesol), car il est possible d'apporter et parfois d'enfouir (notamment le fumier) avant le semis, et dans de bonnes conditions. Dans les zones d'élevage, les surplus d'azote sont importants, en raison des difficultés des agriculteurs à connaître avec précision les volumes et la composition des produits organiques épandus. Ceci les conduit à conserver une fertilisation minérale même dans les situations où cela ne serait pas nécessaire pour pallier l'incertitude quant à aux doses apportées et à l'azote disponible.

Pour les effluents d'élevage, actuellement plus de 90% des lisiers recyclés sur les sols agricoles sont épandus à la surface du sol, ce qui donne une marge de progrès considérable pour réduire la volatilisation, en développant les techniques d'enfouissement. La plupart des agriculteurs confient les épandages à des entreprises, c'est donc au niveau des entreprises que peut s'effectuer l'évolution des techniques d'épandage.

- **Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'AMT)**

Les conditions sont identiques à celles des autres sous-actions. Nous avons considéré toutes les grandes cultures concernées par la fertilisation organique (la réduction de la volatilisation n'a pas été estimée sur la totalité des effluents animaux épandus en France ni sur la totalité des surfaces de toutes les cultures de France, mais sur celles concernées par l'action). Les possibilités d'épandage (surfaces) sont considérées non limitantes aux échelles régionales, et les transferts intra-régionaux entre surfaces réceptrices ne sont pas considérés ici.

- **Assiette maximale technique (AMT)**

L'assiette maximale technique ici est constituée de l'ensemble des grandes cultures et du maïs fourrage. L'assiette maximale technique représente **12,0 Mha**.

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

Cette sous-action peut être mise en œuvre sur 100% de l'AMT en 2030. Les critères de facilitation de l'adoption pourront relever de deux facteurs : l'accroissement du prix des engrais minéraux (augmentation du prix de l'énergie ou instauration de taxes) et l'amélioration des techniques de pesée, caractérisations chimiques rapides et techniques d'épandage (régularité, enfouissement). Plusieurs projets sont en cours sur ces sujets (projets CASDAR), pour faciliter la prise en compte par les agriculteurs.

5.3.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**

Avec ces hypothèses, une meilleure valorisation des produits organiques, via les trois options examinées, conduit à une économie d'engrais azoté minéral de 176 957 210 kgN/an.

La première option (meilleure prise en compte de N organique dans le calcul du bilan) porte sur un volume de 424 394 848 kgN/an, équivalent à 61 342 031 kg N minéral par an, et contribue à une réduction de 4,8 kgN/ha/an (4,2-5,4) pour l'assiette considérée. L'incertitude est associée aux valeurs du coefficient d'équivalence engrais de l'azote organique. Nous avons choisi les valeurs hautes et basses utilisées dans le logiciel AzoFert® pour ces types de produits ((Keq = 0,65 pour les lisiers apportés au printemps, 0,25 pour les fumiers, et 0,3 en moyenne pour les autres déchets non animaux).

La deuxième option (réduction des pertes par volatilisation) porte sur un volume de 424 394 848 kgN/an, équivalent en moyenne à 88 393 178 kg N minéral (40 402 390 - 176 272 400), et contribue à une réduction de 7,3 kgN/ha/an pour l'assiette considérée (3,3-14,6). Il y a une incertitude liée au caractère variable de la volatilisation et à la variabilité de la composition des effluents dont nous avons tenu compte pour déterminer les valeurs basses et hautes autour de la moyenne, associées à cette option.

La troisième option (augmentation du volume de déchets recyclés) porte sur un volume de 90 740 000 kgNorg/an, équivalent à 27 222 000 kg N minéral, et contribue à une réduction de 2,3 kgN/ha/an pour l'assiette considérée.

Comme signalé précédemment, cela ne représente pas la totalité des apports d'effluents car seuls les apports sur les grandes cultures sont considérés. Le volume de produits organiques épandus sur ces sols est de 424 400 kgN/an pour cette option, ce qui représente 61% de la totalité des produits organiques recyclés en 2010 vers les sols d'après les données UNIFA (2010). Nous n'avons pas associé d'incertitude à cette option.

L'économie d'engrais minéral est au total de 14,4 kgN/ha (9,8-22,2), équivalente à une baisse de 10,0% de la fertilisation sur les surfaces considérées.

Ceci se traduit par un potentiel d'atténuation de l'année 2030 équivalent à **1 666 345** (1 135 047 - 2 584 043) MgCO_{2e}/an (calcul "Citepa") ou **1 883 695** (1 292 022 - 2 849 692) MgCO_{2e}/an (calcul "expert"), et **921 298** (629 559 - 1 424 646) MgCO_{2e}/an d'émissions induites amont.

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

En appliquant le scénario de diffusion proposé ci-dessus, l'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour cette sous-action est de **22 256 014** (15 159 894 - 34 512 950) MgCO_{2e} (calcul "Citepa") à **25 158 973** (17 256 475 - 38 061 010) MgCO_{2e} (calcul "expert") d'émissions directes et indirectes, et **12 256 935** (8 386 324 - 19 030 505) MgCO_{2e} d'émissions induites amont.

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

- **Inventaire des modifications induites par la sous-action**

Les modifications sont une réduction de la quantité d'azote apportée sous forme d'engrais minéral, une modification des techniques d'épandage des effluents, un accompagnement technique accru dans le cadre du conseil de fertilisation. Il n'y a pas de diminution des rendements.

- **Estimations des coûts/bénéfices**

La sous-action engendre une diminution moyenne de la dose d'azote minéral apportée de 14,65 kgN/ha, soit un gain de 13,35 €/ha. Le surcoût de l'enfouissement des effluents est de 1,51 €/ha. Nous faisons l'hypothèse simplificatrice que le matériel d'origine pour épandre les lisiers est une tonne de 10-11 m³ avec une rampe à buses de 12 m, et que l'on passe à une rampe de 12 m avec pendillards et broyeurs intégrés. La sous-action B engendre un bénéfice moyen de **11,6 €/ha**.

- **Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030**

Tableau 15.

Coût unitaire (€/ha/an)	AMT 2030 (ha)	Coût AMT 2030 (€/an)	Coût cumulé 2010-2030 (€)
-11,59 (-7,44 à -18,75)	12 074 969	-142 961 927 (-89 864 760 à -226 400 922)	-1 909 425 254 (-1 200 249 928 à -3 023 851 513)

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

L'atténuation unitaire a été estimée à 0,138 MgCO_{2e}/ha/an (0,156 MgCO_{2e} avec le calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et 0,076 MgCO_{2e}/ha/an d'émissions induites amont.

En appliquant cette atténuation sur l'assiette maximale technique, l'atténuation annuelle est de **1 666 345** MgCO_{2e}/an (calcul "Citepa") à **1 883 695** MgCO_{2e}/an (calcul "expert"), et **921 298** MgCO_{2e}/an d'émissions induites amont.

L'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 est de **22 256 014** MgCO_{2e} (calcul "Citepa") à **25 158 973** MgCO_{2e} (calcul "expert"), et **12 256 935** MgCO_{2e} d'émissions induites amont.

Le coût unitaire est de -11,59 €/ha/an, et le coût d'atténuation est de -83,8 €/MgCO_{2e} (calcul "Citepa") et -74,3 €/MgCO_{2e} (calculé "expert"), hors coût de transaction et émissions induites amont.

Cette sous-action repose sur trois leviers qui conduisent tous les trois à une possibilité de diminuer la quantité d'azote minéral apporté en complément de la fertilisation organique, soit sur les mêmes surfaces, soit sur des surfaces proches sauf en zones d'excédent structurel, et notamment cultivées en céréales recevant pour l'instant peu d'apports organiques en moyenne. Ce calcul est très sensible au coefficient Keq qui traduit la proportion de l'azote total du produit qui est effectivement absorbé par la culture. Ce pourcentage dépend de la nature chimique du produit, qui détermine notamment sa minéralisation potentielle, et des conditions d'apport (notamment date d'apport), qui conditionnent la part de l'azote minéralisé absorbée par la plante. Nous nous sommes volontairement placés dans des ordres de grandeur du Keq (équivalent engrais) qui font consensus et sont proposés comme références par le COMIFER et utilisés dans des outils comme AzoFert® (Keq = 0,65 pour les lisiers apportés au printemps, 0,25 pour les fumiers, et 0,3 en moyenne pour les autres déchets non animaux). Les quantités totales d'azote mis en jeu sont bien supérieures et entrent en compte dans les surplus d'azote calculés par ailleurs (par exemple, Observations et Statistiques, n°448, 2013). Par exemple, une augmentation de 0,1 seulement de la valeur Keq conduit à augmenter l'atténuation unitaire de 13% environ sans changer aucune autre hypothèse de ces calculs. Le calcul est donc très sensible à la traduction en "équivalent engrais" de l'azote organique. Ceci souligne d'une part l'importance d'améliorer la valorisation des produits organiques grâce aux pratiques culturales (notamment dates d'apport des engrais organiques), et d'autre part l'importance de bien estimer ces paramètres utilisés dans les outils de raisonnement de la fertilisation azotée. A long terme, une meilleure conservation de l'azote (réduction de la volatilisation) et un recyclage accru des déchets conduiront à une augmentation lente mais effective de l'azote organique minéralisable, et donc permettront une réduction supplémentaire des apports d'azote. Par exemple, l'outil AzoFert® considère une augmentation de la minéralisation de l'azote de 10% pour les situations avec restitutions systématiques de résidus de culture et des fréquences d'apport organique tous les 2-3 ans.

L'autre aspect à souligner est l'importance de la maîtrise de la volatilisation d'ammoniac qui doit être menée *via* le développement et l'utilisation des équipements adaptés.

5.4. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action C1

5.4.a. Potentiel d'atténuation unitaire

• Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action "**Ajuster les dates d'apport aux besoins des cultures**" a des conséquences sur les émissions directes sur l'exploitation agricole et sur les émissions indirectes et induites en amont de l'exploitation agricole

Tableau 16. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites par la sous-action C1

Emissions directes	- émissions de N ₂ O liées aux quantités de fertilisant azotés économisées - émissions liées à l'usage des engins agricoles (épandage)
Emissions indirectes	- après lixiviation des nitrates à partir des sols - après volatilisation et dépôt d'ammoniac
Emissions induites	- émissions liées à la fabrication et au transport de fertilisants azotés minéraux - émissions liées aux carburants des engins agricoles

• Quantification de l'atténuation

Cette sous-action a pour objectif de chercher un meilleur ajustement des apports d'azote aux besoins des cultures. Elle fait l'hypothèse que dans un certain nombre de situations, le premier apport peut être supprimé car le reliquat d'azote à la sortie d'hiver est supérieur aux besoins du peuplement à cette période. Le fait de supprimer ce premier apport conduit à améliorer en moyenne l'efficacité de l'azote apporté sur la culture (l'absorption par les cultures de l'azote apporté à des dates ultérieures est supérieure), et permet alors de diminuer la dose totale.

Cette sous-action a été appliquée aux céréales d'hiver (blé tendre et blé dur, orge) et colza, mais pour le colza cette situation correspond à un très faible pourcentage des surfaces (voir Annexe 4). Pour estimer les surfaces concernées, nous avons utilisé les données des mesures de reliquats sorties d'hiver réalisées par le Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherches de l'Aisne, pendant 8 ans (2005 à 2012) concernant environ 10 000 parcelles de blé d'hiver, 600 d'orge et 400 de colza. Ces données ont permis de calculer la proportion de situations avec un reliquat supérieur à 50 kgN/ha (besoins définis sur la base des fiches "cultures" du COMIFER) et pour lesquelles le premier apport d'azote pourrait donc être décalé dans le temps. Nous avons réduit la fertilisation totale en tenant compte d'un critère d'amélioration de l'efficacité pour l'azote apporté en considérant un coefficient apparent d'utilisation moyen de 30% sur un premier apport et de 60% sur un second apport (Machet et al., 1987 ; Recous et al., 1997). En tenant compte de l'amélioration de l'efficacité des apports plus tardifs, le report d'un apport d'azote de 50 kgN conduit à économiser 15 kgN/ha dans ces situations (ce qui représente une partie du premier apport, pas la totalité). Cette action conduit à supprimer un épandage d'azote sur les surfaces concernées.

Les éléments de calcul sont disponibles en Annexe 4. A partir de la réduction unitaire de la fertilisation minérale, ont été appliqués les deux calculs.

Calcul "Citepa" :

$$E(N_2O) = QN \times \text{Frac} \times FE \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec : QN la quantité d'engrais minéral azoté non épanchée en tonnes de N, Frac la proportion d'émissions, FE le facteur d'émissions, FCN-N₂O le facteur de conversion (1,57) et PRG le Pouvoir de Réchauffement Global (310 dans CITEPA 2010)

Frac = 90% et FE = 1,25% pour N₂O direct

Frac = 20% et FE = 1,0% pour les émissions indirectes par déposition après volatilisation

Frac = 30% et FE = 2,5% pour les émissions indirectes par transport et lixiviation hors de la parcelle

Calcul "expert" :

Pour les émissions directes de N₂O, nous avons introduit les fonctions définies plus haut :

$$E(N_2O) = 158. e^{(0,012.D).k}$$

avec : E(N₂O) en kg eq CO₂

D : dose d'engrais appliquée au sol en kgN/ha

L'efficacité de l'azote étant meilleure, l'azote apporté est moins disponible pour être transformé en N₂O et pour être lessivé. Le coefficient k est fixé à 0,9 et FracLeach à 0,27. La volatilisation n'est pas affectée.

Tableau 17. Calcul de l'atténuation unitaire de la sous-action C1

(kg CO ₂ e/ha/an)	CO ₂ "Citepa" - "expert"	N ₂ O "Citepa" - "expert"	Total "Citepa" - "expert"
Emissions directes			
Moins d'apport azoté et/ou meilleure efficacité		0,082 - 0,186	
Epanchage	0,003 - 0,003		
Emissions indirectes			
Lixiviation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,055 - 0,031	
Volatilisation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,007 - 0,011	
Sous total			0,147 - 0,231
Emissions amont			
Synthèse et transport des fertilisants		0,087 - 0,087	
Total			0,234 - 0,318

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

Le potentiel unitaire d'atténuation de cette sous-action se situe entre **0,147 et 0,231 MgCO₂e/ha/an** selon le calcul utilisé pour les émissions directes et indirectes sur l'exploitation, et **0,087 MgCO₂e/ha/an** pour les émissions induites amont. Cette atténuation correspond à une diminution moyenne de 15 kgN/ha, équivalente à une baisse de 9% de la fertilisation sur les surfaces considérées par la mesure.

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

• Situation actuelle

Le fractionnement de l'azote de l'engrais en plusieurs apports est fréquent. En 2006, 80% des surfaces recevant l'azote minéral faisaient l'objet de fractionnement des apports. Selon les données Agreste (Agreste, 2010), le nombre moyen d'apports d'azote minéral va de 1,1 pour le pois à 2,8 pour le blé tendre - avec 71% des superficies en blé tendre qui reçoivent 3 apports ou plus. Le fractionnement en 3 passages s'est installé, avec par exemple 60% des surfaces pour le blé tendre recevant 3 apports au niveau France, le premier apport représentant, en moyenne pour la France, 53 kgN/ha soit 30% de l'apport total d'azote. La tendance est à la baisse du premier apport (-5 kgN/ha pour le blé tendre entre 2001 et

2006). Ces pratiques paraissent assez hétérogènes selon les régions et les climats, et bien sûr la date du premier apport sur céréales varie, mais dans de nombreuses situations elle se situe au mois de février.

- **Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'AMT)**

Les conditions de mise en place de l'action sont la réalisation d'un calcul prévisionnel de bilan d'azote combiné à la mesure ou l'estimation des reliquats d'azote à la sortie de l'hiver. A partir de ces éléments, et de la prise en compte des besoins en azote des cultures en sortie de la période hivernale, il est possible de décider de la nécessité ou non d'un apport précoce d'azote.

- **Assiette maximale technique (AMT)**

Les données obtenues dans le département de l'Aisne pour les années 2005 à 2012 indiquent que le seuil de valeur de reliquat d'azote minéral sur la couche 0-90cm > 50 kgN/ha est atteint en moyenne pour 32% des parcelles pour le blé, 9% des parcelles pour l'escourgeon et 1% des parcelles pour le colza (Annexe 4).

L'assiette maximale technique constituée du blé d'hiver, de l'orge d'hiver et du colza représente 7,8 Mha, dont 1,8 Mha sont concernés par la mesure avec les valeurs moyenne de reliquats sortie hiver provenant du département de l'Aisne. Cette assiette dépend donc du pourcentage de surfaces ayant un fort reliquat à la sortie de l'hiver, ici celui calculé pour les situations analysées dans l'Aisne par le LDAR pour les années 2005 à 2012. Ce pourcentage peut varier et évoluer au cours des années, notamment en fonction de la gestion des intercultures (voir Action 4, les cultures intermédiaires pièges à nitrates). Nous proposons donc que l'incertitude porte sur les surfaces concernées chaque année, et pas sur le potentiel d'atténuation unitaire pour cette sous-action. La fourchette de valeurs hautes et basses pour cette sous-action est constituée par la proportion de surfaces des années à fort reliquat sortie hiver (AMT= 3 Mha) et des années à faible reliquat (AMT= 0,53 Mha), à partir des statistiques provenant du département de l'Aisne.

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

Cette sous-action peut être mise en œuvre sur 100% de l'AMT d'ici 2030. Les critères de facilitation de l'adoption pourront relever de deux facteurs : la généralisation des méthodes de fertilisation raisonnée et l'accroissement du prix des engrais minéraux (rapport entre le prix des produits agricoles et le prix des engrais) conduisant à la recherche d'une efficacité accrue de l'azote apporté. Nous avons pris des paramètres de diffusion identiques à ceux de la sous-action A1 en considérant que les déterminants étaient les mêmes.

5.4.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**

Avec ces hypothèses, la sous-action conduit à une économie d'engrais azoté minéral de **27 000 430 kgN/an (44 978 359 – 8 063 756)**, ce qui représente une réduction de 15,0 kgN/ha/an sur les surfaces ayant un reliquat > 50 kgN/ha (et 3,5 kgN/ha si l'on considère comme assiette 100% des surfaces de toutes les cultures considérées).

Ceci se traduit par un potentiel d'atténuation de l'année 2030 équivalent à **264 604 MgCO_{2e}/an** (79 025 - 234 086) (calcul "Citepa") ou **415 807** (124 182 à 602 599-) **MgCO_{2e}/an** (calcul "expert"), et **144 453** (167 238 - 43 141) **MgCO_{2e}/an d'émissions induites amont**.

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

En appliquant le scénario de diffusion proposé ci-dessus, l'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour cette sous-action est de **3 852 034** (6 416 867- 1 150 421) **MgCO_{2e}** (calcul "Citepa") à **6 053 197** (10 083 649 - 1 807 805) **MgCO_{2e}** (calcul "expert") d'émissions directes et indirectes, et **2 279 775** (3 797 737 - 680 861) **MgCO_{2e}** d'émissions induites amont.

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

- **Inventaire des modifications induites par la sous-action**

Les modifications sont une baisse de la quantité d'azote minéral apporté par les engrais et la suppression d'un épandage sur les surfaces concernées : on fait l'hypothèse qu'il n'y a pas décalage de l'apport à une date ultérieure, mais augmentation de la dose à l'apport suivant. Il y a un accompagnement technique accru dans le cadre du conseil de fertilisation. Il n'y a pas de diminution des rendements.

- Estimations des coûts/bénéfices

La sous-action C1 engendre une diminution de la dose d'azote minéral moyenne de 15 kgN/ha et un passage en moins par hectare, soit des gains respectifs de 13,66 €/ha et 9,07 €/ha. Nous faisons l'hypothèse que le coût supplémentaire d'estimation des reliquats sortie hiver est nul si les agriculteurs utilisent les données publiées et ne font pas de mesures eux-mêmes (cependant il faut qu'un certain nombre d'agriculteurs continuent à les faire pour générer les données publiées). La sous-action engendre donc un gain net de 22,74 €/ha.

- Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030

Tableau 18.

Coût unitaire (€/ha/an)	AMT 2030 (ha)	Coût AMT 2030 (€/an)	Coût cumulé 2010-2030 (€)
-22.74	1 800 029 (537 584 à 2 998 557)	-40 929 652 (-12 223 758 à -68 182 194)	- 595 842 468

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

L'atténuation unitaire moyenne a été estimée à 0,147 MgCO₂e/ha/an (0,231 MgCO₂ avec le calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et 0,087 MgCO₂e/ha/an d'émissions amont induites.

En appliquant cette atténuation sur l'assiette maximale technique, l'atténuation annuelle moyenne est de 264 604 MgCO₂e/an (calcul "Citepa") à 415 807 MgCO₂e/an (calcul "expert"), et 144 453 MgCO₂e/an d'émissions induites amont.

L'atténuation cumulée moyenne sur la période 2010-203 est de 3 852 034 MgCO₂e (calcul "Citepa") à 6 053 197 MgCO₂e (calcul "expert"), et 410 073 MgCO₂e d'émissions induites amont.

Le coût unitaire est de -22,74 €/ha/an, et le coût d'atténuation est de -154,2 €/MgCO₂e (calcul "Citepa") et -98,3 €/MgCO₂e (calculé "expert"), hors émissions induites amont.

Ces estimations sont susceptibles de varier, en fonction des années (effet du climat sur le reliquat d'azote en sortie d'hiver, et effet des pratiques de l'année n-1 : importance du reliquat à la récolte de la culture précédente, gestion de l'interculture). Cependant, comme les données de l'enquête "Pratiques culturales" le suggèrent, la tendance est à la réduction de l'azote au premier apport, et dans certains cas la recommandation est faite de supprimer le premier apport. On peut donc affirmer qu'il existe un réel potentiel d'atténuation basé sur une estimation des reliquats d'azote dans les sols, et la prise de décision du report de date du premier apport sur les céréales d'hiver et le colza.

5.5. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action C2

5.5.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action "**Adapter les formes d'azote minéral apportées**" a des conséquences sur les émissions directes sur l'exploitation agricole et sur les émissions indirectes et induites en amont de l'exploitation agricole (Tableau 19).

Tableau 19. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites par la sous-action C2

Emissions directes	- émissions de N ₂ O liées aux quantités de fertilisant azotés économisées - émissions liées à l'usage des engins agricoles (épandage)
Emissions indirectes	- réduction de la lixiviation des nitrates à partir des sols - réduction de la volatilisation et dépôt d'ammoniac
Emissions induites	- émissions liées à la fabrication et au transport de fertilisants azotés minéraux

- Quantification de l'atténuation

L'atténuation permise par les inhibiteurs de nitrification concerne deux effets : la réduction de l'émission de N₂O par kg N apporté, et la réduction des pertes (indirectes) d'azote conduisant à un recouvrement plus important de l'azote par la culture. Il s'ensuit une diminution des pertes indirectes et la possibilité de réduire les doses d'azote apportées. La diminution des

émissions directes de N₂O par l'utilisation d'inhibiteur de nitrification n'est pas prise en compte dans les calculs d'inventaire CITEPA, et donc il n'y a pas de diminution des émissions liée directement à l'utilisation de l'inhibiteur ni plus généralement aux changements de formes d'azote. Cet aspect est par contre pris en compte dans le calcul "expert".

Sur la base de données disponibles (Akiyama et al., 2010 ; Watson et al., 2009), nous retenons l'hypothèse d'une réduction moyenne possible de 10% de la quantité d'azote des engrais sur l'ensemble des surfaces concernées par l'apport de l'inhibiteur, bien qu'un tel résultat n'ait pas été obtenu sur des données récentes sur blé d'hiver et blé dur, en conditions françaises (Cohan, 2013). La réduction est calculée en tenant compte des dynamiques des besoins en azote des cultures, et l'apport d'inhibiteur ne concerne donc qu'une partie des apports d'azote, en se basant sur les recommandations agronomiques fournies pour l'usage du produit ENTEC@26. La molécule DMPP est utilisée comme "modèle" de molécule.

Les éléments de calcul détaillés sont disponibles en Annexe 5. A partir de la réduction unitaire de la fertilisation minérale, ont été appliqués les deux modes de calcul.

Calcul "Citepa" :

$$E(N_2O) = QN \times \text{Frac} \times FE \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec : QN la quantité d'engrais minéral azoté non épanchée en tonnes de N, Frac la proportion d'émissions, FE le facteur d'émissions, FCN-N₂O le facteur de conversion (1,57) et PRG le Pouvoir de Réchauffement Global (310 dans CITEPA 2010).

Frac = 90% et FE = 1,25% pour N₂O direct

Frac = 20% et FE = 1,0% pour les émissions indirectes par déposition après volatilisation

Frac = 30% et FE = 2,5% pour les émissions indirectes par transport et lixiviation hors de la parcelle

Calcul "expert" :

Pour les émissions directes de N₂O, nous avons introduit les fonctions définies ci-dessus

$$E(N_2O) = 158. e^{(0,012.D).k}$$

avec : E(N₂O) en kg eq CO₂

D : dose d'engrais appliquée au sol en kgN/ha

La quantité d'engrais apportée est modifiée, nous passons d'une dose QN à une dose Q'N.

L'efficacité de l'azote est améliorée pour les engrais concernés par l'inhibiteur (3/4 des apports). Ainsi k est fixé à 0,8 et FracLeach à 0,27 pour 3/4 des engrais. La volatilisation n'est pas affectée par la mesure.

Tableau 20. Calcul de l'atténuation unitaire de la sous-action C2

(kgCO ₂ e/ha/an)	CO ₂ "Citepa" - "expert"	N ₂ O "Citepa" - "expert"	Total "Citepa" - "expert"
Emissions directes			
Moins d'apport azoté et/ou meilleure efficacité		0,056 – 0,233	
Moins de fuel, réduction des épandages N	0,003 - 0,003		
Emissions indirectes			
Lixiviation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,037 – 0,021	
Volatilisation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,005 – 0,005	
Sous total			0,101-0,262
Emissions amont Synthèse et transport des fertilisants		0,055–0,055	
Total			0,156-0,317

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

Le potentiel unitaire d'atténuation de cette sous-action se situe entre **0,101 et 0,262 MgCO₂e/ha/an** selon le calcul utilisé pour les émissions directes et indirectes sur l'exploitation, et **0,055 MgCO₂e/ha/an** pour les émissions induites amont. Le potentiel d'atténuation permis par la modification des formes d'azote n'est pas pris en compte dans les calculs CITEPA 2010. Il s'ensuit une différence importante dans l'estimation du potentiel d'atténuation entre les deux calculs.

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

• Situation actuelle

En 2010 (UNIFA, 2011), les engrais simples représentaient 90% de l'azote des engrais utilisés, dont 40,5% d'ammonitrates (50% ammonium, 50% nitrate), 29,7% de solutions azotées (50% urée, 25% ammonium, 25% nitrate), 16,9% d'urée, le reste étant d'autres formes simples de N et des engrais composés (NP, NK, NPK). On ne trouve pas d'évolution nette entre les années, et la répartition est fortement dépendante du contexte des prix. Si l'on prend des chiffres moyens sur plusieurs années, on peut calculer qu'environ 30 à 35% de l'azote apporté l'est sous forme de nitrate, le reste étant apporté sous forme d'urée ou d'ammonium. Environ 2/3 de l'azote apporté passent donc potentiellement par la nitrification avant d'être disponibles sous forme de nitrate. Ces données moyennes à l'échelle nationale recouvrent des disparités entre régions. En ce qui concerne l'utilisation d'engrais à libération lente, il n'y a pas de statistiques disponibles sur l'utilisation de tels produits à l'échelle France. La principale utilisation actuelle est donc pour les cultures spéciales où la fertilisation est un poste mineur des charges totales de l'exploitation, et donc le supplément financier lié à l'engrais retard représente peu par rapport au coût total (M. Hervé, communication personnelle). Cependant, les limitations techniques sont mineures et l'inhibiteur pourrait être associé potentiellement à 60 à 70% des quantités d'azote apporté par les fertilisants (voir Annexe 5). Les limites actuelles à l'utilisation en grandes cultures sont le surcoût lié à la formulation des produits et, dans une moindre mesure, le manque d'information technique.

Actuellement, la progression de l'usage d'un engrais type ENTEC®, en absence d'incitation et avec un surcoût élevé, est de 50% par an. Cet engrais représente actuellement environ 1,6% de la fertilisation minérale totale (Hervé M., communication personnelle). L'intérêt principal est la suppression d'un premier apport d'azote sur céréales, en termes de simplification du travail. D'un point de vue réglementaire, ce produit est dans la catégorie "inhibiteurs de nitrification". Il est actuellement commercialisé par le protocole de "reconnaissance mutuelle" en s'appuyant sur l'homologation autrichienne.

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

L'assiette maximale technique est calculée à partir des quantités d'engrais susceptibles d'être combinés à l'inhibiteur. On considère du point de vue agronomique qu'une fraction de la dose totale d'engrais ne doit pas contenir l'inhibiteur (nécessité de mise à disposition rapide de N) : selon les cultures, les doses d'azote associées à l'inhibiteur ont été calculées comme la dose totale d'azote -40 à -70 kgN/ha (voir Annexe 5).

• Assiette maximale technique (AMT)

La sous-action C2 a été appliquée aux cultures suivantes : blé tendre, blé dur, orge, colza, maïs grain, maïs fourrage, pomme de terre et betterave. Nous avons considéré qu'il était nécessaire de tenir compte de problèmes potentiels d'innocuité (écotoxicité pour les sols) et avons limité l'usage à 20% de l'assiette maximale technique, ce qui peut signifier de l'apporter une année sur cinq sur le même sol, ou de réduire son utilisation à un cinquième de la dose maximale. Ceci revient à considérer que l'AMT est fixée à 20% du potentiel agronomique de substitution (ou de l'assiette théorique AT).

L'assiette technique choisie représente alors **2,3 Mha et 320 000 kgN/an associés à l'inhibiteur**. La réduction de la fertilisation minérale permise par l'utilisation de l'inhibiteur, soit 10% des apports d'azote, représente 23 600 kgN/an et 10,2 kgN/ha sur les surfaces concernées. Cette valeur moyenne est encadrée par deux valeurs reflétant les incertitudes associées à l'adoption des inhibiteurs de nitrification, la valeur basse obtenue avec 10% du potentiel agronomique d'utilisation de l'inhibiteur et la valeur haute obtenue avec 25% du potentiel agronomique de d'utilisation de l'inhibiteur (assiette théorique).

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

Cette sous-action peut être mise en œuvre sur 100% de l'AMT d'ici 2030. Les critères de facilitation de l'adoption pourront relever de deux facteurs : (i) l'augmentation du prix des engrais, réduisant les écarts entre formulations classiques des engrais azotés simples (urée, solution azotée, ammonitrate) et formulations avec inhibiteur de nitrification, (ii) une incitation financière forte pour réduire les émissions de GES issues de la fertilisation, associée à une évolution des méthodes d'inventaire nationaux, prenant en compte l'effet très positif des inhibiteurs de nitrification sur les émissions directes de N₂O et sur les émissions *via* la réduction des doses de fertilisants.

5.5.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

Avec ces hypothèses, la sous-action conduit à une économie d'engrais azoté minéral de 23 627 353 kgN/an. Elle conduit aussi à une baisse importante des émissions directes de N₂O et à une diminution des émissions indirectes liées aux pertes

d'azote hors de la parcelle agricole (volatilisation et lixiviation). L'ensemble de ces effets se traduit par un potentiel d'atténuation de l'année 2030 équivalent à **234 086** (117 043 - 292 608) **MgCO_{2e}/an (calcul "Citepa")** ou **607 234** (303 617 - 759 042) **MgCO_{2e}/an (calcul "expert")**, et **125 343** (158 530 - 63 412) **MgCO_{2e} /an d'émissions induites amont**.

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

En appliquant le scénario de diffusion proposé ci-dessus, l'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour cette sous-action est de **3 320 200** (4 253 231 - 1 701 295) **MgCO_{2e}** (calcul "Citepa") à **8 612 796** (10 948 911 - 4 379 572) **MgCO_{2e}** (calcul "expert") d'émissions directes et indirectes, et **1 808 030** (2 316 116 - 926 448) **MgCO_{2e}** d'émissions induites amont.

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

- **Inventaire des modifications induites par la sous-action**

Les modifications induites sont la diminution de la quantité totale d'engrais azoté apporté, le changement de la forme d'engrais, la suppression d'un épandage sur les surfaces concernées. Il n'y a pas de diminution des rendements. Il y a un accompagnement technique accru dans le cadre du conseil de fertilisation avec l'usage des inhibiteurs de nitrification.

- **Estimations des coûts/bénéfices**

Les diminutions de 10,2 kgN/ha de la dose moyenne d'azote minéral apporté et de 0,95 passage/ha engendrent respectivement un gain de 9,28 €/ha et de 6,09 €/ha. Le surcoût de l'inhibiteur est de 0,34 €/kgN, soit en moyenne 31,19 €/ha. La sous-action C2 a un coût net de 15,81 €/ha.

- **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**

Tableau 21.

Coût unitaire (€/ha/an)	AMT 2030 (ha)	Coût AMT 2030 (€/an)	Coût cumulé 2010-2030 (€)
15,81	2 317 687 (1 158 843 - 2 897 108)	36 656 975 (18 328 488 – 45 821 219)	519 929 834

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

L'atténuation unitaire moyenne a été estimée à 0,101 MgCO_{2e}/ha/an (0,262 MgCO₂ avec le calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et 0,055 MgCO_{2e}/ha/an d'émissions amont induites.

En appliquant cette atténuation sur l'assiette maximale technique, l'atténuation annuelle moyenne est de 234 086 MgCO_{2e}/an (calcul "Citepa") à 607 234 MgCO_{2e}/an (calcul "expert"), et 125 343 MgCO_{2e}/an d'émissions induites amont.

L'atténuation moyenne cumulée sur la période 2010-203 est de 3 320 200 MgCO_{2e} (calcul "Citepa") à 8 612 796 MgCO_{2e} (calcul "expert"), et 1 808 030 MgCO_{2e} d'émissions induites amont.

Le coût unitaire est de 15,81 €/ha /an, et le coût d'atténuation est de 156,52 €/MgCO_{2e} (calcul "Citepa") et 60,40 €/MgCO_{2e} (calculé "expert"), hors coût de transaction et émissions induites amont.

Le potentiel d'atténuation de cette sous-action est fortement lié à l'évolution du prix des engrais. Plus le prix des engrais augmentera, et moins le surcoût lié à l'addition d'un inhibiteur de nitrification sera important, relativement. On peut donc anticiper un intérêt accru pour cette solution technique avec l'augmentation du prix des engrais minéraux. L'incertitude de l'assiette repose sur le caractère éventuellement toxique de cette molécule apportée aux sols de manière fréquente. Nous avons tenu compte de cette éventualité en réduisant de 80% l'assiette technique maximale. L'atténuation totale et cumulée de cette sous-action dépend donc aussi de ce facteur. Au maximum technique, cette atténuation totale pourrait donc être multipliée par 5, s'il était démontré qu'aucun problème d'écotoxicité n'est associé à l'usage fréquent de cette molécule.

Nous pouvons comparer ce potentiel d'atténuation à celui que permettrait un changement d'utilisation des formes d'azote, c'est-à-dire la substitution des engrais apportés sous forme d'urée et de solution azotée, par l'ammonium nitrate, forme pour laquelle la volatilisation est quasi-inexistante. A partir des données techniques existantes (ex : Sylvester-Bradley et al. 2012 ; Cohan et Le Souder, 2013), nous avons utilisé une majoration forfaitaire de 15% de la dose totale d'azote apporté pour

compenser le risque de volatilisation, ce qui ne tient pas compte bien sûr des particularités locales, et des différences de risque entre urée et solution azotée (voir Annexe 5). La réduction permise par le passage à l'ammonitrate est alors de 10,3 kgN/ha/an sur 11,6 Mha. L'atténuation unitaire est alors estimée à 0,099 MgCO₂e/ha/an (calcul "Citepa") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et 0,054 MgCO₂e/ha/an d'émissions amont induites. Les diminutions de 10,2 kgN/ha de la dose moyenne d'azote minéral apporté génère un gain net de 0,96 €/ha. Le coût net d'atténuation est alors de -9,75 €/MgCO₂e, hors coût de transaction et émissions induites amont.

5.6. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action C3

5.6.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action "Enfouir de manière localisée l'azote minéral dans les sols" a des conséquences sur les émissions directes sur l'exploitation agricole et sur les émissions indirectes et induites en amont de l'exploitation agricole (Tableau 22).

Tableau 22. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites par la sous-action C3

Emissions directes	- émissions de N ₂ O liées aux quantités de fertilisant azotés économisées - émissions liées à l'usage des engins agricoles (enfouissement de l'azote)
Emissions indirectes	- diminution de la lixiviation du nitrate à partir des sols par meilleure efficacité de N - diminution de la volatilisation et dépôt d'ammoniac
Emissions induites	- émissions liées à la fabrication et au transport de fertilisants azotés minéraux

- Quantification de l'atténuation

L'atténuation permise par cette sous-action C3 concerne deux effets : la réduction de la volatilisation de l'azote grâce à l'enfouissement dans les sols et la réduction de la quantité d'azote minéral apporté, permise par une efficacité accrue de l'azote apporté. Il n'y a pas d'effet sur l'émission de N₂O par kg de N apporté. La sous-action s'applique aux grandes cultures semées au printemps : blé de printemps, orge de printemps, pomme de terre, betterave, maïs et pour lesquelles l'enfouissement de l'engrais est possible.

Les éléments de calcul sont disponibles en Annexe 6. Une réduction de la fertilisation minérale représentant 10% de la fertilisation minérale totale a été considérée, la fourchette basse étant obtenue en considérant qu'il n'y a pas de réduction de la fertilisation (0%) et la valeur haute par une réduction de 15% de la dose totale.

Calcul "Citepa" :

$$E(N_2O) = QN \times \text{Frac} \times FE \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec : QN la quantité d'engrais minéral azoté non épanché en tonnes de N, Frac la proportion d'émissions, FE le facteur d'émissions, FCN-N₂O le facteur de conversion (1,57) et PRG le Pouvoir de Réchauffement Global (310 dans CITEPA 2010).

Frac = 90% et FE = 1,25% pour N₂O direct

Frac = 20% et FE = 1,0% pour les émissions indirectes par déposition après volatilisation

Frac = 30% et FE = 2,5% pour les émissions indirectes par transport et lixiviation hors de la parcelle

Calcul "expert" :

Pour les émissions directes de N₂O, nous avons introduit les fonctions définies plus haut :

$$E(N_2O) = 158. e^{(0,012.D).k}$$

avec : E(N₂O) en kg eq CO₂

D : dose d'engrais appliquée au sol en kgN/ha

La quantité d'engrais apportée est modifiée, nous passons d'une dose QN à une dose Q'N.

La volatilisation est diminuée, ce qui modifie en conséquence l'efficacité de l'azote. Fracvolat est fixé à 0,067 et k à 0,96.

Les paramètres de la lixiviation ne sont pas modifiés.

Tableau 23. Calcul de l'atténuation unitaire de la sous-action C3

(kgCO ₂ e/ha/an)	CO ₂ "Citepa" - "expert"	N ₂ O "Citepa" - "expert"	Total "Citepa" - "expert"
Emissions directes			
Moins d'apport azoté et/ou meilleure efficacité		0,067 – 0,119 (0 -0,028) - (0,101-0,159)	
Emissions indirectes			
Lixiviation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,013 – 0,023 (0-0,019) - (0,019-0,025)	
Volatilisation Moins d'émissions indirectes du fait du moindre apport et/ou d'une meilleure efficacité		0,006 – 0,013 (0-0) - (0,009-0,019)	
Sous total			0,086-0,154 (0-0,047) - (0,129-0,204)
Emissions amont			
Synthèse et transport des fertilisants		0,065 – 0,065 (0-0) - (0,098-0,098)	
Total			0,151-0,220 (0-0,047) - (0,227-0,301)

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

Le potentiel unitaire d'atténuation de cette sous-action se situe entre **0,086 (0 - 0,129)** (calcul "Citepa") et **0,154 (0,047 - 0,204) MgCO₂e/ha/an** (calcul "expert") selon le calcul utilisé pour les émissions directes et indirectes sur l'exploitation, et **0,065 (0-0,098) MgCO₂e/ha/an** pour les émissions induites amont. Les calculs CITEPA 2010 ne prenant pas en compte les techniques telles que la localisation de l'azote qui réduit la volatilisation et améliore l'efficacité, le calcul "Citepa" minimise les effets. Cette sous-action permet une diminution moyenne de **12,3 (0-18,4) kgN/ha** pour une hypothèse de diminution de 10% (0-15%) de la fertilisation sur les surfaces considérées par la mesure.

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

- Situation actuelle

Actuellement, les pratiques de localisation de l'engrais azoté sont recommandées pour des cultures de printemps au semis de ces cultures (en particulier betterave sucrière, maïs, orge de printemps...). Les essais agronomiques menés par les instituts techniques notamment montrent un gain d'efficacité de l'azote et un gain de rendement dans certains cas à la dose optimale, et une réduction possible de l'apport d'azote pour obtenir un rendement équivalent ; on trouve la mention de cette technique dans de nombreux documents techniques et dans la presse agricole (ITB 2008 ; ITB 2009 ; Cohan et al. 2012). Il existe cependant une certaine variabilité liée aux conditions d'efficacité sur le terrain, notamment pour l'orge de printemps. Le taux actuel d'adoption de cette pratique serait d'environ 10% pour la betterave sucrière (source ITB) et serait plus faible pour les céréales, ce taux d'adoption étant relativement stable. Cette mesure est aussi prônée dans les systèmes de culture en agriculture de conservation (semis direct et présence de résidus végétaux à la surface), où l'apport d'azote à la surface du sol, en contact avec une couche de résidus, n'est pas souhaitable. Cette possibilité d'enfouissement est plutôt associée au type de semis et de semoirs.

- Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'AMT)

La mise en place de l'action est possible sur les cultures de printemps et notamment celles qui ont des besoins importants en début de cycle : blé de printemps, orge de printemps, pomme de terre, betterave, maïs. Cette option technique est applicable aux engrais minéraux apportés sous forme solide, sur le rang ou dans les inter-rangs au moment du semis des cultures. Il s'agit donc de situations où l'intérêt d'apporter de l'engrais au semis est avéré.

- Assiette maximale technique (AMT)

Les surfaces potentiellement concernées par un premier apport sur cultures de printemps sont celles en : blé tendre et blé dur de printemps, orge de printemps, maïs grain et maïs fourrage, pomme de terre, betterave. L'assiette maximale technique représente **3,7 Mha**.

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

Cette sous-action peut être mise en œuvre sur 100% de l'AMT d'ici 2030. Les critères de facilitation de l'adoption dépendront de deux facteurs : l'accroissement du prix des engrais minéraux (augmentation du prix de l'énergie ou instauration de taxes) conduisant à la recherche d'une efficacité accrue de l'azote apporté, l'accompagnement technique et l'adaptation des techniques d'apport des engrais azotés (modification des équipements et/ou appel à des entreprises extérieures). Les agriculteurs ayant opté pour des semis dans des situations sans travail du sol ou avec travail du sol superficiel sont équipés *a priori*. Mais la proportion d'agriculteurs concernés reste faible (voir Action 3, les techniques culturales sans labour). Le scénario de diffusion choisi est un scénario plutôt lent avec l'atteinte de la moitié de l'assiette maximale technique en 2020.

5.6.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

Avec ces hypothèses, la sous-action conduit à une économie d'engrais azoté minéral de 46 314 701 kgN/an. Ceci se traduit par une baisse des émissions directes de N₂O et émissions indirectes par volatilisation et par lixiviation grâce à la meilleure efficacité de l'azote. L'ensemble de ces effets se traduit par un potentiel d'atténuation en 2030 équivalent à 323 957 (0 – 485 935) MgCO₂e/an (calcul "Citepa") à **580 109** (177 046 - 768 456) MgCO₂e/an (calcul "expert"), et **245 699** (0-368 549) MgCO₂e/an d'émissions induites amont.

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

En appliquant le scénario de diffusion proposé ci-dessus, l'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour cette sous-action est de **3 750 385** (0- 5 625 577) MgCO₂e/an (calcul "Citepa") à **6 715 805** (2 049 629 - 8 896 262) MgCO₂e/an (calcul "expert"), et **2 834 593** (0- 4 273 694) MgCO₂e/an d'émissions induites amont.

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

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

Les modifications induites par la sous-action sont :

- la baisse de la quantité d'azote minéral apporté par les engrais ;
- la modification des modalités d'apport d'azote au semis induisant dans certains cas l'utilisation d'un équipement d'enfouissement généralement associé à un semoir ;

Il n'y a pas de baisse de rendements, et éventuellement une augmentation si la dose d'azote n'est pas modifiée. Dans le cadre de cette étude, nous privilégions la baisse de la dose totale, à rendement équivalent.

- Estimations des coûts/bénéfices

Le surcoût d'un équipement fertiliseur pour semoir est de 2,1 €/ha. La diminution moyenne de la dose d'azote minéral est de 12,3 kgN/ha, soit un gain de 11,2 €. La sous-action C3 génère un gain net de 9,1 €/ha.

- Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030

Tableau 24.

Coût unitaire (€/ha/an)	AMT 2030 (ha)	Coût AMT 2030 (€/an)	Coût cumulé 2010-2030 (€)
-9,1 (2,1 à -14,7)	3 767 001	-34 281 991 (7 910 702 à -55 378 337)	-396 869 481 (91 579 163 à -641 093 803)

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

L'atténuation unitaire a été estimée à 0,086 MgCO₂e/ha/an et 0,154 MgCO₂ avec le calcul "expert", pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et 0,065 MgCO₂e/ha/an d'émissions amont induites.

En appliquant cette atténuation sur l'assiette maximale technique, l'atténuation annuelle est de 323 957 MgCO_{2e}/an (calcul "Citepa") à 580 109 Mg CO_{2e}/an (calcul "expert"), et 245 699 MgCO_{2e}/an d'émissions induites amont.

L'atténuation cumulée sur la période 2010-203 est de 3 750 385 MgCO_{2e} (calcul "Citepa") à 6 715 805 MgCO_{2e} (calcul "expert"), et 2 834 593 MgCO_{2e} d'émissions induites amont.

Le coût unitaire est de -9,1 €/ha/an, et le coût d'atténuation est de -105,6 €/MgCO_{2e} (calcul "Citepa") et -58,9 €/MgCO_{2e} (calculé "expert"), hors coût de transaction et émissions induites amont.

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

Dans le Tableau 25 sont récapitulés les potentiels d'atténuation et les coûts pour chacune des sous-actions de l'action "Fertilisation azotée".

Tableau 25. Synthèse des potentiels d'atténuation et des coûts unitaires et cumulés pour les différentes sous-actions de l'action "Fertilisation azotée"

	Potentiel d'atténuation (MgCO _{2e} /ha)			Coût unitaire (€/ha)	Coût AMT2030 (€)	Coût d'atténuation (€/MgCO _{2e})		Coûts cumulés 2010-2030 (€)
	"Citepa"	"expert"	induit			"Citepa"	"expert"	
Sous-action A1 Méthode bilan	0,190 0,142-0,282	0,222 0,170-0,315	0,109 0,078-0,156	-8,7	-101 362 453	-45,7	-39,1	-1 475 606 339
Sous-action A2 Réduction intrants	0,100 0,079-0,121	0,120 0,095-0,145	0,060 0,047-0,073	12,6	152 219 191	125,8	104,4	2 002 390 169
Sous-action B Substitution N org	0,138 0,094-0,214	0,156 0,107-0,236	0,076 0,052-0,118	-11,6	-139 963 660	-83,8	-74,3	-1 869 379 862
Sous-action C1* Date d'apport	0,147	0,231	0,087	-22,7	-40 929 652	-154,2	-98,3	-595 842 468
Sous-action C2* Inhibiteur nit	0,101	0,262	0,055	15,8	36 656 975	156,5	60,4	519 929 834
Sous-action C3 Apport localisé	0,086 0-0,047	0,154 0,129-0,204	0,065 0-0,098	-9,1	-34 281 991	-105,6	-58,9	-396 869 481

* la fourchette associée aux incertitudes porte sur l'assiette (hectares concernés) et non sur l'atténuation unitaire

Tableau 26. Synthèse des atténuations obtenues en 2030 par les calculs "Citepa" et "expert"

	Atténuation 2030 direct + indirect (MgCO _{2e})	
	"Citepa"	"expert"
Sous-action A1	2 225 153	2 599 916
Sous-action A2	1 209 749	1 451 699
Sous-action B	1 666 345	1 883 695
Sous-action C1	264 604	415 807
Sous-action C2	234 086	607 234
Sous-action C3	323 957	580 109

Le calcul "expert" combine : (1) l'introduction d'une relation de type exponentiel entre les apports d'azote et les émissions de N₂O, (2) la prise en compte des effets des pratiques testées sur les différentes formes de perte d'azote (émissions directes de N₂O, volatilisation et lixiviation de nitrate) et (3) la mise à jour des coefficients GIEC aux valeurs de 2006 pour la volatilisation et la lixiviation. Ces différentes modifications dans la formule de calcul conduisent à une augmentation des estimations des potentiels d'atténuation, légèrement pour les sous-actions A1, A2 et B pour lesquelles seul l'effet de la dose apportée sur les émissions est modifiée par le calcul, et de manière plus marquée pour les sous-actions C1, C2 et C3 qui modifient l'efficacité de l'azote, car ce paramètre n'est pas du tout pris en compte dans le calcul initial.

Du point de vue de leur atténuation potentielle, les sous-actions examinées se classent de la manière suivante :

- avec le calcul "Citepa", prenant en compte uniquement la réduction des doses d'azote minéral apporté, l'atténuation la plus forte est obtenue en modifiant les objectifs de rendements, puis en réalisant des enfouissements localisés des apports d'azote dans les sols. L'atténuation la plus faible est obtenue par la sous-action C1, qui concerne la suppression du premier

apport sur céréales et le report de la dose sur une date ultérieure, car le gain d'azote n'est constitué que par l'écart d'efficacité de l'azote entre les deux dates d'apport ;

- avec le calcul "expert", les potentiels d'atténuation sont supérieurs. L'atténuation potentielle la plus forte est obtenue par la sous-action C2 basée sur l'ajout d'un inhibiteur de nitrification avec les apports d'azote, les autres sous-actions étant assez équivalentes dans leur potentiel d'atténuation unitaire. Au final, elles permettent une réduction des quantités d'azote /hectare relativement équivalente (15 à 20 kgN/ha) et affectent à peu près les mêmes processus, ce qui explique ces résultats.

Ce qui distingue ces sous-actions, c'est surtout leur assiette potentielle d'application, avec une assiette importante pour les sous-actions A1, A2 et B (qui concernent quasiment toutes les grandes cultures), alors que les sous-actions relatives à l'efficacité de l'azote concernent, pour des raisons propres à chaque sous-action, des surfaces plus restreintes.

Pour toutes ces actions, le potentiel d'atténuation lié à la fabrication et au transport des engrais azotés est important et représente environ 50% de l'atténuation directe.

Enfin, nous avons réalisé deux estimations complémentaires, l'une sur la mise en œuvre systématique d'un outil de pilotage de la fertilisation azotée (exemple pris avec Epiclès®), incluant un ensemble de préconisations et des conseils à la parcelle pour l'agriculteur, l'autre sur l'utilisation systématique de l'ammonitrate comme engrais de synthèse, pour limiter les pertes par volatilisation. Nous avons vu que ces deux options permettaient des atténuations substantielles avec des réductions de -12 kgN/ha et -10,3 kgN/ha sur les assiettes de surface considérées, mais avec un coût supplémentaire associé à cette dernière option en raison du différentiel de prix des formes d'azote.

7. Discussion

7.a. Sensibilité des résultats

Parmi les nombreux angles d'analyse de la sensibilité des résultats, nous avons fait le choix de retenir particulièrement ceux concernant les données sur les pratiques de fertilisation et les valeurs du coefficient d'équivalence de l'engrais. Nous avons observé une sensibilité des résultats à ces deux angles d'analyse.

Les résultats obtenus sont effectivement dépendant des données sur les pratiques de fertilisation (doses totales, mesures de reliquats, pilotage de la fertilisation azotée). Nous pensons que les pratiques culturales ont évolué progressivement entre 2006 et 2010 comme cela avait été observé entre les enquêtes "Pratiques culturales" de 2001 et 2006, notamment avec une diffusion progressive des principes de la fertilisation raisonnée. Nous pensons que ces résultats ne bouleverseront pas l'ordre de grandeur des atténuations ni la hiérarchie entre sous-actions, et que ces évolutions affecteront principalement l'assiette sur laquelle sont mises en œuvre les sous-actions, avec une proportion plus importante des exploitations agricoles (et donc des surfaces) mettant en œuvre un ou des outils associés à l'équilibre de la fumure minérale.

L'atténuation unitaire ($\text{MgCO}_2\text{e/ha}$) est principalement affectée par les hypothèses sur les effets des pratiques sur la réduction des quantités d'azote minéral, soit à travers l'estimation de la réduction permise par l'action en terme de dose totale, soit *via* un coefficient de volatilisation (gestion des produits organiques, enfouissement localisé de l'azote, retardement de la nitrification par un inhibiteur), soit *via* un coefficient d'équivalence de l'engrais (Keq) pour la sous-action "substitution" (B), et dans certains cas la combinaison de ces différents hypothèses de calcul. Nous avons vu par exemple qu'une augmentation de 10% de la valeur du coefficient d'équivalence engrais utilisé pour convertir les quantités d'azote apportées par les produits organiques en quantité d'azote utilisée par une culture (Keq) conduit à augmenter l'atténuation unitaire de 13% environ, sans changer aucune autre hypothèse de ces calculs. Les références techniques sur les valeurs de Keq (par exemple celles mises à disposition par le COMIFER) tendent à être données pour chaque situation : type de produit x date d'apport x type de culture réceptrice, car le Keq reflète l'utilisation de l'azote apporté par la culture, elle-même dépendant du produit, des conditions d'application et des besoins de la culture. Les valeurs de Keq proposées tendent généralement à refléter aussi les précautions prises dans la gestion de l'azote, pour ne pas pénaliser les cultures par une variabilité trop grande (liée au climat et à la nature des produits apportés) du recouvrement de l'azote par les cultures.

Par ailleurs, en ce qui concerne la sous-action "substitution", nous avons choisi de n'estimer le potentiel d'atténuation et l'atténuation qu'à l'échelle globale de la France, car l'estimation par région administrative ou petite région, du potentiel de substitution entre les engrais azotés de synthèse et les produits résiduels organiques doit nécessairement faire l'objet d'études spécifiques (comme par exemple l'étude Effluents d'élevage) étant donné la diversité et la complexité des situations rencontrées. Nous estimons que le potentiel global d'amélioration de la substitution est correct à l'échelle France, mais que le coût unitaire de l'atténuation est probablement sous-estimé, notamment en raison des modifications possibles dans le stockage et l'augmentation du transport des effluents à l'échelle intra-régionale dans certaines régions françaises. Il n'était pas possible dans cette étude d'estimer précisément ces coûts.

Certaines des sous-actions sont assez incertaines sur leur potentiel de diffusion et d'adoption par les agriculteurs, hors scénario d'incitation ou de taxation financière. C'est le cas pour l'utilisation des engrais retard type engrais avec inhibiteur de nitrification, et pour l'enfouissement localisé de l'engrais. L'atténuation cumulée en 2030 est donc très sensible aux hypothèses faites sur la diffusion. Pour toutes ces actions, et en particulier pour celles demandant assez peu de technicité nouvelle (réduction des objectifs de rendement, retard d'une date d'apport, par exemple), la cinétique d'adoption pourrait évoluer très rapidement sous l'influence du prix des engrais et /ou de mesures financières visant à réduire la dépendance de l'agriculture aux engrais azotés de synthèse.

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

- **Comptabilisation des effets**

L'utilisation d'un calcul "expert", intégrant les coefficients GIEC 2006 et tenant compte des effets connus des pratiques sur les émissions directes et indirectes, augmente légèrement l'estimation de l'atténuation potentielle pour les sous-actions A et B pour lesquelles seul l'effet de la dose apportée sur les émissions est modifiée par le calcul. L'augmentation de l'atténuation est beaucoup plus élevée pour les sous-actions C1 à C3 pour lesquelles le calcul "CITEPA" ne prend pas en compte les changements liés à l'amélioration de l'efficacité de l'engrais.

Du point de vue des inventaires, la méthode de calcul actuelle (GIEC 1996) qui ne tient compte que des quantités d'azote apportées pour calculer les émissions, rend mal compte des effets des pratiques très intéressantes pour les atténuations (telle que l'usage d'inhibiteurs de nitrification, ou l'apport localisé de l'azote dans le sol). La relation de type exponentielle introduite dans cette étude est basée sur l'analyse des publications françaises. Elle fait écho à des publications récentes internationales mettant en avant cette forme de relation qui pourrait être proposée au GIEC. Une prochaine étape pourrait être, après consolidation des connaissances, la prise en compte de la variabilité des émissions de N₂O en fonction des conditions pédoclimatiques.

- **Vérifiabilité de la mise en œuvre de l'action**

Les données utilisables par le CITEPA pour comptabiliser les sous-actions mises en œuvre pourraient être l'évolution de la livraison des engrais minéraux (statistiques publiées par l'UNIFA). La directive dite "Nitrates" (91/676/CEE), la conditionnalité des aides de la PAC, le régime des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), les Mesures Agro Environnementales sont autant de dispositifs dans lesquels il est déjà fait obligation aux exploitations de détenir un Plan Prévisionnel de Fertilisation et un Cahier d'Épandage et qui peuvent être contrôlés pour la mise en œuvre sur le terrain. Les modalités techniques d'apport (dates, enfouissement...) sont cependant difficilement vérifiables.

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

Pour toutes les sous-actions, et en particulier celles demandant assez peu de technicité nouvelle (ajustement de l'apport à l'objectif de rendement, retard d'une date d'apport...), l'augmentation du prix des engrais et/ou des mesures financières visant à réduire la dépendance de l'agriculture aux engrais azotés de synthèse pourraient accélérer la diffusion de l'action.

L'adoption de certaines techniques pourrait être facilitée par l'amélioration d'outils d'aide à la décision (OAD) pour la gestion de l'azote et leur utilisation plus généralisée.

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

Le potentiel d'atténuation des sous-actions étudiées est constitué d'une part des effets des sous-actions sur la dose totale d'azote minéral apporté, et d'autre part des effets sur les réductions des pertes par volatilisation et lixiviation hors de la parcelle agricole. A ces effets s'ajoutent des effets induits amont importants sur les émissions liées à la fabrication et au transport des engrais azotés de synthèse.

Le Tableau 27 récapitule les cultures et les assiettes sur lesquelles ont porté l'estimation de ces sous-actions, ainsi que la réduction de la fertilisation minérale (kgN/ha/an) pour chacune des sous-actions.

Tableau 27. Récapitulatif des assiettes (hectare) concernées par chaque sous action, et de la réduction des quantités de fertilisant minéral (kgN/ha et kg N/an) par sous action

Assiette potentielle concernée (cultures)	surfaces totales	sous action 1		sous action 2	sous action 3		
		réduire fertilisation minérale		augmenter fertilis	améliorer efficacité fert Minerale		
		A1	A2	B	C 1	C 2	C 3
		méthode bilan	réduction intrant	prise en compte N org	date apport N	inhibiteur nitrifi	localisation
Blé tendre hiver	4782633	4782633	4782633	4782633	1530443	4782633	-
blé tendre printemps	41862	41862	41862	41862	-	41862	41862
Blé dur hiver	480337	480337	480337	480337	153708	480337	-
Blé dur printemps	12484	12484	12484	12484	-	12484	12484
Orge escourgeon d'hiver	1128669	1128669	1128669	1128669	101580	1128669	-
Orge de printemps	412651	412651	412651	412651	-	412651	412651
Colza	1429794	1429794	1429794	1429794	14298	1429794	-
Mais grain (ha)	1534464	1534464	1534464	1534464	-	1534464	1534464
Mais fourrage (ha)	1248812	1248812	1248812	1248812	-	1248812	1248812
Tournesol	486536	486536	486536	486536	-	-	-
Pommes de terre	153092	153092	153092	153092	-	153092	153092
betteraves	363636	363636	363636	363636	-	363636	363636
Riz	22521	22521	22521	-	-	-	-
total assiette (ha)	12097491	11711334	12097491	12074970	1800029	2317687	3767001
% de réalisation		100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Fertilisation totale						
réduction fertilisation N/ ha	145	19.7	10.3	14.4	15.0	10.2	12.3
réduction ferti N /sous action	1754136183	230713278	124604156	173879567	27000430	23640405	46334112

Ces sous-actions ne sont pas additives à l'échelle France, parce que la mise en œuvre d'une sous-action diminue la quantité d'azote minéral épandue sur laquelle peuvent porter les atténuations suivantes, et/ou parce qu'elle peut diminuer l'assiette (ha) sur laquelle peut porter une autre sous-action. Nous proposons une logique de combinaison de ces sous-actions :

(i) la sous-action A1 est appliquée et diminue la dose totale d'azote à apporter, en fonction d'une révision des objectifs de rendements ;

(ii) la sous-action B tient mieux compte des apports organiques et améliore l'efficacité de ces apports (notamment en limitant la volatilisation d'ammoniac). Elle réduit la contribution de la fertilisation minérale à la dose totale calculée ;

(iii) enfin les sous-actions C améliorent l'efficacité de l'azote minéral apporté, notamment en manipulant les dates d'apport (C1), la vitesse de nitrification (C2) et en développant l'enfouissement localisé des apports d'azote minéral (C3).

Le potentiel d'atténuation et les coûts annuels et cumulés ont été calculés pour l'ensemble de l'action. La méthodologie utilisée a donc consisté à appliquer aux assiettes concernées pour les différentes cultures, les sous-actions dans l'ordre indiqué dans le Tableau 28, en tenant compte des interactions entre les sous-actions.

Tableau 28. Récapitulatif des valeurs obtenues en tenant compte des interactions entre sous-actions

Sous-action	Coût unitaire (€/ha)	Coût AMT2030 (€)	Atténuation AMT 2030 (MgCO _{2e})		Coût d'atténuation (€/MgCO _{2e})	
			"Citepa"	"expert"	"Citepa"	"expert"
Sous-action A1 Méthode bilan	-8,7	-101 362 453	2 218 726	2 592 417	-45,68	-39,10
Sous-action B Substitution orga.	-11,6	-139 963 660	1 669 334	1 530 594	-83,84	-91,44
Sous-action C1 Date apport	-22,7	-40 929 652	265 347	265 347	-154,25	-154,25
Sous-action C2 Inhibiteur	10,1	2 3384 489	176 411	403 888	132,56	57,90
Sous-action C3 Localisation	-8,4	-31 443 866	302 728	510 970	-103,87	-61,54
TOTAL action		- 290 315 142	4 632 546	5 303 216	-62,67	-54,74

Le calcul tenant compte des interactions entre sous-actions indique des atténuations 2030 de **4 632 546 à 5 303 216 MgCO_{2e}**, qui sont à comparer aux valeurs obtenues en sommant les atténuations 2030 des sous-actions (additivité complète) soit de **4 714 146 MgCO_{2e} à 6 086 760 MgCO_{2e}** pour les calculs "Citepa" et "expert", respectivement.

Le calcul tenant compte des interactions modifie dans certains cas légèrement le coût unitaire des sous-actions (certains coûts comme par exemple les épandages ne sont pas modifiés même si les quantités d'azote le sont), ce qui conduit à un

coût AMT 2030 de **-290 315 142 €** (c'est-à-dire un gain pour les agriculteurs) à comparer à la somme des coûts des sous-actions considérées individuellement (hors sous-action A2) de **-279 880 781 €**.

Un exemple de combinaison possible de ces sous-actions peut être fait sur le blé tendre d'hiver, qui représente le tiers des surfaces ayant servi dans cette étude aux calculs d'atténuation de cette action. Une révision des rendements, associée à un retard de la date du premier apport et à l'usage d'un inhibiteur, permettrait de réduire l'apport de 40 kgN/ha/an environ, soit environ 25% de l'apport d'azote minéral.

Une révision des rendements sur maïs, combinée à une meilleure substitution de l'azote minéral par l'azote organique et à un enfouissement de l'azote apporté, conduirait à une réduction de l'apport d'azote minéral d'environ 36 kgN/ha en moyenne, soit 23% de l'apport d'azote minéral moyen.

Le statut de la sous-action A2 est particulier, puisque nous avons chiffré l'atténuation permise par la mise en œuvre d'un plan d'action dont la logique n'est pas l'atténuation des GES, mais la réduction des intrants phytosanitaires. Il en ressort néanmoins que cette réduction d'intrants par ailleurs souhaitée au plan national, a un effet positif en termes d'atténuation, même si les pertes de rendement observées rendent cette sous-action coûteuse comparée aux autres sous-actions examinées ici. Cette sous-action n'est pas additive avec la sous-action A1 mais en constitue une option technique. Un agriculteur qui envisage la limitation de l'usage des produits phytosanitaires sera conduit à réviser à la baisse ses objectifs de rendement, et d'après les données utilisées dans cette étude, cette baisse des rendements représente environ 50% de la baisse des objectifs de rendements utilisée dans la sous-action A1.

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

Les sous-actions proposées dans le cadre de la gestion de la fertilisation minérale azotée conduisent à diminuer la contribution des engrais minéraux azotés de synthèse à la nutrition azotée des cultures. Elles conduisent *de facto* à réduire potentiellement les excédents de fertilisation azotée. Elles s'inscrivent donc aussi dans les politiques publiques menées dans le cadre du programme d'action national pour la protection des eaux contre la pollution par le nitrate d'origine agricole, qui s'appuie sur la directive 91/676/CEE dite directive "nitrates". Au sein d'un ensemble de mesures obligatoires pour les zones "vulnérables", on retrouve l'allongement des durées d'interdiction d'épandage des fertilisants azotés, et un renforcement de la mise en œuvre de l'équilibre de la fertilisation azotée à la parcelle.

Certains volets de cet action sont aussi mobilisés dans le cadre des politiques publiques en matière de réduction des intrants phytosanitaires (-50% à l'horizon 2018), qui conduisent à des modes de production intégrés, impliquant une diminution des objectifs de rendement et donc des besoins en azote par unité de surface.

Enfin, nous n'avons pas tenu compte dans nos calculs d'un scénario d'augmentation des surfaces en agriculture biologique qui conduit à diminuer les quantités d'azote minéral des engrais de synthèse. L'objectif du Grenelle de l'environnement était d'atteindre 6% de surface agricole utile (SAU) en agriculture biologique pour 2012. Or, en 2011, malgré une forte hausse des exploitations converties au bio, ce type d'agriculture ne représentait que 4,6% des surfaces. Dans le cadre du grand chantier "Produire autrement", l'objectif est le doublement des surfaces en agriculture biologique d'ici 2017. Il nous semble cependant qu'il y a, à court terme, peu d'impact en termes d'atténuation potentielle des gaz à effet de serre, les surfaces concernées étant limitées à l'échelle de la France pour ce qui est des grandes cultures.

8. Conclusions

L'action "Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse, en les utilisant mieux et en valorisant plus les ressources organiques, pour réduire les émissions de N_2O " a été explorée à travers 3 volets représentant des leviers d'action de natures différentes, c'est-à-dire (i) mieux mettre en œuvre la fertilisation raisonnée afin de réduire les excès d'azote, (ii) accroître la substitution de la fertilisation minérale de synthèse par l'azote des produits et effluents organiques et (iii) accroître l'efficacité d'utilisation de l'azote apporté par les cultures en jouant sur les techniques de fertilisation. Nous n'avons pas quantifié toutes les options techniques, et celles choisies l'ont été soit en raison de leur large potentiel d'application (assiette), soit de leur important potentiel d'atténuation, mais ce choix est finalement cohérent avec ceux réalisés dans d'autres études à l'étranger (cf. section 2c). De même, les calculs n'ont pas été réalisés sur l'ensemble de la SAU hors légumineuses et prairies (faisant l'objet d'actions spécifiques dans cette étude), mais sur 82% de celle-ci, car il était nécessaire d'avoir des références agronomiques et techniques assez précises disponibles pour pouvoir proposer des solutions agronomiques adaptées : la vigne, l'arboriculture, les cultures légumières et maraîchères, les cultures industrielles (tabac, houblon, chicorée), les plantes aromatiques, les choux et tubercules et les jachères industrielles ont été écartés ; ils représentent environ 2,5 Mha. Ceci

signifie que le potentiel d'atténuation à l'échelle France associé à une réduction de la fertilisation minérale des cultures est un peu sous-estimé.

D'après notre analyse, le potentiel de réduction de la fertilisation minérale sans affecter les rendements est important, et représente, pour la plupart des sous-actions, une solution gagnant-gagnant, car la réduction de la fertilisation s'accompagne d'une réduction des coûts pour l'agriculteur. Ceci deviendrait d'autant plus vrai que le prix des intrants minéraux augmenterait avec l'augmentation attendue du coût de l'énergie. Il y a donc une marge de progrès considérable sans affecter les rendements. Ces sous-actions représentent chacune des atténuations (directes + induites) de l'ordre de 0,30 MgCO₂e/ha/an à 0,15 MgCO₂e/ha/an par le calcul "Citepa", et 0,33 à 0,18 MgCO₂e/ha/an par le calcul "expert". Ces données sont à rapprocher des potentiels d'atténuation proposés dans des études similaires, et nous voyons que ces estimations sont très proches (voir Tableau 2).

Même avec ces simplifications, cette action reste complexe, parce qu'elle met en jeu une grande diversité de systèmes de culture, climats, pratiques culturales. La gestion de la nutrition azotée des cultures est le plus souvent assez spécifique du type de culture, du sol et du climat concernés. Les pratiques de fertilisation conduisant à des pertes significatives vers l'atmosphère sont généralement associées à un faible recouvrement par la culture, soit par défaut de synchronisation de la disponibilité avec les besoins en azote, soit en raison d'apports excessifs d'azote par rapport aux besoins (soit les deux). Ils résultent en partie des aléas liés au climat (et dans une moindre mesure à la connaissance de la quantité et de la nature des produits organiques épandus), aléas qui conduisent souvent à chercher à minimiser les risques de pertes de rendement en augmentant les doses d'azote. C'est pourquoi les pratiques visant à diminuer les risques de pertes (notamment par volatilisation d'ammoniac) doivent à tout prix être favorisées. L'analyse présentée ici n'a pas pris en compte l'influence des conditions pédologiques sur l'intensité des flux, du fait de la nécessité en amont de consolider les connaissances relatives au déterminisme de ces flux par les paramètres pédologiques.

L'analyse présentée montre aussi que les approches favorables à l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre sont aussi des mesures favorables à la limitation de la contamination des eaux superficielles et souterraines par les excès de nitrate. Ceci suppose que des pratiques encore étudiées et/ou appliquées de manière relativement confidentielles (par exemple, l'application localisée de l'engrais dans le sol, l'utilisation d'inhibiteurs de nitrification) fassent l'objet d'études plus systématiques en France, pour pouvoir préparer l'accompagnement des agriculteurs. Il existe aussi une marge de progrès considérable sur la mise en œuvre d'outils de pilotage de la fertilisation azotée qui étaient, d'après l'enquête "Pratiques culturales" 2006, très faiblement mises en œuvre à l'échelle de la France (7% des surfaces) ; et qui montrent leur intérêt dans la réduction de la dose totale d'azote, comme le montre l'étude réalisée avec l'outil *Epiclès*®.

Du point de vue des inventaires, nous observons que la méthode de calcul actuelle (fondée sur les recommandations IPCC 1996) qui ne tient compte que des quantités d'azote apportées pour calculer les émissions, minimise les effets des pratiques sur les émissions de GES. Ceci revient à réduire l'intérêt de pratiques très intéressantes pour les atténuations (telle que l'usage d'inhibiteurs de nitrification, ou l'apport localisé de l'azote dans le sol).

Références bibliographiques citées

- ADEME, 2007. La production de déchets organiques en France.
- AGRESTE 2010. Pratiques culturales 2006. Les dossiers n°8 ; Juillet 2010.
- Agreste Alsace, 2008. La fertilisation azotée sur le blé en Alsace. Novembre 2008. DRAF/SRISE Alsace.
- Agreste Bretagne 2008. Concentration de l'excédent azotée sur les prairies et sur le maïs. Juin 2008, DRAF/SRISE Bretagne.
- Agreste Centre Informations. 2008. Enquêtes pratiques culturales 2006. N°124, Août 2008. Direction Régionale de l'agriculture et de la forêt (DRAF/SRISE Centre).
- Agreste Chiffres et Données Agriculture, n° 200, août 2008, « Enquête sur les pratiques culturales en 2006 ».
- Agreste Conjoncture 2012. Campagne culturale 2011/2012 : recul des livraisons d'engrais malgré des prix agricoles favorables. Agreste Synthèses - Moyens de production - Juin 2012, n° 2012/180.
- Agreste Données Midi-Pyrénées. 2008. Amélioration des pratiques de fertilisation minérale azotée. N°50. DRAF/SRISE Midi-Pyrénées.
- Agreste Pays de Loire, 2008. Amélioration des pratiques de fertilisation. Juin 2008. DRAF/SRISE Pays de la Loire et Loire-Atlantique.
- Agreste Picardie, 2008. Les pratiques culturales 2006 sur blé tendre d'hiver en Picardie : la gestion de l'azote toujours plus raisonnée. Les feuilles de liaison n°27, Novembre 2008. DRAF/ SRISE Picardie.
- Agreste Primeur, 2008. Fertilisation azotée minérale du maïs grain : progrès attendus. n°216, Ministère de l'Agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt.
- Agreste Primeur, 2012. Pratiques culturales et livraison d'engrais azotés depuis les années quatre-vingt-dix. Service de la statistique et de la prospective. N° 291, Ministère de l'Agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt.
- Agricultures et Territoires, Chambre d'Agriculture de la Somme, 2011. Préconisations sur cultures de printemps 2011. Cahier technique, Février 2011.
- Akiyama H., Yan X., Karuyuki Y. 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 1837-1846.
- Akiyama, H., X. Yan, et al. (2010). "Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis." *Global Change Biology* 16(6): 1837-1846.
- Béline F., Delaby L., Vertès F. et al. 2012. Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents d'élevage aux systèmes de culture. In J.-L. Peyraud, P. Cellier, C. Donnars, O. Réchauchère (éditeurs), 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), Chapitre 6, p 229-294.
- Berthoud A., 2010a. Note d'idée de Projet, Projet Domestique CO₂ - Réalisation d'un plan de fumure pour la fertilisation azotée d'une parcelle agricole. Direction Agriculture Durable et Développement, InVivo, Paris.
- Berthoud A., 2010b. Note d'idée de Projet, Projet Domestique CO₂ - Changement de formes d'engrais azotés sur grandes cultures. Direction Agriculture Durable et Développement, InVivo, Paris.
- Blackmer, A., Bremner JM, et al. 1980. "Production of nitrous oxide by ammonia oxidizing chemoautotroph microorganisms in soil." *Applied and Environmental Microbiology* 40: 1060-1066.
- Cazeneuve P., Mahé T., Vert J., 2010. Le marché des engrais minéraux : état des lieux, perspectives et pistes d'action. Analyse n°15, Centre d'études et de prospective, Avril 2010. Service de la Statistique et de la Prospective. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.
- Chambers B., Dampney P., 2009. Nitrogen efficiency and Ammonia emissions from urea-based and ammonium nitrate fertilizers. *Proceedings of the International Fertilizer Society* n° 657, York, UK, 20 pages.
- Chambre d'Agriculture de Bretagne, Arvalis Institut du Végétal, INRA, 2012. Trente ans de références pour comprendre et limiter les fuites d'azote à la parcelle. Actes de la journée de synthèse scientifique du 3 février 2012, Ploërmel. www.synagri.com, 40 pages
- Chambre d'Agriculture de la Marne, 2011. Betteraves : produire plus avec moins d'azote c'est possible. Cahiers Techniques. Printemps 2011.
- Chataigner J., Mouret J.-C., 1997. Recherches et production rizicole en France. *Cahiers Options Méditerranéennes*, 24, n°2, 117-126.
- CITEPA, 2012. Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France. 9ème édition / Taux d'application des techniques d'épandage pour les effluents d'élevage . OMINEA_4B_manure management_R/2 . Facteurs d'émission. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement.
- Clough T.J., Di, H.J. et al., 2007. "Accounting for the utilization of a N₂O mitigation tool in the IPCC inventory methodology for agricultural soils." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78(1): 1-14.
- Cohan J.P., 2013. Engrais azotés sur blé. De nouvelles formes solides au banc d'essai. *Perspectives Agricoles*, 396.
- Cohan J.P., Labreuche J., Bouthier A., 2012. Orge de printemps. La localisation de l'azote utile surtout en conditions difficiles. *Perspectives Agricoles*, 385.
- Cohan J.P., Le Souder C., 2013. Formes d'azote. Ammonitrate, solution azotée ou urée : les bons critères de choix. *Perspectives Agricoles*, 396.
- COMIFER, 2012. Raisonnement de la fertilisation azotée par la méthode du bilan . <http://www.comifer.asso.fr>
- Commissariat général au développement durable, 2012. L'analyse spatiale des pressions agricoles : surplus d'azote et gaz à effet de serre. *Observations et Statistiques*, collection « Un point sur » n°113, Mars 2012.
- Commissariat général au développement durable, 2013. Les surplus d'azote et les gaz à effet de serre de l'activité agricole en France métropolitaine en 2010. *Observations et Statistiques*, collection «Chiffres et Statistiques» n°448, Septembre 2013.
- Dalal R., Baldock J., Bell M., Grace P., 2009. Build soil carbon storage and mitigate nitrous oxide and methane emissions for cropped land. In : *An Analysis of Greenhouse Gas Mitigation and Carbon Biosequestration Opportunities from Rural Land Use*. National Research Sustainable Agriculture, CSIRO, pp46-60.
- Di H.J., K. C. Cameron, 2003. "Mitigation of nitrous oxide emissions in spray-irrigated grazed grassland by treating the soil with dicyandiamide, a nitrification inhibitor." *Soil Use and Management* 19(4): 284-290.
- Dittert, K., R. Bol, et al. 2001. "Use of a novel nitrification inhibitor to reduce nitrous oxide emission from N-15-labelled dairy slurry injected into soil." *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 15(15): 1291-1296.

- Dobbie, K. E. and K. A. Smith (2003). "Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 67(1): 37-46.
- Drury, C. F., W. D. Reynolds, et al. (2006). "Emissions of nitrous oxide and carbon dioxide: influence of tillage type and nitrogen placement depth." *Soil Science Society of America Journal* 70(2): 570-581.
- Duarnd P., Cellier P., Peyraud J.L., Kuikman P. 2012. Les flux d'azote au sein des territoires et le rôle de l'élevage. In J.-L. Peyraud, P. Cellier, C. Donnars, O. Réchauchère (éditeurs), 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), Chapitre 2, p 79-118.
- Eagle A., Olander L., Henry L.R., Haugen-Kozyra K., Millar N., Robertson G.P., 2012. Greenhouse gas Mitigation Potential of Agricultural Land Management in the United States: A synthesis of the Literature. report NIR 10-04, Third Edition. Durham, NC: Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University, 76 pages
- EMEP/EEA Emission inventory guidebook 2009. Updated June 2010
- Engel R., L. D., et al. (2008). "Effect of Granular Urea Placement on Nitrous Oxide Production from a Silt Loam Soil." *Fertilizer Facts* 50.
- Flynn H., Smith P., Bindi M., Trombi G., Oudendag D., Rousseeva S., 2007. Policy incentives for climate change mitigation agricultural techniques. Practices description and analysis report. Project co-funded by the European Commission within the Sixth Framework Programme (2002-2006).
- Garrido, F., C. Henault, et al. (2002). "N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials." *Soil Biology & Biochemistry* 34(5): 559-575.
- INRA 2009. *Écophyto R&D : Vers des systèmes de culture économes en produits phytosanitaires. Tome II : analyse comparative de différents systèmes en grandes cultures* JP Butault, CA Dedryver, C Gary, L Guichard, F Jacquet, JM Meynard, P Nicot, M Pitrat, R Reau, B Sauphanor, I Savini et T Volay (éditeurs)
- ITB, 2008 L'enfouissement localisé de l'azote : Des atouts économiques. La technique betteravière n° 901 du 21 Octobre 2008.
- ITB, 2009. L'enfouissement localisé de l'azote est toujours d'actualité. La technique betteravière n° 926 du 17 février 2009.
- Johnston, A. (2005). Nitrous oxide emissions from fertilizer nitrogen. *News & Views*.
- Lagarde F. Champolivier L. 2006. Le raisonnement et les avancées techniques permettent de réduire la fertilisation azotée : le cas de Farmstar-Colza. OCL 13, 6, Novembre-Décembre 2006, 384-387.
- Laville, P., H. C., et al. (1997). "Field comparison of nitrous oxide emission measurements using micrometeorological and chambers methods." *Agronomie* 17: 375-388.
- Le Souder C., Taureau J.C. 1997. Formes d'engrais : Quelle incidence sur le rendement et la teneur en protéines du blé tendre d'hiver. *Perspectives Agricoles*, 221.
- Li, H., Y. Chen, et al. (2009). "Mineral-nitrogen Leaching and Ammonia Volatilization from a Rice-Rapeseed System as Affected by 3,4-Dimethylpyrazole Phosphate." *Journal of Environmental Quality* 38(5): 2131-2137.
- Linzmeier, W., R. Gutser, et al. (2001). "Nitrous oxide emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP)." *Biology and Fertility of Soils* 34(2): 103-108.
- Liu, X. J., A. R. Mosier, et al. (2006). "The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from a clay loam soil." *Plant and Soil* 280(1-2): 177-188.
- Macadam, X. M. B., A. del Prado, et al. (2003). "Dicyandiamide and 3,4-dimethyl pyrazole phosphate decrease N₂O emissions from grassland but dicyandiamide produces deleterious effects in clover." *Journal of Plant Physiology* 160(12): 1517-1523.
- Machet J.M., Pierre D., Recous S., Rémy J.C., 1987. Signification du coefficient réel d'utilisation et conséquences pour la fertilisation azotée des cultures. *Comptes-rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 73, 3, 39-55
- Menendez, S., P. Merino, et al. (2006). "3,4-dimethylpyrazol phosphate effect on nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, and carbon dioxide emissions from grasslands." *Journal of Environmental Quality* 35(4): 973-981.
- Millar, N., G. P. Robertson, et al. (2010). "Nitrogen fertilizer management for nitrous oxide (N₂O) mitigation in intensive corn (Maize) production: an emissions reduction protocol for US Midwest agriculture." *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 15(2): 185-204.
- Milou C., Lecocq B. 2010. Qu'attendre des nouvelles formes d'azote ?. *Relations Cultures* n°99, Septembre 2010.
- Nash, P. R., P. P. Motavalli, et al. (2012). "Nitrous Oxide Emissions from Claypan Soils Due to Nitrogen Fertilizer Source and Tillage/Fertilizer Placement Practices." *Soil Science Society of America Journal* 76(3): 983-993.
- Philibert, A., C. Loyce, et al. (2012). "Quantifying Uncertainties in N₂O Emission Due to N Fertilizer Application in Cultivated Areas." *Plos One* 7(11).
- Philippot, L. and J. C. Germon (2005). *Contribution of bacteria to initial input and cycling of nitrogen in soils*. A. V. F. Buscot, Springer: 159-176.
- Reay, D.S., Davidson E.A., Smith K.A., Smith P., Melillo J.M., Dentene F., Crutzen P.J. Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature climate change*, 2; June 2012, 410-416. Doi: 10.1038/nclimate1458
- Recous S., Loiseau P., Machet J.-M., Mary B., 1997. Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. In "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes", (G. Lemaire et B. Nicolardot eds), Les Colloques 83, INRA, Paris, 105-120.
- Recous S., Machet J.M. (1999) Short-term immobilisation and crop uptake of fertiliser-N applied to winter wheat : effect of date of application in spring. *Plant and Soil* 206, 2, 137-149.
- Relations Culture (2010) : Dossier technique sur les engrais enrobés, et avec inhibiteurs. Fertilisation . Qu'attendre des nouvelles formes d'azote. Engrais retard : une simplification du travail avant tout. Septembre 2010. n° 99.
- Schneider A., Flénet F., Dumans P., Bonnin E., De Chezelles E., Jeuffroy M-H., Hayer F., Nemecek T., Carrouée B. 2010. Diversifier les rotations céréalières notamment avec du pois et du colza- Données récentes d'expérimentations et d'études. OCL 17, 5, Septembre- Octobre 2010. 301-311.
- Smith K.A., D. K. E., Thorman R., Watson C.J., Chadwick D.R., Yamulki S., Ball B.C., 2012. "The effect of N fertilizer forms on nitrous oxide emissions from UK arable land and grassland." *Nutr. Cycl. Agroecosyst* 93: 127-149.
- Smith P., Martino D., Cai Zucong, Gwary D., Janzen H., Kumar P, McCarl B., Ogle S., O'Mara F., Rice C., Scholes B., Sirotenko O., Howden M., Mcallister T., Pan G., Romanenkov V., Schneider U., Towprayoon S., Wattenbach M; Smith J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Phil. Trans.R. Soc. B*, 363, 789-813.

- Sylvester-Bradley R., Kindred D. R., Wynn S. C., Thorman R. E., Smith K. E, 2012. Efficiencies of nitrogen fertilizers for winter cereal production, with implications for greenhouse gas intensities of grain. *The Journal of Agricultural Science*, pp 1- 20. DOI: 10.1017/S0021859612000810
- Stehfest, E. and L. Bouwman (2006). "N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74(3): 207-228.
- Subbarao, G. V., K. L. Sahrawat, et al. (2012). Biological nitrification inhibition-a novel strategy to regulate nitrification in agricultural systems. *Advances in Agronomy*, Vol 114. D. L. Sparks. 114: 249-302.
- Tenuta, M. and E. G. Beauchamp (2003). "Nitrous oxide production from granular nitrogen fertilizers applied to a silt loam." *Canadian Journal of Soil Science* 83(5): 521-532.
- Thomas F. 2010 Gestion de l'azote en TCS et semis direct. *Techniques Culturelles Simplifiées*. n° 59, septembre/octobre 2010.
- Thomas F. 2011 Localisation de la fertilisation : maintenant une évidence. *Techniques Culturelles Simplifiées* n° 61. Janvier/Février 2011.
- UNIFA 2010. Evolution de la fertilisation en France et bilans régionaux depuis 20 ans. Unifa (www.unifa.fr)
- UNIFA 2011. Les livraisons d'engrais minéraux en France Métropolitaine. Campagne 2010-2011.
- Vallejo, A., U. M. Skiba, et al. (2006). "Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts." *Soil Biology & Biochemistry* 38(9): 2782-2793.
- Van Groenigen, J. W., G. L. Velthof, et al. (2010). "Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops." *European Journal of Soil Science* 61(6): 903-913.
- Venterea, R. T., M. Burger, et al. (2005). "Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management." *Journal of Environmental Quality* 34(5): 1467-1477.
- Watson, C.J., Laughlin, R.J., McGeough, K.L. (2009). "Modification of nitrogen fertilizers using inhibitors: opportunities and potentials form improving nitrogen use efficiency. *Proceedings 658, International Fertiliser Society, York, UK, 40 pages.*
- Zaman, M., S. Saggarr, et al. (2009). "Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system." *Soil Biology & Biochemistry* 41(6): 1270-1280.
- Zerulla W., B. T., Dressel J., Erhardt K., Horchler von Locquenghien K., Pasda G., Rädle M., Wissemeier A.H. (2001). "3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) – a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture. An introduction." *Biol. Fertil. Soils* 34: 79-84.

Annexe 1. Sous-action A1 : Réduire les apports d'engrais azoté de synthèse

Calcul de l'atténuation unitaire permise par la diminution du rendement espéré avec les grandes cultures

La réduction moyenne est de 20 kgN/ha, sauf pour le tournesol où la réduction est de 13 kgN/ha (voir description de la mesure). On calcule les émissions avec et sans la mesure ; la différence entre les deux correspond à l'atténuation permise par la mesure. Les calculs sont effectués à partir des données SAA 2010 pour les surfaces cultivées à l'échelle France, RICA 2010 pour les rendements et le prix, et de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 pour le pourcentage de surfaces fertilisées ainsi que la dose moyenne d'azote minéral apportée par hectare (voir Tableau A1-IV). Ceci permet de calculer l'assiette des surfaces, ainsi que les quantités d'azote concernées. C'est ce calcul qui a été retenu principalement. Les fourchettes basses et hautes (Tableau A1-I) sont calculées à partir de valeurs basses et hautes de surestimation des rendements.

Tableau A1-I. Synthèse des données pour le calcul d'atténuation

Somme des surfaces concernées en France (ha)	11 711 333
Quantité totale d'N apporté SANS (kg N)	1 707 437 019
Quantité totale d'N apporté AVEC (kg N)	1 476 616 107 (1 534 686 237 - 1 363 395 061)*
Réduction moyenne passage d'épandeur	0
Réduction fuel	0
Réduction rendements	0
Réduction emploi phytosanitaires (kg m,a.)	5 185 664
Réduction apport N (kg)	230 820 912 (172 750 782 - 344 041 958)*
Réduction apport N (kg/ha)	19,7 (19,4 - 29,4)

* valeurs basses et hautes de la fourchette retenue pour l'estimation

Calcul de l'atténuation unitaire permise par la mise en œuvre systématique d'un pilotage de la fertilisation azotée

L'exemple choisi est une étude menée par la coopérative InVivo avec l'outil Epiclès. On estime l'atténuation en utilisant les écarts entre les doses apportées dans le cadre de la mise en œuvre de l'outil, et les données moyennes de fertilisation azotée (Enquête "Pratiques culturales" 2006). On applique les réductions observées à l'ensemble de la sole des cultures à l'échelle France.

On estime l'atténuation potentielle avec, pour l'assiette :

- une hypothèse basse (1) : l'amélioration potentielle s'applique aux surfaces qui sont actuellement fertilisées à "la dose habituelle",
- une hypothèse haute (2) : l'amélioration s'applique aux surfaces qui n'utilisent actuellement pas d'outil de pilotage de la fertilisation azotée.

Tableau A1-II. Synthèse des données, calcul "Epiclès"

	Hypothèse (1)	Hypothèse (2)
Somme des surfaces concernées ha/ France	1 220 701	15 614 903
Quantité totale d'N apporté SANS (kg N)	1 746 709 734	1 746 709 734
Quantité totale d'N apporté AVEC (kg N)	1 727 451 224	1 590 684 134
Réduction moyenne passage d'épandeur	0	0
Réduction fuel	0	0
Réduction rendements	0	0
Réduction apport N (kg)	19 258 509	156 025 599
Réduction apport N (kg/ha)	1,6	12,9

Annexes

Tableau A1-III. Calculs d'atténuation

(ces chiffres ne sont détaillés que pour la valeur centrale de l'estimation)

Calcul "Citepa"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	9 348 857 967	8 085 026 915	1 263 831 052	798	690	108
Emission indirecte via volatilisation	831 009 597	718 669 059	112 340 538	71	61	10
Emission indirecte via lixiviation	6 232 571 978	5 390 017 943	842 554 034	532	460	72
Total kgCO₂e	16 412 439 542	14 144 403 439	2 268 036 103	1401	1212	189
MgCO₂e	16 412 440	14 144 403	2 268 036	1,401	1,212	0,189
Emission amont via production fertilisants	9 057 953 385	7 833 448 446	1 224 504 939	773	668	105
Emission via pesticides	0	-49 310 479	49 310 479	0	-4	4
Total MgCO₂e amont induit	9 057 953	7 882 758	1 175 194	0,773	0,664	0,109
TOTAL			3 541 852			0,298

Calcul "expert"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	10 653 190 741	8 409 391 726	2 243 799 015	910	718	192
Emission indirecte via volatilisation	793 480 131	686 213 037	107 267 094	68	59	9
Emission indirecte via lixiviation	1 785 330 296	1 543 979 333	241 350 962	152	132	21
Total kgCO₂e	13 232 001 168	10 590 273 617	2 641 727 550	1 130	908	221
MgCO₂e	19 522 977	10 590 274	2 641 728	1,130	0,91	0,221
Emission amont via production fertilisants	9 057 953 385	7 833 448 446	1 224 504 939	773	668	105
Emission via pesticides	0	-49 310 479	49 310 479	0	-4	4
Total MgCO₂e amont induit	9 057 953	7 784 137	1 273 815	0,773	0,668	0,109
TOTAL			3 915 543			0,330

Annexes

Tableau A1-IV. Données agronomiques utilisées pour les calculs de la sous-action A1

Cultures			Surfaces fertilisées	N total (kg)	Réduction N (kg/ha)	N' total (kg)	Réduction Epiclès (kgN/ha)	% surface calcul dose habituelle	Surface concernées par le gain (ha)		Q N concernées (kgN)	
									Hyp. (1)	Hyp. (2)	Hyp. (1)	Hyp. (2)
Blé tendre	surfaces totales	4 922 954	4 824 495	796 041 662	- 20	699 551 763	5	8	385960	4486780	1 929 798	22 433 901
	surfaces fertilisées	98%										
	fertilisation actuelle kgN/ha	165										
	nb passages actuels / une saison	3,1										
Blé dur	surfaces totales	502 879	492 821	86 736 570	- 20	76 880 142	8	13	64 067	478 037	512 534	3 824 294
	surfaces fertilisées	98%										
	fertilisation actuelle kgN/ha	176										
	nb épandages / culture	2,3										
Orge et escourgeon	surfaces totales	1 572 775	1 541 320	200 371 535	- 20	169 545 145	11	8	123 306	1 495 080	1 356 361	16 445 879
	surfaces fertilisées	98%										
	fertilisation actuelle kgN/ha	130										
	nb épandages / culture	2,5										
Colza	surfaces totales	1 458 973	1 429 794	235 915 934	- 20	207 320 063	19	4	57 192	1 386 900	1 086 643	26 351 095
	surfaces fertilisées	98%										
	fertilisation actuelle kgN/ha	165										
	nb épandages / culture	2,5										
Maïs grain	surfaces totales	1 598 400	1 534 464	239 376 384	- 20	208 687 104	25	12	184 136	1 488 430	4 603 392	37 210 752
	surfaces fertilisées	96%										
	fertilisation actuelle kgN/ha	156										
	nb épandages / culture	1,6										
Maïs fourrage	surfaces totales	1 403 160	1 248 812	97 407 367	- 20	72 431 119	25	18	224 786	1 211 348	5 619 656	30 283 701
	surfaces fertilisées	89%										
	fertilisation actuelle kgN/ha	78										
	nb épandages / culture	1,6										
Tournesol	surfaces totales	695 051	486 536	27 245 999	- 13	20 921 035	24	31	150 826	471 940	3 619 826	11 326 551
	surfaces fertilisées	70%										
	fertilisation actuelle kgN/ha	56										
	nb épandages / culture	0,9										
Pommes de terre	surfaces totales	154 638	153 092	24 341 568	- 20	21 279 735	24	8	12 247	148 499	293 936	3 563 973
	surfaces fertilisées	99%										
	fertilisation actuelle kgN/ha	159										
	nb épandages / culture	2,2										

Annexe 2. Sous-action A2 : Réduire la fertilisation azotée dans le cadre d'une réduction d'intrants phytosanitaires

Cette option technique correspond à la mise en place d'un scénario de réduction d'intrants (scénario "N2a" tel que caractérisé et chiffré dans le rapport Ecophyto R&D). Les données quantitatives sur la réduction des intrants phytosanitaires et des engrais et sur la réduction des rendements sont fournis par le dossier "Grandes cultures" de ce rapport (<http://www5.paris.inra.fr/depe/Projets/Ecophyto-R-D>). Les calculs sont effectués à partir des données SAA 2010 pour les surfaces cultivées à l'échelle France, RICA 2010 pour les rendements et de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 pour le pourcentage de surfaces fertilisées ainsi que la dose moyenne d'azote minéral apportée par hectare. Les diminutions de fertilisation sont calculées pour les cultures en utilisant les moyennes des données disponibles par zone climatique du rapport Ecophyto R&D pondérées des surfaces de ces zones par culture. Les écarts-types sur les rendements obtenus dans l'étude Ecophyto R&D ($\pm 21\%$ en moyenne) sont utilisés pour estimer une valeur basse et une valeur haute autour de la réduction de la fertilisation azotée, et donc de l'atténuation moyenne. On utilise les données statistiques sur les matières actives pour calculer l'impact *via* la réduction de pesticides.

Tableau A2-I. Synthèse des données pour le calcul d'atténuation

Somme des surfaces concernées en France (ha)	12 097 490
Quantité totale d'N apporté SANS (kg N)	1 745 574 851
Quantité totale d'N apporté AVEC (kg N)	1 620 947 157 (1 647 386 144 - 1 595 255 493)
Réduction moyenne passage d'épandeur	0,31
Réduction fuel	4 572 369
Tonnage substances actives	20 565 734
Réduction substances actives (kg m.a.)	6 992 349
Réduction apport N (kgN)	124 627 695 (98 188 708 - 150 319 358)
Réduction apport N (kgN/ha)	10,3 (8,1 - 12,4)

Tableau A2-II. Effets de la réduction des intrants phytosanitaires (scénario "N2a") sur les rendements, la fertilisation azotée et le nombre d'épandages pour les grandes cultures

Données Etude Ecophyto R&D (2009)

Zone géographique	1	2	3	4	moyenne pondérée
Blé tendre (ha)	2126739	1786930	261200	455644	4630513
fertilisation actuelle U/ha	172	152	145	145	160
fertilisation N2a	158	143	137	137	149
nb passages actuels /saison	3,1	2,9	2,9	2,8	3,0
nb passages N2a	2,1	2,9	2,9	2,8	2,5
rendements actuels (Qx / ha)	78	68	69	61	72
rendements N2a	73	65	65	58	68
Blé dur (ha)	50840	65300	199194	-	315334
fertilisation actuelle	124	156	191	-	173
fertilisation N2a	135	167	173	-	165,6
nb passages actuels	2,3	3,3	3,6	-	3,3
nb passages N2a	2,3	3,3	3,0	-	2,9
rendements actuels	28,5	36,7	68	-	55
rendements N2a	31,8	40	64	-	54
Orge de printemps (ha)	56664	4700	346136	-	407500
fertilisation actuelle	108	117	117	-	116
fertilisation N2a	85	113	113	-	109
nb passages actuels	1,8	1,8	1,8	-	1,8
nb passages N2a	1	1,5	1,5	-	1,4
rendements actuels	68	59	59	-	60
rendements N2a	64	56	56	-	57
Orge d'hiver (ha)	183556	41930	740144	-	965630
fertilisation actuelle	143	101	130	-	131
fertilisation N2a	129	109	123	-	124
nb passages actuels	2,5	2,2	2,5	-	2,5
nb passages N2a	2	1,5	1,8	-	1,8
rendements actuels	77	47	67	-	68
rendements N2a	71	50	64	-	65

Annexes

Colza (ha)	154411	793691	148498	-	1096600
fertilisation actuelle	160	161	168	-	162
fertilisation N2a	139	133	152	-	136
nb passages actuels	2,5	2,9	2,9	-	2,8
nb passages N2a	2,5	2,9	2,9	-	2,8
rendements actuels	30	31	29	-	30
rendements N2a	27	26	26	-	26
Maïs grain (ha)	359825	988619			1348444
fertilisation actuelle	113	168	-	-	153
fertilisation N2a	106	165	-	-	149
nb passages actuels	1,6	2,3	-	-	2,1
nb passages N2a	1,6	2,3	-	-	2,1
rendements actuels	82	93	-	-	90
rendements N2a	78	91	-	-	88
Tournesol (ha)					
fertilisation actuelle	39	-	-	-	39
fertilisation N2a	39	-	-	-	39
nb passages actuels	0,9	-	-	-	0,9
nb passages N2a	0,5	-	-	-	0,5
rendements actuels	23	-	-	-	23
rendements N2a	23	-	-	-	23
Pommes de terre					
fertilisation actuelle	155	-	-	-	155
fertilisation N2a	119	-	-	-	119
nb passages actuels	2,2	-	-	-	2,2
nb passages N2a	2,5	-	-	-	2,5
rendements actuels	41	-	-	-	41
rendements N2a	34	-	-	-	34
Betterave					
fertilisation actuelle	105	-	-	-	105
fertilisation N2a	100	-	-	-	100
nb passages actuels	1,8	-	-	-	1,8
nb passages N2a	1,0	-	-	-	1
rendements actuels	77	-	-	-	77
rendements N2a	74	-	-	-	74
Riz	22521	-	-	-	22521
fertilisation actuelle	150	-	-	-	150
fertilisation N2a	135	-	-	-	135
nb de passages actuels	3	-	-	-	3
nb de passages N2a	2	-	-	-	2
réduction rendements*	0,05	-	-	-	0,05
réduction fertilisation*	0,10	-	-	-	0,1

* pour la culture de riz, les réductions des rendements et de la fertilisation sont extrapolées à partir des valeurs des autres céréales

Tableau A2-III. Données agronomiques utilisées pour la sous-action A2

Cultures		Surfaces fertilisées	N total (kg)	Réduction N (kg/ha ; %)	Q N concernées (kgN)	
Blé tendre	surfaces totales	4 922 954				
	surfaces fertilisées	98%	4 824 495	796 041 662	- 11 7%	740 644 495
	fertilisation actuelle kgN/ha	165				
	nb passages actuels / une saison	3,1				
Blé dur	surfaces totales	502 879				
	surfaces fertilisées	98%	492 821	86 736 570	- 7,3 4%	83 065 965
	fertilisation actuelle kgN/ha	176				
	nb épandages / culture	2,3				
Orge Printemps	surfaces totales	412 651				
	surfaces fertilisées	98%	1 541 320	200 371 535	- 7 6%	45 022 868
	fertilisation actuelle kgN/ha	116				
	nb épandages / culture	1,8				
Orge d'hiver	surfaces totales	1 128 669				
	surfaces fertilisées	98%	1 541 320	200 371 535	- 8 6%	139 427 434
	fertilisation actuelle kgN/ha	130				
	nb épandages / culture	2,5				
Colza	surfaces totales	1 458 973				
	surfaces fertilisées	98%	1 429 794	235 915 934	- 25 16%	198 898 097
	fertilisation actuelle kgN/ha	165				
	nb épandages / culture	2,5				

Annexes

Maïs grain	surfaces totales	1 598 400	1 534 464	239 376 384	- 4 3%	233 026 190
	surfaces fertilisées	96%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	156				
	nb épandages / culture	1,6				
Maïs fourrage	surfaces totales	1 403 160	1 248 812	97 407 367	3%	94 485 146
	surfaces fertilisées	89%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	78				
	nb épandages / culture	1,6				
Tournesol	surfaces totales	695 051	486536	27 245 999	-0 0	27 245 999
	surfaces fertilisées	70%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	56				
	nb épandages / culture	0,9				
Pommes de terre	surfaces totales	154 638	153092	24 341 568	-36 23%	18 688 042
	surfaces fertilisées	99%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	159				
	nb épandages / culture	2,2				
Betteraves	surfaces totales	382 775	363,636	39 272 715	-5 5%	37 402 586
	surfaces fertilisées	95%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	108				
	nb épandages / culture	1				
Riz	surfaces totales	22 521	22521	3 378 150	-5 5%	3 040 335
	surfaces fertilisées	100%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	150				
	nb épandages / culture	3,0				

Tableau A2-IV. Calculs d'atténuation

(ces chiffres ne sont détaillés que pour la valeur centrale de l'estimation)

Calcul "Citepa"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	9 557 676 902	8 875 293 538	682 383 365	790	734	56
Emission indirecte via volatilisation	849 571 280	788 914 981	60 656 299	70	65	5
Emission indirecte via lixiviation	6 371 784 602	5 916 862 358	454 922 243	527	489	38
Emissions via réduction épandage	0	-12 299 673	12 299 673	0	-1	1
Total kgCO₂e	16 974 592 345	15 722 439 860	1 252 152 485	1403	1300	104
MgCO₂e	16 779 033	15 568 771	1 210 262	1,4	1,3	0,100
Emission amont via production fertilisants	9 260 274 587	8 599 124 666	661 149 921	765	711	55
Emission amont fuel	0	-2 574 244	2 574 244	0,0	-0,2	0,2
Emission amont pesticides	195 559 561	129 069 310	66 490 251	16	11	5
Total MgCO₂e amont induit	9 455 834	8 725 620	730 214	0,78	0,72	0,06
TOTAL			1 940 476			0,160

Calcul "expert"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	10 807 987 058	9 551 154 609	1 256 832 448	893	790	104
Emission indirecte via volatilisation	811 203 545	753 286 563	57 916 982	67	62	5
Emission indirecte via lixiviation	1 825 207 976	1 694 894 766	130 313 210	151	140	11
Emissions via réduction épandage	0	-12 299 673	12 299 673	0	0	1
Total kgCO₂e	13 444 398 579	11 987 036 265	1 457 362 314	1,111	992	120
MgCO₂e	13 444 399	11 987 036	1 457 362	1,1	1,0	0,120
Emission amont via production fertilisants	9 260 274 587	8 599 124 666	661 149 921	765	711	55
Emission amont fuel	0	-2 574 244	2 574 244	0,0	-0,21	0,21
Emission via pesticides	195 559 561	129 069 310	66 490 251	16	11	5
Total MgCO₂e amont induit	9 455 834	8 725 620	730 214	0,782	0,721	0,060
TOTAL			2 187 577			0,181

Annexe 3. Sous-action B : Améliorer la valorisation des produits organiques apportés

Les données et hypothèses utilisées proviennent :

- des statistiques de l'UNIFA 2010 concernant les tonnes d'azote apportées aux sols agricoles sous forme d'engrais minéral de synthèse, effluents d'élevage et autres produits organiques ;
- des données du RICA en ce qui concerne les quantités de fertilisants minéraux sur les parcelles ne recevant que des engrais minéraux, et la fertilisation moyenne sous forme minérale et organique à l'échelle France ;
- de divers rapports ADEME évaluant le potentiel de recyclage des produits organiques ;
- des chapitres 2 et 5 du rapport "Connaissances sur les flux d'azote et flux associés dans les élevages" de l'expertise scientifique collective menée par l'INRA (2009) ;
- du Chapitre 10: *Nitrogen flows in farming systems across Europe* par Jarvis et al., European Nitrogen Assessment (2010).

Les fourchettes hautes et basses données pour cette estimation sont générées, dans la première option (meilleure prise en compte de N organique dans le calcul du bilan) par les bornes inférieures et supérieures des valeurs de Keq utilisées par AzoFert® (N. Damay, communication personnelle, voir Tableau B-III), et dans la deuxième option (réduction des pertes par volatilisation) par les incertitudes sur la volatilisation d'ammoniac. Il n'y a pas d'incertitude calculée vis-à-vis de la troisième option (augmentation du volume de déchets recyclés), dont le poids relatif est moindre (ceci ne signifie pas qu'il n'y ait pas d'incertitude, par exemple sur les volumes supplémentaires disponibles).

Tableau B-I. Synthèse des données pour le calcul d'atténuation

Somme des surfaces concernées en France (ha)	12 074 969
Quantité totale d'N min apporté SANS (kgN)	1 746 709 734
Quantité totale d'N apporté AVEC option (1) (kgN)	1 668 658 884 (1 695 661 399 - 1 681 656 369)
Quantité totale d'N org concerné (1) (kgN)	424 394 848
Quantité totale d'N apporté AVEC option (2) (kgN)	1 658 316 555 (1 706 307 344 - 1 570 437 334)
Quantité totale d'N org concerné (2) (kgN)	424 394 848
Quantité totale d'N apporté AVEC option (3) (kgN)	1 719 487 734
Quantité totale d'N org concerné (3) (kgN)	27 222 000
Quantité totale d'N min apporté AVEC combiné (kgN)	1 573 043 706 (1 628 037 010 - 1 478 161 969)
Quantité totale d'N org concerné AVEC combiné	451 616 848
Réduction apport N combiné (kgN)	173 666 028 (118 672 724 - 268 547 765)
Réduction apport N combiné (kgN/ha)	14,4 (9,8 - 22,2)

Tableau B-II. Calculs d'atténuation

(ces chiffres ne sont détaillés que pour la valeur centrale de l'estimation)

Calcul "Citepa"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	9 563 890 809	8 613 004 182	950 886 627	792	713	79
Emission indirecte via volatilisation	850 123 627	765 600 372	84 523 256	70	63	7
Emission indirecte via lixiviation	6 375 927 206	5 742 002 788	633 924 418	528	476	52
Total kgCO₂e	16 789 941 642	15 120 607 342	1 669 334 300	1390	1252	138
MgCO₂e	16 789 942	15 120 342	1 669 334	1,39	1,25	0,14
Emission amont via production fertilisants	9 266 295 138	8 344 996 861	921 298 2778	767	691	76
Total MgCO₂e amont induit	9 266 295	8 344 961	921 298	0,77	0,69	0,08
TOTAL			2 590 633			0,215

Calcul "expert"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	13 455 340 041	11 809 683 881	1 645 656 161	1114	978	136
Emission indirecte via volatilisation	1 206 180 495	1 150 775 635	55 404 861	100	95	5
Emission indirecte via lixiviation	1 826 394 632	1 644 805 960	181 588 672	151	136	15
Total kgCO₂e	16 487 915 169	14 605 265 475	1 882 649 693	1365	1210	156
MgCO₂e	16 487 915	14 605 265	1 882 649	1,37	1,21	0,156
Emission amont via production fertilisants	9 266 295 138	8 344 996 861	921 298 277	767	691	76
Total MgCO₂e amont induit	9 266 295	8 344 996	921 298	0,77	0,69	0,078
TOTAL			2 803 948			0,232

Tableau B-III. Substitution permise par la meilleure prise en compte des effluents apportés

Effluents épandus	Non pris en compte (33%) (kgN)	Apport sur culture de printemps	
		Keq	eq N min (kgN)
Total : 424 394 848 kgN	140 050 300		
Lisiers (47% du total)	65 823 641	0,65 (0,55 - 0,65)	42 785 367 (36 203 003 - 42 785 367)
Fumiers (53% du total)	74 226 659	0,25 (0,20 - 0,30)	18 556 665 (14 845 332 - 22 267 998)
Total			61 342 031 (51 048 334 - 65 053 364)

Tableau B-IV. Estimation de la volatilisation aux dépens des effluents d'élevage

Comparaison des quantités volatilisées forfaitairement (20% CITEPA) et fourchettes basse et haute tenant compte de l'importance de la fraction ammoniacale, et de la proportion volatilisée (Rapport Effluents d'élevage, INRA)

	Azote des effluents (kgN)	Pertes forfaitaires (20%) (kgN)	% N ammoniacal	Pertes calculées / fraction ammoniacale (kgN)	
				Valeur basse N ammo. = 5% Pertes = 40%	Valeur haute N ammo. = 25% Pertes = 90%
Fumiers	224 929 270	44 985 854	5-25	4 498 585	50 609 086
Lisiers	199 465 579	39 893 116	45-70	35 903 804	125 663 315
Total	424 394 848	84 878 970		40 402 390	176 272 400
Moyenne				108 337 395	

Annexes

Tableau B-V. Données agronomiques utilisées pour les calculs

Cultures		Surfaces fertilisées (ha)	Total N (kg)	% surface fertilisation uniquement minérale	N-org (kgN/ha)	N-min (kgN/ha)	N fert org / % total N	N-org France (kgN)	N non pris en compte (33% total N)	
Blé tendre	surfaces totales	4 922 954	4 824 495	796 041 662	91	12	150	7	57 893 939	19 105 000
	surfaces fertilisées	98%								
	fertilisation actuelle kgN/ha	165								
	nb passages actuels / une saison	3,1								
Blé dur	surfaces totales	502 879	492 821	86 736 570	96	3	151	2	1 478 464	487 893
	surfaces fertilisées	98%								
	fertilisation actuelle kgN/ha	176								
	nb épandages / culture	2,3								
Orge et escourgeon	surfaces totales	1 572 775	1 541 320	200 371 535	89	16	117	12	24 661 112	8 138 167
	surfaces fertilisées	98%								
	fertilisation actuelle kgN/ha	130								
	nb épandages / culture	2,5								
Colza	surfaces totales	1 458 973	1 429 794	235 915 934	80	14	159	8	20 017 110	6 605 646
	surfaces fertilisées	98%								
	fertilisation actuelle kgN/ha	165								
	nb épandages / culture	2,5								
Maïs grain	surfaces totales	1 598 400	1 534 464	239 376 384	66	58	138	30	88 998 912	29 369 641
	surfaces fertilisées	96%								
	fertilisation actuelle kgN/ha	156								
	nb épandages / culture	1,6								
Maïs fourrage	surfaces totales	1 403 160	1 248 812	97 407 367	68	149	67	69	186 073 048	61 404 106
	surfaces fertilisées	89%								
	fertilisation actuelle kgN/ha	78								
	nb épandages / culture	1,6								
Tournesol	surfaces totales	695 051	486 536	27 245 999	66	18	40	31	8 757 643	2 890 022
	surfaces fertilisées	70%								
	fertilisation actuelle kgN/ha	56								
	nb épandages / culture	0,9								
Pommes de terre	surfaces totales	154 638	153 092	24 341 568	54	115	154	43	17 605 536	5 809 827
	surfaces fertilisées	99%								
	fertilisation actuelle kgN/ha	159								
	nb épandages / culture	2,2								
Betteraves	surfaces totales	382 775	363 636	39 272 715	48	52	107	33	18 909 085	6 239 998
	surfaces fertilisées	95%								
	fertilisation actuelle kgN/ha	108								
	nb épandages / culture	1								

Annexe 4. Sous-action C1 : Ajuster les dates d'apport aux besoins des cultures

Les calculs sont effectués à partir des données SAA 2010 pour les surfaces cultivées à l'échelle France, RICA 2010 pour les rendements, et de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 pour le pourcentage de surfaces fertilisées ainsi que la dose moyenne d'azote minéral apportée par hectare. Pour estimer une proportion de situations avec des reliquats sortie hiver >50 kgN/ha, nous avons utilisé les données du laboratoire LDAR de l'Aisne, sur les années 2005 à 2012. La cinétique des besoins des cultures et les besoins en azote en début de cycle sont celles fournies par le COMIFER (<http://www.comifer.asso.fr/index.php/bilan-azote/fiches-cultures.html>). La valeur seuil de 50 kgN/ha a été choisie. Les situations où le reliquat sortie hiver est >50 kgN/ha sont les situations pour lesquelles le premier apport pourrait être supprimé et la dose d'azote reportée au moment du second apport. Le report de 50 kgN sur un apport plus tardif conduit à économiser 15 kgN /ha en raison de l'amélioration de l'efficacité de recouvrement, dans ces situations. Cette réduction a été appliquée à toute la sole France de ces cultures en tenant compte de la proportion de parcelles concernées.

L'assiette maximale technique constituée du blé d'hiver, de l'orge d'hiver et du colza représente 7,8 Mha, dont 1,8 Mha sont concernés par la mesure avec les valeurs moyenne de reliquats sortie hiver provenant du département de l'Aisne. Cette assiette dépend donc du pourcentage de surfaces ayant un fort reliquat à la sortie de l'hiver, et ce pourcentage peut varier et évoluer au cours des années, notamment en fonction de la gestion des intercultures (voir Action 4, cultures intermédiaires pièges à nitrates). Nous avons donc fait porter l'incertitude sur les surfaces concernées chaque année, et non sur le potentiel d'atténuation unitaire pour cette sous-action. La fourchette de valeurs hautes et basses pour cette sous-action est constituée par la proportion de surfaces des années à fort reliquat sortie d'hiver (AMT = 3 Mha) et des années à faible reliquat (AMT = 0,53 Mha), à partir des statistiques provenant du département de l'Aisne.

Tableau C1-I. Reliquats d'azote minéral mesurés sur blé, orge et colza d'hiver
Données fournies par le Laboratoire d'Analyse et de Recherche départemental de l'Aisne (2005-2012)

Année	Blé				Orge				Colza			
	Nb parcelles	Rsh kgN/ha	nb parcelles > 50 kgN/ha	% parcelles > 50 kgN/ha	Nb parcelles	Rsh kg N/ha	nb parcelles > 50 kgN/ha	% parcelles > 50 kgN/ha	Nb parcelles	Rsh kgN/ha	nb parcelles > 50 kgN/ha	% parcelles > 50 kgN/ha
2005	1193	55	606	51%	108	37	19	18%	32	25	0	0%
2006	1301	62	868	67%	49	42	17	35%	59	23	0	0%
2007	1243	50	558	45%	56	36	6	11%	73	23	0	0%
2008	1372	48	681	50%	119	36	0	0%	81	33	6	7%
2009	1149	42	158	14%	102	34	6	6%	39	22	0	0%
2010	1174	41	133	11%	79	33	0	0%	40	26	0	0%
2011	1189	37	37	3%	63	31	0	0%	40	27	0	0%
2012	858	39	114	13%	50	35	0	0%	30	20	0	0%
Total // Moyenne	9479	47	-	32%	626	35	-	9%	394	25	-	0,9%

Tableau C1-II. Données agronomiques utilisées

Cultures			Surfaces fertilisées	N total (kgN)	Surfaces concernées (% et ha)	Q N concernées (kgN)
Blé tendre d'hiver	surfaces totales	4 880 238	4 782 633	789 134 485	32% 1 530 443	22 956 640
	surfaces fertilisées	98%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	165				
	nb passages actuels / une saison	3,1				
Blé dur d'hiver	surfaces totales	490 140	480 337	84 539 347	32% 153 708	2 305 619
	surfaces fertilisées	98%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	176				
	nb épandages / culture	2,3				
Orge d'hiver	surfaces totales	1 151 703	1 128 669	146 726 962	9% 101 580	1 523 703
	surfaces fertilisées	98%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	130				
	nb épandages / culture	2,5				
Colza d'hiver	surfaces totales	1 458 973	1 429 794	235 915 934	1% 14 298	214 469
	surfaces fertilisées	98%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	165				
	nb épandages / culture	2,5				

Annexes

Tableau C1-III. Synthèse des données pour le calcul d'atténuation

Somme des surfaces concernées en France (ha)	7 821 433
Somme des surfaces concernées par la mesure (ha)	1 800 029 (537 584 - 2 998 557)
Quantité totale d'N apporté SANS (kgN)	295 140 212 (88 834 653 - 491 241 763)
Quantité totale d'N apporté AVEC (kgN)	268 139 782 (80 770 897 - 446 263 405)
Réduction moyenne passage d'épandeur	1
Réduction fuel	2 160 034 (645 100 - 3 598 269)
Réduction apport N (kgN)	27 000 430 (8 063 756 - 44 978 359)
Réduction apport N (kgN/ha)	15,0

Tableau C1-IV. Calculs d'atténuation

(ces chiffres ne sont détaillés que pour la valeur centrale de l'estimation)

Calcul "Citepa"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	1 616 003 339	1 468 165 858	147 837 481	898	816	82
Emission indirecte via lixiviation	1 077 335 559	978 777 239	98 558 320	599	544	55
Emission indirecte via volatilisation	143 644 741	130 503 632	13 141 109	80	73	7
Emission via réduction épandage	0	-5 810 493	5 810 493	0,0	-3,2	3
Total kgCO₂e	2 836 983 639	2 571 636 236	265 347 403	1 576	1 429	147,4
MgCO₂e	2 836 984	2 571 636	265 347	1,54	1,51	0,147
Emission amont via production fertilisants	1 565 718 825	1 422 481 543	143 237 282	870	790	80
Emission amont fuel		-1 216 099	1 216 099	0,0	-0,7	0,7
Total MgCO₂e amont induit		6 520 307	144 453			0,080
TOTAL			409 801			0,228

Calcul "expert"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	2 036 336 377	1 700 891 116	335 445 261	1 131	945	186
Emission indirecte via lixiviation	308 604 509	252 335 087	56 269 422	171	140	31
Emission indirecte via volatilisation	137 157 559	124 609 919	12 547 640	80	69	11
Emission via réduction épandage	0	-5 810 493	5 810 493	0,0	-3,2	3
Total kgCO₂e	2 482 098 445	2 072 025 630	410 072 815	1 383	1 151	231
MgCO₂e	2 482 098	2 072 026	410 073	1,383	1,151	0,231
Emission amont via production fertilisants	1 565 718 825	1 422 481 543	143 237 282	870	790	80
Emission amont fuel		-1 216 099	1 216 099	0,0	-0,7	0,7
Total MgCO₂e amont induit		1 421 265 444	144 453			0,080
TOTAL			554 526			0,312

Annexe 5. Sous-action C2 : Adapter les formes d'azote minéral apportées

Les calculs sont effectués à partir des données SAA 2010 pour les surfaces cultivées à l'échelle France, RICA 2010 pour les rendements, et de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 pour le pourcentage de surfaces fertilisées ainsi que la dose moyenne d'azote minéral apportée par hectare. Pour estimer l'option technique "usage d'un inhibiteur de nitrification", le modèle utilisé est le produit commercialisé sous le nom d'ENTEC® par la firme *EuroChem*. Les données sont issues des publications scientifiques (voir section bibliographie), ainsi que les documents techniques agronomiques disponibles.

L'assiette maximale technique a été calculée comme étant constituée de toutes les grandes cultures susceptibles de recevoir de l'engrais, en considérant les surfaces, la proportion de surface fertilisée, et la quantité d'azote qui pourrait être appliquée avec inhibiteur par culture et par an (à l'aide des fiches agronomiques ENTEC® d'Eurochem)¹. Ceci consiste à exclure le dernier apport d'azote de l'association avec l'inhibiteur, car on attend de cet apport, en général, une mise à disposition très rapide de l'azote pour assurer des besoins instantanés de la culture, importants. Ces valeurs pour le dernier apport ont été estimées à partir des fiches "cultures" du COMIFER (<http://www.comifer.asso.fr/index.php/bilan-azote/fiches-cultures.html>). On calcule alors une quantité d'azote minéral concernée par culture, d'où on déduit une quantité totale d'azote concerné par culture et pour l'ATM concernée. L'apport de l'inhibiteur conduit à supprimer en moyenne un épandage, sauf pour le blé dur (0,5 épandage en moyenne). La réduction de la dose d'azote permise par l'accroissement de la fertilisation est estimée à 10% de la dose totale.

Nous avons considéré qu'il était nécessaire de tenir compte de problèmes potentiels d'innocuité (écotoxicité pour les sols) et avons limité l'usage de l'inhibiteur à 20% de l'AMT, ce qui peut signifier de l'apporter une année sur cinq sur le même sol, ou de réduire son utilisation à un cinquième de la dose maximale. Cette valeur moyenne est encadrée par deux valeurs reflétant les incertitudes associées à l'adoption des inhibiteurs de nitrification : la valeur basse obtenue avec 10% du potentiel agronomique d'utilisation de l'inhibiteur, et la valeur haute obtenue avec 25% de ce potentiel agronomique.

Tableau C2-I. Données agronomiques utilisées

Cultures			surfaces fertilisées (ha)	Total N (kgN)	Dose N exclue apport inhibiteur	Dose N avec inhibiteur	Réduction moyenne épandage	Total N concerné (kgN)
Blé tendre	surfaces totales	4 922 954	4 824 495	796 041 662	40	125	-1	603 061 865
	surfaces fertilisées	98%						
	fertilisation actuelle kgN/ha	165						
	nb passages actuels / une saison	3,1						
Blé dur	surfaces totales	502 879	492 821	86 736 570	76	100	-0,5	49 282 142
	surfaces fertilisées	98%						
	fertilisation actuelle kgN/ha	176						
	nb épandages / culture	2,3						
Orge et escourgeon	surfaces totales	1 572 775	1 541 320	200 371 535	40	90	-1	138 718 755
	surfaces fertilisées	98%						
	fertilisation actuelle kgN/ha	130						
	nb épandages / culture	2,5						
Colza	surfaces totales	1 458 973	1 429 794	235 915 934	60	105	-1	150 128 322
	surfaces fertilisées	98%						
	fertilisation actuelle kgN/ha	165						
	nb épandages / culture	2,5						
Maïs grain	surfaces totales	1 598 400	1 534 464	239 376 384	80	76	-1	116 619 264
	surfaces fertilisées	96%						
	fertilisation actuelle kgN/ha	156						
	nb épandages / culture	1,6						
Maïs fourrage	surfaces totales	1 403 160	1 248 812	97 407 367	30	48	-1	59 942 995
	surfaces fertilisées	89%						
	fertilisation actuelle kgN/ha	78						
	nb épandages / culture	1,6						
Pommes de terre	surfaces totales	154 638	153 092	24 341 568	0	159	-1	24 341 568
	surfaces fertilisées	99%						
	fertilisation actuelle kgN/ha	159						
	nb épandages / culture	2,2						
Betteraves	surfaces totales	382 775	363 636	39 272 715	0	108	0	39 272 715
	surfaces fertilisées	95%						
	fertilisation actuelle kgN/ha	108						
	nb épandages / culture	1						

¹ Les valeurs retenues à partir de ces fiches n'engagent que les auteurs de cette action.

Tableau C2-II. Synthèse des données pour le calcul d'atténuation

Somme des surfaces concernées en France (ha)	11 588 434
Somme des surfaces concernées par la mesure (ha)	2 317 687 (1 158 843 - 2 897 108)
Quantité totale d'N apporté SANS (kgN)	343 892 747 (171 946 373 - 429 865 734)
Quantité totale d'N apporté AVEC (kgN)	320 265 394 (160 132 697 - 400 331 743)
Quantité totale d'N concernée par l'inhibiteur (kgN)	236 273 525 (118 136 763 - 295 341 906)
Réduction moyenne passage d'épandeur	0,95
Réduction fuel	2 634 813 (1 317 406 - 3 293 516)
Réduction apport N (kgN)	23 627 353 (11 813 676 - 29 534 191)
Réduction apport N (kgN/ha)	10,2

Tableau C2-III. Calculs d'atténuation

(ces chiffres ne sont détaillés que pour la valeur centrale de l'estimation)

Calcul "Citepa"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	1 882 941 749	1 753 573 134	129 368 615	812	757	56
Emission indirecte via volatilisation	167 372 600	155 873 167	11 499 432	72	67	5
Emission indirecte via lixiviation	1 255 294 499	1 169 048 756	86 245 743	542	504	37
Emission via réduction épandage	-	-7 087 646	7 087 646	-	-3	3
Total kgCO₂e	3 305 608 849	3 071 407 411	234 201 438	1426	1325	101
MgCO₂e	3 305 609	3 071 407	234 201	1,43	1,33	0,101
Emission amont via production fertilisants	1 824 351 022	1 699 007 917	125 343 105	787	733	54
Emission amont fuel	-	-1 480 765	1 480 765	-	-0,6	1
Total MgCO₂e amont induit	-	-	126 824	-	732	0,055
TOTAL			361 025			0,156

Calcul "expert"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	2 174 677 071	1 635 631 272	539 045 798	938	706	233
Emission indirecte via volatilisation	159 813 837	148 833 734	10 980 103	69	64	5
Emission indirecte via lixiviation	359 581 134	309 760 209	49 820 925	155	134	21
Emission via réduction épandage	-	-7 087 646	7 087 646	-	-3	3
Total kgCO₂e	2 694 072 042	2 087 137 569	606 934 473	1 162	901	262
MgCO₂e	2 694 072	2 087 138	606 934	1,16	0,90	0,262
Emission amont via production fertilisants	1 824 351 022	1 699 007 917	125 343 105	787	733	54
Emission amont fuel	-	-1 480 765	1 480 765	-	-0,6	1
Total MgCO₂e amont induit	-	-	126 824	-	732	0,055
TOTAL			733,758			0,317

Le calcul à l'échelle France, des réductions de la dose totale d'azote minéral apportée aux grandes cultures par la substitution de l'ammonitrate à l'urée et à la solution azotée est calculée. Les données sur l'usage des engrais sont issues de l'UNIFA (2010).

Les agriculteurs apportent généralement plus d'azote pour pallier le risque de volatilisation (10-15% sur céréales et 10 à 20% sur colza, par exemple). Ces données sont issues d'études (par exemple : Sylvester-Bradley et al., 2012 ; Cohan et Le Souder, 2013). On retient l'hypothèse moyenne d'une augmentation de 15% de la dose totale en cas d'apport d'urée ou de solution azotée. On calcule, sur l'assiette de cette sous-action, les quantités d'azote concernées (sous formes urée et solution azotée) en faisant l'hypothèse que la répartition des différentes formes d'engrais azoté à l'échelle France est similaire à celle sur les grandes cultures. On calcule la diminution moyenne de la dose d'azote par hectare, en considérant une réduction possible de 15% de l'azote (cette estimation globale ne distingue pas les types de sol sur lesquels sont épandues ces formes d'engrais, et prend donc un chiffre moyen toutes situations confondues).

Annexes

Tableau C2-IV. Réduction de la fertilisation minérale permise par le changement de formes d'azote :
substitution de l'urée et de la solution azotée par les ammonitrates

Total N engrais minéraux 2010 France (kgN)		2 332 000 000
Total N sur l'assiette (ha) concernée par l'action (kgN)		1 719 463 734
Formes d'azote apportées France (2010)	% total N apporté	Quantités N apportées (MgN)
Urée	16,9%	393 430
Ammonitrate	40,5%	944 576
Solution azotée	29,7%	692 955
Autres simples	2,9%	67 962
Composés	10,0%	232 879
Substitution	Q concernées	Réduction N (15% total)
Assiette concernée (ha)	11 588 434	
Urée (kgN)	290 114 091	43 517 114
Solution azotée (kgN)	510 982 919	76 647 438
Réduction totale azote (kgN)		120 164 551
Réduction azote (kgN/ha)		10,3

Annexe 6. Sous-action C3 : Enfouir de manière localisée les engrais minéraux dans les sols

Cette option technique est applicable aux engrais minéraux apportés sous forme solide, sur le rang ou au contraire dans les inter-rangs au moment du semis des cultures. Il s'agit donc de situations où l'intérêt d'apporter de l'engrais au semis est avéré, valable sur les cultures de printemps et notamment celles qui ont des besoins importants en début de cycle : blé de printemps, orge de printemps, pommes de terre, betteraves, maïs.

Les calculs sont effectués à partir des données SAA 2010 pour les surfaces cultivées à l'échelle France, RICA 2010 pour les rendements, et de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 pour le pourcentage de surfaces fertilisées ainsi que la dose moyenne d'azote minéral apportée par hectare. Une réduction de la fertilisation minérale représentant 10% de la fertilisation minérale totale a été considérée possible avec cette technique, la fourchette basse étant obtenue en considérant qu'il n'y a pas de réduction de la fertilisation (0%) et la fourchette haute étant obtenue avec une réduction de 15% de la dose totale, ce qui reflète les différences de réponse obtenues dans les essais agronomiques.

Tableau C3-I. Données agronomiques utilisées

Cultures			Surfaces fertilisées (ha)	Total N (kg)	Fertilisation après 15% réduction	Total N concerné (kgN)
Blé tendre printemps	surfaces totales	42 716	41 862	6 907 177	140	5 871 101
	surfaces fertilisées	98%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	165				
	nb passages actuels / une saison	3,1				
Blé dur printemps	surfaces totales	12 739	12 484	2 197 223	150	49 282 142
	surfaces fertilisées	98%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	176				
	nb épandages / culture	2,3				
Orge et escourgeon printemps	surfaces totales	421 072	412 651	53 644 573	111	45 597 887
	surfaces fertilisées	98%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	130				
	nb épandages / culture	2,5				
Maïs grain	surfaces totales	1 598 400	1 534 464	239 376 384	133	203 469 926
	surfaces fertilisées	96%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	156				
	nb épandages / culture	1,6				
Maïs fourrage	surfaces totales	1 403 160	1 248 812	97 407 367	66	82 796 262
	surfaces fertilisées	89%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	78				
	nb épandages / culture	1,6				
Pommes de terre	surfaces totales	154 638	153 092	24 341 568	135	20 690 332
	surfaces fertilisées	99%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	159				
	nb épandages / culture	2,2				
Betteraves	surfaces totales	382 775	363 636	39 272 715	92	33 381 808
	surfaces fertilisées	95%				
	fertilisation actuelle kgN/ha	108				
	nb épandages / culture	1				

Tableau C3-II. Synthèse des données pour le calcul d'atténuation

Somme des surfaces concernées en France (ha)	3 767 001
Quantité totale d'N apporté SANS (kgN)	463 147 007
Quantité totale d'N apporté AVEC (kgN)	416 832 306 (463 147 007 - 393 674 956)
Réduction apport N (kgN)	46 314 701 (0 - 69 472 051)
Réduction apport N (kgN/ha)	12,3 (0 - 18,4)

Annexes

Tableau C3-III. Calculs d'atténuation

(ces chiffres ne sont détaillés que pour la valeur centrale de l'estimation)

Calcul "Citepa"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	2 535 903 541	2 282 313 187	253 590 354	673	606	67
Emission indirecte via volatilisation	225 413 648	202 872 283	22 541 365	60	54	6
Emission indirecte via lixiviation	484 275 773	435 848 196	48 427 577	129	116	13
Total kgCO₂e	3 245 592 962	2 921 033 666	324 559 296	862	775	86
MgCO₂e	3 245 593	2 291 033	324 559	0,86	0,78	0,086
Emission amont via production fertilisants	2 456 994 869	2 211 295 383	245 699 487	652.2	587.0	65.2
Total MgCO₂e amont induit	2 456 995	2 211 295	245 699	0,65	0,59	0,065
TOTAL			570 259			0,151

Calcul "expert"	total SANS	total AVEC	total différence	/ha SANS	/ha AVEC	/ha différence
Emission directe (kgCO ₂ e)	2 605 020 375	2 157 780 891	447 239 484	692	573	119
Emission indirecte via volatilisation	215 233 677	129 140 206	86 093 471	57	34	23
Emission indirecte via lixiviation	484 275 773	435 848 196	48 427 577	129	116	13
Total kgCO₂e	3 304 529 825	2 722 769 293	581 760 532	877	723	154
MgCO₂e	3 304 530	2 722 769	581 761	0,87	0,72	0,154
Emission amont via production fertilisants	2 456 994 869	2 211 295 383	245 699 487	652	587	65
Total MgCO₂e amont induit	2 456 995	2 211 295	245 699	0,65	0,58	0,065
TOTAL			827 460			0,220

Annexe 7. Analyse de variance obtenue lors de l'ajustement de la fonction reliant les émissions de N₂O à l'azote minéral apporté au sol

	DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Fc	p-value
Source				25,21	0,01
Modèle	1	191,664	191,664		
Résidu	23	174,827	7,601		
Total	24	366,491			

Annexe 8. Coûts utilisés dans les calculs de coûts unitaires des sous-actions

Tableau I. Charges de référence liées aux produits phytosanitaires

Culture	€/ ha
Blé tendre	159
Blé dur	175
Orge printemps	109
Orge hiver	179
Colza	246
Maïs grain	99
Maïs fourrage	99
Tournesol	86
Pommes de terre	576
Betteraves	188
Riz	47

Tableau II. Charges de référence liées au passage pour l'épandage des fertilisants

Intervention culturale	Matériel	€/ ha / passage
Epandage ("N2A" et "date d'apport")	Tracteur : 90 cv 4 roues motrices (500 heures/an)	9,07
	Pulvérisateur traîné : 5200l 36M DPAE (1400 ha/an)	
Epandage ("Inhibiteur")	Tracteur : 90 cv 4 roues motrices (500 heures/an)	6,43
	Epandeur d'engrais : Cuve 25 hl, largeur épandage 36 m (400 ha/an)	
	Benne pour le ravitaillement : 12 à 14 tonnes	

Action 2

Accroître la part de légumineuses en grande culture et dans les prairies temporaires pour réduire les émissions de N₂O

Auteurs

Marie-Hélène Jeuffroy (INRA-EA)

Laure Bamière (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Caroline Colnenne-David (INRA-EA)

Catherine Hénault (INRA-EA)

Katja Klumpp (INRA-EFPA)

Sylvie Recous (INRA-EA)

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame (INRA-SAE2)

Jean-Baptiste Duclos (INRA-SAE2)

Christine Le Bas (INRA-EA)

Relecteurs scientifiques externes

Philippe Debaeke (INRA-SPAD)

Jacques Wery (INRA-EA)

Relecteurs techniques externes

Francis Flénet (CETIOM)

François Laurent (Arvalis)

Antoine Poupart (InVivo)

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

L'action décrite concerne l'introduction et le maintien de légumineuses dans les surfaces cultivées, soit en tant que grandes cultures (introduction de légumineuses à graines en remplacement d'autres grandes cultures actuellement cultivées), soit en tant que composantes dans les prairies temporaires. Ces changements d'assolement ou de composition du couvert végétal cultivé induisent également des modifications dans les techniques appliquées, non seulement pour la culture introduite, mais pour les autres cultures de la rotation (en particulier la fertilisation azotée).

Le principal gaz visé par cette action est le protoxyde d'azote (N_2O). Il est produit dans les sols, *via* les microorganismes, par des phénomènes de dénitrification (réduction du nitrate NO_3^- en diazote N_2) et de nitrification (transformation de l'ammoniac NH_4^+ en nitrate). Son émission est largement liée à la pratique de la fertilisation azotée : toute culture permettant de réduire les quantités d'engrais azoté apportées contribue donc *a priori* à la réduction des émissions de ce gaz. Les légumineuses à graines ou fourragères, capables de fixer l'azote atmosphérique, font partie de ces cultures candidates.

Cette action a également un effet de réduction des émissions induites de CO_2 liées à la fabrication et au transport des engrais azotés, et aux variations de pratiques agricoles induites par les changements d'usage des sols (réduction du nombre de passages d'engins et réduction du labour, donc réduction du carburant utilisé).

L'objectif de cette action est d'estimer la réduction des émissions de N_2O et de CO_2 associées (1) à une augmentation des surfaces cultivées en légumineuses à graines, ou (2) à une augmentation de la proportion de légumineuses cultivées dans les prairies temporaires, et à une adaptation conjointe de la fertilisation azotée appliquée, à la fois sur ces cultures et sur les cultures suivantes.

Si un accroissement des surfaces en prairies temporaires composées de légumineuses permettrait (i) des réductions drastiques d'émissions de GES, et (ii) une contribution forte au développement d'une agriculture française agro-écologique, nous n'examinerons pas cette hypothèse, car ce changement conduirait à une modification considérable des systèmes d'élevage (notamment de l'alimentation des animaux), qui est en dehors du cadre de l'étude.

2. Description de l'action

Il s'agit d'introduire davantage de légumineuses dans les systèmes de culture français.

Nous proposons d'instruire, dans une première sous-action, l'introduction de légumineuses à graines dans les grandes cultures, en remplacement d'autres grandes cultures ; les assolements, les successions de cultures et les itinéraires techniques appliqués (y compris sur les cultures suivant une culture de légumineuse à graines) s'en trouveront donc modifiés. Dans une seconde sous-action, nous examinerons le cas de l'introduction et du maintien d'une proportion élevée de légumineuses dans les prairies temporaires assolées, en remplacement de prairies composées uniquement de graminées prairiales.

Dans le cas du remplacement de prairies de graminées par des prairies de légumineuses (pures ou associées), il faudrait également tenir compte des effets sur la variation de la composition de l'alimentation des animaux (ruminants) et des effets induits sur les émissions de méthane. Nous ne chiffrerons pas ces effets.

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

Dans le cadre des actions instruites ici, plusieurs mécanismes peuvent être à l'origine d'une réduction des émissions de N_2O et de CO_2 . Nous décrivons ces mécanismes, à partir des connaissances disponibles dans la bibliographie, en les séparant en effets directs (sur l'exploitation) et indirects (sur les espaces physiquement liés à l'exploitation) perceptibles à l'échelle de l'exploitation agricole, et les émissions induites en amont/aval de l'exploitation agricole (liées aux achats d'intrants).

Effets directs à l'échelle de l'exploitation

- Diminution des émissions de N_2O liées à la fertilisation azotée (absente sur légumineuses à graines, réduite sur les cultures suivantes et sur prairies d'association avec légumineuses). En grandes cultures, les émissions de N_2O sont très largement issues des processus de nitrification et dénitrification, eux-mêmes sous l'influence de la fertilisation azotée appliquée (IPCC, 2001 ; Mosier et al., 1998). L'application d'azote sous forme d'engrais organiques ou minéraux est reconnue comme la source majeure d'émissions de N_2O liées aux activités anthropiques (Davidson, 2009 ; Snyder et al., 2009). D'autres effets sont attendus, liés aux variations d'usages de produits phytosanitaires, sans effet significatif sur le

bilan C des sols, et aux variations de surfaces labourées, ces effets étant directement corrélés à la variation de la composition de l'assolement à l'échelle de la France ;

- Diminution des émissions de CO₂ liées à l'utilisation de carburant lors des passages pour l'épandage d'engrais ou l'application de produits phytosanitaires ;
- Diminution des émissions de CO₂ liées à l'utilisation de carburant lors du labour : les cultures suivant les légumineuses sont plus souvent implantées sans labour (cf. résultats de l'enquête "Pratiques culturales" 2006), car les légumineuses laissent peu de résidus au sol, facilitant ainsi la préparation du sol (Munier-Jolain & Carrouée, 2003). De ce fait, la réduction des émissions issues de la variation du travail du sol, liée au changement d'espèces cultivées, sera également prise en compte ;
- Augmentation des émissions de N₂O liées à la composition des résidus des cultures (variable selon les espèces cultivées), et à la fixation symbiotique ; ces deux effets sont controversés dans la littérature et conduiront à plusieurs hypothèses de calcul.

Effets indirects, liés aux émissions dans les espaces physiquement liés à l'exploitation :

- Diminution des émissions de N₂O hors parcelle liées à la fertilisation azotée (lixiviation et volatilisation d'ammoniac).

Effets en amont de l'activité agricole :

- Emissions de CO₂ liées à la consommation de l'énergie nécessaire à la fabrication et au transport des engrais minéraux azotés économisés et des produits phytosanitaires appliqués sur les cultures, et émissions de N₂O lors de la fabrication des formes nitriques d'engrais minéraux azotés ;
- Emissions de CO₂ liées à l'extraction, au raffinage et au transport des carburants pour les passages liés aux apports d'engrais et de produits phytosanitaires, et au labour (la surface labourée en France va être modifiée suite à la modification des assolements, si on ne change pas la proportion de labour appliquée sur chaque type de culture).

Enfin, on peut citer un dernier mécanisme en jeu : les cultures de légumineuses peuvent, dans certaines conditions, constituer des puits de N₂O. C'est, par exemple, le cas du soja inoculé avec la souche MSDJG49, homologuée en France : des expérimentations montrent qu'on peut alors observer une consommation de N₂O de l'ordre de 75 g de N-N₂O par ha pendant le cycle cultural (Hénault & Revellin, 2011). Cet effet n'étant pas démontré pour l'ensemble des légumineuses à graines cultivables en France (notamment le pois) et pour l'ensemble des conditions de culture, il ne sera pas pris en compte dans cette action.

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

Deux sous-actions sont donc envisagées pour cette action :

- Introduction de légumineuses à graines en grandes cultures, en remplacement d'autres grandes cultures. Comme il est particulièrement difficile d'anticiper les substitutions de cultures qui seraient réalisées lors de l'introduction de légumineuses à graines, plusieurs hypothèses seront explorées. Une seule hypothèse (celle qui nous semble la plus réaliste) sera détaillée dans ce rapport, et les résultats des autres hypothèses seront indiqués de manière globale.
- Introduction d'une plus forte proportion de légumineuses en prairies temporaires assolées, et maintien de cette légumineuse pendant la durée de vie de la prairie, en adaptant la fertilisation azotée appliquée, sans changer la surface totale en prairies temporaires.

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

Plusieurs études et expertises (listées ci-dessous) ont déjà analysé l'influence des légumineuses dans le potentiel d'atténuation des émissions de GES. Leurs résultats principaux sont résumés dans le Tableau 1. En revanche, l'étude canadienne (GHG Abatement Cost Curve for the Agriculture Sector: Potential to Reduce Emissions, 2010) n'identifie pas les légumineuses comme une action intéressante. L'étude de Flynn et al. (2007) identifie ce changement technique, mais sans quantifier les résultats attendus.

1. 12 propositions pour lutter contre le changement climatique dans le secteur de l'agriculture – Solagro – 2003
2. La relance des légumineuses dans le cadre d'un plan protéines : quels bénéfices environnementaux ? – Commissariat Général du Développement Durable (CGDD) N°15 – 2009
3. Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States – Technical working group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) – Duke University - 2012

4. Rapport de Nature Québec (Agriculture et Climat / Vers des fermes zéro carbone) – Des pratiques agricoles ciblées pour la lutte aux changements climatiques
5. Méthodologie Projets Domestiques : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/INVIVO-Méthodologie-avril%202011.pdf>
6. Dominic Moran, Michael MacLeod, Eileen Wall, Vera Eory, Guillaume Pajot, Robin Matthews, Alistair McVittie, Andrew Barnes, Bob Rees, Andrew Moxey, Adrian Williams, Pete Smith. 2008. UK Marginal Abatement Cost Curves for the Agriculture and Land Use, Land-Use Change and Forestry Sectors out to 2022, with Qualitative Analysis of Options to 2050.
7. Flynn H., Smith P., Bindi M., Trombi G., Oudendag D., Rousseva S., 2007. Policy incentives for climate change mitigation agricultural techniques

Tableau 1. Principaux résultats d'études antérieures visant à quantifier l'influence des légumineuses dans le potentiel d'atténuation des émissions de GES

Références	(1) Solagro, 2003		(2) CGDD, 2009	(3) T-AGG, 2012	(6) Moran et al., 2008
Pays	France		France	USA	UK
Sous-action concernée	Développement de prairies temporaires mixtes (composition: 60% de graminées, 40% de légumineuses)	Développement des cultures de protéagineux	Grandes cultures (diversification des rotations, pas uniquement avec des légumineuses)	Prairies (utilisation de la fixation chez le trèfle) et grandes cultures (introduction de légumineuses à graines)	Prairies temporaires avec légumineuses et légumineuses en grandes cultures
Baseline	2010	2010	2012	2004	2006
Assiette maximale	1,1 Mha	3 Mha	46 Mha	6,4 Mha (trèfle) 5,8 Mha (légumineuses à graines)	Grandes cultures: 377 000 ha Prairies temporaires: 136 835 ha
Potentiel d'atténuation	1,2 TgCO ₂ e	7,4 TgCO ₂ e	9,2 TgCO ₂ e	6,4 TgCO ₂ e (trèfle) 2,9 TgCO ₂ e (lég. à graines)	1,8 TgCO ₂ e
Atténuation unitaire (kgCO ₂ e/ha)	1091	2467	200	762	3600
Coût global	0	0	Non renseigné	16 à 43 £/MgCO ₂ e (trèfle) 37 à 49 £/MgCO ₂ e (lég. à gr)	74 €/ha de légumineuses suppl.
Coût public	< 5 €/MgCO ₂ e	< 5 €/MgCO ₂ e	Non renseigné	Non renseigné	Non renseigné

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

La différence d'émissions entre les légumineuses (ou les prairies temporaires d'associations contenant plus de 20% de légumineuses) et les autres grandes cultures (ou les prairies temporaires contenant moins de 20% de légumineuses) peut provenir de différents mécanismes :

La fixation symbiotique

Jusqu'en 2006, les calculs d'émissions à partir de la méthode officielle du GIEC considéraient la fixation symbiotique comme une source potentielle d'émissions de N₂O au même titre que la fertilisation azotée appliquée sur les cultures. Rochette et Janzen (2005), dans une synthèse sur les émissions sous légumineuses, ont montré que celles-ci étaient beaucoup plus faibles que sous cultures fertilisées. Récemment, Jensen et al. (2012) ont réalisé une synthèse des résultats d'émissions mesurées expérimentalement sur légumineuses et sur d'autres cultures. La variabilité des résultats observés sur légumineuses est très grande : 0,03 à 7,09 kgN₂O-N/ha selon les études. Mais la gamme observée sur cultures fertilisées est encore plus large : 0,09 kgN₂O-N/ha à 18,16 kgN₂O-N/ha. La moyenne des mesures pour toutes légumineuses confondues est de 1,29 kgN₂O-N/ha, tandis que la moyenne des systèmes fertilisés est de 3,22 kgN₂O-N/ha. Ces auteurs confirment donc la forte réduction des émissions en présence de légumineuses. Enfin, une récente étude, réalisée à Grignon (Jeuffroy et al., 2013), a permis de comparer, dans les mêmes conditions de culture, les émissions de N₂O sous pois, sous blé non fertilisé, et sous blé et colza fertilisés. Les mesures, répétées pendant 3 années successives, ont montré que les émissions sous pois étaient réduites de 75-80% par rapport à un blé ou un colza fertilisés, et très proches des émissions observées sous ces mêmes cultures non fertilisées. On peut donc considérer que la fixation symbiotique n'induit pas d'émissions supplémentaires par rapport à une culture non fixatrice non fertilisée.

L'absence ou la diminution de fertilisation (et donc absence d'émissions liées à l'application d'engrais)

Si la bibliographie s'accorde sur le fait que, dans une situation culturale donnée, les émissions de N₂O sont supérieures en cas de fertilisation azotée, la variabilité des émissions est également largement liée à d'autres facteurs, dont les conditions pédoclimatiques. De fait, la relation entre les émissions et la fertilisation azotée, pour une large base de données, est très faible (Philibert et al., 2012). Sur la base de 20 expérimentations, Bouwman (1996) a estimé, en moyenne, à 1,25% la fraction de l'azote apporté sous forme d'engrais, perdue sous forme de N₂O. Ce facteur d'émission a alors été adopté par l'IPCC (1999) dans la méthode *Tier 1* et reprise par le CITEPA. L'analyse d'une plus large base de données a ensuite conduit l'IPCC à adopter un facteur d'émission de 1% (IPCC, 2006). L'étude récente de Philibert et al. (2012) met en cause cette simplification et propose de réduire l'incertitude liée à l'usage de ce facteur d'émission constant en utilisant un modèle exponentiel. Celui-ci conduit à un facteur d'émission plus faible pour des doses de fertilisation inférieures à 160 uN/ha, et plus élevé au-dessus de cette dose. L'effet de la fertilisation azotée étant analysé dans une autre action de cette étude (Action 1), nous proposons d'utiliser le facteur d'émission actuellement utilisé par le CITEPA. Avec cette méthode, la réduction des émissions directes de N₂O est directement proportionnelle à la réduction de la fertilisation azotée appliquée sur les cultures. Chaque unité d'engrais épandu est responsable d'émissions de N₂O sur la base d'un coefficient d'émissions directes de 1%, défini par le GIEC (IPCC, 2006). La réduction des émissions indirectes de N₂O s'appuie elle-aussi sur la réduction de la fertilisation azotée, selon le même principe mais avec des coefficients d'émissions (définis eux aussi par le GIEC : IPCC, 2006) différents selon le phénomène considéré (dépôt d'ammoniac ou lixiviation).

La décomposition des résidus, généralement plus riches en N que les résidus des autres cultures

Les émissions de N₂O liées à la décomposition des résidus de légumineuses sont difficilement chiffrables : selon les expérimentations, elles varient grandement, principalement en lien avec les conditions pédoclimatiques lors de la décomposition (Jensen et al., 2012), et avec les modalités d'enfouissement des résidus (Goglio, 2013). La quantité d'azote minéral mesuré dans le sol après une culture de pois est souvent supérieure à celle observée après une culture de céréale ou de colza (Thomsen et al., 2001 ; Hauggaard-Nielsen et al., 2009 ; Carrouée et al., 2006 ; Fuhrer, 2004 ; Jensen et al., 2004 ; Jeuffroy et al., 2013). De plus, les résidus de légumineuses ont des biomasses faibles, mais des teneurs en N élevées (Hauggaard-Nielsen et al., 2003 ; Rochette et Janzen, 2005 ; Jeuffroy et al., 2013), favorables à une décomposition rapide de cette matière organique. Ces deux résultats suggèrent une possible augmentation des émissions de N₂O, en lien avec la disponibilité d'N minéral plus élevée dans le sol derrière une culture de légumineuses. Les rares études existantes indiquent globalement une absence de surplus d'émissions dû aux légumineuses (fixation et résidus), les résidus ne représentant pas des quantités d'N importantes, susceptibles d'émettre des quantités importantes de N₂O (Lemke et al., 2007). Une synthèse des données existantes d'émissions comparées entre légumineuses et espèces non fixatrices est fournie dans le Tableau 2, confirmant les plus faibles émissions observées sous légumineuses en moyenne. Nous considérerons donc 2 hypothèses : celle correspondant au calcul actuel du CITEPA (suivant les recommandations *Tier 1* de IPCC 1996), tenant compte d'émissions liées à la fixation chez les légumineuses comme source d'émissions supplémentaires de N₂O, et une seconde hypothèse, basée sur les résultats expérimentaux récents et le nouveau paramétrage du GIEC, ne considérant aucune émission supplémentaire liée à la fixation des légumineuses. Pour les résidus, nous adopterons la méthode de calcul actuelle, qui est basée sur un facteur d'émission identique aux autres grandes cultures et une estimation de la quantité d'azote fournie par les résidus de culture.

Tableau 2. Résultats disponibles sur la comparaison des émissions entre légumineuses et autres cultures fertilisées

Source	Résultats d'émissions directes
Rochette et Janzen, 2005	Légumineuses annuelles : 1 kgN ₂ O-N/ha/an
Parkin & Jaspar, 2006	Soja : 2,7 kgN ₂ O-N/ha/an Maïs : 10,2 kgN ₂ O-N/ha/an
Hunter et al., 2007	Blé derrière blé : 0,300 kgN ₂ O-N/ha/an Blé derrière pois : 0,500 kgN ₂ O-N/ha/an Pois : 0,080 kgN ₂ O-N/ha/an Pas d'effet spécifique des résidus de pois
Jensen et al., 2012	Moyenne toutes légumineuses : 1,29 kgN ₂ O-N/ha (gamme de 0,03 à 7,09 kgN ₂ O-N/ha) Moyenne cultures fertilisées : 3,22 kgN ₂ O-N/ha (gamme de 0,09 à 18,16 kgN ₂ O-N/ha)
Jeuffroy et al., 2013	Pois : 0,14 kgN ₂ O-N/ha/an Colza : 0,46 kgN ₂ O-N /ha/an Blé : 0,40 kgN ₂ O-N /ha/an
Zhong et al., 2011	Pois et lentille : 0,60 à 2,88 (expé 1) et 0,46 à 1,36 (expé 2) Blé : 3,85 (expé 1) et 1,18 (expé 2)

La différence d'application de produits phytosanitaires

La quantité de produits phytosanitaires appliqués n'est pas identique entre cultures. D'après l'enquête "Pratiques culturales" 2006, le nombre de doses homologuées (IFT) appliquées, en France, sur protéagineux est intermédiaire (5,56 en moyenne) entre celui appliqué sur blé et orge (4,65 et 4,1 respectivement en moyenne) et celui appliqué sur colza (6,67 en moyenne). De plus, d'après de récents travaux basés sur la description d'itinéraires techniques optimisés d'un blé selon son précédent (Schneider et al., 2010), on peut estimer en moyenne 1 point d'IFT de moins sur blé/pois et blé/colza par rapport à blé/blé. N'ayant aucune référence sur colza, nous n'avons pas différencié l'IFT selon son précédent (pois ou céréale à paille). De ce fait, une variation de la surface de chaque culture induit une variation dans les émissions de CO₂ amont induites par cette variation d'usage de produits phytosanitaires, à l'échelle de la France. Par ailleurs, les produits utilisés ne sont pas les mêmes, ce qui devrait conduire à des variations d'émissions supplémentaires. La connaissance des produits réellement utilisés en France sur chaque culture est très difficile, et les émissions correspondant à ces variations de produit étant faibles, nous ne considérerons pas cette source supplémentaire.

La différence de proportion de chaque culture labourée dans la SAU française

Dans les systèmes de culture actuels français, le labour est réalisé de manière privilégiée derrière/devant certaines cultures. Ainsi, un blé suivant un pois est moins souvent labouré qu'un blé suivant un autre blé, car les résidus de pois sont très faibles en quantité, et favorisent la réalisation d'un semis direct (Munier-Jolain et Carrouée, 2003). L'introduction d'un pois dans l'assolement permet donc de réduire la surface totale labourée. La proportion de chaque culture qui est précédée par un labour n'étant pas identique selon les cultures et les précédents, une variation de la surface de chaque culture dans l'assolement de la France induit une variation dans les émissions de CO₂ induites, à l'échelle de la France, dont nous tiendrons compte dans nos estimations.

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

Dans un premier temps, les calculs d'émissions ont été réalisés en considérant les hypothèses et paramètres de calcul utilisés par le CITEPA pour l'inventaire national 2010 (suivant les recommandations *Tier 1* de IPCC 1996). Nous avons donc considéré que la fixation symbiotique de l'azote générerait autant de N₂O en proportion que l'apport d'engrais azoté, hypothèse qui avait été retenue par l'IPCC en 1997. Plus récemment, suite à la remise en cause de cette hypothèse par plusieurs études, l'IPCC (2006) a entériné cette évolution des connaissances et préconise de ne pas prendre en compte la fixation symbiotique de l'azote pour le calcul des émissions de N₂O. Cette recommandation paraît acceptable et sera suivie, mais n'est pas encore appliquée dans les calculs officiels (CITEPA). Elle correspond donc à notre méthode de calcul "expert".

Les émissions liées à la variation de quantité d'engrais azoté apporté ont été estimées à partir des références mobilisées dans les calculs du CITEPA pour 2010 (CITEPA, 2012). Ces références ayant évolué (notamment les facteurs d'émission considérés), on propose un second calcul prenant en compte les nouveaux paramètres (méthode de calcul "expert").

De même, les variations d'émissions liées aux variations d'usage des produits phytosanitaires, d'engrais azotés, et de labour sont estimées à partir des références du CITEPA (2012).

Le Pouvoir de Réchauffement Global (PRG) utilisé dans nos calculs correspond aux lignes directrices pour l'établissement des inventaires nationaux révisées en 1996, et il est imposé par le CITEPA. La révision de 2007, fixant le PRG du N₂O à 298, n'est pas encore incorporée aux inventaires nationaux, mais sera considérée dans notre mode de calcul "expert".

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

5.1. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 1 Légumineuses à graines

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

Du fait que l'introduction de surfaces en légumineuses à graines induit une diminution de surface d'autres cultures, et des conséquences induites sur les pratiques appliquées à ces cultures, nous ne calculerons pas, en premier lieu, le potentiel d'atténuation unitaire, mais d'emblée le potentiel d'atténuation pour l'ensemble de la surface France. Le potentiel d'atténuation unitaire, ramené à l'hectare de légumineuse introduite, sera néanmoins estimé dans une seconde étape.

● Inventaire des effets sur les émissions

Effets directs sur les émissions de GES

- La diminution d'émissions directes de N₂O dues à la réduction de la fertilisation azotée (ΔEd_{fertN}) est estimée en fonction des apports d'engrais appliqués, en utilisant le facteur d'émissions proposé dans le Tier 1 (1,25% ; facteur révisé à 1% en 2006, utilisé dans la méthode "expert"). Il apparaît sous la forme :

$$\Delta Ed_{fertN} = QN \times Ped \times FE \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec QN : la quantité d'engrais minéral azoté non épandue (Mg d'azote)

Ped : la proportion d'émissions directes (0,90 pour le calcul "CITEPA" ; 1 pour le calcul "expert")

FE : le facteur d'émissions (0,0125 pour le calcul "CITEPA" ; 0,01 dans le calcul "expert")

FCN-N₂O : le facteur de conversion (1,57). La masse atomique de l'azote étant de 14 g/mol et celle de l'oxygène étant de 16 g/mol, le facteur de conversion de l'azote en N₂O est de : $[(14 \times 2 + 16) / (2 \times 14)] = 44 / 28 = 1,57$

PRG : le Pouvoir de Réchauffement Global (310 dans CITEPA 2012 ; 298 dans les références IPCC 2006 et donc le calcul "expert").

- La diminution des émissions directes liées aux variations de nombres de passages pour l'épandage d'engrais ou de produits phytosanitaires (ΔEd_{pass}), est calculée en tenant compte de la consommation de carburant utilisée pour chaque passage (0,7 l de diesel /ha ; barème entraide région Ile-de-France 2010), et des valeurs de référence pour les émissions directes (2,649 kgCO₂e /litre de diesel) du carburant consommé pour l'apport d'engrais, et appliquées à la variation de surface épandue (SE en ha) :

$$\Delta Ed_{pass} = SE \times 0,7 \times 2,649$$

- La variation d'émissions directes liées à la variation de surface labourée (ΔEd_{labour}) est estimée en fonction de la consommation de carburant utilisée pour le labour (13,4 l/ha ; barème entraide région Centre – Ile-de-France 2010), et des valeurs de référence pour les émissions directes (2,649 kgCO₂e /litre de diesel) liées au labour, et appliquées à la variation de surface labourée (SL en ha) :

$$\Delta Ed_{labour} = SL \times 13,4 \times 2,649$$

- Les émissions directes liées à la fixation symbiotique des légumineuses (ΔEd_{fix}) sont estimées à partir du facteur d'émission actuel (CITEPA 2012) de 1,25% (ou 0% dans le calcul "expert"), affectée à la quantité d'N fixée (QNfix, en kg/ha), estimée selon le paramétrage du CITEPA :

$$\Delta Ed_{fix} = QN_{fix} \times FE \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec $QN_{fix} = (RDT \times (1 - H\%g) / HI) \times \%N_{tot} \times 1000$

RDT : rendement moyen de la culture en France (exprimé aux normes de commercialisation en Mg/ha)

H%g : humidité des graines à la récolte : 0,14 (protéagineux), 0,15 (blé tendre et orge), 0,09 (colza)

HI : Harvest Index (indice de récolte) de la MS aérienne = 0,58 (protéagineux), 0,49 (blé tendre), 0,51 (orge), 0,43 (colza)

%N_{tot} : teneur en N de la MS totale = 0,03 (protéagineux)

- Les émissions directes liées à la composition des résidus (ΔEd_{res}) sont estimées à partir du facteur d'émissions (1,25%, CITEPA 2012, quelle que soit l'origine des résidus), et de la quantité d'N contenue dans les résidus (QNres), calculée selon la méthode et les paramètres CITEPA :

$$\Delta Ed_{res} = QN_{res} \times FE \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec $QN_{res} = MS_{res} \times \%N_{res} \times (1 - FRAC_{burned} \times CombFactor - FRAC_{removed}) \times 1000$

MS_{res} : matière sèche des résidus aériens (Mg/ha)

%N_{res} : teneur en N de la MS des résidus = 0,0135 (protéagineux), 0,0064 (blé tendre), 0,0063 (orge), 0,0070 (colza)

FRAC_{burned} : fraction des résidus brûlés = 0,0037 (protéagineux), 0,0044 (blé tendre), 0,0114 (orge), 0,0029 (colza)

CombFactor : Facteur de combustion (proportion de la biomasse aérienne détruite par le brûlage) = 0,80 (toutes cultures)
 FRACremoved : fraction des résidus exportés = 0,0883 (protéagineux), 0,4082 (blé tendre), 0,4183 (orge), 0,0364 (colza)
 et MSres = RDT x (1-H%g) x (1-HI)/HI/10

Effets indirects sur les émissions de GES

• La diminution d'émissions indirectes de N₂O (ΔE_{i_fertN}) est elle aussi un facteur pris en compte dans les calculs d'émissions. Les facteurs d'émissions liés au dépôt d'ammoniac et à la lixiviation sont, comme pour les émissions directes, fixés et le flux dépend de la quantité d'azote épandue. La formule (CITEPA 2012) se présente sous la forme :

$$\Delta E_{i_fertN} = QN \times FE_{lix} \times F_{lix} \times FCN-N_2O \times PRG + QN \times FE_{vol} \times F_{vol} \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec FE_{lix} et FE_{vol} les facteurs d'émission en fonction du phénomène (lixiviation = 0,025 ou volatilisation = 0,01) et F_{lix/vol} le facteur de perte par lixiviation (= 0,30) ou volatilisation (= 0,10 pour les engrais minéraux et 0,20 pour les engrais organiques). Dans le nouveau paramétrage IPCC 2006, les coefficients sont respectivement 0,0075, 0,01, 0,30, 0,10.

Effets amont

• La diminution des émissions de CO₂, en amont de l'exploitation, dues au transport et à la fabrication des engrais (ΔE_{a_fertN}) est prise en compte de la façon suivante. Selon les références Dia'terre® v1.33 (qui s'appuie sur Ges'tim), le transport et la fabrication d'un kilogramme d'azote minéral sont à l'origine de l'émission de 5,305 kgCO_{2e}. En 2010, selon le rapport d'activité de l'UNIFA, seulement 35% des engrais minéraux ont été fabriqués en France. D'où la réduction d'émission suivante, liée à la variation d'engrais N utilisé (QN) :

$$\Delta E_{a_fertN} = QN \times 5,305 \text{ kgCO}_2e \text{ (35\% de cette atténuation étant réalisée en France)}$$

• La diminution des émissions amont, liées aux variations de nombres de passages pour l'épandage d'engrais ou de produits phytosanitaires (ΔE_{a_pass}), est calculée en tenant compte de la consommation de carburant utilisée pour chaque passage (0,7 l de diesel /ha, barème entraide région Centre – Ile-de-France 2010), et des valeurs de référence pour les émissions amont (0,563 kgCO_{2e} /litre de diesel) du carburant consommé pour l'apport d'engrais, et appliquées à la variation de surface épandue (SE en ha) :

$$\Delta E_{a_pass} = SE \times 0,7 \times 0,563$$

• La variation d'émissions amont liées à la variation de surface labourée (ΔE_{a_labour}) est estimée en fonction de la consommation de carburant utilisée pour le labour (13,4 l/ha, barème entraide région Centre – Ile-de-France 2010), et des valeurs de référence pour les émissions amont (0,563 kgCO_{2e} /litre de diesel) liées au labour, et appliquées à la variation de surface labourée (SL en ha) :

$$\Delta E_{a_labour} = SL \times 13,4 \times 0,563$$

• Les émissions amont liées aux changements d'usages des produits phytosanitaires (ΔE_{a_phy}) sont estimées en fonction des quantités de matières actives utilisées (MA) par type de produit (F : fongicides, H : herbicides ; I : insecticides ; R : régulateur de croissance, exprimées en kg de MA) et des facteurs d'émissions de référence :

$$\Delta E_{a_phy} = (MA_H \times FE_H) + (MA_F \times FE_F) + (MA_I \times FE_I) + (MA_R \times FE_R)$$

avec : FE_H = 8,985 kgCO_{2e} /kg de MA
 FE_F = 6,009 kgCO_{2e} /kg de MA
 FE_I = 25,134 kgCO_{2e} /kg de MA
 FE_R = 8,478 kgCO_{2e} /kg de MA

Rq : La nature précise des produits, ainsi que les quantités de matières actives, appliqués sur chaque culture n'étant pas disponibles, nous avons réalisé une estimation à partir des nombres moyens de produits appliqués par culture (enquête "Pratiques culturales" 2006).

En 2010, la quantité totale de matières actives vendues est de 48 200 tonnes (UIPP), donc la quantité de matières actives appliquée par ha de SAU moyenne en France est de 2,20 kg MA./ha de SAU. La consommation de produits phytosanitaires en France est répartie comme suit : 25,60% sur blé tendre, 8,40% sur orge, 9% sur colza et 2% sur protéagineux en 2010.

En appliquant ces valeurs au nombre moyen de chaque type de produit appliqué sur chaque type de culture, on peut alors estimer la quantité de matière active épandue par type de produit (F, H, I, R) sur chaque culture (blé tendre, orge, colza, protéagineux).

• Quantification de l'atténuation

Comme indiqué plus haut, les calculs ont été réalisés directement à l'échelle globale (et non à l'échelle de l'hectare de légumineuses supplémentaire introduit), car l'introduction de légumineuses modifie les surfaces dans les autres grandes cultures, et donc modifie les émissions liées à ces changements d'assolement à l'échelle de la France.

Pour estimer ce changement d'assolement, et les conséquences induites, on a considéré plusieurs hypothèses :

H1 : on introduit au maximum une légumineuse à graines 1 fois tous les 6 ans dans la rotation, suivant les recommandations techniques pour limiter le risque de bioagresseur tellurique (*Aphanomyces euteiches*, au cas où la légumineuse est un pois) et pour maintenir une diversité dans les cultures de la succession ; en conséquence, sur les sols éligibles, la proportion de légumineuses à graines dans l'assolement est de 16,7%.

H2 : étant donné la forte sensibilité d'un grand nombre d'espèces de légumineuses à graines aux stress abiotiques, nous avons exclu de la surface cultivable, les sols à trop faible Réserve Utile (RU <80 mm). De plus, étant donné la difficulté à cultiver du pois, légumineuse privilégiée jusqu'à maintenant dans les assolements français, sur des sols à cailloux, nous avons également exclu les sols comprenant des éléments grossiers. En se fondant sur la base Corine Land Cover, et en croisant ces deux critères, nous avons estimé la proportion de la surface en grande culture en France, éligible pour cultiver des légumineuses à graines, à 61%, ce qui représente sans doute une hypothèse basse. Cependant, il faut noter que la diversité disponible des espèces de légumineuses pourrait permettre de cultiver ces espèces sur les sols exclus. Nous avons donc appliqué la proportion proposée ci-dessus à la surface des grandes cultures de France, dans notre calcul de base, et évoqué d'autres hypothèses pour le calcul des fourchettes hautes et basses.

H3 : l'introduction d'une légumineuse à graines se fait au détriment du blé tendre (1/6 de la surface en légumineuses), de l'orge (2/3) et du colza (1/6), l'orge étant moins rentable que le blé et le colza (d'autres hypothèses ont cependant été testées et les résultats seront présentés).

H4 : la réduction des surfaces en colza correspond à des surfaces actuelles de colza en précédent céréales à paille (100%) ; la réduction des surfaces en blé correspond à des surfaces actuelles de blé en précédent céréales à paille (100%). Les autres précédents étant plus intéressants économiquement, ils sont considérés comme privilégiés dans le choix des successions. La réduction des surfaces en orge correspond à des surfaces d'orge en précédent céréales à paille (100%).

H5 : l'introduction d'une légumineuse à graines introduit de fait un précédent favorable pour les autres cultures de l'assolement. On considère que 5/6 des légumineuses sont suivies d'un blé et 1/6 des légumineuses sont suivies d'un colza, cette innovation étant apparue très intéressante sur le plan économique et environnemental (Schneider et al., 2010), mais étant encore rarement mise en œuvre.

H6 : la dose d'engrais N appliquée sur un blé de pois ou un colza de pois est réduite par rapport aux mêmes cultures suivant une céréale. Les reliquats d'azote dans le sol après culture étant plus élevés, et les résidus des légumineuses étant riches en azote et conduisant à une minéralisation nette plus élevée pour la culture suivante, cela permet de réduire la fertilisation azotée sur celle-ci. Nous avons estimé cet écart pour le colza et le blé. D'après des travaux récents, l'écart de fertilisation sur un colza en fonction du précédent peut être estimé à 50 uN/ha (Schneider et al., 2010). Sur un blé, l'écart réel de fertilisation appliqué en France est de 15 uN/ha (données enquête "Pratiques culturales" 2006). Cette valeur est cependant sous-estimée par rapport à l'effet précédent des légumineuses, et aux recommandations des outils de raisonnement de la fertilisation qui montrent, dans un département français, un gain recommandé de fertilisation de plus de 40 unités, alors que l'économie appliquée par les agriculteurs n'est que de 20 uN/ha (Schneider et al., 2010). En moyenne, nous avons donc considéré que l'effet précédent d'une légumineuse sur la culture suivante (quelle que soit sa nature) était une réduction de la fertilisation azotée moyenne de **33 uN/ha**. On appliquera cette réduction à toute légumineuse à graines.

H7 : aucun engrais N n'est appliqué sur les cultures de légumineuses à graines.

Ces hypothèses permettent de calculer les variations de surface des différentes cultures, suite à l'introduction des légumineuses, par rapport aux surfaces 2010 :

Protéagineux : 397 109 ha → 1 274 923 ha

Blé tendre de blé : 836 902 ha (2010) → 0 ha

Blé tendre de maïs et autres céréales : 1 575 345 ha → 1 534 434 ha

Blé tendre de pois, colza et autres : 2 510 707 ha → 3 242 218 ha

Soit total blé tendre : 4 922 954 ha → 4 776 652 ha (-3%)

Orge : 1 572 775 ha → 987 566 ha (-12%)

Colza et navette sur céréale à paille : 1 463 804 ha → 1 171 199 ha

Colza et navette sur pois : 0 → 146 302 ha

Soit total colza : 1 463 804 ha → 1 317 502 ha (-3%)

En partant des surfaces cultivées de chaque culture (blé tendre, orge, colza, légumineuses à graines) en 2010 (SAA 2010) et des doses moyennes d'engrais azoté appliquées sur ces cultures (EPC 2006), on peut alors estimer la quantité d'engrais N globalement économisée par l'introduction de légumineuses à graines dans les assolements et rotations (QN) à l'échelle de la France.

QN = -155 641 MgN

Avec les éléments de calculs décrits plus hauts, nous pouvons donc calculer les atténuations d'émissions suivantes (on notera d'un signe + les économies d'émissions, et d'un signe – les accroissements d'émissions) :

- Atténuations d'émissions directes de N₂O dues à la réduction de la fertilisation azotée :

$$\Delta Ed_{\text{fertiN}} = 852\,967 \text{ MgCO}_2\text{/an} \quad (728\,844 \text{ MgCO}_2\text{/an avec le calcul "expert"})$$

- Atténuations d'émissions directes et amont liées aux variations de nombres de passages pour l'épandage d'engrais ou de phytos :

Avec une estimation de réduction de la surface totale recevant une application de produit phytosanitaire de :

$$SE = -2\,282\,316 \text{ ha (engrais)} + 13\,167 \text{ ha (produits phytosanitaires)} = -2\,269\,149 \text{ ha}$$

$$\Delta Ed_{\text{pass}} = 4\,208 \text{ MgCO}_2\text{/an} \quad (\text{idem pour calcul "expert"})$$

$$\Delta Ea_{\text{pass}} = 894 \text{ MgCO}_2\text{/an} \quad (\text{idem pour calcul "expert"})$$

- Atténuations d'émissions directes et amont liées à la variation de surface labourée (SL) :

La réduction de surface labourée est estimée à SL = -396 187 ha

$$\Delta Ed_{\text{labour}} = 14\,063 \text{ MgCO}_2\text{/an}$$

$$\Delta Ea_{\text{labour}} = 2\,989 \text{ MgCO}_2\text{/an}$$

- Atténuations d'émissions indirectes de N₂O liées au dépôt d'ammoniac et à la lixiviation:

$$\Delta Ei_{\text{fertiN}} = 644\,464 \text{ MgCO}_2\text{/an} \quad (236\,874 \text{ MgCO}_2\text{/an avec le calcul "expert"})$$

- Emissions directes liées à la fixation symbiotique des légumineuses et à la composition des résidus de culture (on a une augmentation des émissions) :

L'estimation de variation de quantité d'N fixée s'élève à QNfix = 160 095 Mg

$$\Delta Ed_{\text{fix}} = -974\,865 \text{ MgCO}_2\text{/an} \quad (0 \text{ MgCO}_2\text{/an avec le nouveau paramétrage})$$

L'estimation de surplus d'N contenu dans les résidus s'élève à QNres = 11 555 Mg

$$\Delta Ed_{\text{res}} = -70\,364 \text{ MgCO}_2\text{/an} \quad (-67\,640 \text{ MgCO}_2\text{/an avec le calcul "expert"})$$

- Emissions amont liées aux changements d'usages des phytos :

$$\Delta Ea_{\text{phy}} = 1\,846 \text{ MgCO}_2\text{/an}$$

- Emissions de CO₂, en amont de l'exploitation, dues au moindre transport et fabrication des engrais :

$$\Delta Ea_{\text{fertiN}} = 825\,674 \text{ tCO}_2\text{/an} \quad (35\% \text{ de cet abattement s'applique à la France})$$

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

L'atténuation globale (réduction des émissions directes et indirectes) liée à l'introduction de légumineuses à graines est de : 470 473 MgCO₂/an (913 348 MgCO₂/an avec le calcul "expert") pour les surfaces en grandes cultures concernées, soit 536 kgCO₂/an/ha de légumineuses implanté (1 044 kgCO₂/an/ha de légumineuses implanté avec le calcul "expert").

L'atténuation supplémentaire induite en amont de l'exploitation est de 831 403 MgCO₂/an (valeur identique avec le calcul "expert"), soit 947 kgCO₂/an/ha de légumineuses implanté.

L'atténuation totale, y compris amont, est donc de 1 301 877 MgCO₂/an (1 747 752 MgCO₂/an avec le calcul "expert"), et l'atténuation unitaire totale de 1 483 kgCO₂/an/ha de légumineuses implanté (1 991 kgCO₂/an/ha de légumineuses implanté avec le calcul "expert").

Si on prend l'hypothèse H2 que l'introduction des légumineuses à graines se fait au détriment des surfaces en orge (2/3) et colza (1/3), car les surfaces en colza risquent de diminuer (suite à l'arrêt possible du soutien des prix aux biocarburants), alors l'atténuation totale serait de 1 244 455 MgCO₂/an (1 704 515 MgCO₂/an avec le calcul "expert") pour les surfaces en grandes cultures concernées, soit 1 418 kgCO₂/an/ha de légumineuses implanté (1 942 kgCO₂/an/ha de légumineuses implanté avec le calcul "expert").

Si on prend l'hypothèse H3 que l'introduction du pois se fait au détriment uniquement des surfaces en orge, car le blé et le colza, cultures les plus rentables, maintiennent leurs surfaces, alors l'atténuation globale est de 1 077 697 MgCO₂/an (1 572 743 MgCO₂/an avec le calcul "expert") pour les surfaces en grandes cultures concernées, soit 1 228 kgCO₂/an/ha de légumineuses implanté (1 792 kg CO₂/an/ha de légumineuses implanté avec le calcul "expert").

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

• Situation actuelle

En 2010, les surfaces en légumineuses à graines s'élevaient à 397 109 ha environ, sur un total de grandes cultures (céréales, riz, pommes de terre, protéagineux, oléagineux, légumes secs, plantes textiles) de 12 515 194 ha (données SAA 2010). Ces surfaces ont beaucoup varié dans le passé : très faibles au début des années 1970, elles ont atteint un pic en 1993, dépassant 720 000 ha, puis ont rechuté, pour passer par un minimum en 2009 où elles avoisinaient les 203 000 ha. Les rendements sont très variables, avec plusieurs valeurs moyennes françaises basses dans les dix dernières années, liées à des stress hydriques et thermiques de fin de cycle. En 2012, les rendements sont à nouveau très faibles en légumineuses. On peut donc penser que les surfaces risquent encore de chuter, car de nombreux facteurs (agronomiques, climatiques, techniques, économiques, sociaux) convergent pour limiter l'intérêt de ces cultures chez les agriculteurs et les collecteurs. Les facteurs les plus connus sont : la forte sensibilité de la culture aux stress thermiques et hydriques de fin de cycle, ainsi qu'au tassement du sol, des difficultés liées à la récolte, une marge brute annuelle qui est largement inférieure à celle d'autres cultures (blé et colza notamment). Une analyse complète de ces facteurs multiples, et caractéristiques d'un verrouillage du système socio-technique, a été proposée récemment par Meynard et al. (2013). Les légumineuses à graines ont fait l'objet de soutiens publics en 2010, ce qui avait permis une légère augmentation de la surface (passant de 203 000 ha en 2009 à 397 000 ha en 2010, puis revenant à 278 000 ha en 2011 ; données Agreste).

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

La culture de légumineuses ne peut se faire sur tous les types de sols (la récolte des pois nécessitant de raser le sol avec la barre de coupe de la moissonneuse, la culture sur sols caillouteux est fortement déconseillée). Cependant, dans ces types de sols, la culture de la féverole est possible. De plus, certaines espèces de légumineuses (pois de printemps par exemple) sont très sensibles aux stress hydriques et thermiques (fortes températures) de fin de cycle (printemps - début d'été), conduisant à des rendements jugés trop faibles et trop variables par les producteurs. Leur culture dans les zones à fin de printemps chaud ou à réserve utile en eau trop faible est donc déconseillée également. En ôtant ces deux types de sols, et en se basant sur un calcul à l'échelle moyenne de la France, seuls 61% de la surface en grandes cultures en France pourrait accueillir des légumineuses (données Corine Land Cover).

Chez le pois, un délai de retour trop fréquent accroît les risques d'infestation par une maladie racinaire (*Aphanomyces euteiches*) qui, si elle infeste une parcelle, empêche définitivement de cultiver du pois sur cette parcelle, car aucune méthode de lutte curative n'existe. Certaines légumineuses, comme la féverole, ne sont pas sensibles à ce champignon (Moussart et al., 2008). De plus, les pois d'hiver semblent nettement moins sensibles que les pois de printemps. Nous avons donc retenu un délai de retour maximal de 1 an sur 6 pour les légumineuses à graines, dans le but de maintenir une diversité des cultures dans la succession.

Au niveau technique, la culture d'une légumineuse ne requiert pas de spécificité : pas de matériel spécifique nécessaire par rapport aux grandes cultures, techniques appliquées assez similaires à celles appliquées sur grandes cultures classiques. Devant la variabilité des rendements, certains agriculteurs parlent tout de même du besoin d'une certaine "technicité", supérieure par rapport à la conduite d'un blé. En effet, un mauvais positionnement du semis, d'un fongicide, d'un insecticide, d'une irrigation, peut faire considérablement chuter le rendement. Mais les variations du rendement sont parfois inexplicables par les producteurs, ce qui peut expliquer leur réaction sur le besoin de technicité.

Comme l'ont montré Meynard et al. (2013), une des raisons expliquant le faible développement des légumineuses est la faible disponibilité de références techniques sur ces cultures. L'acquisition de telles références, et un certain apprentissage, aussi bien de la part des agriculteurs que des techniciens les conseillant, serait aujourd'hui nécessaire pour redévelopper ces cultures.

En conclusion, les conditions techniques utilisées pour estimer la surface maximale en légumineuses à graines sont :

- Retour des légumineuses sur une même parcelle tous les 6 ans maximum ;
- Pas d'implantation sur sols à réserve hydrique inférieure à 80 mm, car les légumineuses sont, d'une manière générale, sensibles au stress hydrique ;
- Pas d'implantation sur des sols trop caillouteux (classe : sans éléments grossiers).

• Assiette maximale technique (AMT)

Pour les grandes cultures, nous avons appliqué une proportion de 16,7% (correspondant au retour d'une légumineuse 1 an sur 6) sur 61% de la surface en grandes cultures (correspondant à l'exclusion des sols avec faible RU ou avec éléments grossiers). En ôtant les surfaces déjà cultivées en légumineuses à graines en 2010 (397 109 ha), le calcul donne un développement supplémentaire de **877 814 ha** pour les légumineuses à graines, ce qui correspondrait à une surface totale de 1 274 923 ha (i.e. l'AMT).

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

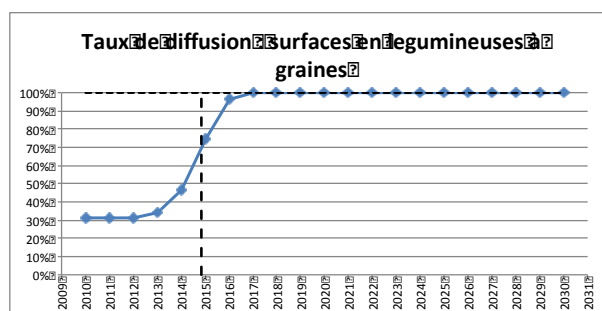
Dans toutes les études publiées (cf. Tableau 1), aucune cinétique d'évolution n'a été fixée ; toutes ont supposé que l'assiette maximale était atteinte au bout de 20 ans sans préciser de quelle manière elle le serait.

La cinétique d'évolution étant fixée identique pour toutes les actions (courbe sigmoïde), nous avons estimé les paramètres de la façon suivante. Nous avons considéré :

- que le taux de diffusion de l'action atteindrait 100% au maximum,
- et que, si une réglementation était imposée, alors le taux de diffusion augmenterait rapidement, pour atteindre son maximum dès l'année 2017.

La courbe retenue a donc l'allure représentée sur la Figure 1.

Figure 1. Evolution du taux de diffusion des surfaces en légumineuses à graines



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)

Avec ces hypothèses, l'augmentation de 877 814 ha de légumineuses à graines conduit à une économie d'engrais utilisé de 155 641 MgN. Ces valeurs sont cohérentes avec les estimations réalisées antérieurement (CGDD, 2009 : +514 000 ha de légumineuses implique -90 000 tonnes d'azote minéral).

En appliquant les modifications induites, l'atténuation potentielle en 2030 (émissions directes + amont liées à l'exploitation agricole) à l'échelle du territoire français est de **1 301 877 MgCO₂e** (calcul "CITEPA") et de **1,746 TgCO₂e** (calcul "expert").

Avec les deux autres hypothèses de substitution des protéagineux, H2 (pas de modification de la surface en blé tendre, substitution orge (2/3) et colza (1/3)) et H3 (substitution uniquement de l'orge), les valeurs sont estimées respectivement à **1,705 TgCO₂e** (calcul "CITEPA") et à **1.573 TgCO₂e** (calcul "expert").

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

En appliquant le scénario de diffusion proposé ci-dessus, l'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour la sous-action "Légumineuses à graines" est de **20,98 TgCO₂e** (méthode "CITEPA") et **28,2 TgCO₂e** (calcul "expert").

Avec les deux autres hypothèses de substitution des protéagineux, H2 (pas de modification de la surface en blé tendre, substitution orge (2/3) et colza (1/3)) et H3 (substitution uniquement de l'orge), les valeurs sont estimées respectivement à **27,5 TgCO₂e** (méthode "CITEPA") et à **25,3 TgCO₂e** (calcul "expert").

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

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

Les coûts et bénéfices induits par cette sous-action sont de plusieurs natures :

- les marges par culture n'étant pas similaires, une modification des proportions de chaque espèce cultivée dans l'assolement français se traduit par des variations de marge moyenne à l'échelle de la France ;
- de même, l'introduction de légumineuses à graines permet de modifier les marges des cultures suivantes, grâce à la prise en compte des effets 'précédent' des légumineuses. Cette modification a été prise en compte dans l'estimation de la marge moyenne française ;

- nous avons estimé le gain induit par la réduction des passages pour application d'engrais azoté sur les surfaces cultivées en légumineuses à graines (pour les cultures suivantes, nous avons considéré que, même si la dose d'engrais N est réduite, le nombre de passages reste inchangé) ;
- le nombre de passages pour application de produits phytosanitaires n'étant pas similaire entre cultures, nous avons également estimé le gain ou la perte induite par l'introduction de surfaces de légumineuses à graines, qui n'est pas intégré dans les calculs de marge brute ;
- enfin, le semis direct étant favorisé derrière légumineuse à graines, nous avons estimé le gain induit, au niveau de la surface labourée à l'échelle de la France, par l'introduction de légumineuses à graines.

● Estimations des coûts/bénéfices

Marges brutes par culture tenant compte de leur précédent

Nous avons utilisé les marges estimées à partir du RICA 2010 (908 €/ha pour le blé tendre ; 490 €/ha pour l'orge ; 259 €/ha pour les protéagineux ; 663 €/ha pour le colza). Par ailleurs, nous avons estimé la variation de ces marges liée au précédent cultural (prise en compte de l'effet sur le rendement et la réduction d'intrants sur la culture suivante), à partir de données récentes correspondant à 4 régions françaises (Bourgogne, Moselle, Beauce irriguée et Thymerais ; Schneider et al., 2010). Les estimations de ces ratios de marges s'élèvent à :

- marge de Blé en précédent Pois / marge de Blé en précédent Blé = 1,23 à 1,57, moyenne 1,36 ;
- marge de Colza en précédent Pois / marge de Colza en précédent Blé = 1,11 à 1,26, moyenne 1,17.

En appliquant les ratios estimés dans cette étude sur les marges du RICA et en tenant compte des surfaces occupées par chaque espèce selon son précédent, la marge d'un blé/blé peut alors être estimée à 768 €/ha, alors que la marge d'un blé/protéagineux ou blé/colza est estimée à 1042 €/ha. De même pour le colza, la marge passe de 663 €/ha à 774 €/ha quand on passe d'un précédent céréale à paille à un précédent protéagineux.

A partir de ces valeurs, nous avons estimé la perte de marge brute à l'échelle française à -52 319 786 €, ce qui représente un coût de 60 € par hectare de légumineuse supplémentaire introduite en moyenne, et un coût de 4,40 € par ha de SCOP française.

Avec les deux autres hypothèses de substitution des protéagineux, H2 (pas de modification de la surface en blé tendre, substitution orge (2/3) et colza (1/3)) et H3 (substitution uniquement de l'orge), les valeurs sont estimées respectivement à -36 907 058 € (coût pour H2) et +13 713 538 € (gain pour H3).

Ces effets 'précédent', pris en compte dans les ratios, ne tiennent pas compte de la variation des passages d'engrais et de produits phytosanitaires et de la variation des surfaces labourées, qui ont été estimés par ailleurs.

Réduction des passages d'engrais et de produits phytosanitaires

En appliquant le nombre moyen de passages pour application d'engrais et de produits phytosanitaires par culture (données enquête "Pratiques culturales" 2006) à la variation des surfaces de chaque culture induite par l'introduction de légumineuses à graines, nous estimons la variation de surface avec épandage d'engrais à -2 282 316 ha, et la variation de surface avec épandage de phytosanitaires à +13 167 ha. Avec les deux autres hypothèses, ces surfaces sont respectivement de -2 194 535 ha et -207 749 ha (H2) et de -2 194 535 ha et +541 319 ha (H3).

A partir de ces surfaces, et en considérant le coût d'un passage à 6,43 €/ha (barème entraide région Centre – Ile-de-France 2010), nous estimons le coût à -14 555 865 € (soit un bénéfice net pour H1), ou -15 995 143 € (H2) et -9 201 098 € (H3).

Réduction des surfaces labourées

En appliquant les proportions de surfaces labourées de chaque culture selon le précédent, on peut estimer une réduction globale de surface labourée en France, liée à l'introduction des légumineuses dans l'assolement de la France, à -396 187 ha (H1), -711 175 ha (H2) et -767 648 ha (H3).

En considérant un coût de labour de 52,43 €/ha (barème entraide région Centre – Ile-de-France 2010), les coûts induits à l'échelle de la France sont donc respectivement de -20 772 065 € (H1), -37 286 931 € (H2) et -40 247 794 € (H3), soit un bénéfice net dans tous les cas.

Bilan des bénéfices/coûts

L'ensemble des gains/coûts liés à l'introduction de légumineuses à l'échelle de la France (variation de marge, de coût de passage et de coût de labour) représente donc un coût global de 16 991 856 € (soit 19,36 €/ha de légumineuse supplémentaire introduite) dans le cas de H1, un coût global de 16 375 015 € (soit 18,65 €/ha de légumineuse supplémentaire introduite : gain) pour H2, et un coût global de 63 162 430 € (soit 71,95 €/ha de légumineuse supplémentaire introduite : gain) pour H3.

- **Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)**

L'insertion de légumineuses dans les systèmes de culture français est aujourd'hui faible. Cette faiblesse est en partie liée à une comparaison systématique des marges brutes par culture, très défavorable aux légumineuses, sans tenir compte de leur effet précédent, alors que la prise en compte de ce dernier fait clairement apparaître une quasi similitude des marges à l'échelle de la succession, et des impacts environnementaux meilleurs, pour des systèmes avec légumineuses, par rapport à des systèmes sans légumineuses (Schneider et al., 2010 ; Nemecek et al., 2008).

Cependant, cette différence de marge n'explique pas en totalité la faiblesse observée. Plusieurs autres obstacles peuvent être évoqués, même si l'estimation des coûts induits est délicate.

D'une part, la collecte de légumineuses impose aux organismes de collecte une organisation et une logistique spécifique lors de la récolte (cellules de stockage supplémentaires nécessaires, à une période où plusieurs espèces sont récoltées et livrées simultanément dans les silos), et des coûts de stockage plus élevés que pour les autres cultures dominantes, du fait des faibles volumes collectés (rapport Projet domestique). Ensuite, la réduction des surfaces a contribué à un désinvestissement du conseil agricole dans le suivi technique de ces cultures (Meynard et al., 2013) : la relance de ces cultures nécessiterait donc une mise à jour des connaissances sur le suivi technique de ces cultures, afin d'optimiser le conseil agricole (les enquêtes de pratiques culturales montrent de grandes variations dans les techniques appliquées, et laissent penser qu'une marge importante est possible dans l'optimisation des itinéraires techniques sur les légumineuses à graines). La même remarque s'applique à la conduite des cultures suivant les légumineuses : les itinéraires techniques conseillés aujourd'hui sont peu adaptés à la nature du précédent cultural, alors que les experts mentionnent des économies significatives dans l'usage des intrants derrière légumineuse (Carrouée et al., 2012). On peut donc estimer qu'un coût lié à la formation des conseillers et des agriculteurs devra être estimé pour atteindre l'objectif visé pour cette sous-action.

Si l'atteinte des surfaces estimées ne peut s'envisager que grâce à une réglementation publique (règle de BCAE dans la réglementation PAC, par exemple), le coût de sa mise en place et de son suivi devra être estimé.

- **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**

Sans estimer les coûts de transaction publics, le **coût unitaire** de cette sous-action (par ha de légumineuse à graines supplémentaire) est de : 19,36 €/ha (H1), -18,65 €/ha (H2 : gain unitaire) et -71,95 €/ha (H3 : gain unitaire).

Pour l'assiette maximale atteinte en 2030, le **coût total** est de 16 991 856 € (H1), -16 375 015 € (H2 ; gain économique) et -63 162 430 € (H3 ; gain économique).

Enfin, le **coût cumulé** sur la période 2010-2030 est de 273,8 M€ (H1), -264 M€ (H2 ; gain économique) et -1 018 M€ (H3 ; gain économique).

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

L'atténuation unitaire a été estimée à 536 kgCO₂e/ha de légumineuse introduite/an (1 044 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et à 947 kgCO₂e/ha/an d'émissions induites en amont (idem calcul "expert"). Cela conduit à une atténuation unitaire totale de **1 483 kgCO₂e/ha** de légumineuse introduite/an (**1 991 kgCO₂e/ha/an** avec le calcul "expert").

En appliquant cette atténuation sur l'assiette maximale technique, l'atténuation annuelle est de 470 500 MgCO₂e/an (916 300 MgCO₂e/an avec le calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole et 831 400 MgCO₂e/an d'émissions induites en amont. Cela conduit à une atténuation annuelle totale de **1,3 TgCO₂e/ha** de légumineuse introduite/an (**1,7 TgCO₂e/ha/an** avec le calcul "expert").

L'atténuation totale cumulée sur la période 2010-2030 est estimée à **21 TgCO₂e** (méthode "CITEPA") et **28,2 TgCO₂e** (calcul "expert").

Compte tenu de la plus faible marge brute sur la culture de légumineuse, du gain de marge brute sur les cultures suivantes, des gains liés à la réduction du nombre de passages pour application d'engrais et de produits phytosanitaires, et du gain lié à la réduction de surface labourée, le **coût total annuel** de l'introduction de légumineuses à graines s'élève à **17,0 M€** et **19,36 €/ha** de légumineuse introduite.

Le **coût de la tonne de CO₂e évité** peut donc être estimé à **18,60 €/MgCO₂e** (gain de 18,25 €/MgCO₂e pour l'hypothèse 2 de substitution ; gain de 77,02 €/MgCO₂e pour l'hypothèse 3 de substitution), hors émissions induites, avec la méthode "expert". Avec la méthode de l'inventaire 2010, le coût de la tonne de CO₂e évité est de 36,12 €/MgCO₂e (gain de 37,45 €/MgCO₂e pour l'hypothèse 2 ; gain de 194,31 €/MgCO₂e pour l'hypothèse 3 de substitution).

5.2. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 2 Prairies temporaires avec légumineuses

La sous-action 2 consiste à introduire une plus forte proportion de légumineuses en prairies temporaires assolées, et à maintenir cette proportion de légumineuse pendant la durée de vie de la prairie, en adaptant la fertilisation azotée appliquée. Cette sous-action ne modifie pas les surfaces actuelles de prairies temporaires et ne vise pas à modifier leur durée de vie, mais uniquement à modifier la pratique de fertilisation azotée appliquée à ces prairies, condition nécessaire à un maintien des légumineuses. Compte tenu de l'évolution de la composition de légumineuses dans les prairies, dont la proportion diminue au cours du temps, on considèrera que l'effet précédent de la prairie ne sera pas modifié par rapport à une prairie de graminées pures.

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire

• Inventaire des effets sur les émissions

Effets directs sur les émissions de GES :

- Effets directs liés à la réduction de l'utilisation d'engrais azotés au champ avec effet sur les mécanismes de nitrification et dénitrification (cf. ci-dessus) ;
- Effets directs liés à la réduction de la surface avec un passage pour épandage d'engrais N.

Effets indirects sur les émissions de GES :

- Effets indirects liés à la réduction de la fertilisation azotée avec diminution des phénomènes de dépôt ammoniacal et de lixiviation.

Effets amont :

- Emissions amont liées à la réduction de consommation en énergie fossile utilisée pour le transport et la fabrication des engrais.

• Quantification de l'atténuation potentielle

D'après les données de l'enquête "Pratiques culturales" 2006, les quantités d'engrais azoté appliquées sur les prairies temporaires en France varient selon leur composition (Tableau 3). En moyenne, les prairies temporaires composées de moins de 20% de légumineuses reçoivent 66 uNmin/ha, alors que les prairies composées de plus de 40% de légumineuses reçoivent 31 uNmin/ha, la quantité d'Norg variant beaucoup moins entre types de prairies. Pour maintenir une proportion élevée de légumineuses pendant une grande partie de la durée de vie de la prairie, il apparaît nécessaire de semer uniquement des prairies composées de plus de 40% de légumineuses et de réduire la fertilisation azotée appliquée pour maintenir cette proportion le plus longtemps possible. Cela implique donc d'appliquer, en moyenne, **31 uNmin/ha/an** d'engrais azoté sur tout hectare de prairie temporaire. Cette réduction nous semble être un minimum. En effet, le GNIS et l'Institut de l'Élevage recommandent même de supprimer tout apport d'engrais minéral sur les associations de graminées-légumineuses, afin que le taux de présence de la légumineuse se maintienne au cours du temps. Cette sous-action consiste donc à économiser 35 uNmin/ha pour 65,85% des prairies temporaires actuelles composées de moins de 20% de légumineuses, et 14 uNmin/ha pour 23,95% des prairies actuelles (composées de 20 à 40% de légumineuses). Les prairies à très forte dominance de légumineuses (type luzerne pour la déshydratation) étant comptabilisées dans le dernier type (>40% de légumineuses), la pratique de fertilisation azotée appliquée ne sera pas modifiée.

Tableau 3. Pratiques de fertilisation azotée et rendement des prairies temporaires en France (résultats de l'enquête "Pratiques culturales" 2006)

	Taux de couverture de la parcelle occupée par des légumineuses			ensemble
	< 20%	20 à 40 %	> 40%	
Superficie totale (ha)	1 594 623	579 965	247 141	2 421 729
Surface en %	65,85%	23,95%	10,21%	100%
Rendement moyen (q/ha)	74,5	73,9	76,2	74,6
Dose moyenne Nmin (u/ha)	66	45	31	58
Dose moyenne Norg (u/ha)	48	45	36	46

Pour calculer la réduction des émissions due à cette réduction d'apport d'engrais, nous avons utilisé les formules et les facteurs fixés par l'IPCC (mêmes équations que celles utilisées pour les légumineuses à graines) :

- Réduction des émissions directes N₂O liées à l'utilisation d'engrais :

$$\Delta E_d_{\text{fertiN}} = \text{QN} \times \text{Ped} \times \text{FE} \times \text{FCN-N}_2\text{O} \times \text{PRG}$$

avec QN : la quantité d'engrais minéral azoté non épandue (uN/ha),
 Ped : la proportion d'émissions directes (0,90 pour le calcul "CITEPA" ; 1 pour le calcul "expert"),
 FE : le facteur d'émissions (0,0125% pour le calcul "CITEPA" ; 0,01 dans le calcul "expert"),
 FCN-N₂O : le facteur de conversion (1,57). La masse atomique de l'azote étant de 14 g/mol et celle de l'oxygène de 16 g/mol, le facteur de conversion de l'azote en N₂O est de : $[(14 \times 2 + 16) / (2 \times 14)] = 44 / 28 = 1,57$.
 PRG : le Pouvoir de Réchauffement Global (310 dans le calcul "CITEPA" ; 298 dans le calcul "expert").

Soit une réduction unitaire de 192 kgCO₂e/ha/an (147 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert") pour les prairies <20% de légumineuses, et de 77 kgCO₂e/ha/an (59 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert") pour les prairies ayant entre 20% et 40% de légumineuses

- Emissions directes liées aux variations de nombres de passages pour l'épandage d'engrais (SE : réduction de la surface épandue) :

$$\Delta E_d_{\text{pass}} = \text{SE} \times 0,7 \times 2,649 = 1,85 \text{ kgCO}_2\text{e/ha/an}$$

On fait l'hypothèse que le nombre de passages d'engrais sera uniquement réduit pour les prairies ayant moins de 20% de légumineuses actuellement, étant donné la réduction de dose espérée.

Soit une réduction unitaire de 1,85 kgCO₂e/ha/an (idem avec le calcul "expert") pour les prairies <20% de légumineuses.

- Réduction des émissions indirectes liées au dépôt d'ammoniac et à la lixiviation :

$$\Delta E_i_{\text{fertiN}} = \text{QN} \times \text{FE}_{\text{lix}} \times \text{Flix} \times \text{FCN-N}_2\text{O} \times \text{PRG} + \text{QN} \times \text{FE}_{\text{vol}} \times \text{Fvol} \times \text{FCN-N}_2\text{O} \times \text{PRG}$$

avec FE_{lix} et FE_{vol} les facteurs d'émission en fonction du phénomène (lixiviation = 0,025 ou volatilisation = 0,01) et Flix/vol le facteur de perte par lixiviation (= 0,30) ou volatilisation (= 0,10 pour les engrais minéraux et 0,20 pour les engrais organiques). Dans le calcul "expert", les coefficients sont respectivement 0,0075, 0,01, 0,30, 0,10.

Soit une réduction unitaire de 145 kgCO₂e/ha/an (53 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert") pour les prairies <20% de légumineuses, et de 58 kgCO₂e/ha/an (21 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert") pour les prairies ayant entre 20% et 40% de légumineuses.

- Réduction d'émissions amont de CO₂ due à la moindre consommation d'énergie fossile :

$$\Delta E_a_{\text{fertiN}} = \text{QN} \times 5,305 \text{ kgCO}_2\text{e} \quad (35\% \text{ de cette atténuation étant réalisée en France})$$

Soit une réduction unitaire de 186 kgCO₂e/ha/an (valeurs inchangées avec le calcul "expert") pour les prairies <20% de légumineuses, et de 74 kgCO₂e/ha/an (valeurs inchangées avec le calcul "expert") pour les prairies ayant entre 20% et 40% de légumineuses.

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

Le potentiel d'atténuation unitaire de l'ensemble de la sous-action est donc de :

Emissions directes et indirectes : 284 kgCO₂e/ha/an (170 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert") pour l'ensemble des prairies <40% de légumineuses.

Emissions amont : 156 kgCO₂e/ha/an (156 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert") pour l'ensemble des prairies <40% de légumineuses.

Total des émissions : 440 kgCO₂e/ha/an (326 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert") pour l'ensemble des prairies <40% de légumineuses.

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

- **Situation actuelle**

Les surfaces actuelles en prairies temporaires d'association (composition supérieure à 20% de légumineuses) s'élèvent à 1 073 695 ha (dont 84 586 ha de luzerne pour la déshydratation) sur un total de 3 143 134 ha de prairies temporaires (données SAA 2010). Nous considérons que, pour la période d'estimation du potentiel d'atténuation (2010-2030), cette surface ne variera pas.

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

L'action consistant à réduire la fertilisation azotée de prairies existantes, aucune condition technique n'apparaît nécessaire à sa réalisation.

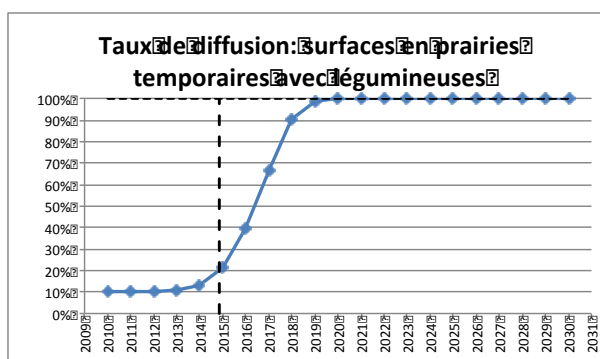
- Assiette maximale technique (AMT)

Pour les prairies, nous avons choisi comme assiette maximale technique la totalité de la surface actuelle en prairies temporaires, soit **3,1 Mha**. Nous faisons l'hypothèse que la totalité des prairies temporaires à l'échelle de la France pourrait être cultivée en association avec plus de 40% en légumineuses (au moins lors de l'implantation, cette proportion étant susceptible de diminuer au cours de la durée de vie de la prairie). Cependant, une partie de cette surface est déjà implantée avec une forte proportion de légumineuses (>40%), ce qui fait que le développement supplémentaire correspondrait à près de **2,8 Mha**.

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

Pour les légumineuses dans les prairies temporaires, nous avons considéré que la sous-action serait plus lente à se mettre en place que la sous-action 1 "Légumineuses à graines", du fait du renouvellement plus lent des prairies (les prairies de moins de 5 ans ne seront pas retournées avant leur durée d'exploitation maximale). La courbe d'évolution prévisionnelle a donc une allure différente (Figure 2).

Figure 2. Evolution du taux de diffusion des surfaces en prairies avec légumineuses



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)

Avec ces hypothèses, l'augmentation de 2 822 534 ha de prairies temporaires avec légumineuses (à un taux supérieur à 40%) conduit à une économie d'engrais utilisé de 82 980 MgN (réduction de 35 uN/ha pour les prairies de moins de 20% de légumineuses ; réduction de 14 uN/ha pour les prairies de 20% à 40% de légumineuses).

Le potentiel d'atténuation à l'échelle de la France, en 2030, est donc de :

Emissions directes et indirectes : 801 800 MgCO_{2e}/an (479 500 MgCO_{2e}/an avec le calcul "expert") pour l'ensemble des prairies concernées.

Emissions amont : 441 026 MgCO_{2e}/an (idem avec le calcul "expert") pour l'ensemble des prairies concernées.

Total des émissions : 1,24 TgCO_{2e}/an (0,92 TgCO_{2e}/an avec le calcul "expert") pour l'ensemble des prairies concernées.

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

En appliquant le scénario de diffusion proposé ci-dessus, l'atténuation (émissions directes + indirectes + amont) cumulée sur la période 2010-2030 pour la sous-action "Prairies temporaires" est de **18,0 TgCO_{2e}** (calcul "CITEPA") et **13,3 TgCO_{2e}** (calcul "expert").

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

• Inventaire des modifications induites par la sous-action

D'après l'enquête "Pratiques culturales" 2006, le rendement moyen d'une prairie ne dépend pas de sa composition en légumineuses (Tableau 3). En considérant donc que le rendement de la prairie n'est pas modifié par sa composition, et qu'une composition riche en légumineuses ne peut être atteinte qu'en réduisant la fertilisation azotée, on peut estimer un **bénéfice** de cette sous-action, lié à l'économie d'engrais utilisé et à la réduction d'un passage pour l'apport d'engrais sur les prairies ayant moins de 20% de légumineuses.

• Estimations des coûts/bénéfices

Les hypothèses énoncées ci-dessus conduisent à une estimation du volume d'engrais minéral appliqué de 82 980 MgNmin/an. En supposant un coût unitaire de 0,911 €/Mg, le bénéfice lié à l'économie d'engrais est, à l'échelle annuelle et française, de 75,6 M€, soit un gain unitaire de 26,8 €/ha de prairie concernée par l'action.

Sur les 2,07 Mha de légumineuses composées de moins de 20% de légumineuses, on peut considérer que la réduction de 35 uN/ha va conduire à une économie d'un apport d'azote en moyenne. Avec un coût par passage estimé à 6,43 €/ha (barème entraide région Centre – Ile-de-France 2010), le bénéfice à l'échelle française est alors de 13,3 M€.

Le **coût** total de l'action peut donc être estimé à **-88,9 M€** (gain).

• Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)

Cette action nécessite, là aussi, un apprentissage de la part des agriculteurs pour maîtriser la composition de la prairie et sa stabilisation dans le temps, et l'acquisition de compétences de la part des conseillers. La suppression d'un apport d'N étant proposée, on devrait attendre également un gain en temps de travail, non chiffré actuellement dans le coût unitaire. Cependant, la composition plus variable du fourrage récolté induira certainement un raisonnement plus fin des compléments alimentaires à fournir aux animaux. Nous n'avons pas chiffré l'achat de semences pour le mélange, car nous avons considéré que les plantes de légumineuses remplaceraient une partie des plantes de graminées, et donc que la variation du coût était négligeable.

• 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

Le coût unitaire, en 2030, est donc de - 31,5 €/ha de prairies concernée (gain de 88,9 M€ / 2,8Mha concernés).

Le coût annuel en 2030 est de - 88,9 M€ (gain).

Le coût cumulé sur la période 2010-2030 est de - 1 288,9 M€ (bénéfice).

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

En regroupant les prairies concernées (avec plus de 20% de légumineuses, et avec 20% à 40% de légumineuses), l'**atténuation unitaire** peut être estimée à 284 kgCO₂e/ha/an (170 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et à 156 kgCO₂e/ha/an d'émissions induites en amont, soit au total, **440 kgCO₂e/ha/an (326 kgCO₂e/ha/an avec le calcul "expert")**.

En appliquant cette atténuation sur l'assiette maximale technique, l'**atténuation annuelle** est de 0,8 TgCO₂e/an (0,48 TgCO₂e/an avec le calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes liées à l'exploitation agricole, et de 0,44 TgCO₂e/an pour les émissions induites en amont, donc au total **1,24 TgCO₂e/an (0,92 TgCO₂e/an avec le calcul "expert")**.

L'**atténuation cumulée** sur la période 2010-2030 est estimée à 11,6 TgCO₂e (méthode "CITEPA") et 6,9 TgCO₂e (calcul "expert") pour les émissions directes et indirectes et à 6,4 TgCO₂e (méthode "CITEPA" et calcul "expert") pour les émissions amont.

Le **bénéfice unitaire** de cette sous-action est de **31,5 €/ha** de prairie concernée. Le bénéfice total est estimé à 88,9 M€.

Le **bénéfice de la tonne de CO₂ évité** est de **-185 €/MgCO₂e** (méthode "expert").

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

Le Tableau 4 reprend l'ensemble des estimations détaillées ci-dessus.

Tableau 4. Récapitulatif des estimations d'atténuation d'émissions et de coûts pour les deux sous-actions envisagées, et leur cumul

			Sous-action 1 : Légumineuses à graines	Sous-action 2 : Prairies temporaires avec légumineuses	Total des 2 sous-actions
Assiette Technique Maximale (ha)			1 274 900 ha (dont 397 100 ha déjà réalisés)	3 143 100 ha (dont 320 600 ha déjà réalisés)	4 418 000 ha (dont 717 700 ha déjà réalisés)
Potentiel d'atténuation (MgCO₂e/an)	Em. directes et indirectes :	"CITEPA" "expert"	470 500 916 300	801 800 479 500	1 272 300 1 395 800
	Emissions amont		831 400	441 000	1 272 400
	Total :	"CITEPA" "expert"	1 747 700	920 500	2 668 200
Atténuation cumulée (MgCO₂e)	Em. directes et indirectes :	"CITEPA" "expert"	7 583 300 14 770 000	11 623 800 6 952 000	19 207 100 21 722 000
	Emissions amont		13 400 900	6 393 700	19 794 600
	Total :	"CITEPA" "expert"	28 170 900	13 345 800	41 516 700
Coûts annuels (€/an)			16 991 900	- 88 903 600	- 71 911 700
Coûts cumulés (€)			273 880 800	- 1 288 872 800	- 1 014 992 000
Coût unitaire (€/ha de légumineuses introduites)			19,36	- 31,50	-274,30
Coût d'atténuation (€/MgCO₂e)			18,54	- 185	- 52

7. Discussion

L'estimation d'accroissement des surfaces en légumineuses à graines (4,5% des terres arables) proposée dans cette étude peut apparaître élevée compte tenu de la faible propension des agriculteurs français vis-à-vis de cette culture. Cependant, elle est faible par rapport au taux de présence des légumineuses au sein des terres arables de certains pays tiers (13% au Canada, 32% aux Etats-Unis). Elle ne semble donc pas trop ambitieuse. De même, un fort accroissement des surfaces en prairies temporaires aurait pu apparaître comme une option intéressante et efficace pour l'objectif de réduction des GES en France, mais elle sortait du cadre de l'étude, car elle induisait des changements trop importants sur les systèmes agricoles français.

En comparaison des autres études synthétisées dans le Tableau 1, les atténuations unitaires que nous avons calculées sont dans la gamme basse des estimations des autres études pour ce qui concerne les prairies et dans la gamme moyenne pour les légumineuses à graines.

Bien que les atténuations d'émissions soient élevées pour ces deux sous-actions, et que le bilan économique soit positif, les agriculteurs ne mettent pas en application ces techniques. Une récente étude (Meynard et al., 2013), centrée sur les freins et leviers à la diversification des cultures, a montré la multitude des freins expliquant la faible surface en légumineuses à graines aujourd'hui en France, et les liens étroits qu'ils avaient entre eux, conduisant à un véritable verrouillage du système socio-technique actuel limitant l'évolution de ces surfaces. Ces causes ont d'ailleurs été rapportées et partagées lors du colloque organisé par le GIS-BV, l'UNIP-PROLEA et le GIS GCHP2E "Comment relancer la production et l'utilisation de protéines végétales françaises à partir de protéagineux et de soja ?".

Même si, dans les détails, les raisons sont certainement différentes, l'existence d'un système verrouillé autour d'un système dominant, basé sur une alimentation animale composée de tourteaux de soja importés, se retrouve pour expliquer les relativement faibles surfaces en prairies.

Cette analyse montre également que les leviers pour favoriser l'évolution souhaitée devront être simultanément de plusieurs natures, ce qui rend plus complexe et plus difficile cette évolution. C'est pourquoi il paraît clair que l'évolution des surfaces de grandes cultures et de prairies temporaires vers plus de légumineuses nécessite des incitations publiques significatives, stables et pérennes.

7.a. Sensibilité des résultats

Pour la sous-action "Légumineuses à graines"

Comme nous l'avons montré en explorant trois hypothèses différentes de substitution des légumineuses à graines (H1 = remplacement des surfaces en blé pour 1/6, en colza pour 1/6 et en orge pour 2/3 ; H2 = colza 1/3 et orge 2/3 ; H3 = orge 100%), les résultats sont très sensibles à ces hypothèses. Or il est particulièrement difficile d'anticiper les substitutions de cultures et il est probable que, si les surfaces de légumineuses à graines se développaient à hauteur de ce qui est imaginé ici, les réductions de surfaces des autres cultures ne correspondraient à aucune de ces trois hypothèses, les ajustements se faisant également en fonction des caractéristiques du marché des autres cultures potentiellement substituables. Néanmoins, ces hypothèses permettent d'estimer des fourchettes très larges d'atténuation et de coût (Tableau 5).

Tableau 5. Récapitulatif des estimations d'atténuation d'émissions et de coûts pour la sous-action "Légumineuses à graines", en fonction de l'hypothèse de substitution envisagée

			H1 : substitution des surfaces en blé pour 1/6, en colza pour 1/6 et en orge pour 2/3	H2 : substitution des surfaces en blé pour 0, en colza pour 1/3 et en orge pour 2/3	H3 : substitution des surfaces en orge pour 100%
Potentiel d'atténuation (MgCO _{2e} /an)	Em. directes et indirectes :	"CITEPA" "expert"	470 500 913 600	437 200 897 300	325 100 820 100
	Emissions amont		825 700	799 400	745 100
	Total :	"CITEPA" "expert"	1 296 000 1 739 300	1 236 600 1 696 700	1 070 100 1 565 200
	Atténuation cumulée (MgCO _{2e})	Em. directes et indirectes :	"CITEPA" "expert"	7 583 300 14 726 100	7 047 500 14 462 900
	Emissions amont		13 308 500	12 885 301	12 009 600
	Total :	"CITEPA" "expert"	20 891 800 28 034 600	19 932 800 27 348 204	17 249 000 25 228 300
Coûts annuels (€/an)			16 991 900	- 16 375 000	- 63 162 400
Coûts cumulés (€)			273 880 800	- 263 938 400	- 1 018 074 700
Coût unitaire (€/ha de légumineuses)			19.36	- 18.65	- 71.95
Coût d'atténuation (€/MgCO_{2e})			18.60	- 18.25	- 77.02

Plusieurs hypothèses, faites pour le calcul des émissions, sont sujettes à controverses. Une fourchette des émissions a donc été calculée en faisant varier certains paramètres de calcul. Ainsi, une fourchette haute a été estimée sur la base des hypothèses suivantes :

- introduction d'une légumineuse 1 an sur 5 (au lieu de 1an/6), conduisant à 20% la proportion de la surface en grandes cultures cultivée en légumineuses ;
- utilisation d'une partie des sols séchant et caillouteux exclus de l'assiette : on considère que, grâce à l'irrigation et grâce à la tolérance de certaines légumineuses (par ex la féverole) vis-à-vis des sols à cailloux, une partie de la surface concernée peut être mobilisée. Ainsi, on propose de récupérer 20% des 39% de sols exclus précédemment, faisant passer de 61% à 69% la proportion de la surface en grandes cultures éligible pour être cultivée en légumineuses ;
- les paramètres de consommation de carburant pour l'épandage (3,3 au lieu de 0,7 l/ha) et le labour (36 au lieu de 13,4 l/ha) ont été modifiés, suite à un paramétrage conseillé par Arvalis.

La fourchette basse a été calculée sur la base d'hypothèses inverses :

- on garde le délai de retour d'une légumineuse de 1an/6 ;
- on réduit l'utilisation des sols à ceux qui ont une RU supérieure à 150 mm, tablant sur le fait que les légumineuses sont très sensibles aux stress hydriques, ce qui amène à 34% la proportion de la SAU Grandes cultures utilisable par les légumineuses ;
- on conserve le paramétrage initial de consommation de carburant (0,7 et 13,4 l/ha pour respectivement un épandage et un labour).

Pour ces deux fourchettes, nous avons gardé l'hypothèse H1 de substitution. Les nouvelles estimations conduisent aux valeurs d'atténuation et de coût indiquées dans le Tableau 6.

Tableau 6. Fourchettes pour les estimations d'atténuation d'émissions et de coûts pour la sous-action "Légumineuses à graines", en fonction des nouvelles hypothèses de calcul détaillées ci-dessus

			Sous-action 1 "Légumineuses à graines"		
			Fourchette haute	Valeur moyenne	Fourchette basse
Potentiel d'atténuation (MgCO ₂ e/an)	Em. directes et indirectes :	"CITEPA" "expert"	772 400 1 443 900	470 500 913 600	168 000 326 300
	Emissions amont		1 251 000	825 700	294 900
	Total :	"CITEPA" "expert"	2 023 400 2 694 800	1 296 000 1 739 300	462 900 621 200
Atténuation cumulée (MgCO ₂ e)	Em. directes et indirectes :	"CITEPA" "expert"	12 450 400 23 272 700	7 583 300 14 726 100	2 708 300 5 259 300
	Emissions amont		20 163 900	13 308 500	4 753 000
	Total :	"CITEPA" "expert"	32 614 300 43 436 600	20 891 800 28 034 600	7 461 300 10 012 300
Coûts annuels (€/an)			25 744 600	16 991 900	6 068 500
Coûts cumulés (€)			414 960 581	273 880 800	97 814 200
Coût unitaire (€/ha de légumineuses)			19.36	19.36	19.36
Coût d'atténuation (€/MgCO₂e)			17.83	18.60	18.60

Pour la sous-action "Légumineuses dans les prairies temporaires", plusieurs hypothèses peuvent également être discutées pour les calculs des fourchettes hautes et basses, dont les résultats sont présentés Tableau 7 :

Fourchette haute :

- le paramètre de consommation de carburant pour l'épandage (3,3 au lieu de 0,7 l/ha) a été modifié, suite à un paramétrage conseillé par Arvalis ;
- on retient une suppression totale de la fertilisation azotée minérale sur les prairies ayant une forte proportion de légumineuses, donc suppression de 66 uN/ha sur les prairies à plus de 20% de légumineuses, de 45 uN/ha sur les prairies entre 20 et 40% de légumineuses, et de 31 uN/ha sur les prairies de plus de 40% de légumineuses. Cela conduit à une économie de 170 479 tN/an à l'échelle de la France.
Dans cette hypothèse, il est possible qu'une faible réduction de la production existe, mais elle est difficile à estimer, faute de références, et nous ne la prendrons pas en compte.

Fourchette basse :

- les surfaces concernées correspondent uniquement aux surfaces de prairies composées actuellement de moins de 20% de légumineuses, soit une assiette maximale de 2 069 754 ha (au lieu de 2 822 534 ha dans l'hypothèse moyenne),
- on maintient une réduction de 35 uN/ha de fertilisation azotée sur ces surfaces.

Tableau 7. Fourchettes pour les estimations d'abattement d'émissions et de coûts pour la sous-action "Légumineuses prairiales", en fonction des nouvelles hypothèses de calcul détaillées ci-dessus

			Sous-action 2 "Prairies temporaires avec légumineuses"		
			Fourchette haute	Valeur moyenne	Fourchette basse
Potentiel d'atténuation (MgCO ₂ e/an)	Em. directes et indirectes :	"CITEPA" "expert"	1 657 400 995 400	801 784 479 537	700 400 419 100
	Emissions amont		908 200	440 826	385 100
	Total :	"CITEPA" "expert"	1 903 600	920 362	804 200
Atténuation cumulée (MgCO ₂ e)	Em. directes et indirectes :	"CITEPA" "expert"	24 028 500 14 430 620	11 623 802 6 952 045	10 154 600 6 076 200
	Emissions amont		13 167 100	6 390 845	5 583 200
	Total :	"CITEPA" "expert"	27 597 700	13 342 890	11 659 400
Coûts annuels (€/an)			- 168 614 770	- 88 903 578	- 79 302 600
Coûts cumulés (€)			- 2 444 479 700	- 1 288 872 826	- 1 149 683 600
Coût unitaire (€/ha de légumineuses)			- 59.74	- 31,50	- 38.32
Coût d'atténuation (€/MgCO₂e)			- 169	- 185	- 189

Par ailleurs, les résultats sont également sensibles à la ligne de base qui a été choisie. Les surfaces en légumineuses à graines, choisies comme ligne de base, correspondent aux surfaces 2010, qui avaient connu un léger sursaut lié à une prime spécifique accordée cette année-là. Depuis, les surfaces ont à nouveau régressé et se situent autour de 100 000 ha. Sans changer les surfaces objectifs à l'horizon 2030, l'assiette, et donc le potentiel d'atténuation, seraient donc sensiblement accrus. De même, il avait été envisagé de baser les calculs sur les données de pratiques culturales de l'enquête 2011, dont les résultats n'ont pas été disponibles à temps. Il est probable que leur utilisation modifie, mais sans doute à la marge, les résultats présentés dans cette étude.

Les coûts estimés sont sensibles aux variations des prix des intrants et des produits récoltés, les marges utilisées étant celles de l'année 2010. Les coûts globaux sont également sensibles aux hypothèses de substitution testées (Tableau 5). Enfin, ces coûts pourront également être modifiés en fonction de la prime spécifique aux protéagineux : si une telle prime était maintenue/supprimée, les coûts s'en trouveraient modifiés. Celle-ci n'a, pour l'instant, pas été prise en compte dans les calculs.

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

• Comptabilisation de l'effet

Jusqu'en 2006, les calculs d'émissions selon la méthode officielle du GIEC considéraient la fixation symbiotique comme une source potentielle d'émissions de N₂O au même titre que la fertilisation azotée appliquée sur les cultures. Les dernières recommandations du GIEC en 2006 ont entériné l'évolution des connaissances et préconisent de ne plus prendre en compte la fixation symbiotique d'azote dans le calcul des émissions de N₂O.

• Vérifiabilité de la mise en œuvre

Concernant l'introduction de légumineuses à graines, la mise en œuvre des pratiques pourrait être estimée à l'aide de la statistique agricole annuelle et de l'enquête "Pratiques culturales" (surfaces, doses de fertilisants appliquées...), mais aussi à partir des déclarations d'aides (PAC) concernant les surfaces des cultures. En revanche, l'introduction de légumineuses en prairies est difficile à estimer, notamment pour les mélanges, et pourrait nécessiter des observations *in situ*.

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

Les surfaces en légumineuses à graines ont beaucoup varié : très faibles au début des années 1970, elles ont atteint un pic en 1993, dépassant 720 000 ha, puis ont rechuté, pour passer par un minimum en 2009 où elles avoisinaient les 203 000 ha. Ces fluctuations apparaissent liées : en premier lieu aux évolutions relatives des prix des autres matières premières (blé et tourteau de soja) en concurrence avec les protéagineux pour la fabrication d'aliments du bétail, et aux rapports de prix entre les différentes grandes cultures ; depuis la PAC 1992, plus ponctuellement à des aides intermittentes à la culture ; dans une moindre mesure, à l'expansion d'*Aphanomyces* (favorisée par le non-respect des délais de retour de la culture sur une même parcelle et par des conditions hydriques de sol défavorables), et à la forte sensibilité de ces cultures aux stress abiotiques.

Cette importante variabilité de leurs rendements n'est, de plus, pas toujours clairement expliquée par les agriculteurs ou leurs conseillers, ce qui ne permet pas toujours de progresser dans la conduite de cette culture et décourage les producteurs. Il faudrait certainement envisager de mieux former les techniciens (de Chambres d'agriculture et de coopératives) qui connaissent souvent mal ces cultures, du fait de leur faible surface.

Au-delà de ces facteurs techniques et économiques, de nombreux autres facteurs, touchant l'ensemble des acteurs de la filière, convergent pour limiter l'intérêt des cultures de légumineuses à graines chez les agriculteurs, les organismes collecteurs, et l'ensemble de la filière. Une étude récente¹ a souligné l'importance de la question des débouchés, en alimentation animale notamment : les fabricants d'aliments du bétail sont prêts à utiliser le pois comme matière première à condition que les volumes d'offre soient très élevés et regroupés à proximité des usines de fabrication des aliments, ce qui n'est pas le cas aujourd'hui, avec une offre faible et dispersée géographiquement.

Les légumineuses à graines ont fait l'objet de soutiens publics en 2010, ce qui avait permis une petite augmentation de la surface (passée de 203 000 ha en 2009 à 397 000 ha en 2010, puis revenue à 278 000 ha en 2011). De même, une envolée des prix des engrais azotés de synthèse tend à être favorable aux légumineuses. Le caractère non prévisible et non pérenne

¹ Meynard et al., 2013. *Freins et leviers à la diversification des cultures. Etude au niveau des exploitations agricoles et des filières*. Synthèse du rapport d'étude, INRA.

de ces soutiens ou de ces effets n'est cependant pas favorable au maintien de cette culture. A noter qu'un Plan "Protéines végétales" a été annoncé début 2013.

L'augmentation de la proportion de légumineuses dans **les prairies temporaires** ne pose pas les mêmes difficultés. Elle requiert surtout un changement d'habitude (et de conseil probablement) de la part des agriculteurs. Gérer une prairie de graminées avec des intrants de synthèse est plus facile et moins risqué que gérer l'équilibre entre deux espèces au sein d'un même peuplement. La suppression des apports d'azote devrait pourtant générer un gain en temps de travail. Cependant, la composition plus variable du fourrage récolté nécessitera certainement un raisonnement plus fin des compléments alimentaires à fournir aux animaux. De telles pratiques existent déjà et pourraient être développées.

7.d. Vulnérabilité et adaptabilité de l'action au changement climatique

Les légumineuses à graines étant particulièrement sensibles aux stress abiotiques, le changement climatique pourrait induire une baisse de leur productivité et une augmentation de son instabilité, avec des répercussions négatives sur les surfaces cultivées, sur l'atténuation potentielle et sur les coûts estimés.

Inversement, le risque d'une raréfaction en eau pour l'irrigation pourrait conduire à une diminution des surfaces en cultures d'été, fortement consommatrices en eau, au profit de cultures plus sobres, dont les légumineuses.

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

Les deux sous-actions étudiées sont totalement disjointes, puisqu'elles ne concernent pas les mêmes surfaces : surfaces en grandes cultures pour la sous-action 1, et surfaces en prairies pour la sous-action 2. On peut donc *a priori* additionner les effets attendus en termes d'atténuation et les coûts induits.

Ces actions sont susceptibles d'interagir avec l'**Action 1** visant une réduction de l'utilisation des engrais (la fertilisation azotée étant déjà modifiée par l'introduction de légumineuses dans les rotations), et avec l'**Action 5** "Agroforesterie" (l'insertion de surfaces arborées réduira de fait l'assiette maximale pour l'introduction de légumineuses).

De même, l'**Action 7** "Lipides et additifs", par les besoins en surfaces cultivées en oléagineux, pourra modifier l'assiette maximale technique de l'Action "Légumineuses".

Une interaction avec la sous-action "Durée de vie de la prairie" de l'**Action 6** peut également être attendue, puisqu'une composition de la prairie, non conforme à ce qui est attendu, pourrait induire des retournements plus précoces.

Enfin, une interaction avec l'**Action 8** portant sur l'alimentation azotée des animaux est également attendue, puisque l'introduction de légumineuses dans les prairies va modifier la composition des fourrages ingérés, et donc la composition des compléments alimentaires à fournir aux animaux.

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

Les cultures de légumineuses à graines sont particulièrement sensibles aux stress abiotiques. Le changement climatique pourrait donc induire une baisse de leur productivité, avec des répercussions négatives sur l'atténuation potentielle et sur les coûts estimés, et des répercussions négatives sur les surfaces cultivées en légumineuses à graines, si des progrès dans la sélection ne sont pas réalisés pour cette adaptation.

En revanche, l'insertion de légumineuses dans les rotations a des impacts environnementaux bénéfiques en termes de réduction de l'usage de produits phytosanitaires à l'échelle de l'assolement, qui vont dans le sens visé par le plan Ecophyto 2018, grâce à la diversification des cultures introduites. Il est important de remarquer, par exemple, que parmi les systèmes de culture économes et performants, en grande culture, repérés dans la phase Test de l'étude Ecophyto (Dumas et al., 2012), nombreux étaient ceux qui comprenaient une culture de légumineuse. De même, dans le projet CasDAR "Grande culture économe", la conception de systèmes de culture moins sensibles aux bioagresseurs, moins dépendants des intrants de synthèse, et accroissant leur autonomie et leur valeur ajoutée a conduit plusieurs groupes d'agriculteurs à définir un cahier des charges dans lequel les systèmes devaient inclure 15% de légumineuses (Schaller, 2012). Le remplacement de cultures d'été, très consommatrices en eau, par une légumineuse, même de printemps, réduit également la consommation d'eau. La culture de légumineuses permet de réduire significativement la consommation d'énergie fossile, et d'accroître la biodiversité. Enfin, l'insertion de légumineuses à graines est également une mesure fréquente lors de la contractualisation d'une MAE à objectif de réduction d'usage de l'azote minéral.

8. Conclusions

L'action étudiée ici visait à estimer le potentiel d'atténuation et les coûts associés de l'introduction d'une plus grande quantité de légumineuses dans les systèmes de culture en France, soit en grandes cultures (sous-action 1), soit dans les prairies temporaires (sous-action 2). Le principal effet de ces espèces sur les émissions de gaz à effet de serre (principalement le N₂O) est lié à leur capacité à fixer l'azote atmosphérique, supprimant ainsi la fertilisation azotée qui leur est appliquée lorsqu'elles sont cultivées en pures, la réduisant lorsqu'elles sont associées à d'autres espèces (cas des prairies temporaires associées graminées-légumineuses), et réduisant la fertilisation azotée des cultures suivantes de manière significative. Toutes les émissions, directes et indirectes liées à cette capacité, représentent donc un potentiel de réduction non négligeable.

Selon les hypothèses de calcul retenues, l'introduction d'une légumineuse à graines 1 an sur 6 dans les assolements de grandes cultures permettrait de réduire de **1,7 TgCO₂e/an** les émissions. Grâce aux effets 'précédent' de ces espèces, le **coût économique** associé serait de **19,36 €/ha**, et le coût d'atténuation de **18,60 €/MgCO₂e**. Dans les prairies temporaires, l'introduction et le maintien d'une proportion de légumineuses supérieure à 40% permettrait de réduire de **0,9 TgCO₂e/an** les émissions, avec un **gain économique** associé de **31,50 €/ha**, et un coût d'atténuation de **-185 €/MgCO₂e**.

Ces estimations sont cependant très sensibles aux hypothèses de substitution de cultures, et au paramétrage retenu pour les calculs, comme le montrent les fourchettes larges estimées pour la sous-action "Légumineuses à graines" en particulier.

L'introduction de légumineuses, à graines ou en prairies temporaires, dans la surface de grandes cultures et de légumineuses fourragères en France constitue ainsi un levier important pour réduire les émissions de GES, avec un bénéfice économique, principalement lié à la prise en compte des effets 'précédent' des légumineuses dans la conduite et l'estimation des performances des cultures suivantes, effets rarement pris en compte dans les études économiques jusqu'à présent, et encore pas suffisamment valorisés par les praticiens.

L'évolution récente des surfaces en légumineuses, nettement à la baisse malgré les nombreux et divers bénéfices environnementaux démontrés de l'introduction de ces espèces comme contributrices à la diversification des cultures, laisse penser que les changements envisagés ne pourront se faire que grâce à des incitations politiques fortes et pérennes, et à une évolution notable à différents maillons de la filière.

Références bibliographiques citées

- Bouwman A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 53–70.
- Carrouée B., Bourgerais E. and Aveline A., 2006. Nitrate leaching related to dry pea in arable crop rotations. In: *Grain legumes and the environment: how to assess benefits and impacts?*, 18–19 November 2004, Agroscope FAL Reckenholz, Zurich, Switzerland, (Ed. AEP-Paris), 117-124.
- Carrouée B., Schneider A., Flénet F., Jeuffroy M.H., Nemecek T., 2012. Introduction du pois protéagineux dans des rotations à base de céréales à paille et colza : impacts sur les performances économiques et environnementales. *Innovations Agronomiques*, 25, 125-142.
- Commissariat Général du Développement Durable (CGDD), 2009. La relance des légumineuses dans le cadre d'un plan protéines : quels bénéfices environnementaux ? *Etudes et Documents N° 15*, 44p.
- Dumas M., Moraine M., Reau R., Petit M.S., 2012. FERME 2010, Produire des ressources pour l'action à partir de l'analyse de systèmes de culture économes en produits phytosanitaires mis au point par les agriculteurs dans leurs exploitations. TOME I METHODE & RESULTATS. 154 p.
- Eagle A.J., Olander L.P., Henry L.R., Haugen-Kozyra K., Millar N., Robertson G.P., 2012. Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States, a synthesis of the literature. Technical working group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG), 76 p.
- Fuhrer J., 2004. Environmental aspects of nitrogen cycle in legume-based cropping systems. In: *Grain legumes and the environment: how to assess benefits and impacts?* 18–19 November 2004, Agroscope FAL Reckenholz, Zurich Switzerland (Ed. AEP), 85-91.
- Goglio P., 2013. A LCA approach of environmental impacts of cropping systems with an agroecosystem model. PhD thesis, AgroParisTech,
- Haugaard-Nielsen H., Ambus P., Jensen E.S., 2003. The comparison of nitrogen use and leaching in sole cropped versus intercropped pea and barley. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 65, 289-300.
- Haugaard-Nielsen H., Gooding M., Ambus P., Corre-Hellou G., Crozat Y., Dahlmann C., Dibet A., von Fragstein P., Pristeri A., Monti M., Jensen E.S., 2009. Pea–barley intercropping for efficient symbiotic N₂-fixation, soil N acquisition and use of other nutrients in European organic cropping systems. *Field Crop Res* 113:64–71.
- Hénault C., Revellin C., 2011. Inoculants de légumineuses pour mitigating soil emissions of the greenhouse gas nitrous oxide. *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-011-0820-0
- Hunter H., Lafond G., Lemke R.L., Lupwayi N., 2007. The impact of grain legumes in no-till cropping systems on nitrous oxide emissions.
- IPCC, 1999. N₂O: Direct Emissions from Agricultural Soils. In: *Background Papers: IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. 361–380.
- IPCC, 2006. Agriculture, Forestry and Other Land Use, Volume 4. In: *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japan: Institute for Global Environmental Strategies.
- Jensen E. S., Haugaard-Nielsen H., Aveline A. and Crozat Y., 2004. Grain legumes and nitrate leaching: significance and prevention. In: 5th Eur. Conf. on Grain Legumes, 7–11 June 2004, Dijon (France), 63–64. AEP, Paris, France.
- Jensen E.S., Peoples M., Boddley R.M., Gresshoff P.M., Haugaard-Nielsen H., Alves B.J.R., Morrison M.J., 2012. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 32, 329-364.
- Jeuffroy MH, Baranger E, Carrouée B, de Chezelles E, Gosme M, Hénault C, Schneider A, and Cellier P, 2013. Nitrous oxide emissions from crop rotations including wheat, rapeseed and dry peas. *Biogeosciences*, 10, 1–11, doi:10.5194/bg-10-1-2013
- Lemke R.L., Zhong Z., Campbell C.A., Zentner R., 2007. Can pulse crops play a role in mitigating greenhouse gases from North American agriculture? *Agron J*, 99:1719–1725.
- Meynard J.M., Messéan A., Charlier A., Charrier F., Farès M., Le Bail M., Magrini M.B., Savini I., 2013. Freins et leviers à la diversification des cultures. Etude au niveau des exploitations agricoles et des filières. Synthèse du rapport d'étude, INRA, 52 p.
- Moussart A., Even M.N., Tivoli B., 2008. Reaction of genotypes from several species of grain and forage legumes to infection with a french pea isolate of the oomycete *Aphanomyces euteiches*. *Eur. J.Plant Pathol.*, 122, 321-333.
- Munier-Jolain N., Carrouée B., 2003. Quelle place pour le pois dans une agriculture respectueuse de l'environnement - Argumentaire agri-environnemental. *Cahiers d'études et de recherches francophones / Agriculures*, 12 (2), 111-120.
- Nature Québec, 2009. Module 1, Des pratiques agricoles ciblées pour la lutte aux changements climatiques. Document réalisé dans le cadre du projet Agriculture et climat : vers des fermes 0 carbone. 44 pages.
- Nemecek T., von Richthofen J-S., Dubois G., Casta P., Charles R., Pahl H., 2008. Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations. *Europ. J. Agronomy* 28, 380-393.
- Parkin T.B., Kaspar T.C., 2006. Nitrous oxide emissions from corn– soybean systems in the Midwest. *J Environ Qual* 35:1496–1506.
- Philibert A., Loyce C., Makowski D., 2012. Quantifying Uncertainties in N₂O Emission Due to N Fertilizer Application in Cultivated Areas. *PLoS ONE* 7(11): e50950. doi:10.1371/journal.pone.0050950
- Rochette P., Janzen H., 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73, 171–179, 2005.
- Schneider A., Flénet F., Dumans P., Bonnin E., de Chezelles E., Jeuffroy M.H., Hayer F., Nemecek T., Carrouée B., 2010. Diversifier les rotations céréalières notamment avec du pois et du colza – Données récentes d'expérimentations et d'études. *OCL*, 17, 301-311.
- Schaller N., 2012. Vers une mesure agro-environnementale « systèmes de culture économes en intrants ». *Analyse N°53*. Centre d'études et de prospective.
- Solagro 2003. 12 propositions pour lutter contre le changement climatique dans le secteur de l'agriculture, 45p.
- Thomsen I.K., Kjellerup V., Christensen B.T., 2001. Leaching and plant offtake of N in field pea/cereal cropping sequences with incorporation of 15N-labelled pea harvest residues. *Soil Use and Management*, 17, 209-216.
- Zhong Z., Nelson L.M., Lemke R.L., 2011. Nitrous oxide emissions from grain legumes as affected by wetting/drying cycles and crop residues. *Biology and Fertility of soils*, 47, 687-699.
- IPCC (2001) *Climate Change 2001: The Scientific Basis: Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press. 881p.

- Mosier A, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger S, et al. (1998) Closing the global atmospheric N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle; OECD/IPCC/IEA Phase II Development of IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52: 225–248.
- Davidson EA (2009) The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geoscience* 2: 659–662.
- Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL, Fixen PE (2009) Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133: 247–266.

Action 3

Développer les techniques culturales sans labour pour stocker du carbone dans les sols

Auteurs

Claire Chenu (AgroParisTech)
Jean-Pierre Butault (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Denis Angers (Agriculture et Agroalimentaire Canada)
Caroline Colnenne-David (INRA-EA)
Aurélie Metay (Montpellier Supagro)

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame (INRA-SAE2)
Christine Le Bas (INRA-EA)

Relecteurs scientifiques externes

Hubert Boizard (INRA-EA)
Philippe Rochette (AAC Canada)

Relecteurs techniques externes

Antonio Bispo (ADEME)
Jean-Pierre Cohan (Arvalis)
Jérôme Labreuche (Arvalis)

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

La pratique du labour, qui est la situation de référence, engendre un mélange et un retournement des horizons à l'aide d'une charrue à versoirs (en anglais *inversion tillage, ploughing*). Par opposition, les "Techniques Culturelles Sans Labour" (TCSL) recouvrent des pratiques diverses sans retournement du sol qui vont du semis continu sans labour à des modalités alternant labour et travail superficiel. Ces techniques simplifiées ont été adoptées le plus souvent pour réduire le temps de travail, mais il en est aussi attendu des effets environnementaux positifs et, en particulier, une réduction des émissions de GES par un stockage de carbone dans les sols, sous forme de matières organiques.

2. Description de l'action

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

Les TCSL peuvent agir sur plusieurs postes :

- économie d'énergie fossile, le labour nécessitant une force de traction importante ;
- stockage de carbone (C) dans le sol, qui tend à augmenter, car les matières organiques sont mieux protégées de la biodégradation dans la structure du sol ;
- émissions de N₂O, qui tendent à augmenter en raison de conditions souvent plus anoxiques dans le sol ;
- augmentation de l'utilisation de produits phytosanitaires (particulièrement herbicides, le labour n'assurant plus la fonction de contrôle des adventices). Il y a donc un impact en amont sur le bilan GES lié à la fabrication, au transport et à l'application de ces produits phytosanitaires.

2.b. Sous-actions ou options techniques instruites

Les opérations de travail du sol (Tableau 1) peuvent avoir différents effets sur les matières organiques des sols :

- Elles peuvent conduire à enfouir les matières organiques et les diluer dans une certaine épaisseur de sol.
 - o Ce sont les opérations de labour conduisant à inverser le sol avec des charrues à versoir, qui placent les horizons de surface en profondeur ;
 - o Ce sont les opérations qui assurent un mélange des résidus de culture et du sol, sur une certaine profondeur de sol mais sans retournement. Il s'agit d'opérations mobilisant des outils à disques, à dents :
 - Le travail superficiel (8 à 15 cm de profondeur) ;
 - Le pseudo-labour, qui mélange la terre sans retournement, mais plus profondément que le travail superficiel ;
 - Le billonnage, dans lequel un mélange du sol, sans retournement complet, est effectué sur une butte de 20 cm de haut, dans des cultures de plantes sarclées ;
- Elles peuvent maintenir une localisation de la matière organique issue des résidus de culture dans les horizons de surface du sol :
 - o Le sous-solage et le décompactage, qui créent une porosité dans le sol sans le retourner ni le mélanger s'ils ne sont pas associés à un travail superficiel ou un labour ;
 - o Le travail (très) superficiel (3 à 15 cm de profondeur) ;
 - o Le semis direct. Un travail du sol n'est alors réalisé que sur la ligne de semis, à une profondeur faible (< 5 cm), en général par des semoirs à disques.

D'autres pratiques limitent la surface de la parcelle qui fait l'objet d'un travail, telles que le *strip till* : travail du futur rang de cultures à fort écartement entre rangs (5 à 25 cm de profondeur sur 10-20 cm de large).

Ces différentes opérations peuvent être appliquées de manière systématique, ou occasionnelle comme un labour en alternance avec un semis direct ou avec un travail superficiel.

Tableau 1. Classification des opérations de travail du sol (d'après Labreuche et al., 2007)

	Profondeur (cm)	Mélange	Retournement	Plante de couverture
Opérations conduisant à une dilution de la matière organique en profondeur				
Labour	15-40	Oui	Oui	Possible
Pseudo-labour	15-40	Oui	Non	Possible
Billonnage	20	Oui	Non	Non
Travail superficiel	8-15	Oui	Non	Possible
Opérations ne conduisant pas à une dilution de la matière organique en profondeur				
Sous-solage	40-50	Non	Non	Possible
Décompactage	15-40	Non	Non	Possible
Travail superficiel	3-8	Oui	Non	Possible
Semis direct	0	Non	Non	Possible
Semis direct sous couvert	0	Non	Non	Systématique

Nous documenterons ici trois modalités de TCSL, qui seront comparées au labour appliqué en continu : le semis direct, le labour occasionnel, en alternance avec un semis direct, et le travail superficiel.

Nous considérons le semis direct, car il s'agit de la pratique qui a fait l'objet de la très grande majorité des travaux scientifiques à ce jour. C'est de plus une pratique extrême du point de vue des matières organiques du sol, puisqu'il n'y a ni retournement, ni mélange, ni fragmentation du sol. Cependant cette pratique est actuellement peu répandue en France. Les pratiques de travail superficiel, d'alternances de semis direct et travail superficiel sont beaucoup plus répandues au sein des rotations. Toutefois, elles ne sont que très peu renseignées dans la littérature : on ne dispose donc pas de références quantitatives. De plus, le terme de travail superficiel recouvre des interventions allant de 3 à 15 cm de profondeur, ce qui est potentiellement assez différent pour le devenir des matières organiques des sols. Enfin, le terme de "travail réduit" que l'on rencontre dans la littérature, recouvre une diversité de pratiques, parfois non définies ; il ne sera pas donc utilisé ici.

Les TCSL peuvent être associées à l'implantation d'une culture de couverture, qui peut être permanente. On parle alors de semis direct sous couvert végétal (SCV) : un semis direct de la culture est fait dans une couverture végétale, laquelle peut être morte ou vivante. Le SCV est très peu renseigné dans la littérature et se caractérise par l'absence de données publiées concernant les matières organiques et les émissions de GES pour les conditions tempérées. En l'absence de références, cette pratique ne sera donc pas développée ici.

Les TCSL sont appliquées dans plusieurs contextes : grande culture, maraîchage, vigne et arboriculture. Cependant, les TCSL sont très peu répandues en maraîchage. Elles sont en vignes et vergers associées à un enherbement des parcelles et donc abordées dans l'action "Cultures intermédiaires et intercalaires". Nous ne considérerons donc ici que les grandes cultures.

Au titre de l'action "développer les TCSL", nous considérerons ici **trois options techniques** :

- **développer le semis direct continu**, sur des parcelles antérieurement labourées ;
- **développer le semis direct discontinu (et donc le labour occasionnel)** sur des parcelles antérieurement labourées : **labour un an sur cinq** ;
- **développer le travail superficiel** (≤ 15 cm) sur des parcelles antérieurement labourées.

Le *labour continu* est la situation de référence de cette action. Le développement récent des TCSL en France nous conduit toutefois à considérer une certaine proportion de parcelles en *labour un an sur deux* en alternance avec un *travail superficiel* dans la référence 2010. Cette option technique, labour un an sur deux, ne sera donc présentée que par nécessité de calcul de la situation de référence.

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

Plusieurs rapports et expertises présentent des travaux proches de la présente étude (Tableau 2) :

1. Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P., 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre, Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?* Rapport d'expertise scientifique collective, Paris, INRA, 334 p.
http://www5.paris.inra.fr/depe/content/download/3187/32268/version/2/file/rapport_carbone_inra.pdf
2. Labreuche J., Le Souder C., Castillon P., Ouvry J.F., Real B., Germon J.C., de Tourdonnet S., 2007. *Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour (TCSL) en France.* Rapport de contrat ADEME, 400 p.
<http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51256&p1=02&p2=11&ref=17597>

3. Eagle A.J., Olander L.P., Henry L.R., Haugen-Kozyra K., Millar N., Robertson G.P., 2012. *Greenhouse Gas Mitigation Potential of Agricultural Land Management in the United States - A Synthesis of the Literature*. Durham (USA): Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions. (Report NI R 10-04), 76 p.
http://nicholasinstitute.duke.edu/ecosystem/land/TAGGDLitRev/at_download/paper
4. Moran D., MacLeod M., Wall E., Eory V., Pajot G., Matthews R., McVittie A., Barnes A., Rees B., Moxey A., Williams A., Smith P., 2008. *UK Marginal Abatement Cost Curves for the Agriculture and Land Use, Land-Use Change and Forestry Sectors out to 2022, with Qualitative Analysis of Options to 2050. Final Report to the Committee on Climate Change*, SAC Commercial Ltd, 152 p.
5. Smith P., Martino D., Cai Z., Gwary D., Janzen H., Kumar P., McCarl B., Ogle S., O'Mara F., Rice C., Scholes B., Sirotenko O., Howden M., McAllister T., Pan G., Romanenkov V., Schneider U., Towprayoon S., Wattenbach M., Smith J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363, 789-813.
6. Sanderman J., Farquharson R., Baldock J., 2010. *Soil Carbon Sequestration Potential: A review for Australian agriculture*. National Research Flagship Reports, 81 p.
<http://www.csiro.au/Portals/Publications/Research--Reports/Soil-Carbon-Sequestration-Potential-Report.aspx>

De nombreux rapports et études récents concernent l'impact des techniques culturales sans labour (TCSL) sur le stockage de carbone et les émissions de GES (Tableau 2). Les estimations de potentiel d'atténuation sont très variables. La seule étude ayant estimé une assiette maximale pour le territoire français métropolitain (Arrouays et al., 2002) n'a porté que sur le stockage de carbone et non sur les émissions des différents GES.

Tableau 2. Analyse comparative des rapports et expertises récents sur le sujet

Etude	Pays	Assiette maximale	Potentiel d'atténuation
1) Arrouays et al., 2002	France	50% de la SAU (9,5 Mha)	Stockage de C seul : 1,10 MgCO ₂ /ha/an en semis direct
2) Labreuche et al., 2007	France	Non estimée	Stockage de C : 0,55 MgCO ₂ /ha/an en semis direct
3) Eagle et al., 2012	USA	Évaluée pour les USA	1,47 MgCO ₂ /ha/an en semis direct 0,70 MgCO ₂ /ha/an pour les autres TCSL
4) Moran et al., 2008	UK	-	0,15 MgCO ₂ /ha/an
5) Smith et al., 2008	Monde	-	0,53 MgCO ₂ /ha/an
5) Sanderman et al., 2008	Australie	-	Faible potentiel attribué mais non quantifié

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

3.1. Augmentation du stockage de C dans le sol en TCSL

Mécanismes sous-jacents

L'absence de labour augmenterait les stocks de C des sols par différents processus :

- une minéralisation moindre des matières organiques du sol due à une meilleure protection physique des matières organiques dans les agrégats du sol (Balesdent et al., 2000). En effet en non-labour, (i) le sol est mieux agrégé, (ii) il n'y a plus de dé-protection périodique des matières organiques lors des opérations de travail du sol elles-mêmes et (iii) la dé-protection due à la désagrégation effectuée par la pluie lorsque le sol est nu en interculture est moins fréquente ;
- une minéralisation moindre de la matière organique en raison de conditions plus froides et humides dans la couche de surface du sol, et à cause d'une dominance de la microflore du sol par des champignons plutôt que par des bactéries, (Balesdent et al., 2000 ; Metay et al., 2009), les champignons respirant une part plus faible du carbone qu'ils assimilent ;
- une diminution des pertes de matière organique par érosion. Il faut noter que le C érodé ne se traduira pas nécessairement par une émission de CO₂ accrue à l'échelle du bassin versant (Van Oost et al., 2007).

Mise en évidence, cas étudiés, mesures réalisées

De nombreux travaux ont mesuré les stocks de C des sols sous TCSL, par comparaison avec une référence labourée, après des durées variables de différenciation des pratiques. En fait, à ce jour, la majorité des études a été menée aux Etats-Unis et au Canada et porte sur une comparaison semis direct - labour. Ces travaux font l'objet d'études de cas, de revues bibliographiques et de méta-analyses. Cependant, seule une fraction des très nombreuses études publiées peut être utilisée

pour estimer un potentiel de stockage de C en raison d'imperfections et de biais méthodologiques. En effet, l'estimation des stocks de C doit être réalisée :

- pour des masses de sol équivalentes, après prise en compte des variations de densité apparente du sol dues à l'absence de labour (tendance au tassement du sol en non-labour) ;
- sur une profondeur de sol au moins équivalente à celle de la couche labourée ;
- pour des parcelles différenciées uniquement du point de vue des opérations de travail du sol, et pour lesquelles l'itinéraire technique et la rotation sont par ailleurs similaires.

Les estimations qui ne satisfont pas à ces critères ne sont pas retenues ici. Nous rapportons en particulier les résultats issus de trois méta-analyses récentes, qui ont satisfait aux critères explicités ci-dessus et se sont focalisées sur les essais d'une durée de 5 ans au moins (Angers et Eriksen-Hamel, 2008 ; Luo et al., 2010 ; Virto et al., 2012).

Comme pour d'autres pratiques, la cinétique de stockage de C n'est pas linéaire. Elle est plus rapide les premières années et atteint un plateau après quelques dizaines d'années (Arrouays et al., 2002). Nous chercherons ici à renseigner l'évolution des stocks de C pendant les vingt premières années suivant l'adoption de TCSL en considérant toutefois l'hypothèse simplificatrice d'un stockage linéaire. La différence de stock entre situation en TCSL et situation de référence en labour est appelée stock additionnel, ou stockage additionnel.

Ordres de grandeur, variabilité, incertitudes, extrapolabilité des données disponibles

• Semis direct

Les méta-analyses citées ci-dessus rapportent des stockages additionnels cumulés sous semis direct qui sont nuls à positifs (0 à 8,5 MgC/ha sur quinze ans en moyenne) (Tableau 3). L'absence de labour conduit à une stratification importante des matières organiques dans le profil de sol ; les horizons superficiels (0-20 cm) stockent du carbone alors que les horizons plus profonds déstockent du C, ce qui explique des bilans nuls (Luo et al., 2010) ou faiblement positifs (Angers et Eriksen-Hamel, 2008). Les potentiels de stockage sont donc nettement revus à la baisse par rapport à des revues bibliographiques antérieures (par exemple West and Post, 2002 ; Arrouays et al., 2002).

Tableau 3. Stockage de C dans le sol en semis direct en comparaison au labour. (NS= non significatif)

Profondeur considérée	Type d'étude	Nombre de situations	Durée de différenciation	Référence	Stockage additionnel cumulé (MgC/ha)	Stockage additionnel annuel	
						Durée considérée (an)	(MgC/ha/an)
0-30 cm	méta-analyse	44		West and Post, 2002	8,5	15	0,57
	revue et modélisation			Arrouays et al., 2002	3,3	20	0,2 ± 0,13
	revue et modélisation	82		Labreuche et al., 2007			0,15
	méta-analyse	92	≥ 5 ans	Virto et al., 2012	3,4	15	0,23 (NS)
	revue	7	≥ 5 ans	Powlson et al., 2012		10	0,31 ± 0,18
0 à profondeur >30 cm	méta-analyse	41	≥ 5 ans	Angers et Eriksen-Hamel, 2008	4,9	16	0,31
	méta-analyse	69	≥ 5 ans	Luo et al., 2010	0		pas de tendance significative
Valeurs retenues	Valeur basse						0
	Valeur haute						0,30
	Valeur moyenne						0,15

Pour le territoire français, les seules données disponibles proviennent des essais d'Arvalis à Boigneville (Essonne) mis en place en 1970. Une synthèse réalisée sur 28 ans (Metay et al., 2009) concluait à un potentiel de stockage additionnel d'environ 0,1 MgC/ha/an en semis direct dans l'essai dit "travail du sol". Par contre, aucun stockage additionnel de C en semis direct n'a été observé sur 30 cm de profondeur dans l'essai dit "environnement" après 16 années de différenciation (Constantin et al., 2010), ni après 20 années de différenciation (Dimassi et al., 2013).

Nous avons considéré que la méta-analyse de Angers et Eriksen-Hamel (2008) fournissait une valeur haute (0,30 MgC/ha/an) et que la méta-analyse de Luo et al. (2010) et les résultats récents de l'essai de Boigneville fournissaient une valeur basse (0 MgC/ha/an). La méta-analyse de Virto et al. (2011), qui est basée sur un plus grand nombre de données, fournit une valeur intermédiaire.

Nous retiendrons finalement pour cette option technique une valeur moyenne de stockage additionnel de 0,15 MgC/ha/an, et des extrêmes de 0 et 0,3 MgC/ha/an.

• *Labour occasionnel*

En France, le semis direct continu est très peu répandu ; les pratiques les plus fréquente semblent être celles du *labour occasionnel*, en alternance soit avec du travail superficiel, soit avec du semis direct, en fonction des cultures de la rotation, et selon les conditions climatiques de l'année ou la gravité du salissement des parcelles (Labreuche et al., 2007).

Très peu d'essais renseignent l'impact d'un *labour occasionnel* sur les stocks de carbone du sol et les résultats de la littérature sont contrastés concernant l'application de labours après un certain nombre d'années en semis direct. Ainsi Koch et Stockfish (2006) ont mesuré une perte de 6% du stock de C un an après la conversion depuis un travail superficiel à 10 cm à un labour. Vandenbygaert et Kay (2004), considérant 4 parcelles de textures contrastées 18 mois après un labour unique succédant à 22 ans de semis direct, ont mesuré une perte de 8% du stock de C dans une situation et aucune variation de stock pour les trois autres situations. Quincke et al. (2007) n'ont pas non plus mis en évidence de différences de stock de C, deux ans après le labour de parcelles antérieurement conduites en semis direct. A Boigneville dans l'Essonne, Dimassi et al. (2013) n'ont mesuré aucune variation du stock de C dans les 30 cm de surface après 6 ans de labour succédant à 14 ans de semis direct ; cependant, il s'agit d'un site où le semis direct lui-même ne génère pas de stockage de C additionnel par rapport au labour continu.

L'impact de la fréquence de labour sur le stockage additionnel obtenu en semis direct a également été estimé par modélisation. Ainsi Balesdent et al. (*in* Arrouays et al., 2002) ont estimé, avec le modèle AMG, qu'avec un labour tous les 5 ans, le stockage de C additionnel était de 65-71% de celui observé sous semis direct continu. En utilisant le modèle Century, Conant et al. (2007) ont estimé que l'application d'un labour tous les 5 ans au maximum, ou bien l'utilisation d'un travail superficiel ou d'un décompacteur tous les deux ans, permettrait de conserver 58% du stockage additionnel sous semis direct. Les mêmes modèles montrent qu'avec un labour un an sur deux, on stocke sur 20 ans 33% (Arrouays et al., 2002) et 22% (Conant et al., 2007) du stockage additionnel observé sous semis direct.

Nous retiendrons de ces modélisations pour un labour un an sur cinq une valeur moyenne de stockage additionnel de C de 65% de la valeur observée en semis direct, soit 0,10 MgC/ha/an. Le degré de confiance sur cette estimation est cependant faible. En multipliant par les valeurs retenues dans le Tableau 3, nous avons donc :

- valeur moyenne : 0,10 MgC/ha/an (0,65 x 0,15 MgC/ha/an),
- valeur haute : 0,20 MgC/ha/an,
- valeur basse : 0 MgC/ha/an.

• *Travail superficiel*

Très peu de données concernent spécifiquement le travail superficiel. De plus, le vocabulaire décrivant cette pratique n'est pas stabilisé. Ainsi les termes de *superficial tillage*, *shallow tillage* mais aussi *minimum tillage*, *reduced tillage* sont utilisés. La méta-analyse de West et Post (2002) indique des stocks de C non différents entre labour et travail superficiel. Sur les six études que nous avons répertoriées en Europe, dans lesquelles les stocks de C ont été comparés sur 30 cm au moins, seules deux d'entre elles montrent des stocks significativement supérieurs en travail superficiel par rapport au labour, contrairement à quatre études ne montrant pas de différence significative (Tableau 4).

Tableau 4. Stockage de C dans le sol en travail superficiel en comparaison au labour et au semis direct.

Les lettres entre parenthèses après les valeurs de stock notent les valeurs significativement égales ou différentes au seuil de 5%.

Dans ces études, les stocks ont été calculés soit sur la profondeur indiquée, soit pour la masse de sol correspondant à la profondeur indiquée sous labour.

Etude	Localisation	Climat	Type de sol	Durée de l'essai (années)	Profondeur travaillée (cm)	Profondeur considérée (cm)	Stocks de C (MgC/ha/an)			Commentaire
							Labour	Travail superficiel	Semis direct	
Metay et al., 2009	France	tempéré	Luvisol	28	≤10	30	42,5 (a)	45,3 (b)	44,6 (b)	
Hermle et al., 2008	Suisse	tempéré	Luvisol	19	8	40	62 (a)	62 (a)	64 (a)	
Hernanz et al., 2009	Espagne	semi aride	Luvisol vertique	20	20	30	31,7 (a)	32 (a)	39 (b)	mêmes résultats stocks 0-40 cm
Sun et al., 2011	Ecosse	tempéré humide	Cambisol	5	7	30	102 (a)	109 (b)	105 (ab)	aucune différence stocks 0-60 cm
Lopez Fando, 2011	Espagne	Semi aride	Calcisol	17	22	30	46,4 (a)	45,9 (a)	52,5 (b)	
Viaud et al., 2011	France	tempéré humide	Cambisol humique	8	7	30	75,6 (a)	79,6 (a)	76,8 (a)	mêmes résultats stocks 0-40 cm

Nous retiendrons des stockages équivalents sous travail superficiel et labour, et donc une valeur moyenne de stockage additionnel de C nulle pour cette option technique.

- *Semis direct sous couvert végétal permanent (SCV)*

Une modalité de TCSL n'est pas renseignée à ce jour en milieu tempéré : il s'agit du *semis direct sous couverture végétale permanente*. Cette pratique, répandue dans différents pays émergents (Brésil), permettrait des stockages de carbone importants dans le sol du fait à la fois du semis direct lui-même et d'une production primaire augmentée. Ces stockages ont été estimés dans une fourchette de -0,13 à 1,9 MgC/ha/an pour des parcelles différenciées depuis plus de 5 ans et sur une profondeur d'au moins 18 cm (Corbeels et al., 2006 ; Maltas et al., 2007 ; Blanchart et al., 2007 ; Viera et al., 2009 ; de Rouw et al., 2010). En France, cette pratique est très peu répandue (Labreuche et al., 2007). Un unique essai de longue durée, mené par l'INRA à Versailles (essai La Cage) conduirait à un stockage de carbone dans le sol nettement plus élevé que dans la modalité en semis direct à Boigneville (Balabane et al., 2005 ; Chenu, données non publiées). Ce constat est à rapprocher du stockage de C additionnel important qui est mesuré dans des systèmes de culture avec cultures intermédiaires (Constantin et al., 2010 ; Gonzales Sanchez et al., 2012). Le SCV permettrait de cumuler l'effet d'entrées de C plus importantes au sol à l'effet d'une réduction du travail du sol. Comme annoncé précédemment, nous ne retiendrons pas cette pratique dans ce rapport, eu égard au manque de données publiées en milieu tempéré.

Facteurs déterminants du stockage de C dans les sols en TCSL

Climat et type de sol. La variabilité du stockage sous semis direct est très importante. Cependant, dans les trois méta-analyses récentes, aucune relation statistique n'a été trouvée entre le climat, ou les caractéristiques du sol et la variation de stock de carbone entre labour et semis direct (Angers et Eriksen, 2008 ; Luo et al., 2010 ; Virto et al., 2012). Toutefois, les situations en sol peu drainant, voire hydromorphe, sous climat tempéré humide semblent se distinguer par une absence de stockage additionnel sous semis direct (Angers et al., 1997 ; Gregorich et al., 2005 ; Sun et al., 2010 ; Hermle et al., 2008).

Rendement. Un stockage additionnel de C sous semis direct peut cependant être pour partie expliqué par des entrées de C au sol plus importantes dans des situations où les rendements sont plus élevés en semis direct qu'en labour. Ceci explique 30% de la variabilité du stockage additionnel sous semis direct expliquée dans la méta-analyse de Virto et al. (2012). Inversement, la baisse des rendements parfois constatée en semis direct pourrait expliquer les faibles stockages additionnels observés. La diversification des plantes de la rotation et l'introduction d'une seconde culture se traduisent par un stockage additionnel de C sous semis direct (Luo et al., 2010).

3.2. Augmentation des émissions de N₂O en TCSL

Mise en évidence, cas étudiés, mesures réalisées

L'absence de labour augmenterait les émissions de N₂O par les sols en favorisant la dénitrification par une structure du sol plus compacte et des conditions souvent plus humides, donc des conditions plus anoxiques favorables à l'action des microorganismes dénitrifiants.

De nombreuses références ont été acquises, essentiellement sur le continent nord-américain et en grandes cultures, mais également en Europe. Ces références font régulièrement l'objet de synthèses bibliographiques et de méta-analyses. La plupart des estimations d'émission de N₂O sont basées sur des mesures ponctuelles que l'on extrapole sur l'année, alors que peu de mesures en continu ont été réalisées. Une méta-analyse très récente (Van Kessel et al., 2012) synthétise cependant les études au champ, qui ont porté sur une saison de culture ou une année complète de mesures en continu et rapporte les résultats de 239 comparaisons de paires de parcelles en TCSL (semis direct ou travail réduit) *versus* labour, correspondant à 41 études différentes.

En France, des mesures ont été réalisées sur les essais de longue durée de comparaison de modalités de travail du sol d'Arvalis à Boigneville (Essonne) de manière discontinue en 2003-2004 (Oorts et al., 2007). Plus récemment, les flux d'émission de N₂O ont été mesurés en continu pendant la durée d'une rotation (28 mois) dans d'autres parcelles (Roussel et al., soumis).

Ordres de grandeur, variabilité, incertitudes, extrapolabilité des données disponibles

Le non-labour conduit à des émissions de N₂O souvent plus importantes qu'en labour (Tableau 5). La variabilité des émissions est cependant très grande, plus encore que pour le stockage de carbone. Ceci s'explique par les nombreux déterminants des émissions de N₂O (concentration en nitrate, disponibilité et qualité des matières organiques, abondance et structure des communautés de dénitrifiants, anoxie et donc structure et état hydrique des sols), ces déterminants étant susceptibles de varier sur des pas de temps assez courts (en particulier l'anoxie).

La méta-analyse de van Kessel et al. (2012) montre que ni le travail superficiel, ni le semis direct n'augmentent significativement les émissions de N₂O (Tableau 5).

Tableau 5. Emissions additionnelles de N₂O en non-labour comparé au labour
La valeur dite haute est celle qui correspond à l'atténuation maximale, donc aux émissions additionnelles de N₂O moindres, et la valeur basse à l'atténuation minimale. L'atténuation est exprimée en kgCO₂e/ha/an en considérant un pouvoir de réchauffement global de 298 pour le N₂O. PRG (N₂O) = 298 PRG (CO₂). NS= non significatif au seuil de 5%.

Référence	Domaine concerné	Pratique comparée au labour	Emissions additionnelles de N ₂ O kgN/ha/an (ou en % des émissions sous labour *)	Mesures continues sur au moins la saison de végétation	Type d'étude
Six et al., 2002	Tous climats, tous sols	Toutes TCSL	2,9	non	synthèse bibliographique
Smith et Conen, 2004	Tous climats, tous sols	Toutes TCSL	2,1	non	synthèse bibliographique
Smith et al., 2002	Tous climats, tous sols	Toutes TCSL	1,65	non	synthèse bibliographique
Rochette, 2008	Sols bien aérés	Semis direct	-0,006	oui	synthèse bibliographique
	Sols moyennement aérés	Semis direct	0,12	oui	
	Sols hydromorphes	Semis direct	2,00	oui	
Van Kessel et al., 2012	Tous sols et climats	Toutes TCSL	0% (±10), NS*	oui	méta-analyse, 239 comparaisons
	Climats humides	Toutes TCSL	-2%(±8), NS*	oui	méta-analyse, 183 comparaisons
	Tous climats	Travail superficiel	-5% (±10), NS*	oui	méta-analyse, 62 comparaisons
	Tous climats	Semis direct	+2% (±10), NS*	oui	méta-analyse, 177 comparaisons
Oorts et al., 2007	Sols non hydromorphes	Semis direct	0,52	non	étude expérimentale
Roussel et al., soumis	Sols non hydromorphes	Semis direct	0,29	oui	étude expérimentale

Valeurs retenues d'atténuation unitaire			Emissions en kgN/ha/an	Atténuation en kgCO ₂ e/ha/an
Sols non hydromorphes	Valeur haute	Semis direct	0	0
	Valeur basse		-0,3	-140
	Valeur moyenne		-0,15	-70
Sols hydromorphes	Valeur basse	Semis direct		
	Valeur haute			
	Valeur moyenne		-2	-937

Facteurs déterminants des émissions de N₂O en TCSL

La variabilité des émissions de N₂O dépend du type de sol, du climat, du système de culture, et bien sûr du niveau d'apport d'azote. Cependant, aucune relation simple n'a été mise en évidence entre le supplément de N₂O émis en non-labour et ces facteurs, sauf en ce qui concerne l'aération des sols (Rochette, 2008 ; Ball et al., 2013 ; Tableau 5). En climat humide (i.e. indice d'aridité >0,65), lorsque le fertilisant est implanté à plus de 5 cm de profondeur, les TCSL réduisent faiblement, mais significativement, les émissions de N₂O par rapport au labour (Van Kessel et al., 2012).

En climat humide toujours, lorsque la durée d'implantation des TCSL est supérieure à 10 ans, les TCSL réduisent faiblement mais significativement les émissions de N₂O par rapport au labour (Van Kessel et al., 2012). Cette observation avait déjà été faite antérieurement (Six et al., 2002) et peut être attribuée à la mise en place d'un nouvel état structural après plusieurs années sous semis direct ou travail réduit, caractérisé par une densité apparente plus faible et des pores grossiers résultant de l'activité des vers de terre, état moins favorable au développement de zones anoxiques.

Notre estimation des émissions de N₂O s'appuie sur les synthèses de travaux impliquant des mesures en continu des émissions de N₂O, donc sur les analyses de Rochette (2008) et de Van Kessel et al. (2012).

Nous distinguons (cf. Tableau 5) :

- les sols non hydromorphes, pour lesquels on considère une émission additionnelle de N₂O en semis direct de +0,15 kgN/ha/an (fourchette de 0 à 0,3 kgN/ha/an) ;
- les sols hydromorphes, pour lesquels on prendra une valeur moyenne de +2 kgN/ha/an en semis direct.

En ce qui concerne le travail superficiel et pour des sites en climat tempéré, certains travaux montrent des émissions de N₂O plus importantes en travail superficiel qu'en labour (Beheydt et al., 2005), mais la plupart ne montrent pas de différences (Abdalla et al., 2010 ; Alvarez et al., 2012 ; Venterea et al., 2005 ; Mutegi et al., 2010). La méta-analyse de van Kessel et al. (2012) met en évidence des émissions non significativement différentes de celles en labour ou en semis direct (Tableau 5). Selon les types de sol et les modalités de travail superficiel (associées ou non à un décompactage, cf. Tableau 1), il y aura, ou non, un tassement du sol supérieur à celui de parcelles en labour et donc des émissions de N₂O supérieures ou non.

Nous considérerons dans ce travail des émissions de N₂O équivalentes en travail superficiel et sous labour, pour des sols non hydromorphes. Nous avons cependant peu de confiance dans cette estimation.

Nous distinguons (Tableau 5) :

- les sols non hydromorphes, pour lesquels on considère une émission additionnelle de N₂O en travail superficiel de +0 kgN/ha/an (fourchette de 0 à 0,15 kgN/ha/an) ;
- les sols hydromorphes, pour lesquels on prendra une valeur moyenne de +2 kgN/ha/an.

Peu de travaux concernent l'ensemble des GES. Les émissions de CH₄ apparaissent négligeables par rapport aux émissions de l'ensemble des GES (CO₂ et N₂O) (Ball et al., 1999 ; Mosier et al., 2005 ; Ussiri et al., 2009). Elles sont de plus peu influencées par les modalités de travail du sol (Regina et Alakukku, 2010) et les flux de méthane sont souvent négatifs, c'est-à-dire que l'oxydation de méthane est plus importante que son émission (Ball et al., 1999 ; Ussiri et al., 2009). Nous considérerons donc une valeur nulle d'émissions de CH₄, quelle que soit la pratique de travail du sol.

3.3. Economie de carburant

Mise en évidence, cas étudiés, mesures réalisées

Les méthodes de travail du sol superficiel ou simplifié et le semis direct permettent une économie de carburant systématique par rapport aux implantations avec labour, car on limite le nombre de passages par an et par hectare (Labreuche et al., 2007). Des abaques de consommation de carburant pour différentes opérations culturales et en fonction de la texture et de la consistance du sol sont disponibles (logiciel DELTAMEC d'Arvalis, par ex.).

Ordres de grandeur, variabilité, incertitudes, extrapolabilité des données disponibles

L'économie de carburant est de 10 à 50 l/ha/an pour le travail superficiel et de 15 à 60 l/ha/an pour le semis direct, selon les types de sol et les rotations (Labreuche et al., 2007). Dans l'essai de Boigneville par exemple, la réduction de la consommation annuelle de carburant est estimée à 28 l/ha en travail superficiel et à 41 l/ha en semis direct (Labreuche et al., 2011). Ces auteurs ont estimé la consommation de carburant et donc les émissions de CO₂ pour l'ensemble de l'itinéraire technique de l'essai, en culture de blé, de maïs ou en rotation maïs-blé (Tableau 6). Ces résultats sont cohérents avec d'autres résultats d'expérimentations Arvalis en grande culture dans différentes régions de France, rapportant des économies de carburant pour les opérations de semis et travail du sol de 9 à 25 l/ha/an pour le travail superficiel et de 20 à 41 l/ha/an pour le semis direct (Nicoletti, 2009 ; Labreuche et al., 2011) (voir Annexe 1). Koeller et al. (1989, in Soane et al., 2011) ont mesuré en Allemagne des économies de fioul de 27, 34 et 53 l/ha/an respectivement en sols sableux, limoneux et argileux. Arvidsson et al. (2010) quantifient des économies de fioul de 20 l/ha/an en sol limono-argileux et 45 l/ha/an en sol argileux.

Facteurs déterminants au niveau du phénomène (conditions pédo-climatiques, pratiques agricoles...)

L'analyse d'essais Arvalis synthétisés par Labreuche et al. (2007, 2011) montre que la consommation de fioul dans les itinéraires avec labour est la plus élevée pour les sols argileux (l'essai de Boigneville est, lui, en sol limoneux). Les cultures qui sont associées aux plus fortes consommations de fioul en labour sont les cultures de printemps (betterave, maïs, tournesol, pois) ainsi que le colza (labour en sol humide en fin d'hiver avec travail ensuite du sol en surface). En conséquence, les économies de carburant maximales réalisées en TCSL le sont en sol argileux et en cultures de printemps (Labreuche et al., 2007, 2011).

Bien que les résultats obtenus à Boigneville par Arvalis ne concernent que des céréales, nous utiliserons ces valeurs dans la suite de ce travail (Tableau 6) car (i) les valeurs sont dans la gamme de celles d'essais français (par ex. Annexe 1) et de la littérature et (ii) elles concernent l'ensemble de l'itinéraire technique.

Tableau 6. Consommations de fioul et émissions calculées de GES (en kgCO₂e/ha/an) dues à la mécanisation en fonction du mode de travail du sol lors des interventions sur l'essai "travail du sol" de Boigneville (Labreuche et al., 2011).

Nous avons utilisé les facteurs d'émission du référentiel Dia'terre V1.33 : émissions directes (dues à la combustion) de 2,677 kgCO₂e/l fioul, et émissions induites en amont (dues au raffinage et au transport du fioul) de 0,563 kgCO₂e/l fioul). La valeur dite haute est celle qui correspond à l'atténuation maximale, donc à la réduction maximale de consommation de carburant.

Culture	Labour	Travail superficiel	Semis direct	TS-Labour	SD-Labour
Consommation de fioul (l/ha/an)					
Maïs	99	82	60	-17	-39
Blé	90	51	48	-39	-42
Rotation maïs blé	95	67	54	-28	-41
Emissions directes dues à la combustion (kgCO₂e/ha/an)					
Maïs				-46	-104
Blé				-104	-112
rotation maïs blé				-75	-110
Emissions induites amont dues au raffinage et au transport (kgCO₂e/ha/an)					
Maïs				-10	-22
Blé				-22	-24
rotation maïs blé				-16	-23
Valeurs retenues atténuation par émissions directes (kgCO₂e/ha/an)					
basse				46	104
haute				104	112
moyenne				75	110
Valeurs retenues atténuation par émissions induites (kgCO₂e/ha/an)					
basse				10	22
haute				22	24
moyenne				16	23

3.4. Emission induites : utilisation de produits phytosanitaires

Mise en évidence, cas étudiés, mesures réalisées

L'absence de labour se traduit par une augmentation de la pression des adventices et de certains ravageurs, qui peut être compensée par une utilisation accrue de produits phytosanitaires, et en particulier d'herbicides (Réal et al., *in* Labreuche et al., 2007 ; enquête ANPP-Coloma 1997, *in* Labreuche et al., 2007). Selon l'enquête Agreste "Pratiques culturales" 2006, le non-labour se traduit, toutes cultures confondues, par 0,3 passage supplémentaire par an. .

Une estimation de l'impact des TCSL sur les émissions induites dues à une utilisation accrue de produits phytosanitaires a été réalisée par Labreuche et al. (2011) en se basant sur l'essai de longue durée de Boigneville, pour lequel les consommations de produits phytosanitaires sont enregistrées et exprimées sous forme d'émissions induites en utilisant les valeurs de facteurs d'émission de Dia'terre (Tableau 7). Là encore, ces valeurs ne concernent que des cultures de céréales, mais nous les avons retenues en l'absence d'autres estimations disponibles. Ces émissions sont faibles, comparées aux émissions directes (cf. Tableau 7b).

Tableau 7. Utilisation de produits phytosanitaires en fonction des pratiques de travail du sol

a) Nombre de passages en herbicides selon le labour et le non-labour (Enquête "Pratiques culturales" 2006)

	% herbicides dans l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT)	Nombre de passages d'herbicides		Indice sans/avec
		Sans labour	Labour	
Blé tendre	34,0%	1,7	1,4	1,21
Blé dur	40,7%	1,4	1	1,40
Orge	42,1%	1,7	1,3	1,31
Maïs grain	71,2%	1,9	1,7	1,12
Colza	28,9%	2,5	1,8	1,39
Pois	26,1%	2,2	1,7	1,29
Tournesol	72,7%	1,9	1,7	1,12
Betterave	50,0%	5,1	4,2	1,21

b) Estimation des émissions induites de GES (en kgCO₂e/ha/an) dues à la consommation de produits phytosanitaires en fonction du mode de travail du sol dans l'essai de Boigneville (Labreuche et al., 2011).

NB : on considère que la valeur haute correspond à l'atténuation maximale donc à l'émission de GES moindre.

Culture	Labour	Travail superficiel (TS)	Semis direct (SD)	TS-labour	SD-labour
Maïs	7	15	27	-8	-20
Blé	2	2	2	0	0
rotation maïs blé	5	8	15	-3	-10
Valeurs retenues					
haute				0	0
basse				-8	-20
moyenne				-4	-10

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

L'inventaire CITEPA considère le réservoir de carbone du sol, mais aucune variation n'est prise en compte hormis le changement d'usage des sols. L'effet des pratiques de travail du sol sur le C du sol n'est donc pas comptabilisé. Il ne l'est pas non plus pour les émissions de N₂O (CITEPA 2012). La réduction des émissions associées à la diminution de l'utilisation du carburant est toutefois prise en compte dans l'inventaire.

Dans l'éventualité où la France déciderait de prendre en compte la gestion des cultures et leur impact sur les stocks de C et les émissions de N₂O dans l'inventaire, la méthode de calcul par défaut de niveau 1 du GIEC (*Tier 1*) pourrait être utilisée (IPCC 2006, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>).

Cette méthode tient compte de la variation des stocks de carbone. Le calcul est fait sur 30 cm de profondeur ; la variation de stock de C est estimée sur 20 ans de manière linéaire ; le stock de référence est donné pour la végétation native par grand type de climat et sol. Ce stock est ensuite multiplié par un facteur d'affectation des terres (0,8 pour sols cultivés en région tempérée) et un facteur gestion des terres (qui est égal, en zone tempérée à 1 en labour, à 1,02-1,08 en *reduced tillage* (par exemple en travail superficiel) et à 1,1-1,15 en semis direct). La moindre consommation de carburant et le surcroît de consommation de produits phytosanitaires (laquelle génère des émissions induites) peuvent être comptabilisés dans les émissions associées.

L'estimation par le *Tier 1* présente plusieurs limites : (i) il n'est pas tenu compte de variations des émissions de N₂O, et pour le carbone : (ii) le choix d'une cinétique linéaire conduit à sous-estimer le stockage additionnel dans les premières années, (iii) les valeurs de référence sont plus élevées que celles de la littérature internationale pour le travail superficiel. Ainsi, si on prend l'exemple de sols de grande culture avec des stocks de C de 40-50 MgC/ha, l'estimation du *Tier 1* sera en travail superficiel d'un stockage additionnel de 0,04-0,2 MgC/ha/an, *versus* 0 pour notre estimation, et en semis direct d'un stockage additionnel de 0,2-0,37 MgC/ha/an *versus* 0-0,30 MgC/ha/an pour notre estimation (Tableau 3).

Le GIEC prévoit aussi la possibilité de proposer des méthodes de calcul améliorées qui tiennent compte des conditions particulières des pays dans le niveau 2 (*Tier 2*). La méthode de calcul que nous présentons dans cette fiche, proposant des coefficients de stockage de C et des facteurs d'émissions de N₂O spécifiques aux conditions agronomiques et pédoclimatiques françaises, pourrait servir de base à une méthodologie de calcul des impacts du travail du sol sur les stocks de C et les émissions de N₂O dans un tel cadre.

5. Calcul du potentiel d'atténuation et du coût de l'action

5.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

Les effets directs sur les émissions de GES en non-labour pris en compte ici sont :

- une augmentation du stock de carbone dans le sol,

- une augmentation des émissions de N₂O,
- une diminution de la consommation de carburant.

Les effets induits en amont sont une utilisation accrue de produits phytosanitaires et moins de carburant et donc une consommation d'énergie fossile différente en amont de l'exploitation (pour leur fabrication et leur transport).

• Quantification de l'atténuation potentielle pour chaque effet

Nous présentons ici la synthèse pour trois options techniques : un semis direct continu, un semis direct avec labour un an sur cinq, et un travail superficiel continu. Les estimations sont faites sur une durée de 20 ans. Le potentiel d'atténuation unitaire est calculé par rapport à la pratique de référence qui est le labour continu. Le potentiel d'atténuation unitaire est estimé pour une valeur moyenne de stockage de C, d'émissions de N₂O et de consommation de carburant. Nous avons aussi estimé un potentiel d'atténuation unitaire minimal et maximal. Considérant que les trois leviers d'action n'avaient pas de raison d'être couplés (les émissions de N₂O ne sont pas corrélées au stockage de C par exemple), nous avons alors estimé les valeurs minimales et maximales de potentiel d'atténuation unitaire, en identifiant les combinaisons de stockage de C, émissions de N₂O et consommation de carburant qui donnaient les valeurs extrêmes.

Les estimations présentées dans les tableaux suivants ou le texte sont exprimées en kg équivalent CO₂/ha/an, et non en Mg de C ou kg de N comme dans les paragraphes précédents. Nous avons pour cela utilisé le facteur de conversion suivant :

$$\text{PRG (N}_2\text{O)} = 298 \text{ PRG (CO}_2\text{)} \quad (\text{PRG} = \text{pouvoir de réchauffement global} = \text{global warming potential} = \text{GWP})$$

Semis direct

Tableau 8. Atténuation unitaire potentielle en semis direct. Les résultats sont exprimés en kgCO₂e/ha/an.

Pour les émissions de N₂O, nous n'avons ici considéré que les sols non hydromorphes. L'atténuation est exprimée par une valeur positive, une augmentation des émissions est indiquée par une valeur négative. La référence est le labour continu.

en kgCO ₂ e/ha/an	CO ₂			N ₂ O			CH ₄			Références sur lesquelles s'appuient les quantifications
	haute	basse	moyenne	haute	basse	moyenne	haute	basse	moyenne	
Emissions directes										
Carbone sol	1100	0	550							Tableau 3
Carburant	112	104	110							Tableau 6
N ₂ O				0	-140	-70				Tableau 6
CH ₄							0	0	0	Mosier et al., 2005
Emissions induites										
Carburant	24	22	23							Tableau 6
Pesticides	0	-20	-10							Tableau 7
Sous - totaux	1236	106	673	0	-140	-70	0	0	0	
Potentiel d'atténuation total	haut	bas	moyen							
	1236	-34	603							

Labour occasionnel tous les 5 ans

Tableau 9. Atténuation unitaire potentielle en labour occasionnel 1 an sur 5 et semis direct les autres années.

Les résultats sont exprimés en kgCO₂e/ha/an. Pour les émissions de N₂O, la valeur est donnée pour des sols non hydromorphes.

Le stockage additionnel de C dans le sol est 65% de la valeur en semis direct continu (cf. section 3.1). Les impacts sur les émissions de N₂O et la consommation de carburant et de produits phytosanitaires s'appliquent 4 ans sur 5.

en kg CO ₂ e /ha /an	CO ₂			N ₂ O			CH ₄			Références sur lesquelles s'appuient les quantifications
	haute	basse	moyenne	haute	basse	moyenne	haute	basse	moyenne	
Emissions directes										
Carbone sol	715	0	358							Tableau 3
Carburant	90	84	88							Tableau 6
N ₂ O				0	-112	-56				Tableau 5
CH ₄							0	0	0	Mosier et al., 2005
Emissions induites										
Carburant	19	18	18							Tableau 6
Pesticides	0	-16	-8							Tableau 7
Sous - totaux	824	85	456	0	-112	-56	0	0	0	
Potentiel d'atténuation total	haut	bas	moyen							
	824	-27	400							

Travail superficiel

Tableau 10. Atténuation unitaire potentielle en travail superficiel. Les résultats sont exprimés en kgCO₂e/ha/an. Pour les émissions de N₂O, les valeurs présentées correspondent à des sols non hydromorphes.

en kgCO ₂ e/ha/an	CO ₂			N ₂ O			CH ₄			Références sur lesquelles s'appuient les quantifications
	haute	basse	moyenne	haute	basse	moyenne	haute	basse	moyenne	
Emissions directes										
Carbone sol	0	0	0							Tableau 3
Carburant	104	46	75							Tableau 6
N ₂ O				0	-70	0				Tableau 5
CH ₄							0	0	0	Mosier et al., 2005
Emissions induites										
Carburant	22	10	16							Tableau 6
Pesticides	0	-8	-4							Tableau 7
Sous - totaux	126	47	87	0	-70	0	0	0	0	
Potentiel d'atténuation total	haut	bas	moyen							
	126	-23	87							

• Conclusion : potentiel d'atténuation unitaire

Les différents effets (stockage de C, émissions de N₂O, émissions de CH₄, économie de carburant) étant découplés, nous avons estimé les valeurs maximales et minimales mathématiques en sommant les postes CO₂, N₂O, et CH₄ des Tableaux 8 à 10. On remarquera que la contribution de la réduction d'utilisation des carburants à l'atténuation est très importante. Elle est ainsi de 10 à 30% de l'atténuation en semis direct et labour occasionnel (estimation moyenne) et atteint jusqu'à 100% de l'atténuation unitaire en travail superficiel (Tableaux 8 à 10).

Tableau 11. Potentiel d'atténuation total comparé pour les différentes options techniques. La référence est ici le labour en continu (émissions directes). (données issues des Tableaux 8 à 10)

Atténuation totale (kgCO ₂ e/ha/an)	abréviation	haute	basse	moyenne
Semis direct continu	SD	1234	-34	603
Labour occasionnel tous les 5 ans	LO1/5	823	-27	400
Travail superficiel	TS	126	-23	87

Pour ces trois options techniques, la source d'incertitude majeure est l'émission de N₂O. Des trois, c'est l'atténuation unitaire en semis direct continu que nous pensons estimer avec le moins d'incertitude car cette pratique est la mieux renseignée dans la littérature (Tableaux 3 et 5).

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

• Situation actuelle

Les TCSL ont connu un développement très important en France depuis 15 ans. Une analyse des enquêtes antérieures à 2005 (SCEES, OCI, Du Pont, ANPP-Columa, CETIOM, ITB) réalisée par Labreuche et al. (2007) a permis d'estimer que 34% des grandes cultures étaient cultivés en TCSL en 2004-2005. Ces estimations sont très proches de celles produites par l'enquête Agreste "Pratiques culturales" de 2006 (Tableau 12). (<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturales/>; Chapelle Bary, 2008). Cependant, les enquêtes étant annuelles et réalisées par culture, il est difficile d'avoir une image pluriannuelle des pratiques.

Les TCSL apparaissent toutefois en forte croissance. Ainsi le taux de croissance estimé par Labreuche et al. (2007) est de +2% de la surface des cultures annuelles par an. La pratique la plus courante inclut des labours occasionnels, le semis direct en continu étant très limité (estimé à moins de 1% des surfaces de grandes cultures, soit 66 228 ha, Tableau 12, selon Labreuche et al., 2007). Entre ces labours, les pratiques dominantes seraient un travail superficiel ou un travail sans retournement (décompactage, par ex.) (Agreste 2010).

Les résultats de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 permettent de calculer une fréquence moyenne de labour par culture et pour l'ensemble des cultures annuelles en TCSL (moyenne pondérée en tenant compte des surfaces). La moyenne en 2006 était de 1 labour tous les deux ans (Chapelle Bary, 2008 ; Tableau 12).

Tableau 12. Estimation des surfaces implantées sans labour en 2006 (source : Agreste, enquête "Pratiques culturales" 2006)

Les "autres TCSL" correspondent au travail superficiel du sol ou au travail profond sans retournement, l'enquête ne distinguant pas ces deux pratiques. L'intervalle entre deux labours peut donc correspondre à du semis direct (rare), ou à du travail superficiel ou travail profond sans retournement.

Cultures	Surface totale	Semis direct	Autres TCSL	Pas de labour depuis 5 ans au moins	Semis direct	Autres TCSL	Durée moyenne entre 2 labours en TCSL an
	ha	% surface	% surface	% surface	ha	ha	
Blé dur	427 840	3	55	15	12 750	235 997	2,3
Colza	1 421 189	0,4	46,9	16	5 543	666 111	2,3
Blé tendre	5 064 603	0,8	43,6	11	39 504	2 210 193	2,1
Orge	1 799 215	0,2	28	12	3 598	496 044	2,1
Tournesol	629 739	0,2	24,5	14	1 008	154 223	2,3
Maïs	1 757 096	0,2	15,8	7	3 866	277 445	2,2
Betterave	349 258	0	15	8	0	53 052	1,9
Pois protéagineux	98 535	0	13	4	0	12 376	1,7
Pomme de terre	157 157	0	8	ND	0	12 573	ND
Ensemble	11 547 475	0,6	34	ND	66 268	4 105 441	ND

Cultures, rotations. Le non-labour est essentiellement développé en cultures d'hiver (Chapelle Barry, 2008, Agreste 2006). Ainsi, 25% des céréales de printemps étaient implantées sans labour en 2004-2005, contre 41% des céréales d'hiver (Labreuche et al., 2007). En effet, une implantation sans labour représente une économie de temps particulièrement appréciable à l'automne quand les chantiers de récolte ne sont pas tous terminés.

Les TCSL sont peu fréquentes avec certaines monocultures, en raison des risques de transmission de maladies lorsque les résidus de culture restent en surface d'une année sur l'autre (Chapelle Barry, 2008, Agreste 2006). Ceci explique le faible pourcentage d'adoption du non-labour en maïs (Tableau 12). L'enquête "Pratiques culturales" 2006 indique que 46% des surfaces en maïs étaient conduites après un précédent maïs ; 46% du maïs en monoculture est donc un maximum. Les TCSL sont également peu développées pour certaines cultures, pour lesquelles ces techniques sont peu adaptées, comme la betterave ou la pomme de terre. Seront donc exclues de l'assiette pour le semis direct continu : 50% des surfaces de maïs, et 100% des surfaces de betterave et de pomme de terre.

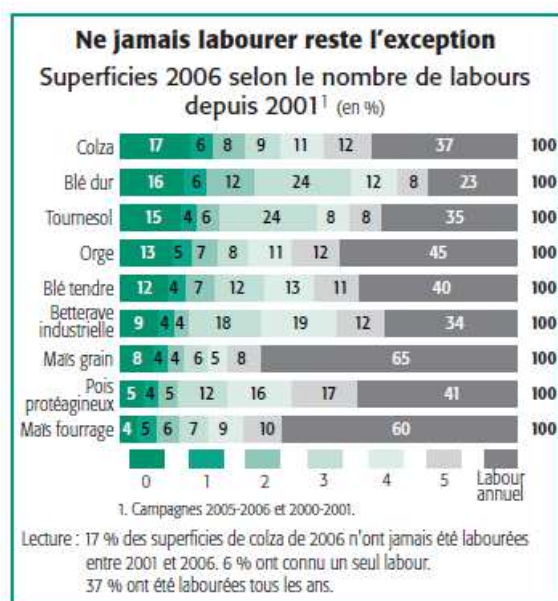
Exploitations agricoles. L'adoption du non-labour est plus importante pour les grandes exploitations : 58% des surfaces ne sont pas labourées dans les exploitations de plus de 400 ha, toutes cultures confondues (Tableau 13 ; Chapelle Barry, 2008, Agreste 2006).

Tableau 13. Effet de la taille de l'exploitation agricole sur le % des surfaces implantées sans labour (toutes cultures, année 2005-06 ; source : Agreste 2006)

Taille exploitation (ha)	% de la superficie implantée sans labour
< 50	20
50-100	26
100-200	36
200-300	43
300-400	50
> 400	58

Actualisation des surfaces en TCSL. Le taux moyen d'implantation de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 indique 34% des surfaces en non-labour et moins de 1% en semis direct. Labreuche et al. (2007) ont montré la forte progression du non-labour depuis 1994, dont le taux d'accroissement apparaît assez constant pour les cultures renseignées. On peut estimer que chaque année 2% de la surface totale des cultures annuelles passe en non-labour (Labreuche et al., 2007). **Cela conduirait pour 2010 à 42% des surfaces de cultures annuelles en TCSL : 1% en semis direct, 41% en TCSL "autres" et donc par différence 58% en labour continu.** Les surfaces non labourées le sont en moyenne un an sur deux. Nous considérerons donc en 2010 trois situations initiales : des surfaces labourées, des surfaces en travail superficiel avec labour un an sur deux et des surfaces en semis direct. La référence par rapport à laquelle nous estimerons l'atténuation induite par l'application des trois options techniques n'est donc pas le labour en continu, mais l'état 2010 décrit ci-dessus.

Figure 1. Superficies 2006 selon le nombre de labours depuis 2001 (Chapelle Barry 2008).



Source : Agreste - Enquête sur les pratiques culturales 2006

- Conditions nécessaires à la mise en place de l'action au niveau d'une exploitation (critères de détermination de l'AMT)

Conditions pédoclimatiques. La littérature internationale montre que certains sols sont peu aptes au non-labour : les sols mal drainés et faiblement structurés. On observe alors des rendements inférieurs en non-labour, dus à la compaction et à une mauvaise aération (Soane et al., 2012). Les sols sableux ou sablo-limoneux pauvres en matière organique sont ainsi peu favorables au non-labour, contrairement aux sols argilo-calcaires fortement agrégés (phénomène de "self mulching" ; Cannell, 1978).

Pour la France, cet aspect est peu renseigné dans les enquêtes. Selon la synthèse effectuée par Labreuche et al. (2007), pour les céréales à paille, les enquêtes ne montrent pas d'influence marquée du type de sol sur l'implantation de cultures en non-labour. Pour les oléagineux, le non-labour est surtout développé en sols argilo-calcaires superficiels. En l'absence de données suffisantes, nous développerons donc des scénarios d'adoption de TCSL indépendamment du type de sol, hormis le cas des **sols hydromorphes, qui seront exclus de l'assiette, car peu aptes et susceptibles d'émettre beaucoup de N₂O**. Ces surfaces ont été estimées par croisement entre modes d'occupation et classes d'hydromorphie. En termes d'occupation du sol, nous avons considéré les classes d'occupation de Corinne Land Cover 211 (Terres arables hors périmètres d'irrigation), 212 (Périmètres irrigués en permanence) et 242 (Systèmes culturels et parcellaires complexes).

Nous proposons de développer le semis direct continu ou l'alternance labour - semis direct un an sur 5 sur les classes de régime hydrique de la Base de Données Géographique des Sols de France (BDGSF) 0 et 1, et de développer le travail superficiel sur les classes de régime hydrique 0, 1 et 2¹.

Besoins en matériel. L'adoption de semis direct requiert l'achat d'un semoir adapté, ce qui peut représenter un frein matériel, qui s'ajoute aux freins culturels reconnus.

Conditions techniques et agronomiques. Si les tendances actuelles se confirment, le développement des TCSL apparaît plus aisé (i) en culture d'hiver, (ii) en rotation, (iii) dans les grandes exploitations.

- Assiette maximale technique (AMT) sur laquelle l'action pourrait être mise en place

Les informations disponibles ne font pas apparaître de variation différentielle des divers postes d'atténuation unitaire (stockage de C, émission de N₂O) selon le climat ou la culture. En conséquence, nous ne ferons pas ici de distinction selon les zones géographiques pour le territoire métropolitain, mais traiterons ce territoire de manière homogène.

¹ Les classes de la BDGSF sont : 0- pas d'information; 1- non saturé sur 80 cm de profondeur pendant plus de 3 mois et non saturé sur les 40 cm superficiels pendant plus de 1 mois ; 2- saturé sur 80 cm de profondeur pendant 3 à 6 mois mais non saturé sur les 40 cm superficiels pendant au moins 1 mois ; 3- saturé sur 80 cm de profondeur plus de 6 mois mais non saturé sur les 40 cm superficiels pendant au moins 11 mois ; 4- saturé sur 40 cm de profondeur plus de 11 mois par an

Cultures concernées et surfaces. Sont concernées les grandes cultures. Selon les données RICA, leur surface représente en France métropolitaine 12 075 642 ha en 2010. Nous avons utilisé les surfaces agricoles 2010 (RICA) (Tableau 14a).

- *Option technique travail superficiel (TS)* : on considère la surface de toutes les grandes cultures ;
- *Option technique alternance labour semis direct 1 an sur 5 (LO1/5)* : on considère les surfaces des grandes cultures dont on exclura les cultures de betterave et pomme de terre, pour lesquelles la réduction du labour n'est à ce jour pratiquement pas adoptée, et moins encore le semis direct (cf. section 5.a) ;
- *Option technique semis direct continu (SD)* : on considère les surfaces des grandes cultures dont on exclura les cultures de betterave et pomme de terre, pour lesquelles la réduction du labour n'est à ce jour pratiquement pas adoptée, et moins encore le semis direct (cf. section 5.a), ainsi que 50% des surfaces de maïs (c'est-à-dire les surfaces en monoculture de maïs, cf. plus haut).

Contrainte pédologique. Le non-labour n'est pas recommandé en climat tempéré ou froid et humide, ni en sols hydromorphes. Nous avons alors considéré les différentes classes de régime hydrique des sols, telles que définies dans la base de données BDGSF.

- *Option technique travail superficiel (TS)* : elle sera appliquée sur les sols en culture annuelle de classes d'hydromorphie 0, 1 et 2 ;
- *Option technique alternance labour semis direct 1 an sur 5 (LO1/5)* : elle sera appliquée sur les sols en culture annuelle de classes d'hydromorphie 0 et 1 ;
- *Option technique semis direct continu (SD)* : elle sera appliquée sur les sols en culture annuelle de classes d'hydromorphie 0 et 1.

Les données issues de la base de données géographique des sols de France ont été croisées, par département, avec les classes Corinne Land Cover considérées, puis une proportion moyenne des classes d'hydromorphie sélectionnées calculée pour le territoire français métropolitain a été appliquée à la surface des cultures considérées (Christine Le Bas, INFOSOL, INRA). Ces estimations sont reportées dans le Tableau 14b.

Tableau 14. Estimation des surfaces de l'assiette maximale technique

a) Surface des cultures (données statistiques agricoles 2010)

Cultures	Surfaces (ha)
Céréales	9 233 109
Céréales (-50% du maïs)	8 433 909
Oléagineux	2 235 598
Protéagineux	397 109
Plantes à fibres (y compris semences)	62 812
Cultures industrielles diverses	13 111
Choux, racines et tubercules fourragers	11 187
Fourrages annuels	1 636 533
Cultures non alimentaires	622 251
<i>Somme surface pour semis direct (SD et LO1/5)</i>	<i>13 412 510</i>
<i>Somme surfaces pour travail superficiel (TS)</i>	<i>14 211 710</i>

b) Assiette maximale technique pour les différentes options techniques : cultures considérées et classes d'hydromorphie.

Sources : données RICA 2010 (Tableau 14a) et INFOSOL INRA.

Option technique	Cultures		Hydromorphie		Surfaces retenues pour l'assiette (ha) ($\alpha \times \beta$) = assiette maximale technique
	Classes	Surfaces (ha) α	Classes d'hydromorphie	% de la surface terre arable β	
Semis direct	b	13 412 510	0+1	75	10 059 383
Labour un an sur cinq	b	13 412 510	0+1	75	10 059 383
Travail superficiel	a	14 211 710	0+1+2	97,3	13 827 994

a : toutes grandes cultures (céréales, oléagineux, protéagineux, plantes à fibres, cultures industrielles diverses, choux racines et tubercules fourragers, fourrages annuels, cultures non alimentaires) sauf pomme de terre et betterave

b : idem a, moins les surfaces de maïs deux ans de suite (50%).

● Scénario de diffusion

Un scénario est défini par :

- l'état final 2030 : option technique visée et surfaces concernées,
- l'état initial 2010 : pratiques actuelles et surfaces concernées,

- la cinétique d'adoption.

Etat final 2030

Compte tenu du développement important des techniques culturales simplifiées en France depuis une dizaine d'années (Labreuche et al., 2007), nous proposons de considérer des scénarios dans lesquels toute la surface correspondant à un potentiel biotechnique (assiette maximale technique) adopte l'option technique en une période de 20 ans. Cela revient à considérer par exemple que 100% des surfaces de l'assiette maximale technique, telles que définies au Tableau 14b, seront converties à l'option technique en 20 ans.

- **Scénario 1 (SD)** : semis direct continu appliqué sur toute l'assiette définie au Tableau 14b ;
- **Scénario 2 (LO1/5)** : semis direct, avec un labour occasionnel un an sur 5, appliqué sur toute l'assiette définie au tableau 14b, hormis les surfaces déjà en semis direct en 2010 qui le restent ;
- **Scénario 3 (TS)** : le travail superficiel est appliqué sur toute l'assiette définie au Tableau 14b, hormis les surfaces déjà en semis direct en 2010 qui le restent.

Etat initial 2010 ou ligne de base

En nous basant sur l'enquête "Pratiques culturales" 2006, l'état initial 2010 comprend trois types de situations : semis direct, labour annuel, et "autres TCSL". D'après les résultats des différentes enquêtes (Labreuche et al., 2007, 2011 ; Chapelle Barry, 2008 ; Figure 1), nous considérerons que cet "autre TCSL" est un labour un an sur deux, en alternance avec un travail superficiel. Cet état sera désigné en abrégé L-TS½ (Tableau 15).

D'après l'enquête "Pratiques culturales" 2006, le semis direct en continu correspond à 0,6% des surfaces cultivées, soit environ 70 000 ha (Tableau 12). C'est cette valeur arrondie que nous considérerons. La ligne de base est l'assiette maximale technique (Tableau 14b) à laquelle nous retirons les surfaces déjà en semis direct. Ensuite, pour connaître l'état initial, nous appliquons les pourcentages de 42% des surfaces de culture annuelle en TCSL telles que donnés par l'enquête "Pratiques culturales" 2006, et 58% en labour continu. Les résultats sont présentés au Tableau 15

Tableau 15. Ligne de base : surfaces présentes en 2010 (données issues du Tableau 14)

	Répartition des surfaces de cultures annuelles en 2010 selon modalité de travail du sol (%)	Assiette scénarios SD et LO1/5 (ha)	Assiette scénario TS (ha)
Surfaces de cultures annuelles retenues pour l'assiette	100	10 059 383	13 827 994
Surfaces en semis direct		70 000	70 000
Surfaces en labour en alternance un an sur deux avec du travail superficiel (L-TS½)	42	4 195 541	5 778 357
Surfaces en labour continu (L)	58	5 793 842	7 979 636

Pour chacun des scénarios, différentes transitions existent donc entre état initial 2010 et état final, qui sont résumées au Tableau 16. Nous avons estimé à la section 5.a l'atténuation unitaire pour les transitions du labour aux options techniques SD, LO1/5 et TS. La connaissance de l'atténuation unitaire pour un passage du labour à option technique L-TS½ s'avère également nécessaire. Elle est présentée en Annexe 2. Les calculs d'atténuation unitaire sont effectués comme présentés dans le Tableau 16. Lorsque l'état initial est un labour un an sur 2, on utilise les valeurs d'atténuation unitaires labour à L-TS½ estimées (Annexe 2) que l'on soustrait à l'évolution labour vers l'option technique visée.

Tableau 16. Scénario, transitions possibles et atténuations unitaires correspondantes.
Source des valeurs d'atténuation unitaire : Tableau 11 et Annexe 2.

Scénario	Etat initial 2010	Etat final 2030	Transition pour calcul atténuation unitaire	Atténuation unitaire (MgCO ₂ e/ha/an)		
				valeur haute	valeur basse	valeur moyenne
1- SD	SD	SD	SD à SD	0	0	0
	L	SD	L à SD	1 236	-34	603
	L-TS½	SD	L à SD – (L à L-TS½)	1 173	-23	559
2- LO1/5	SD	SD	SD à SD	0	0	0
	L	LO1/5	L à LO1/5	824	-27	400
	L-TS½	LO1/5	L à LO1/5 – (L à L-TS½)	761	-16	356
3- TS	SD	SD	SD à SD	0	0	0
	L	TS	L à TS	126	-23	87
	L-TS½	TS	L à TS – (L à L-TS½)	63	-12	43

Cinétique : taux d'adoption des pratiques

Nous avons considéré une cinétique d'adoption des options techniques sigmoïde, suivant l'équation :

$$\alpha(t) = \alpha_0 + (\alpha - \alpha_0) \cdot x \cdot \left(1 - e^{\left(-\frac{(t-t_0)}{\tau} \right)^{\frac{1}{\beta}}} \right)$$

avec les paramètres suivants :

Paramètres	Noms	Valeurs retenues
Année de départ :	t_0	2010
Fin de projection :	t	2030
Taux de diffusion initial :	α_0	0%
Taux de diffusion tangentiel :	α	100%
Nombre d'années pour atteindre l'inflexion :	τ	10
Pente au point d'inflexion :	β	3

Nous considérons le même taux d'adoption pour les trois scénarios, SD, LO1/5 ou TS, que les options techniques soient développées sur une situation initiale de labour continu ou de L-TS1/2. Les taux de stockage de C sont considérés constants sur 20 ans, conformément à la littérature. Les surfaces en semis direct en 2010 sont exclues des calculs, ce qui revient à considérer leur contribution invariable (en effet nous nous intéressons à l'atténuation par rapport à 2010). Nous faisons l'hypothèse que l'assiette maximale technique est atteinte en 20 ans (choix ci-dessus des paramètres et Figure 2).

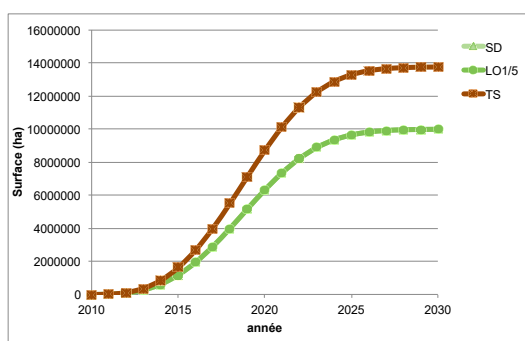


Figure 2. Cinétique d'adoption des scénarios considérés. Les cinétiques sont les mêmes quel que soit l'état initial et quelle que soit l'option technique visée ; seule change l'assiette atteinte.

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

Pour chaque année, on calcule l'atténuation totale :

$$\text{Atténuation (MgCO}_2\text{/an)} = \text{atténuation unitaire de la transition considérée (kgCO}_2\text{e/ha/an)} \times \text{surfaces concernées (ha)} / 10^3$$

Chaque scénario se développe à chaque pas de temps en utilisant les valeurs de potentiel d'atténuation unitaire impliquées dans le scénario, au prorata de leurs surfaces.

Nous avons calculé l'atténuation pour l'année 2030 seule et pour la surface de France (Tableau 17a), puis l'atténuation cumulée à mi-parcours (2020) et à échéance (2030), en additionnant les résultats de la formule ci-dessus pour chaque année considérée (Tableau 17b). Pour les trois scénarios, selon les hypothèses d'atténuation prises, hautes ou basses, l'adoption du scénario conduit à une atténuation des émissions de GES ou au contraire à une augmentation, la moyenne étant cependant toujours positive.

Tableau 17. Atténuation résultant des trois scénarios proposés, pour la France métropolitaine, y compris les émissions induites

a) Pour l'année 2030, en l'appliquant à l'assiette maximale technique

		Année 2030 (MgCO ₂ e)
Scénario 1 : Semis direct	atténuation haute	11 968 937
	atténuation basse	-289 627
	atténuation moyenne	5 781 790
Scénario 2 : Semis direct + labour un an sur cinq	atténuation haute	7 889 654
	atténuation basse	-218 259
	atténuation moyenne	3 774 032
Scénario 3 : Travail superficiel	atténuation haute	1 364 691
	atténuation basse	-250 159
	atténuation moyenne	936 578

b) En cumulant sur 10 ou 20 ans en appliquant le scénario de diffusion

	Cumul période	2010-2020	2010-2030
Scénario 1 : Semis direct	atténuation haute	26,9	138,5
	atténuation basse	-0,7	-3,35
	atténuation moyenne	13,0	66,9
Scénario 2 : Labour un an sur cinq	atténuation haute	17,8	91,3
	atténuation basse	-0,5	-2,5
	atténuation moyenne	8,5	43,7
Scénario 3 : Travail superficiel	atténuation haute	3,1	15,8
	atténuation basse	-0,6	-2,9
	atténuation moyenne	2,1	10,8

5.d. Coûts et bénéfices induits par l'action

• Inventaire des modifications induites par l'action au niveau de l'exploitation

Au niveau de l'exploitation, le passage de labour en semis direct, labour un an sur cinq et à un moindre degré travail superficiel se traduisent par un certain nombre de modifications (Labreuche et al., 2007, 2011 ; Soane et al., 2012) :

- Réduction des rendements,
- Réduction du temps de travail,
- Réduction de la consommation de carburant,
- Augmentation de la consommation de produits phytosanitaires.

• L'évolution des rendements

La plupart des études concluent à un effet très faible du non-labour sur le rendement.

Selon Labreuche et al. (2011), les essais de Boigneville entre 1978 et 2006 conduisent à estimer les rendements du blé à 8,33 t/ha en labour, 8,36 t/ha en travail superficiel et 8,30 t/ha en semis direct (les rendements étant respectivement de 7,01, 7,03 et 6 t/ha pour le maïs). Cependant, il s'agit des résultats d'essais expérimentaux optimisés.

L'exploitation des données de l'enquête sur les pratiques culturales de 2006 fait apparaître un léger tassement des rendements, de -5,2% en moyenne, lorsque le non-labour se prolonge (Tableau 18).

Une méta-analyse de données sur des données européennes conduit à une baisse moyenne des rendements de 7% (Soane et al. 2010). Une autre méta-analyse, menée en Argentine, conclut à des effets nuls si les parcelles sont fertilisées (en France la majorité des parcelles sont fertilisées) (Alvarez et al., 2009). On peut attendre une baisse des rendements variable selon les cultures, mais ces différentes estimations sont globalement très cohérentes.

Tableau 18. Rendement des cultures (quintaux par hectare) sans labour depuis au moins cinq ans et avec labour (Enquête "Pratiques culturales" 2006).

	Sans labour depuis 5 ans	Avec labour	Variation
Blé tendre	69	72	-4,2%
Orge	61	67	-9,0%
Maïs grain	86	92	-6,5%
Colza	29	30	-3,3%
Tournesol	22	23	-4,3%
Betterave	78	78	0,0%

• L'évolution des consommations en carburant

Comme présenté antérieurement, la simplification du travail et le semis direct se traduisent par des économies substantielles de carburant.

• L'évolution de la consommation en herbicides

Les études admettent généralement un accroissement des dépenses en herbicides avec le sans labour, compte tenu d'un développement plus important des adventices (Labreuche et al., 2007, 2011 ; Soane et al., 2012). Dans les essais de Boigneville, le recours aux produits phytosanitaires ne s'accroît pourtant pas avec le travail superficiel, ni avec le semis direct pour le blé (Labreuche, 2011). Selon l'enquête "Pratiques culturales" de 2006, le nombre de passages avec herbicides

augmente quand on passe du labour au non-labour (Chapelle Barry, 2008). A mesure que le non-labour s'accroît, le recours aux herbicides augmente aussi (cf. Tableau 7a).

- *L'évolution des charges en travail*

L'un des intérêts des TCSL est de réduire considérablement les charges en travail, et en particulier de réduire les temps de travaux à l'implantation par la suppression du labour, dans des périodes de fortes tensions.

Compte tenu du caractère familial des exploitations, il est toujours difficile de chiffrer ces économies de travail :

- Ces économies sont très variables selon les exploitations et dépendent notamment de leur taille ;
- La valorisation de ce travail dépend des opportunités d'utiliser le travail dans d'autres activités ou de la valeur accordée au loisir.

- *L'investissement initial*

En rythme de croisière, les charges de mécanisation sont, selon la Chambre d'agriculture de Bretagne (2008), identiques selon que les exploitations pratiquent ou pas le labour. Le semis direct comme le travail superficiel peuvent s'effectuer par ailleurs avec du matériel présent sur les exploitations. En semis direct continu (option technique SD), l'achat d'un semoir spécifique est souhaitable. Cet investissement peut être un obstacle au passage au semis direct.

- **Estimation des coûts/bénéfices annuels par hectare pour l'agriculteur**

Nous considérerons ici aussi une fourchette de valeurs, dont le principe est présenté dans le Tableau 19. Les résultats des estimations sont reportés dans le Tableau 20 pour les différentes transitions comprises dans chaque scénario.

Tableau 19. Hypothèses de coûts

Scénario (Option technique)	Coûts élevés	Coûts bas	Coûts moyens
1 : Semis direct (SD)	Δ rendements = -5,2%	Δ rendements = 0%	Δ rendements = -2,6%
	Achat semoir	-	-
2 : Alternance 4 ans semis direct 1 an labour (LO1/5)	Δ rendements = -5,2% x 4/5	Δ rendements = 0%	Δ rendements = -2,6% x 4/5
	Achat semoir	-	-
3 : Travail superficiel (TS)	Δ rendements = -1%	Δ rendements = 0%	Δ rendements = -0,5%
	-	-	-

- *Rendements*

Nous considérerons ici :

- une hypothèse de coût élevé qui considère une baisse de rendement ;
- une hypothèse de bas coût selon laquelle le rendement reste inchangé quelles que soient les pratiques de semis ;
- une hypothèse de coût moyen, généré par la moyenne des deux calculs précédents. La baisse de rendement est alors deux fois moins importante que dans la première hypothèse.

On a alors :

- en semis direct continu (SD) : une baisse de rendement de 5,2% dans l'hypothèse de coûts élevés, de 0% dans l'hypothèse de coûts bas, et de la moyenne entre les deux, soit 2,6%, dans l'hypothèse moyenne ;
- en semis direct en alternance avec du labour (LO1/5) : une baisse du rendement au *pro rata* de la fréquence du semis direct ;
- en travail superficiel : l'hypothèse d'une variation de rendement de -1% dans l'hypothèse de coûts élevés, de 0% dans l'hypothèse de coûts bas, et de la moyenne entre les deux, soit -0,5% dans l'hypothèse moyenne.

Ces variations ont été appliquées à un produit initial de 1190 € par hectare, observés dans le RICA pour les cultures concernées (cf. Annexe 3).

- *L'évolution des dépenses en carburant.*

Le prix du carburant agricole en 2010 est donné par le RICA, 0,52 € par litre, chiffre qui correspond aux statistiques officielles dans lesquelles le prix des carburants agricoles varie de 0,43 à 0,58 au cours de l'année 2010. Ce prix tient compte en partie de la défiscalisation des carburants agricoles (cf. Annexe 4), mais il faut lui enlever 0,05 € par litre que les exploitations perçoivent en subvention directe (cf. Annexe 4). Le calcul ne prend pas en compte le montant de 0,0066 € par litre, taxe finalement payée par les agriculteurs, qui joue en manque à gagner pour l'Etat en cas de baisse de la consommation des carburants.

A partir des données d'Arvalis à Boigneville (Labreuche et al., 2011) et du prix des carburants, nous avons estimé les charges en carburant pour les différentes options techniques et scénarios (Annexe 1 ; Tableau 20).

• *Herbicides*

Nous avons repris les variations de consommation en carburant utilisées pour estimer les émissions de GES (Tableau 6).

Pour les cultures retenues dans le scénario 1, le coût des produits phytosanitaires est estimé, à partir du RICA, à 155 €/ha et compte tenu du poids des herbicides dans l'IFT, il peut être estimé à 58 €/ha pour ces herbicides. A partir du tableau en Annexe 3, un simple calcul donne 53 €/ha pour le labour et 73 €/ha pour le semis direct. Nous avons supposé que le travail superficiel du sol impliquait le même recours aux produits phytosanitaires que l'alternance labour - semis direct. Une étude d'Arvalis (Nicoletti, 2009) donne entre autres 20 € d'écart dans le recours aux herbicides entre le labour et le semis direct.

Tableau 20. Coût total de l'action selon les trois scénarios.

Le coût est estimé par hectare et par an, pour chaque transition comprise dans le scénario.

Hypothèse haute		Coût par hectare (Euros)					
Scénario 1	Surfaces: ha	Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	Total
L -> SD	5793842	63	-19	-26	20	19	56
L-TS1/2 -> SD	4195541	57	-12	-22	13	19	55
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	60	-16	-24	17	19	56
Scénario 2:							
L -> LO1/5	5793842	50	-15	-21	14	19	46
L-TS1/2 -> LO1/5	4195541	44	-9	-16	6	19	44
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	48	-12	-19	11	19	46
Scénario 3							
L -> TS	7979636	12	-13	-9	14	0	4
L-TS1/2-> TS	5778357	6	-7	-5	7	0	2
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0
Total	13757994	10	-10	-7	11	0	3
Hypothèse basse		Coût par hectare (Euros)					
Scénario 1	Surfaces: ha	Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	Total
L -> SD	5793842	0	-19	-26	20	0	-25
L-TS1/2 -> SD	4195541	0	-12	-22	13	0	-21
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	0	-16	-24	17	0	-23
Scénario 2:							
L -> LO1/5	5793842	0	-15	-21	14	0	-23
L-TS1/2 -> LO1/5	4195541	0	-9	-16	6	0	-19
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	0	-12	-19	11	0	-21
Scénario 3							
L -> TS	7979636	0	-13	-9	14	0	-8
L-TS1/2-> TS	5778357	0	0	-5	7	0	3
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0
Total	13757994	0	-8	-7	11	0	-4
Hypothèse Moyenne		Coût par hectare (Euros)					
Scénario 1	Surfaces: ha	Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	Total
L -> SD	5793842	31	-19	-26	20	0	6
L-TS1/2 -> SD	4195541	28	-12	-22	13	0	7
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	30	-16	-24	17	0	7
Scénario 2:							
L -> LO1/5	5793842	25	-15	-21	14	0	3
L-TS1/2 -> LO1/5	4195541	22	-9	-16	6	0	4
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	24	-12	-19	11	0	3
Scénario 3							
L -> TS	7979636	6	-13	-9	14	0	-2
L-TS1/2-> TS	5778357	3	-3	-5	7	0	2
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0
Total	13757994	5	-9	-7	11	0	0

- *Temps de travail*

L'estimation s'appuie sur les essais de Boigneville (Labreuche et al., 2011) pour une rotation blé-maïs, et pour des pratiques de labour, travail superficiel du sol et semis direct pour lesquelles les heures de travail vont de 2,4 à 3,9 heures/ha (Annexe 3). Elle est donc relativement optimiste dans la mesure où il s'agit d'essais expérimentaux, mais elle s'avère peu éloignée de données d'une étude de la Chambre d'Agriculture de Bretagne (2008). Les charges en travail pour le labour en alternance avec le travail superficiel et le labour un fois tous les cinq ans ont été estimées par règle de trois. De ces éléments, on tire les variations des charges par hectare en travail pour chaque scénario (Tableau 20). Ces variations de temps de travail ont été valorisées à 17 € de l'heure.

- *L'investissement initial*

Dans l'hypothèse de coût bas ou moyen, on considère qu'il n'y a pas d'investissement initial. En rythme de croisière, toutes les études ne montrent en effet aucune différence de la valeur du parc de matériel entre les exploitations en labour et les exploitations en semis direct (Chambre d'Agriculture de Bretagne, 2008 ; Nicoletti, 2009). On peut donc estimer que le passage au semis direct s'effectue dans la phase de renouvellement de matériel, donc sans investissement supplémentaire.

Dans l'hypothèse de coûts élevés, on suppose que le passage du labour au semis direct implique un investissement par l'achat d'un matériel spécifique. Le coût de cet investissement varie évidemment selon la taille de l'exploitation. Selon l'étude précitée, le prix d'un semoir spécifique varie entre 20 000 et 38 000 €. Si on suppose que ce semoir a une durée de vie de vingt ans, avec un taux d'actualisation de 4%, on peut calculer l'annuité constante par hectare (Annexe 3).

L'achat d'un matériel spécifique est assez lourd pour les petites exploitations. Mais le recours à une CUMA est toujours possible. Le problème est de déterminer, avec ce recours possible aux CUMA, le nombre de semoir par hectare. Pour prendre en compte en partie les coûts de transaction induits par le passage au non-labour, on a considéré l'hypothèse d'un semoir pour 150 hectares, ce qui conduit à une annuité constante par hectare de 18,6 €. En supposant que le labour alterné peut se faire sans matériel spécifique, cette hypothèse conduit aux variations de charges selon les trois scénarios présentées dans le Tableau 20.

- *Estimation du coût total de l'action*

Le coût total par hectare est calculé en sommant les différents postes, le coût moyen par scénario est calculé en pondérant les coûts unitaires par la proportion de la surface qui est concernée (Tableau 20). On constate que les coûts à l'hectare sont décroissants du scénario semis direct continu (7 €/ha) au scénario LO1/5 (3 €/ha), puis au scénario travail superficiel pour lequel les coûts sont nuls ou faiblement négatifs (-0,2 €/ha, arrondi à 0 €/ha).

- *Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)*

Si l'effet d'une réduction du labour est, dans certaines hypothèses, plutôt profitable aux agriculteurs, on peut s'interroger sur les raisons de sa non-adoption. Il existe sans doute des coûts inobservables qu'il est difficile de chiffrer. Nous avons introduit le coût du semoir pour prendre en compte une partie de ces coûts dans l'un des scénarios.

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

Estimation des coûts annuels à l'échelle nationale pour l'assiette maximale technique

Tableau 21. Coût annuel pour l'assiette maximale technique

		Surfaces (ha)	Coût global (millions d'euros)					Total
			Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	
Hypothèse haute								
Scénario 1	SD	10 059 383	604	-163	-242	171	186	555
Scénario 2	LO1/5		478	-125	-190	106	186	455
Scénario 3	TS	13 827 994	132	-143	-101	156	0	44
Hypothèse basse								
Scénario 1	SD	10 059 383	0	-163	-242	171	0	-234
Scénario 2	LO1/5		0	-125	-190	106	0	-209
Scénario 3	TS	13 827 994	0	-105	-101	156	0	-50
Hypothèse moyenne								
Scénario 1	SD	10 059 383	302	-163	-242	171	0	68
Scénario 2	LO1/5		239	-125	-190	106	0	30
Scénario 3	TS	13 827 994	66	-124	-101	156	0	-3

Les coûts apparaissent donc négatifs pour le scénario 3 (Travail superficiel du sol). Pour estimer le coût cumulé sur 20 ans pour le scénario de diffusion choisi, nous avons appliqué le coût estimé par hectare pour chaque scénario (Tableau 20), aux surfaces soumises au scénario chaque année (cf. Figure 2), puis cumulé ce coût sur les 20 ans (Tableau 22).

Tableau 22. Coût cumulé de la mise en place des scénarios sur 20 ans (2010-2030) selon le scénario de diffusion choisi.

	Coût cumulé sur 20 ans (M€)
Scénario 1 SD	781
Scénario 2 LO 1/5	347
Scénario 3 TS	-32

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

En combinant les calculs d'atténuation et les estimations de coût, nous avons calculé le coût de la tonne de CO₂ évité ou émis, par an, selon les trois niveaux d'atténuation choisis et l'hypothèse de coût moyen, et ce pour les trois scénarios (Tableau 23). L'atténuation est positive lorsque le scénario limite les émissions de GES et le coût est positif lorsque le scénario induit un surcoût pour l'agriculteur. Les valeurs de coût par tonne de CO₂ sur fond rouge correspondent à des situations doublement défavorables : il n'y a pas atténuation et il y a un surcoût. Dans l'hypothèse des coûts bas, les trois scénarios conduisent, pour les hypothèses d'atténuation élevée et moyenne, à un coût négatif de la tonne de CO₂e évité. Pour l'hypothèse de coûts élevés, la tonne de CO₂e coûte de 31 à 126 €. Pour l'hypothèse de coûts moyens, la tonne de CO₂ évité coûte de 4 à 12 € ou "rapporte", -2 à -3 € (Tableau 23).

Tableau 23. Coût de la tonne de CO₂ évité ou émis, par an à l'assiette maximale technique (année 2030), selon les trois niveaux d'atténuation choisis et les trois hypothèses de coût, et ce pour les trois scénarios

		Atténuation élevée (TgCO ₂ e)	Atténuation basse (TgCO ₂ e)	Atténuation moyenne (TgCO ₂ e)
Scénario 1: semis direct		12,0	-0,3	5,8
coût élevé (M€)	555	46	-1 915	96
coût bas (M€)	-234	-20	808	-41
coût moyen (M€)	68	6	-233	12
Scénario 2: LO1/5		7,9	-0,2	3,8
coût élevé (M€)	455	58	-2 045	121
coût bas (M€)	-209	-26	938	-55
coût moyen (M€)	30	4	-135	8
Scénario 3: travail superficiel		1,4	-0,3	0,9
coût élevé (M€)	44	32	-177	47
coût bas (M€)	-50	-36	198	-53
coût moyen	-3	-2	11	-3

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

Nous avons analysé trois scénarios, passage au semis direct continu (scénario 1, SD), passage au labour occasionnel un an sur 5 (scénario LO1/5), passage au travail superficiel sur une dizaine de centimètres de profondeur (scénario 3, TS). En termes de potentiel d'atténuation, les scénarios ont une efficacité décroissante (SD > LO1/5 > TS), malgré les incertitudes énormes. Les trois scénarios peuvent être développés sur une assiette très importante en termes de surfaces (10,1 à 13,8 millions d'hectares). Au plan agronomique (évolution des rendements, modifications des apports de produits phytosanitaires caractère approprié des sols), les inconvénients décroissent dans le même sens : SD > LO1/5 > TS. Enfin, au plan économique, les deux premiers scénarios ont un coût, alors que le scénario TS a un coût nul à négatif.

7. Discussion

7.a. Sensibilité des résultats

Ces résultats sont très sensibles aux hypothèses prises, à la fois en ce qui concerne les émissions et le coût des mesures.

Les **pratiques** sont renseignées de manières très inégales. Les pratiques les mieux renseignées au plan des émissions de GES sont le semis direct continu et le labour continu, et ce par des essais de longue durée de par le monde. Le labour occasionnel comme le travail superficiel sont beaucoup moins renseignés dans la littérature, pour deux raisons :

- Moins d'essais de longue durée leur sont consacrés (pas d'essais avec des labours occasionnels répétés par exemple) ;
- Les pratiques sont souvent mal décrites. Le terme de "*reduced tillage*" recouvre en effet des choix d'outils (pas de retournement), mais aussi une profondeur réduite de travail ou bien un travail sur une faible proportion de la surface (*ridge tillage*).

L'enquête "Pratiques culturales" 2006 montre que l'alternance labour - travail superficiel est devenue fréquente en grandes cultures, avec de grandes variations portant sur la profondeur du travail comme sur la fréquence du labour. Ceci nous a conduits à choisir pour 2010 une ligne de base qui est une alternance travail superficiel - labour un an sur deux. Ce choix nous est apparu plus réaliste, bien que le vocabulaire employé soit lui-même peu fiable dans les enquêtes. En effet, le choix d'une ligne de base "labour continu" aurait exacerbé les effets des pratiques de simplification de travail du sol testées par rapport à la réalité. Par contre, ce choix n'est pas sans conséquence, puisque la ligne de base comprend des pratiques mal renseignées. Si nous savons que l'alternance travail superficiel - labour un an sur deux se situe nécessairement entre les options techniques labour continu et semis direct continu, nous avons donc une incertitude importante sur ses émissions.

En tout état de cause, il apparaît nécessaire à l'avenir : (i) d'affiner la description des pratiques de travail du sol au-delà de vocables tels que "non-labour" ou "travail simplifié" ; (ii) d'acquérir des données sur des situations correspondant aux pratiques réelles des agriculteurs, par la conception d'essais *ad-hoc*, l'appui sur des réseaux de parcelles bien renseignées ou encore la modélisation.

Pour **les différentes émissions**, la plus grande part de variabilité entre les fourchettes hautes et basses dans notre travail provient de l'estimation du stockage de C (la différence entre valeurs hautes et basses atteint 1100 kgCO_{2e}/ha/an, suivi des postes économie de carburant (fourchette de 219 kgCO_{2e}/ha/an) et émissions de N₂O (fourchette de 140 kgCO_{2e}/ha/an) (voir Annexe 4).

Cependant, les émissions de N₂O ont potentiellement un poids bien plus important que le carbone sur l'atténuation des émissions, en raison du pouvoir réchauffant plus élevé du N₂O. Ces émissions sont très variables dans l'espace et le temps, bien que la réalisation de mesures en continu sur une année permette maintenant d'en améliorer l'estimation. Ainsi, des émissions de 2,3 kgN-N₂O/ha/an suffiraient à annuler le bénéfice d'un fort stockage de C. En effet, étant donné le fort pouvoir de réchauffement global du N₂O, 2,3 kgN-N₂O/ha/an correspondent à une émission de 1100 kgCO_{2e}/ha/an ; or la moyenne estimée dans la littérature pour des sols hydromorphes est de 2 kgN-N₂O/ha/an (Rochette, 2008). Cela justifie notre choix de ne pas recommander, en termes d'émissions de GES, le développement du semis direct sur des sols hydromorphes.

De manière générale, il nous est apparu que la variable "**type de sol**" était insuffisamment renseignée pour pouvoir en tenir compte, alors que l'analyse des processus en jeu dans les émissions montre, *a priori*, son importance. Les synthèses récentes montrent la difficulté à relier stockage de C ou émissions de N₂O aux caractéristiques des sols (hormis l'hydromorphie pour ces dernières). Par ailleurs, les enquêtes type enquête "Pratiques culturales" ne renseignent pas ces variables.

Pour ce qui est de **l'évaluation économique**, on constate la très grande variabilité des résultats obtenus selon que l'on prend des estimations pessimistes ou optimistes des coûts (Tableau 23). La plus grande source de variabilité paraît ici venir des variations de rendement des cultures en fonction des pratiques de travail du sol. Ainsi dans la littérature, les baisses moyennes de rendement observées en simplification du travail du sol vont de 0 à 7%. Sachant qu'une baisse de rendement de 1% correspond approximativement à 11 € par hectare, soit un montant supérieur à l'estimation moyenne du coût retenue dans l'étude pour un passage au semis direct continu, on perçoit l'extrême sensibilité des estimations aux hypothèses sur le rendement.

Enfin, la hiérarchie des coûts des modes de travail du sol tient aussi beaucoup au prix des carburants, lui-même déterminé par les mesures actuelles de défiscalisation (cf. Annexe 4). Si on chiffre le prix des carburants avec refiscalisation, le coût de la tonne de carbone devient négatif dans les trois scénarios. Cette fiscalisation diminuerait les marges des agriculteurs mais elle pourrait être compensée par une aide par hectare uniforme. Ces deux mesures prises conjointement (fiscalisation des

carburants et aide uniforme par hectare) seraient très incitatives pour promouvoir le développement des modes de travail du sol économes en énergie.

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

• Comptabilisation de l'effet

L'inventaire CITEPA réalisé sur la base GIEC 1996 ne comptabilise pas les stockages additionnels de carbone liés aux modalités de travail du sol. La méthode *tier 1* des lignes directrices GIEC de 2006 permet de tenir compte des effets sur les stocks de C du sol, mais présente des limites (cinétique linéaire, valeurs de référence plus élevées que celles de la littérature internationale pour le travail superficiel) ; et elle n'intègre pas les émissions de N₂O. La méthode de calcul présentée dans cette fiche, proposant des coefficients de stockage de C et des facteurs d'émissions de N₂O spécifiques aux conditions agronomiques et pédoclimatiques françaises pourrait servir de base à une méthodologie de calcul "expert" des impacts du travail du sol sur les émissions de GES.

• Vérifiabilité de la mise en œuvre

L'expertise collective INRA 2002 avait souligné les difficultés de vérification de stockages additionnels de C en général (variabilité du phénomène...), et de ceux associés à des modifications des pratiques culturales en particulier (difficiles à prouver et vérifier). Bien que difficile, la vérification de l'adoption du non-labour est envisageable.

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

Si l'effet d'une réduction du labour est, dans certaines hypothèses, plutôt profitable aux agriculteurs, on peut s'interroger sur les raisons de sa non-adoption. La difficulté à contrôler les adventices pourrait en être une des explications. Il existe aussi sans doute des coûts inobservables qu'il est difficile de chiffrer - le coût du semoir a été introduit pour prendre en compte une partie de ces coûts dans l'un des scénarios.

Une mesure incitative simple serait la suppression de la défiscalisation du gazole agricole et son remplacement par une aide uniforme par hectare. Si on chiffre les coûts au prix du carburant fiscalisé, ces coûts deviennent négatifs dans les trois options, mais les agriculteurs subissent une baisse de recette, de 40 € par hectare en labour et de 23 € en semis direct. Une subvention compensatrice uniforme à l'hectare, de l'ordre de 30 €, favoriserait les modes de travail du sol économes en énergie.

Le non-labour est déjà adopté spontanément par les agriculteurs (sur 21% des surfaces de cultures annuelles en 2001, 34% en 2006), pour les économies de carburant et de temps de travail qu'il permet : il s'agit d'un passage à du travail superficiel, avec souvent un recours périodique au labour, dont l'adoption est proportionnelle à la taille de l'exploitation. Le semis direct (privilegié dans cette action) n'est en revanche que marginalement adopté (1% des surfaces de culture annuelle en 2006).

Le non-labour est promu comme moyen de prévention de l'érosion (agriculture "de conservation"), avec des effets favorables sur la faune du sol. Il jouit donc d'une image "verte" même si son adoption obéit à des motivations très diverses et qu'il peut nécessiter une augmentation de la quantité d'herbicides utilisée.

7.d. Comparaison avec d'autres études

Nous ne connaissons pas d'estimation similaire sur le potentiel d'atténuation des émissions de GES à l'échelle du territoire français. L'expertise collective menée par l'INRA en 2002 (Arrouays et al., 2002) ne concernait que le carbone. Nous avons comparé nos résultats aux leurs en ce qui concerne le carbone. L'application des scénarios SD et L01/5 conduit dans notre étude à un stockage additionnel de carbone dans les sols moyen de 17 et 11 TgC, respectivement, sur la période 2010-30. Arrouays et al. (2002) ont estimé que l'adoption progressive du semis direct et du labour un an sur quatre sur 50% de la SAU, soit 9,5 Mha (valeur proche de nos 10 Mha d'assiette maximale technique), conduisait en 20 ans à un stockage additionnel de 20 et 12 TgC respectivement. Nos estimations sont donc plus faibles, bien que du même ordre de grandeur. En effet, les travaux récents de la littérature nous ont conduits à revoir à la baisse le potentiel de stockage additionnel de C en semis direct.

Une évaluation du potentiel d'atténuation des émissions de GES par la mise en œuvre de techniques simplifiées de travail du sol a été menée à l'échelle internationale (Smith et al., 2008), ou pour certains pays (Angleterre : Moran et al., 2008 ; Irlande : Teagasc, 2012). Les résultats en sont donnés dans le Tableau 24. On constate que nos estimations sont bien

supérieures à celles de Moran et al. (2008) (qui considéraient toutes les pratiques de simplification de travail du sol), mais très proches de celles de Smith et al. (2008) ou celles établies pour l'Irlande. Cependant pour ces deux études, l'estimation du potentiel de stockage de C est nettement supérieure à la nôtre, et leur estimation des émissions de N₂O est par contre moindre.

Tableau 24. Résultats d'études analogues et de synthèses bibliographiques récentes (cf. aussi Tableau 2)

Référence	notre étude, semis direct			Moran et al., 2008	Teagasc, 2012	Smith et al., 2008		
Zone géographique	France			Angleterre	Irlande	climats humides et froids		
MgCO ₂ e/ha/an	haut	bas	moyen	moyen	moyen	haut	bas	moyen
	1,24	-0,03	0,60	0,15	0,67	1,12	-0,04	0,53

7.e. Interactions avec les autres actions

Des interactions peuvent être envisagées avec d'autres actions considérées dans cette étude :

- Cultures intermédiaires : celles-ci sont souvent détruites par labour, mais on peut les détruire également à l'aide d'herbicides, ou bien les broyer. L'implantation de cultures intermédiaires et la simplification du travail du sol sont donc compatibles, en ajustant la méthode de destruction de ces couverts.
- Le développement de bandes enherbées diminuera potentiellement (mais marginalement) l'assiette maximale technique du non-labour, cependant ces actions sont compatibles.
- Agroforesterie et haies : de manière similaire, les surfaces en haies et en rangées d'arbres doivent être retirées de l'assiette maximale technique du non-labour, ces actions étant compatibles.
- Légumineuses : les cultures en pois étant préférentiellement conduites en labour, l'introduction de légumineuses dans la rotation peut conduire à éviter, sur les surfaces concernées, le scénario 1 (semis direct continu) au profit d'un semis direct discontinu ou d'un travail superficiel.
- Le développement du non-labour pourrait affecter la taille du parc de tracteurs et donc avoir un impact sur l'assiette maximale technique de l'action économie d'énergie via le réglage de tracteurs et l'écoconduite.

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

Cette étude est centrée sur les émissions de gaz à effet de serre. Cependant, les techniques culturales sans labour (TCSL) affectent fortement certaines propriétés du sol et ont des impacts environnementaux divers, qui ont fait l'objet de nombreux travaux et nombreuses synthèses. On renverra en particulier à l'expertise réalisée par l'ADEME en 2007 (Labreuche et al., 2007).

Les principales conséquences des TCSL, et tout particulièrement de l'adoption du semis direct, sur les sols sont :

- une modification de la répartition spatiale des matières organiques et leur stratification selon la profondeur ;
- une augmentation de la diversité des organismes vivants et de l'abondance de certains groupes (en particulier vers de terre, limaces, carabes, etc.) (Kladivko, 2001 ; van Capelle et al., 2012) ;
- une acidification du sol en surface (Soane et al., 2012) ;
- une modification de la structure du sol avec diminution de la porosité (tassement) et une augmentation de la résistance à la pénétration, mais avec une augmentation de la porosité correspondant à des pores verticaux permettant l'infiltration de l'eau (Soane et al., 2012) ;
- une augmentation de l'agrégation et de la stabilité structurale dans les couches de surface du sol (Labreuche et al., 2007 ; Soane et al., 2012), ayant pour conséquence une diminution de la battance et de l'érosion.

Le non-labour a également des effets environnementaux :

- une réduction du ruissellement et de l'érosion (par ex. Bonafos et al., 2007) ;
- une modification des voies de transfert du phosphore (moins de lixiviation, plus de ruissellement), mais des pertes équivalentes ;
- une modification de la dynamique des produits phytosanitaires (plus de rétention mais aussi de biodégradation, moins de lixiviation ; Labreuche et al., 2007), alors que l'usage des herbicides est généralement plus important en TCSL. Ce changement de pratiques peut avoir des impacts négatifs importants sur la qualité de l'eau.

D'un point de vue social, le semis direct s'inscrit dans un développement de techniques culturales sans labour dont les effets ne sont pas neutres sur la structure des productions. En libérant du travail, il peut favoriser la course aux hectares et jouer donc dans le sens de la concentration des exploitations. Or cette évolution, si elle est mal maîtrisée, peut être contraire à des objectifs de politiques publiques sur l'aménagement du territoire. En revanche, la baisse des charges de mécanisation permettrait d'améliorer la compétitivité de la production céréalière.

8. Conclusions

Les techniques culturales sans labour ont un potentiel d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre qui est avéré et confirmé par cette analyse. Les deux principaux volets d'atténuation sont le stockage de C dans le sol et l'économie de carburants. Par contre, les émissions potentielles de N₂O peuvent fortement réduire ce potentiel. Les estimations de potentiel d'atténuation sont entachées d'une incertitude très importante, et recouvrent aussi des situations où la mise en place de techniques culturales simplifiées augmente les émissions de GES, *via* les émissions de N₂O.

Les fortes incertitudes associées aux estimations présentées ici pointent de forts besoins de connaissances :

- sur la variabilité des émissions et du stockage de carbone, en particulier en fonction du type de sol ;
- sur la maîtrise possible des émissions de N₂O ;
- sur des pratiques à mieux renseigner : pratiques de labour occasionnel et de travail superficiel comme mentionné antérieurement, mais aussi combinaisons de pratiques au sein de systèmes de culture. Ainsi, la simplification du travail du sol peut s'accompagner et s'accompagne souvent de modifications du système de culture (choix de la rotation, changements du calendrier de semis, utilisation de plantes de couverture). L'interaction entre simplification du travail du sol et implantation de cultures intermédiaires ou plantes de couverture apparaît particulièrement intéressante à approfondir du point de vue des émissions de GES.

Références bibliographiques citées

Nous avons privilégié, lorsqu'elles existaient, des synthèses et méta-analyses de données.

- Abdalla, M., Jones, M., Ambus, P., Williams, M., 2010. Emissions of nitrous oxide from Irish arable soils: effects of tillage and reduced N input. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 86, 53-65.
- Agreste, 2010. Enquête pratiques culturales. Les Dossiers n°8.
- Alvarez, C., Costantini, A., Alvarez, C.R., Alves, B.J.R., Jantalia, C.P., Martellotto, E.E., Urquiaga, S., 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 94, 209-220.
- Angers, D.A., Bolinder, M.A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, R.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R.P., Martel, J., 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil and Tillage Research* 41, 191-201.
- Angers, D.A., Eriksen-Hamel, N.S., 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal* 72, 1370-1374.
- Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre, Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise scientifique collective. Paris: INRA, 334 p. http://www5.paris.inra.fr/depe/content/download/3187/32268/version/2/file/rapport_carbone_inra.pdf
- Arvidsson, J., 2010. Energy use efficiency in different tillage systems for winter wheat on a clay and silt loam in Sweden. *Eur. J. Agron.* 33,, 250-256.
- Balabane, M., Bureau, F., Decaens, T., Akpa, M., Hedde, M., Laval, K., Puget, P., Pawlak, B., Barray, S., Cluzeau, D., Labreuche, J., Bodet, J.M., Le Bissonais, Y., Saulas, P., Bertrand, M., Guichard, L., Picard, D., Houot, S., Arrouays, D., Brygoo, Y., Chenu, C., 2005. Restauration de fonctions et propriétés des sols de grande culture intensive. Effets de systèmes de culture alternatifs sur les matières organiques et la structure des sols limoneux et approche du rôle fonctionnel de la diversité biologique des sols (Dmostra), Rapport final de contrat MEDD 01105. Gestion durable des Sols. INRA, p. 119.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research* 53, 215-230.
- Ball, B.C., 2013. Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. *European Journal of Soil Science* in press, doi: 10.1111/ejss.12013.
- Ball, B.C., Scott, A., Parker, J.P., 1999. Field N(2)O, CO(2) and CH(4) fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research* 53, 29-39.
- Behaydt, D., Boeckx, P., Ahmed, H.P., Van Cleemput, O., 2008. N(2)O emission from conventional and minimum-tilled soils. *Biology and Fertility of Soils* 44, 863-873.
- Blanchart, E., Bernoux, M., Sarda, X., Siqueira Neto, M., Cerri, C.C., Piccolo, M., Douzet, J.M., Scopel, E., Feller, C., 2007. Effect of direct seeding Mulch-based systems on soil carbon storage and macrofauna in Central Brazil. *Agriculturae Conspectus Scientificus (Poljoprivredna Znanstvena Smotra)* 72, 81-87.
- Bonafos A, Le Bissonais Y. Ouvry JF, 2007. Impact des TCSL sur le ruissellement et l'érosion. In : Labreuche J, et al, eds. Évaluation des impacts environnementaux des techniques culturales sans labour (TCSL) en France. Rapport final du contrat ADEME 04 75C 0014. Angers : Ademe éditions.
- Chambres d'Agriculture de Bretagne, 2008. Techniques culturales sans labour en Bretagne. Guide pratique, 43 p.
- Chapelle-Barry, C., 2008. Dans le sillon du non-labour. *Agreste Primeur* 207, 1-4.
- Conant, R.T., Easter, M., Paustian, K., Swan, A., Williams, S., 2007. Impacts of periodic tillage on soil C stocks: A synthesis. *Soil and Tillage Research* 95, 1-10.
- Constantin J., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Fontaine A., Kerveillant P., Beaudoin N. (2010) Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135: 268-278.
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment* 135, 268-278.
- Corbeels, M., Scopel, E., Cardoso, A., Bernoux, M., Douzet, J.M., Siqueira Neto, M., 2006. Soil carbon storage potential of direct seeding mulch-based cropping systems in the Cerrados of Brazil. *Global Change Biology* 12, 1773-1787.
- de Rouw, A., Huon, S., Soullieuth, B., Jouquet, P., Pierret, A., Ribolzi, O., Valentin, C., Bourdon, A., Chantharath, B., 2010. Possibilities of carbon and nitrogen sequestration under conventional tillage and no-till cover crop farming (Mekong valley, Laos). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136, 148-161.
- Dimassi, B., Cohan, J.P., Labreuche, J., Mary, B., 2013. Changes in soil carbon and nitrogen following tillage conversion in a long-term experiment in Northern France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 169, 12-20.
- Eagle, A.J.; Olander, L.P.; Henry, L.R.; Haugen-Kozyra, K.; Millar, N.; Robertson, G.P., 2012. Greenhouse Gas Mitigation Potential of Agricultural Land Management in the United States - A Synthesis of the Literature. Durham (USA): Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, (Report NI R 10-04), 76 p. http://nicholasinstitute.duke.edu/ecosystem/land/TAGGDLitRev/at_download/paper
- Gonzalez-Sanchez, E.J., Ordonez-Fernandez, R., Carbonell-Bojollo, R., Veroz-Gonzalez, O., Gil-Ribes, J.A., 2012. Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil & Tillage Research* 122, 52-60.
- Hermle, S., Anken, T., Leifeld, J., Weiskopf, P., 2008. The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil & Tillage Research* 98, 94-105.
- Hernanz, J.L., Sanchez-Giron, V., Navarrete, L., 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agriculture Ecosystems & Environment* 133, 114-122.
- Kladivko, 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil & Tillage Research*, 61, 61-76.

- Koch, H.J., Stockfisch, N., 2006. Loss of soil organic matter upon ploughing under a loess soil after several years of conservation tillage. *Soil & Tillage Research* 86, 73–83.
- Labreuche J., Le Souder C., Castillon P., Ouvry J.F., Real B., Germon J.C., de Tourdonnet S., 2007. Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Cultureles Sans Labour (TCSL) en France. Rapport de contrat ADEME, 400p. <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51256&p1=02&p2=11&ref=17597>
- Labreuche, J., Lellahi, A., Malaval, C., Germon, J.-C., 2011. Impact des techniques culturales sans labour (TCSL) sur le bilan énergétique et le bilan des gaz à effet de serre des systèmes de culture. *Cahiers Agricultures* 20, 204-215.
- Lopez-Fando, C., Pardo, M.T., 2011. Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. *Soil & Tillage Research* 111, 224-230.
- Luo, Z.K., Wang, E.L., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139, 224-231.
- Maltas, A., Corbeels, M., Scopel, E., Oliver, R., Douzet, J.-M., Macena da Silva, F.A., Wery, J., 2007. Long-term effects of continuous direct seeding mulch-based cropping systems on soil nitrogen supply in the Cerrado region of Brazil. *Plant and Soil* 298, 161-173.
- Metay, A., Mary, B., Arrouays, D., Labreuche, J., Martin, M., Nicolardot, B., Germon, J.C., 2009. Effects of reduced or no tillage practices on C sequestration in soils in temperate regions. *Canadian Journal of Soil Science* 89, 623-634.
- Moran, D., MacLeod, M., Wall, E., Eory, V., Pajot, G., Matthews, R., McVittie, A., Barnes, A., Rees, B., Moxey, A., Williams, A., and Smith, P.: UK Marginal Abatement Cost Curves for the Agriculture and Land Use, Land-Use Change and Forestry Sectors out to 2022, with Qualitative Analysis of Options to 2050. Final Report to the Committee on Climate Change, SAC Commercial Ltd, 152, 2008.
- Morris, N.L., Miller, P.C.H., Froud-Williams, R.J., 2010. The adoption of non-inversion tillage systems in the United Kingdom and the agronomic impact on soil, crops and the environment—A review. *Soil and Tillage Research* 108, 1–15.
- Mosier, A.R., Halvorson, A.D., Peterson, G.A., Robertson, G.P. and Sherrod, L., 2005. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72, 67-76.
- Mutegi, J.K., Munkholm, L.J., Petersen, B.M., Hansen, E.M., Petersen, S.O., 2010. Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. *Soil Biology & Biochemistry* 42, 1701-1711.
- Nicoletti, J.P., 2009. Intérêt économique des techniques culturales sans labour. Quel travail du sol aujourd'hui : travailler autrement pour produire mieux ? Salon international de l'agriculture Paris – 26 février 2009
- Oorts, K., Bossuyt, H., Labreuche, J., Merckx, R. and Nicolardot, B., 2007. Carbon and nitrogen stocks in relation to organic matter fractions, aggregation and pore size distribution in no-tillage and conventional tillage in northern France. *European Journal of Soil Science*, 58, 248-259.
- Powlson, D.S. et al., 2012. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: A case study. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 146, 23-33.
- Quincke, J.A., Wortmann, C.S., Mamo, M., Franti, T., Drijber, R.A., 2007. Occasional tillage of no-till systems: carbon dioxide flux and changes in total and labile soil organic carbon. *Agronomy Journal* 9, 1158–1168.
- Regina, K., Alakukku, L., 2010. Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil & Tillage Research* 109, 144-152.
- Rochette, P. 2008. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. *Soil and Tillage Research*, 101 (1-2), pp. 97-100.
- Roussel, M., Mary, B., Gréhan, E., Cohan, J.P., Léonard, J., 2012. Long-term effects of no-till and catch crops on N₂O emissions during a three year rotation. *Agric. Forest Meteorol.*, submitted.
- Sanderman, J., Farquharson, R. and Baldock, J. 2010. Soil Carbon Sequestration Potential: A review for Australian agriculture. National Research Flagship Reports. 81p. <http://www.csiro.au/Portals/Publications/Research--Reports/Soil-Carbon-Sequestration-Potential-Report.aspx>
- Six, J. Feller, C., Denef, K., Ogle, S. de Moraes, J. C. de M., Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - effects of no-tillage. *Agronomie*, 22, 755–775
- Smith, K.A. and Conen, F., 2004. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use and Management*, 20, 255-263.
- Smith, K.A., Conen, F., Ball, B.C., Leip, A. and Russo, S., 2002. Emissions of non-CO₂ greenhouse gases from agricultural land, and the implications for carbon trading. *Non-CO₂ Greenhouse Gases: Scientific Understanding, Control Options and Policy Aspects*, 669-670 pp.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363, 789-813.
- Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research* 118, 66–87.
- Sun, B., Hallett, P.D., Caul, S., Daniell, T.J., Hopkins, D.W., 2010. Distribution of soil carbon and microbial biomass in arable soils different tillage regimes. *Plant & Soil*. 338, 17-25.
- Ussiri, D.A.N., Lal, R., Jarecki, M.K., 2009. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. *Soil & Tillage Research* 104, 247-255.
- Van Capelle, C., Schrader, S., Brunotte, J., 2012. Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota – A review with a focus on German data. *European Journal of Soil Biology* 50, 165–181.
- van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M.A., Linquist, B., van Groenigen, K.J., 2012. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, on line.
- Van Oost K., T. A. Quine, G. Govers, S. De Gryze, J. Six, J. W. Harden, J. C. Ritchie, G. W. McCarty, G. Heckrath, C. Kosmas, J. V. Giraldez, J. R. Marques da Silva, and R. Merckx, 2007. The Impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science* 318, 626-629.
- VandenBygaert, A.J., Kay, B.D., 2004. Persistence of soil organic carbon after plowing a long-term no-till field in southern Ontario, Canada. *Soil Science Society America Journal* 68, 1394–1402.

- Venterea, R.T., Burger, M., Spokas, K.A., 2005. Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management. *Journal of Environmental Quality* 34, 1467-1477.
- Viaud, V., Angers, D.A., Parnaudeau, V., Morvan, T., Menasseri-Aubry, S., 2011. Response of organic matter to reduced tillage and animal manure in a temperate loamy soil. *Soil Use and Management* 27, 84-93.
- Vieira, F.C.B., Bayer, C., Zanatta, J.A., Mielniczuk, J., Six, J., 2009. Building Up Organic Matter in a Subtropical Paleudult under Legume Cover-Crop-Based Rotations. *Soil Science Society of America Journal* 73, 1699-1706.
- Virto, I., Barré, P., Burlot, A., Chenu, C., 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108, 17-26
- West, T.O., Post, W.M., 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1930-1946.

Annexe 1. Consommation en carburant

Tableau A1-1. Consommation moyenne en carburant (fioul, l/ha /an) pour les opérations de travail du sol et de semis en fonction du mode de travail du sol : labour (L), travail superficiel (TS) et semis direct (SD), pour des sols de textures différentes et pour différentes rotations. Essais ITCF-ADEME, 1990-93 (Labreuche et al., 2011)

Localisation	Sol	Rotation	L	TS	SD	TS-L	SD-L
Coudray (45)	Limon argileux	B-BI-C-BI-P-BI-T-BI	27	18	9	-9	-18
La Jaillière (44)	Limon drainé	C-BI-L-BI-T-BI-P-BI	33	23	19	-10	-14
Le Magneraud (17)	Rendzine	Mg-Mg	44	23	21	-21	-23
Le Magneraud (17)	Rendzine	P-BI-T-BI	37	24	14	-13	-23
Parisot (81)	Limon drainé	Mg-S	36	17	9	-19	-27
Suscy (77)	Limon sain	B-BI-P-BI-C-BI	40	25	20	-15	-20
moyenne						-14,5	-20,8
écart type						4,8	4,5

B = betterave, BI = blé, C = colza, P = pois, T = tournesol, S =soja; Mg = Mais grain

Annexe 2. Option technique labour un an sur deux

Calcul de l'atténuation unitaire pour le passage d'une situation de labour continu à une alternance travail superficiel - labour 1 an sur 2 (L-TS/2). Cette modalité est fréquente selon l'enquête "Pratiques culturales" 2006.

Nous avons considéré que le stockage de C était 50% (un an sur deux) de celui en travail superficiel (selon Balesdent et al., 2002, et Conant et al., 2007). Le stockage additionnel étant de 0 pour une transition labour à travail superficiel, la valeur est de 0. Pour les émissions liées au carburant et au N₂O, nous avons considéré que l'atténuation calculée pour une transition labour à travail superficiel s'appliquait un an sur deux (donc = 50% de cette valeur).

Tableau A2-1. Atténuation unitaire potentielle en labour un an sur deux. Les résultats sont exprimés en kgCO₂e/ha/an. Pour les émissions de N₂O nous n'avons ici considéré que les sols non hydromorphes. L'atténuation est exprimée par une valeur positive, une augmentation des émissions est indiquée par une valeur négative. La référence est le labour continu.

en kgCO ₂ e/ha/an	CO ₂			N ₂ O			CH ₄			Références sur lesquelles s'appuient les quantifications
	haute	basse	moy.	haute	basse	moy.	haute	basse	moy.	
Emissions directes										
Carbone sol	0	0	0							Tableau 3
Carburant	52	23	37							Tableau 6
N ₂ O				0	-35	0				Tableau 5
CH ₄							0	0	0	Mosier et al. 2005
Emissions induites										
Carburant	11	5	8							Tableau 6
Pesticides	0	-4	-2							Tableau 7
Sous - totaux	63	24	43	0	-35	0	0	0	0	
Potentiel d'atténuation total	haut	bas	moy.							
	63	-12	43							

Annexe 3. Estimation des coûts – bénéfices induits par l'action

Détail des estimations

Variations de rendement

Dans l'hypothèse de coûts élevés, on part du produit par hectare observé dans le RICA pour les cultures concernées, soit 1190 €. En s'appuyant sur les données de l'enquête "Pratiques culturales" (cf. Tableau 17), on peut estimer que le produit par hectare passe de 1214 à 1151 € entre le labour et le semis direct. De ce tableau, par différence, on déduit les variations de produit par hectare qui figurent dans le Tableau 19.

Tableau A3-1. Produit par hectare selon le mode d'implantation des cultures (hypothèse des coûts élevés)

	Produit/ha (€)
Labour	1 214
TS	1 202
TS1/2	1 208
LO1/5	1 164
SD	1 151

Charges en carburant

Tableau A3-2. Charges en carburant selon le mode d'implantation des cultures

	Litres	Coût (€)
Labour	95	44
TS	67	31
TS1/2	81	38
LO1/5	62	29
SD	54	25

Charges en herbicides

Tableau A3-3. Charges en herbicides selon le mode d'implantation des cultures

	Herbicides (€/ha)
Labour	53
TS	67
TS1/2	60
LO1/5	66
SD	73

Charges de travail

Tableau A3-4. Heures de travail et valorisation de ce travail à 17 € par hectare selon le mode d'implantation des cultures

	Heures/ha	€/ha
Labour	3,9	66
TS	3,4	57
TS1/2	3,6	62
LO1/5	2,7	45
SD	2,4	40

Coût d'investissement

Tableau A3-5. Annuité constante par hectare de l'achat d'un semoir selon le prix du semoir et le niveau de surface cultivée

Surface (ha)	50	100	150	200
Prix du semoir à 20000 €	29,43 €	14,72 €	9,81 €	7,36 €
Prix du semoir à 38000 €	55,92 €	27,96 €	18,64 €	13,98 €

Annexes

Tableau A3-6. Synthèse par hectare et pour l'assiette maximale technique

Hypothèse haute		Coût par hectare (Euros)						Coût Global (millions d'euros)					
Scénario 1	Surfaces: ha	Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	Total	Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	Total
L -> SD	5793842	63	-19	-26	20	19	56	365	-110	-152	116	108	327
L-TS1/2 -> SD	4195541	57	-12	-22	13	19	55	239	-52	-90	55	78	229
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	60	-16	-24	17	19	56	604	-163	-242	171	186	555
Scénario 2:													
L -> LO1/5	5793842	50	-15	-21	14	19	46	292	-88	-121	79	108	269
L-TS1/2 -> LO1/5	4195541	44	-9	-16	6	19	44	186	-36	-68	27	78	186
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	48	-12	-19	11	19	46	478	-125	-190	106	186	455
Scénario 3													
L -> TS	7979636	12	-13	-9	14	0	4	97	-105	-74	115	0	32
L-TS1/2-> TS	5778357	6	-7	-5	7	0	2	35	-38	-27	42	0	12
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	13757994	10	-10	-7	11	0	3	132	-143	-101	156	0	44
Hypothèse basse		Coût par hectare (Euros)						Coût Global (millions d'euros)					
Scénario 1	Surfaces: ha	Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	Total	Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	Total
L -> SD	5793842	0	-19	-26	20	0	-25	0	-110	-152	116	0	-146
L-TS1/2 -> SD	4195541	0	-12	-22	13	0	-21	0	-52	-90	55	0	-88
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	0	-16	-24	17	0	-23	0	-163	-242	171	0	-234
Scénario 2:													
L -> LO1/5	5793842	0	-15	-21	14	0	-23	0	-88	-121	79	0	-131
L-TS1/2 -> LO1/5	4195541	0	-9	-16	6	0	-19	0	-36	-68	27	0	-78
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	0	-12	-19	11	0	-21	0	-125	-190	106	0	-209
Scénario 3													
L -> TS	7979636	0	-13	-9	14	0	-8	0	-105	-74	115	0	-64
L-TS1/2-> TS	5778357	0	0	-5	7	0	3	0	0	-27	42	0	15
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	13757994	0	-8	-7	11	0	-4	0	-105	-101	156	0	-50
Hypothèse Moyenne		Coût par hectare (Euros)						Coût Global (millions d'euros)					
Scénario 1	Surfaces: ha	Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	Total	Produit	Carburant	Travail	Pesticides	Semoir	Total
L -> SD	5793842	31	-19	-26	20	0	6	182	-110	-152	116	0	36
L-TS1/2 -> SD	4195541	28	-12	-22	13	0	7	119	-52	-90	55	0	31
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	30	-16	-24	17	0	7	302	-163	-242	171	0	68
Scénario 2:													
L -> LO1/5	5793842	25	-15	-21	14	0	3	146	-88	-121	79	0	15
L-TS1/2 -> LO1/5	4195541	22	-9	-16	6	0	4	93	-36	-68	27	0	15
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	9989383	24	-12	-19	11	0	3	239	-125	-190	106	0	30
Scénario 3													
L -> TS	7979636	6	-13	-9	14	0	-2	48	-105	-74	115	0	-16
L-TS1/2-> TS	5778357	3	-3	-5	7	0	2	18	-19	-27	42	0	13
SD-> SD	70000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	13757994	5	-9	-7	11	0	0	66	-124	-101	156	0	-3

Annexe 4. Défisicalisation du gazole agricole et prix des carburants payés par les agriculteurs

En 1956, pour favoriser la mécanisation de l'agriculture française a été instauré le fioul agricole (distinguable par sa coloration) soumis à une taxation très réduite. Cette mesure a perduré et a même été accentuée. En 2010, la taxe intérieure de consommation sur les produits énergétiques était ainsi de 42,84 € l'hectolitre pour le diesel et de 5,66 € pour le gazole agricole. Cette taxe réduite concerne toutefois aussi certaines industries (le bâtiment) et le fioul domestique pour le chauffage. L'agriculture profite toutefois pour les deux tiers de cette "niche fiscale".

Depuis 2004, pour éviter à l'agriculture le choc de l'augmentation du prix du pétrole, les pouvoirs publics remboursent aux agriculteurs, par une aide individuelle fonction de leur consommation, 5 € l'hectolitre. La taxe restant à la charge de l'agriculteur n'est donc plus que de 66 centimes l'hectolitre.

Tableau A4-1. Principaux paiements aux exploitations dans l'Union Européenne et en France en 2010
(Source : Butault, 2012)

	UE		France
	Millions eur	% cumulé/total	Millions eur
Paiement unique	35 525	54,8%	7179
Détaxation des carburants	3 111	59,6%	1100
Aides à la modernisation des expl	3 098	73,8%	328
Aides aux zones défavorisées	3 071	64,3%	555
Mesures agroenvironnementales	3 047	69,0%	355
Primes à la vache allaitante	1 007	75,3%	662

Cette mesure a des effets financiers considérables. Dans le calcul des paiements effectués par l'OCDE, c'est le deuxième paiement après le DPU, dans l'Union Européenne. D'un montant de 3 milliards d'euros, il est d'un montant équivalent à celui des aides aux zones défavorisées ou de celui des mesures agro environnementales. En France, la défiscalisation correspondrait à 1,1 milliard d'euros, soit un montant supérieur à celui des aides cumulées du second pilier, mentionnées ci-dessus.

La remise en cause de cette défiscalisation fait l'objet d'un débat qui devient récurrent. En 2011, le gouvernement avait déjà envisagé de réduire cette défiscalisation pour transférer les fonds à des mesures d'allègement des cotisations sociales. Le débat risque d'être relancé par les discussions actuelles sur l'alignement de la TICPE entre le diesel et l'essence. La TICPE sur l'essence est de l'ordre de 60 centimes l'hectolitre, soit 20 centimes de plus que pour le diesel. Une adoption de cet alignement et le maintien du régime agricole accroîtraient indirectement le montant de cette aide.

Chiffrage des effets de la fiscalisation du carburant agricole

Si le carburant agricole était fiscalisé au taux courant (y compris en supprimant l'aide directe), son prix passerait de 0,47 € le litre à 0,89 €. Les dépenses de carburant augmenteraient dans les différents modes de travail du sol, mais le labour serait beaucoup plus pénalisé que le semis direct (Tableau A4-2). Cette mesure correspondrait à une baisse de la marge des agriculteurs et à une augmentation des recettes fiscales.

Tableau A4-2. Dépenses de carburants avant et après fiscalisation selon le mode de travail du sol

	Litres / ha	Coût actuel	Coût après fiscalisation	Variation
Labour	95	44	84	40
TS	67	31	59	28
TS 1/2	81	38	72	34
LO1/5	62	29	55	26
SD	54	25	48	23

Au prix du carburant fiscalisé, le chiffrage des effets de l'application des trois scénarios conduit à des résultats très différents (Tableau A4-3).

Le coût de la tonne de carbone devient ainsi négatif dans les trois scénarios.

Annexes

Tableau A4-3. Les coûts associés aux scénarios pour les agriculteurs avant et après fiscalisation (hypothèse moyenne)

	Coût par hectare (€)		Coût par tonne (€)
	Total	dont carburant	Total
Situation actuelle			
Scénario 1	7	-16	12
Scénario 2	3	-12	8
Scénario 3	0	-9	-3
Après fiscalisation			
Scénario 1	-8	-31	-13
Scénario 2	-5	-20	-13
Scénario 3	-8	-17	-121

Proposition d'une mesure simple d'incitation : la suppression de la défiscalisation des carburants agricoles et son remplacement par une aide uniforme par hectare

Une mesure simple pour inciter le développement de la simplification du travail du sol est la suppression de la défiscalisation du gazole agricole et son remplacement par une aide uniforme par hectare. La défiscalisation du gazole agricole a été mise en place dans le contexte de modernisation de l'agriculture pour favoriser sa modernisation. Dans le contexte actuel où est discutée l'instauration d'une fiscalité écologique, le maintien d'un tel système, favorisant la consommation d'énergie fossile, peut prêter à discussion. Sa suppression pourrait favoriser le développement du semis direct. Si on reprend les données du Tableau A4-2, la fiscalisation induirait une perte par hectare de 40 € pour le labour et de 23 € pour le semis direct. Pour ne pas pénaliser les agriculteurs, le produit de la taxe peut être redistribué par une subvention uniforme par hectare, quelles que soient les cultures (y compris les prairies). Une subvention de l'ordre de 30 € par hectare favoriserait les modes de travail du sol peu gourmands en énergie.

Outre le fait d'inciter les exploitations économes en énergie, cette mesure allégerait les coûts de transaction. Ceux-ci sont en effet assez importants pour le remboursement des 5 € de la TICPE, alors qu'ils seraient nuls pour l'aide uniforme à la surface. La mesure serait assez neutre budgétairement, la distribution des subventions étant compensée par une hausse des recettes fiscales.

Annexe 5. Fourchette des émissions pour les différentes options techniques

Les valeurs sont issues de l'Annexe 2.

Tableau A5-1. Différence entre valeurs hautes et basses des différents postes contribuant aux émissions de GES

(kgCO ₂ e/ha/an)	SD	L-TS1/2	LO1/5	TS
Emissions directes				
Carbone sol	1100	0	715	0
Carburant	217	29	6	59
N ₂ O	140	35	112	70
CH ₄	0	0	0	0
Emissions induites				
Carburant	2	6	1	12
Pesticides	20	4	16	8
Potentiel d'atténuation total	1270	75	851	150

Action 4

Introduire davantage de cultures intermédiaires, cultures intercalaires et bandes enherbées dans les systèmes de culture pour stocker du carbone dans les sols et limiter les émissions de N₂O

Auteurs

Caroline Colnenne-David (INRA-EA)

Laure Bamière (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Denis Angers (Agriculture et Agroalimentaire Canada)

Claire Chenu (AgroParisTech)

Marie-Hélène Jeuffroy (INRA-EA)

Aurélie Metay (Montpellier Supagro)

Sylvie Recous (INRA-EA)

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame (INRA-SAE2)

Jean-Baptiste Duclos (INRA-SAE2)

Relecteurs scientifiques externes

Julie Constantin (INRA-SPAD)

Bruno Mary (INRA-EA)

Relecteurs techniques externes

Antonio Bispo (ADEME)

Jean-Pierre Cohan (Arvalis)

Antoine Poupart (InVivo)

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

Dans un objectif de réduction des émissions de GES, l'action concerne l'introduction : (i) de cultures intermédiaires, semées en période d'interculture pour les systèmes de grandes cultures, (ii) de cultures intercalaires implantées dans les vergers et vignes, et (iii) de bandes enherbées introduites en bordures de cours d'eau ou en périphérie de parcelles cultivées. Pour les premières, il s'agira de cultures temporaires d'une durée de vie plus ou moins longue (3 à 9 mois selon la durée de l'interculture) et dont les résidus seront restitués au sol, pour les deux dernières les implantations seront en majorité de type pérenne.

Le principal gaz visé par cette action est le CO₂ par le biais du stockage de carbone dans les sols, *via* l'apport au sol des résidus de cultures intermédiaires, ou *via* l'apport des produits de tonte des couverts herbacés (cultures intercalaires et bandes enherbées) dans les sols et la rhizodéposition à partir des racines des cultures intercalaires et bandes enherbées. La réduction des émissions de protoxyde d'azote (N₂O) sera aussi considérée, mais de façon secondaire car elle est peu renseignée dans la littérature. Les modifications dans les conduites culturales, et notamment dans les pratiques de fertilisation azotée, seront prises en considération dans les calculs d'atténuation des émissions de GES.

Pour les cultures intermédiaires, leur implantation suppose un surplus d'activité pour l'agriculteur, lié particulièrement à la gestion des résidus des cultures intermédiaires (i.e. favoriser/faciliter la destruction de la culture intermédiaire pour ne pas pénaliser le semis et la levée de la culture de vente suivante). Pour les cultures intercalaires, il s'agira d'adapter/de modifier les pratiques culturales et le matériel agricole pour pratiquer les interventions techniques culturales spécifiques aux cultures pérennes (arbres fruitiers et ceps de vigne) et aux cultures intercalaires. Pour les bandes enherbées, il s'agira de détruire la culture existante en place pour planter une bande enherbée pérenne dans des zones très spécifiques.

L'objectif de cette action est d'estimer (1) l'augmentation du stock de carbone dans les sols à partir de ces "nouvelles" surfaces cultivées, (2) la réduction des émissions de protoxyde d'azote à partir de ces mêmes surfaces, (3) l'évolution des émissions de gaz carbonique liées aux évolutions des pratiques culturales et (4) l'impact des modifications de pratique de fertilisation azotée.

Les interactions avec les Actions 2 (Accroître la part des légumineuses en grande culture), 1 (Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse) et 5 (Développer l'agroforesterie) seront évoquées dans le texte.

2. Description de l'action

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

Les effets directs attendus concernent l'augmentation du stockage de carbone dans les sols ("captage" de CO₂), les variations des émissions de N₂O liées aux modifications des pratiques de fertilisation azotée et les variations des émissions de CO₂ consécutives à l'évolution des pratiques culturales.

Les effets indirects en aval prévus concernent la variation des quantités de nitrate disponibles dans les eaux superficielles et des quantités de dépôts d'ammoniac, liées aux changements des pratiques de fertilisation azotée.

Les effets induits en amont sont associés à la fabrication de fertilisants azotés minéraux, de désherbants et de gazole utilisés lors de l'adoption de ces pratiques culturales et au transport de ces produits des sites de production à la ferme.

L'adoption de l'ensemble de ces trois sous-actions conduira :

- à une augmentation du stockage de carbone liée (i) aux restitutions de résidus de cultures intermédiaires, au maintien sur les parcelles des résidus de tontes des cultures intercalaires et des bandes enherbées et (ii) à la rhizodéposition issue des racines des plantes pérennes nouvellement introduites dans les systèmes ;
- à un accroissement des émissions de CO₂ suite à l'adoption de nouvelles pratiques agricoles (i.e. passages supplémentaires d'engins agricoles). Pour les cultures intermédiaires, il s'agira de gérer les résidus de la culture précédente, de semer et de détruire la culture intermédiaire. Dans le cas des cultures intercalaires, il s'agira de préparer le lit de semences, de semer le couvert herbacé et de l'entretenir par des tontes régulières. Pour les bandes enherbées, il s'agira de préparer le lit de semences, de semer la bande enherbée et de l'entretenir par des tontes successives.

Pour les sous-actions "cultures intermédiaires" et "bandes enherbées", la consommation de fertilisant azoté sera réduite : la présence de culture intermédiaire sera prise en compte dans le calcul des besoins en azote des cultures de printemps suivantes, et les bandes enherbées ne seront pas fertilisées contrairement aux cultures initialement présentes sur la parcelle. La fertilisation sera plus élevée pour la sous-action "cultures intercalaires" afin de maintenir les potentiels de production des vignes.

Pour les cultures intermédiaires, l'utilisation de désherbants sera légèrement plus élevée (cette pratique est retenue actuellement par les agriculteurs pour détruire les cultures intermédiaires sur 20% des surfaces : résultat de l'enquête "Pratiques culturales" Agreste 2006), alors qu'elle sera réduite sur les cultures intercalaires et les bandes enherbées (selon la réglementation, ces dernières ne doivent recevoir aucun produit phytosanitaire, contrairement aux cultures initialement présentes sur la parcelle).

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

Pour les trois sous-actions retenues, les options techniques instruites dans cette fiche sont les suivantes.

Sous-action 1 "cultures intermédiaires" (cf. Annexe 1)

- Option technique 1 : prioriser l'implantation de mélanges à base de légumineuses comme cultures intermédiaires et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante systématiquement après implantation d'une culture intermédiaire. Pour ne pas planter plus d'une légumineuse tous les 6 ans sur la même parcelle (un nombre plus élevé de légumineuses dans le temps pourrait favoriser le développement de maladies telles que *Aphanomyces euteiches*), seuls 15% des surfaces assignées aux cultures intermédiaires seront des mélanges composés de légumineuses. Nous avons considéré que l'introduction de légumineuses supplémentaires comme culture principale (cf. Action 2 "Accroître la part des légumineuses en grande culture) ne modifiait pas cette fréquence. L'ensemble des surfaces assignées aux cultures de printemps (zones déclarées vulnérables ou non vulnérables) sont ciblées par cette option.
- Option technique 2 : planter des cultures intermédiaires longues, soit (i) d'une durée de vie de 7 à 8 mois, pour des semis post récolte d'une culture en été (généralement récoltée fin juillet), puis détruite avant l'implantation de la culture suivante au printemps (semée environ mi-mars), soit (ii) d'une durée de vie de 5 à 6 mois, pour des semis post récolte d'une culture en automne (généralement récoltée en septembre-octobre) puis détruite avant l'implantation de la culture suivante au printemps. La fertilisation azotée de la culture suivante sera systématiquement réduite. Les zones non vulnérables sont ciblées par cette option.
- Option technique 3 : favoriser les repousses du précédent cultural, de nature variée : colza, céréales à paille ou pois (ce sont les espèces de repousses les plus courantes en France : enquête "Pratiques culturales" 2006) dont la durée de vie est de 7 à 8 mois, puis détruites avant implantation de la culture suivante au printemps. Les zones non vulnérables sont ciblées par cette option.

Les options techniques 2 et 3 ne concernent pas les zones vulnérables, car selon la réglementation actuelle, ces zones sont dans l'obligation d'avoir des couverts avant les cultures de printemps, excepté dans les régions faisant l'objet de dérogations.

Sous-action 2 "cultures intercalaires" (cf. Annexe 2)

Les cultures intercalaires correspondent à l'enherbement entre les rangs, voire sur les rangs, des vignes ou de vergers. Deux techniques différentes peuvent être adoptées :

- le couvert hivernal correspond à l'implantation d'un couvert végétal (ou au développement d'un couvert spontané) en période hivernale, puis à sa destruction (mécanique, thermique ou chimique) à la sortie de l'hiver, lorsque la période végétative de la vigne reprend ;
- le couvert permanent consiste à semer, maintenir et entretenir un couvert végétal de façon pérenne.

Trois options techniques sont proposées :

- Option technique 1 : enherbement permanent de toute la surface cultivée, soit tous les rangs et tous les inter-rangs. Les vergers sont ciblées par cette option.
- Option technique 2 : enherbement permanent de tous les inter-rangs. Les vignes de certains vignobles sont ciblées par cette option.
- Option technique 3 : enherbement hivernal temporaire. Les vignes de certains vignobles sont ciblées par cette option.

Sous-action 3 "bandes enherbées" (cf. Annexe 3)

Les bandes enherbées correspondent à l'enherbement de la périphérie des parcelles, à proximité des cours d'eau et en bas de parcelles présentant une forte déclivité. Dans cette étude, seules les surfaces implantées à proximité de cours d'eau feront l'objet de notre analyse, la quantification des autres types de bandes enherbées étant très difficile.

- Option technique : semis de bandes enherbées le long des cours d'eau.

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

Plusieurs expertises et études ont été conduites sur ces thèmes (Tableau 1) :

1. Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective, INRA, 335 p.
2. Justes E., Beaudouin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires. Rapport d'étude, INRA, 418 p.

Ces travaux nous ont permis de définir les gammes de valeurs à retenir pour calculer les atténuations des émissions de gaz à effet de serre (stockage de carbone dans les sols pour les différentes sous-actions selon les conditions de pédoclimat ; émissions de protoxyde d'azote à partir des nouvelles implantations).

Sous l'impulsion de la réforme de la PAC de 2003 (mise en place du principe d'éco-conditionnalité des aides agricoles), les agriculteurs ont implanté des bandes enherbées le long des cours d'eau pour limiter la dérive des produits phytosanitaires et des fertilisants dans les eaux superficielles, et limiter l'érosion hydrique des sols. Cette fonction environnementale a été très largement étudiée (Gry, 2006 ; Tollner et al., 1976 ; Souiller et al., 2002) sans pour autant quantifier les surfaces enherbées et évaluer leurs effets sur les émissions de GES.

Tableau 1. Synthèse des valeurs de flux de carbone dans les sols et d'émissions de protoxyde d'azote issues de divers rapports récents sur le sujet, basées sur des expérimentations ou issues de synthèses bibliographiques (pays ou zones géographiques concernés, sous-actions concernées, assiettes maximales, gammes de potentiel d'atténuation)

Etude	Pays	Sous-action concernée	Assiette maximale	Potentiel d'atténuation Flux net annuel de stockage initial
Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in USA 2012	USA	Cultures intermédiaires	51.9 Mha	CO ₂ : 1,34 MgCO ₂ e/ha/an N ₂ O : 0,12 MgCO ₂ e/ha/an
Etude "Cultures intermédiaires" INRA 2012	France	Cultures intermédiaires	Non comptabilisé	CO ₂ : 0,238 tC/ha/an (±0,107 MgC/ha/an) = 0,874 MgCO ₂ e/ha/an * (±0,393 MgCO ₂ e/ha/an) N ₂ O : +0,11 kgN/ha/an (écart-type de 1,12 kgN/ha/an)
Expertise scientifique collective "Carbone" INRA 2002	France	Cultures intermédiaires	2,5 Mha	0,16 MgC/ha/an = 0,59 MgCO ₂ e/ha/an
		Cultures intercalaires (vignes et vergers)	500 000 ha	0,49 MgC/ha/an (±0,26 MgC/ha/an) = 1,798 MgCO ₂ e/ha/an * (±0,954 MgCO ₂ e/ha/an)
		Bandes enherbées	Non comptabilisé	Conversion de cultures en prairies permanentes à niveau d'intensification égal ou croissant : 0,49 MgC/ha/an (±0,26 MgC/ha/an) = 1,798 MgCO ₂ e/ha/an * (±0,954 MgCO ₂ e/ha/an)

*facteur de conversion C → CO₂ = 3,67

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

3.1. Sous-action "cultures intermédiaires"

La littérature concernant les émissions de GES (CO₂ et N₂O principalement) à partir des cultures intermédiaires est peu abondante. Leur impact est souvent étudié en association avec d'autres pratiques culturales comme le labour ou l'épandage d'engrais, d'où la difficulté de quantifier les effets spécifiques aux cultures intermédiaires.

Les effets attendus concernent :

- la réduction des émissions de CO₂ via le stockage de carbone dans les sols,
- l'atténuation des émissions de N₂O liée la réduction de la disponibilité des "formes" azotées (nitrate, ammonium) dans les sols et les eaux de percolation à partir desquelles le N₂O est produit,
- la modification des pratiques agricoles : fertilisation azotée réduite de la culture suivante, pratiques culturales supplémentaires liées au semis et à la destruction des cultures intermédiaires.

• Le stockage de carbone dans les sols

Le "captage" de CO₂ s'appuie sur le principe de stockage de carbone dans les sols suite à la production de biomasse des cultures intermédiaires et à leur restitution au sol. Le CO₂ atmosphérique est fixé dans les plantes par les mécanismes de la photosynthèse. Les cultures intermédiaires ayant pour vocation d'être détruites avant implantation de la culture suivante, la totalité de leur biomasse aérienne et racinaire, est restituée aux sols sous forme de matière organique. La réduction des émissions directes de CO₂ résulte de l'augmentation du stockage de carbone dans les sols agricoles, *via* la restitution des résidus de ces cultures intermédiaires dans les sols. L'impact significatif sur la séquestration de carbone, malgré une occupation relativement courte des sols, a été montré dans de nombreuses études (Zhou et al., 2010 ; Ding et al., 2006 ; Constantin et al., 2010). Deux expertises scientifiques recensent les données bibliographiques sur la quantification du stockage de carbone après implantation de cultures intermédiaires. Dans l'expertise INRA 2002 sur le stockage de carbone, les quantités de carbone stockées post cultures intermédiaires sont évaluées à 0,16 MgC/ha/an. Toutefois, les références/études utilisées pour calculer cette valeur ne sont pas précisées et ne nous permettent pas de juger de la pertinence de leur application dans les conditions pédoclimatiques de la France. Dans l'étude INRA 2012 sur les cultures intermédiaires, les sources utilisées pour quantifier le stockage de carbone sont identifiées. La valeur moyenne de carbone stocké, calculée à partir de neuf données européennes, est de 0,238 MgC/ha/an dans les régions tempérées (i.e. comparables aux conditions pédoclimatiques de la France), avec un écart type de 0,107 MgC/ha/an.

Cette valeur moyenne couvre une grande variabilité de données, liée à :

- la nature des espèces implantées (les biomasses aériennes produites sont comprises entre 0,2 à 6,8 MgMS/ha selon les espèces implantées dans les conditions anglaises au cours de la période 1989-1993 ; Allison et al, 1998),
- la date de semis : dans un réseau expérimental de Belgique, de la moutarde blanche semée les 17/08, 30/08 et 13/09 présente des niveaux de biomasse aérienne de 3,2, 2,4 et 0,7 MgMS/ha respectivement pour ces trois dates de semis (Destain et al., 2010). Ces résultats sont confirmés dans les conditions néerlandaises (de Vos, 1992). Cohan et al. (2011a) ont réalisé un zonage de la France métropolitaine définissant les dates de levée médianes (i.e. des dates de semis) de 4 espèces de culture intermédiaire de familles botaniques différentes sans autre facteur limitant que la température pour obtenir 2 MgMS/ha au 15 novembre. Elles s'échelonnent du 21 août pour la région nord-est au 30 septembre pour la région sud-ouest.
- Le développement de la culture intermédiaire, qui dépend lui-même des premiers facteurs cités, mais également du climat de l'année en question.
- La date de destruction, si elle est précoce (destruction par le gel, biomasse aérienne plus faible) ou tardive (hiver doux permettant le maintien de la croissance de la culture intermédiaire, i.e. production de biomasse aérienne plus élevée).

Malgré cette grande variabilité, les calculs seront conduits avec les références de l'étude INRA 2012. Deux valeurs seront calculées :

- une valeur basse calculée à partir de la valeur moyenne (Etude INRA 2012) à laquelle la valeur de l'écart type a été soustraite, soit 0,480 MgCO₂e/ha/an ;
- la valeur haute calculée à partir de la valeur moyenne (Etude INRA 2012) à laquelle la valeur de l'écart type a été ajoutée, soit 1,265 MgCO₂e/ha/an.

Pour l'option technique 3 (favoriser les repousses des cultures précédentes), nous ne tiendrons pas compte du stockage de carbone dans les sols car la croissance et le développement des repousses sont très aléatoires à l'échelle du territoire français.

• Les émissions de protoxyde d'azote

Le protoxyde d'azote est produit dans les sols, *via* les microorganismes, par des phénomènes de dénitrification (réduction du nitrate NO₃⁻ en diazote N₂) et de nitrification (transformation de l'ammonium NH₄⁺ en nitrate). Son émission est fortement liée aux pratiques de fertilisation azotée minérale ou organique.

L'implantation de cultures intermédiaires peut conduire à la diminution des émissions de N₂O selon différents processus (effet direct et effets indirects en aval) :

- l'absorption du nitrate du sol par les cultures intermédiaires réduit la disponibilité du nitrate dans les sols et limite la dénitrification,
- la réduction de la concentration nitrique des eaux de drainage, et donc d'apport de formes azotées dans les zones humides sujettes à des phénomènes de dénitrification (processus non quantifié à ce jour), réduit aussi les mécanismes de dénitrification,
- l'absorption de l'ammonium du sol par les cultures intermédiaires réduit la concentration en ammonium dans les sols et conduit à une baisse de la nitrification autotrophe.

Pour favoriser ces processus, il s'agira d'implanter des cultures ayant un pouvoir d'absorption d'azote important. Elles sont désignées dans la littérature "Cultures Intermédiaires Piège A Nitrate" (CIPAN). Les quantités d'azote piégé par les cultures intermédiaires dépendent de très nombreux facteurs (conditions pédoclimatiques favorables à la croissance et au stockage d'azote dans les plantes, durée de "vie" de la culture intermédiaire limitée par sa destruction, espèces considérées). Mesigner et al. (2001), Thorup-Kristensen et al. (2003), Tonitto et al. (2006) ont conduit différentes méta-analyses étudiant l'impact des cultures intermédiaires sur les quantités de nitrate lixivié (Etude INRA 2012). Les résultats collectés tant en Europe qu'aux Etats-Unis s'accordent sur les faits suivants : (i) les quantités de nitrate lixivié sont plus importantes à partir d'un sol nu que d'un sol ayant une culture intermédiaire, (ii) la gamme de variation est très importante, et (iii) l'effet "famille botanique" est notoire sur l'efficacité moyenne, moindre pour les légumineuses que pour les graminées et crucifères ; les données concernant les mélanges sont encore trop rares pour conclure. Selon Cohan et al. (2011b), dans les conditions françaises, il existe une corrélation positive entre la quantité d'azote stocké dans le couvert végétal et la réduction du stock minéral d'azote du sol à l'entrée de l'hiver. A l'échelle de la parcelle, la diminution de la quantité d'azote lixivié et de la concentration d'azote dans les eaux de percolation a été évaluée à 55% au cours de l'hiver qui suit la culture intermédiaire (Etude scientifique INRA, 2012). Cependant, les résultats montrent une grande dispersion des taux de réduction. De plus, les données collectées à l'échelle de la parcelle ne sont pas généralisables à l'échelle de la France (Etude INRA 2012) car très dépendantes de la nature et de la profondeur des sols.

Les études dans lesquelles l'impact des cultures intermédiaires sur les émissions de N₂O a été quantifié sont peu nombreuses et très récentes (Roussel et al., 2011). A l'exception des travaux conduits par Loubet et al. (2011) et Roussel et al. (2011), la durée sur laquelle ces mesures sont faites est très courte. Elle représente une faible fraction de la période potentielle d'émission : typiquement 1/200 à 1/1000 de la durée de vie de la culture intermédiaire. De plus, la variabilité spatiale et temporelle des émissions est une limite forte à la précision des mesures, et certains résultats sont contradictoires. Parkin et Kaspar (2006) n'ont observé aucun effet de l'implantation de cultures intermédiaires (les émissions de N₂O ne sont pas différentes avec ou sans cultures intermédiaires). Zanatta et al. (2010) ont observé une hausse des émissions de N₂O en présence de cultures intermédiaires, alors que Novoa et al. (2006) constatent une réduction des émissions de N₂O en présence de cultures intermédiaires. Néanmoins, la synthèse bibliographique conduite à partir de 13 études dans le cadre de l'Etude INRA 2012, montre que les cultures intermédiaires ont un effet très modeste : leur introduction entraîne en moyenne un supplément d'émission de 0,11 kgN/ha/an dans l'année qui suit la culture intermédiaire. L'incorporation des résidus serait à l'origine de cette faible augmentation. Toutefois, ces résultats montrent une très grande variabilité entre sites expérimentaux (écart-type = 1,12 kgN/ha/an) et ne concernent que les cultures intermédiaires non légumineuses. En conséquence, les émissions de N₂O seront négligées dans cette étude.

• Les émissions liées aux pratiques culturales

Les pratiques actuelles de conduite des intercultures en France ont été étudiées à partir des informations recueillies lors de l'enquête "Pratiques culturales en grandes cultures" conduite en 2006 par le Service de la Statistique et de la Prospective du ministère chargé de l'Agriculture, qui sont synthétisées en Annexe 1.

La fertilisation azotée

• Options techniques 1 et 2

Prioriser l'implantation de mélanges à base de légumineuses (en culture associée) comme cultures intermédiaires (option technique 1) et implanter des cultures intermédiaires de façon systématique avant les cultures de printemps (option technique 2) conduiront à diminuer la fertilisation azotée de la culture suivante. Ces réductions seront variables selon la famille botanique implantée (Constantin et al., 2010 ; Cohan et al., 2011a ; Cohan et al., 2011b ; Constantin et al., 2011 ; Cohan et al., 2013). Les valeurs retenues sont les suivantes. Pour une production moyenne de 2 MgMS/ha, la réduction de la fertilisation est :

- de 5 kgN/ha après une culture intermédiaire de graminée ou de phacélie,
- de 10 kgN/ha après une culture intermédiaire de crucifère,
- de 20 kgN/ha après une culture intermédiaire composée de légumineuses.

Ces réductions seront appliquées à la fois sur les zones vulnérables et non vulnérables.

Les espèces retenues comme cultures intermédiaires devront respecter des critères agronomiques (i.e. seuls 15% des surfaces assignées aux cultures intermédiaires seront des mélanges à base de légumineuses).

Cette répartition concernera l'ensemble de la SAU :

- dans les surfaces déclarées en zones vulnérables, une modification de l'espèce de culture intermédiaire implantée sera proposée (option technique 1),
- pour les surfaces déclarées en zones non vulnérables, un assolement priorisant l'implantation de mélanges à base de légumineuses sera envisagé (actuellement seuls 7,8% des surfaces sont couverts par une culture intermédiaire).

• Option technique 3 : favoriser les repousses des cultures précédentes

La présence de repousses ne conduira pas à une réduction de la fertilisation azotée de la culture suivante car leur croissance est très aléatoire.

Les pratiques culturales (autres que la fertilisation azotée)

La présence de cultures intermédiaires induira systématiquement une augmentation de l'utilisation du parc de matériel (ces données s'appuient sur les résultats de l'enquête "Pratiques culturales" 2006). Les effets liés à l'adoption des options techniques 2 (implanter une culture intermédiaire avant une culture de printemps, et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante) et 3 (favoriser les repousses des cultures précédentes) sont détaillés dans l'Annexe 1.

Aucune modification des pratiques culturales n'est envisagée lors de l'adoption de l'option technique 1 (prioriser l'implantation de mélanges à base de légumineuses comme culture intermédiaire, et réduire la fertilisation azotée de la culture de printemps suivante).

3.2. Sous-action "cultures intercalaires"

Les effets de l'implantation de cultures intercalaires sur les émissions de GES dans les vergers et les vignes sont peu renseignés dans la littérature.

Vergers

Le mécanisme pris en compte dans cette étude concerne le stockage de carbone dans les sols. Le flux de stockage a été évalué à 0,49 MgC/ha/an \pm 0,26 MgC/ha/an (Expertise INRA 2002). Compte tenu des faibles surfaces concernées par les évolutions des pratiques (92% des surfaces des vergers sont enherbées en 2010), la modification des itinéraires techniques, peu renseignés à l'échelle France dans la littérature, n'a pas été prise en compte dans le calcul de l'atténuation.

Vignes

Les études portent sur différentes pratiques agricoles (incluant la comparaison entre vignes enherbées et vignes sans enherbement) et ne permettent pas de quantifier les effets spécifiques de l'enherbement sur les émissions de GES dans les conditions françaises.

Les effets attendus concernent :

- la réduction des émissions de CO₂ *via* le stockage de carbone dans les sols,
- l'atténuation des émissions de N₂O *via* la réduction de la disponibilité des formes minérales azotées dans les sols, à partir desquelles le N₂O est produit,
- l'impact des modifications des pratiques agricoles : augmentation de la fertilisation azotée, évolution des pratiques culturales liées au semis et à l'entretien du couvert herbacé.

• Le stockage de carbone dans les sols

Le "captage" de CO₂ s'appuie sur le principe de stockage de carbone dans les sols suite à l'enherbement des rangs et des inter-rangs des vergers et des vignes. Selon l'Expertise INRA 2002, l'enherbement permanent des vergers et des vignes participerait à l'augmentation du stockage de carbone dans les sols. Le flux de stockage a été évalué à 0,49 MgC/ha/an (\pm 0,26 MgC/ha/an dans un scénario sur 20 ans) à partir des cultures intercalaires, et ce à l'échelle nationale. Ces valeurs proposées en 2002 se situent dans la gamme des valeurs trouvées dans la littérature pour le stockage de carbone suite à l'enherbement d'un sol cultivé (Freibauer et al., 2004 ; VandenBygaert et al., 2008 ; Eagle et al., 2012) et seront retenues dans notre étude. Par manque de précisions sur les données fournies, nous avons fait l'hypothèse que cette valeur correspondait à un enherbement analogue à la mise en prairie d'une surface considérée (soit un enherbement sur tous les rangs et les inter-rangs : option technique 1).

Pour les couverts temporaires hivernaux (option technique 3), les références sont issues de l'Etude INRA 2012. Pour les régions tempérées, deux valeurs de flux ont été retenues pour estimer le stockage de carbone dans les sols à partir de cultures intermédiaires. Pour simplifier les calculs, nous n'avons retenu qu'une valeur de flux correspondant à la moyenne des valeurs, rapportée à la surface enherbée de la vigne sur tous les inter-rangs (i.e. la surface des inter-rangs a été évaluée à environ 2/3 de la surface totale de la vigne). Le résultat obtenu est cohérent avec les valeurs des flux des différentes options techniques de la sous-action "cultures intercalaires".

Selon les différentes options techniques, le stockage de carbone a été quantifié comme suit :

- option technique 1 : couverts permanents sur tous les rangs et les inter-rangs (soit 100% de la surface enherbée). Le flux de stockage s'élève à 0,49 MgC/ha/an sur 20 ans (soit 1,798 MgCO_{2e}/ha/an \pm 0,954 MgCO_{2e}/ha/an) ; Expertise INRA 2002 ;

- option technique 2 : couverts permanents sur tous les inter-rangs. Nous avons considéré que l'enherbement permanent sur tous les inter-rangs correspondait à 2/3 de la surface totale de la vigne. Le flux est estimé à 0,33 MgC/ha/an sur 20 ans (soit 1,187 MgCO_{2e}/ha/an ± 0,630 MgCO_{2e}/ha/an) ; Expertise INRA 2002 ;
- option technique 3 : couverts hivernaux temporaires. Le flux est estimé à 0,159 MgC/ha/an sur 20 ans (soit 0,584 MgCO_{2e}/ha/an) ; Etude INRA 2012.

Pour les couverts permanents sur un inter-rang sur deux, situations actuelles rencontrées dans certains vignobles, nous avons considéré que l'enherbement correspondait à 1/3 de la surface totale de la vigne. Le flux de stockage est estimé à 0,16 MgC/ha/an (soit 0,594 MgCO_{2e}/ha/an).

Nous considérerons que les parties aériennes récoltées (rameaux taillés annuellement) ne sont pas des formes de stockage durable de carbone.

• Les émissions de protoxyde d'azote

L'analyse des émissions de N₂O à partir de cultures intercalaires a fait l'objet d'études scientifiques. Sa quantification s'appuie sur les résultats des travaux de Steenwerth et Bellina (2008) conduits sur vignobles, en Californie, au cours de la campagne 2005-06. Ces auteurs mettent en évidence une faible augmentation des émissions suite à l'enherbement comparativement à un sol nu travaillé (désherbage mécanique). Les émissions sont égales à 0,76kgN/ha/an et 0,58 kgN/ha/an respectivement pour ces deux pratiques culturales. Par ailleurs, ces mêmes auteurs montrent que le désherbage mécanique du sol provoque des émissions plus faibles de N₂O par rapport à un sol traité avec des herbicides (2010). En France, le désherbage est principalement chimique (enquête "Pratiques culturales" 2006). Selon Garland et al. (2011), les émissions de N₂O, à partir de vignobles de Californie ne sont pas différentes avec et sans travail du sol (pratiques se rapprochant de situations non enherbées *versus* enherbées). Au final, l'enherbement des vignes pourrait conduire soit à des flux équivalents soit à des flux plus faibles que les pratiques viticoles actuelles.

Compte tenu du peu de données disponibles sur le sujet, de la variabilité des résultats entre expérimentations, et de la non-représentativité des conditions pédoclimatiques françaises dans ces études (les émissions de N₂O sont très dépendantes de la nature des sols et du taux d'humidité), l'effet de l'enherbement des vergers et des vignes sur la réduction des émissions de protoxyde d'azote ne sera pas pris en compte dans cette étude.

• Les émissions liées aux pratiques culturales

Puisque 92% de la surface des vergers sont déjà enherbés, les modifications des pratiques culturales prises en compte ne concerneront que les vignes. Les pratiques actuelles ont été décrites à partir d'informations diverses, et les choix retenus pour chacune des options techniques sont détaillés en Annexe 2.

Les évolutions des pratiques seront différentes selon la situation initiale et l'option technique retenue.

La fertilisation azotée

Adopter l'option technique 2 (enherbement permanent sur tous les inter-rangs), à partir d'une situation d'enherbement temporaire ou sans enherbement, conduira à une fertilisation azotée supplémentaire de 30 kgN/ha/an au printemps pour pallier les problèmes de concurrence entre vignes et couvert herbacé et maintenir les potentiels de production.

Adopter l'option technique 3 (enherbement hivernal temporaire) ne conduira à aucun apport supplémentaire, car la période d'épandage en automne n'est pas compatible avec des pratiques respectueuses de l'environnement (i.e. lixiviation du nitrate accentuée).

Evolution des pratiques culturales (autres que la fertilisation azotée) se trouvent en Annexe 2.

Nous avons fait l'hypothèse que les modifications engendrées par le passage de l'enherbement un inter-rang sur deux à tous les inter-rangs ne conduisaient pas à des évolutions importantes des pratiques culturales compte tenu des caractéristiques des matériels agricoles utilisés. Elles seront négligées dans les calculs.

3.3. Sous-action "bandes enherbées"

La littérature concernant les bandes enherbées n'est pas très abondante et les références utilisées concernent le stockage de carbone dans les sols cultivés et les cultures intermédiaires (Expertise INRA 2002).

• Le stockage de carbone dans les sols

Le "captage" de CO₂ s'appuie sur le principe de stockage de carbone dans les sols suite à l'enherbement de surfaces de parcelles agricoles. La réduction des émissions directes de CO₂ résulte de l'augmentation du stockage de carbone dans les sols agricoles, *via* la décomposition et l'humification des résidus issus de l'entretien des bandes enherbées (une tonte annuelle) et des rhizodépôts. L'Expertise INRA 2002 recense les données bibliographiques sur la quantification du stockage de carbone dans les sols dans différentes conditions, sans spécifier les valeurs prises dans les situations de bandes enherbées. L'Etude INRA 2012 mentionne un effet non négligeable des repousses sur le stockage de carbone sans le quantifier. Les données bibliographiques sont listées dans le Tableau 1.

En absence de références spécifiques pour les bandes enherbées, nous retiendrons dans nos calculs la valeur correspondant à la conversion d'une culture en une prairie permanente issue de l'Expertise INRA 2002, soit un flux net annuel de 0,49 ± 0,26 MgC/ha/an (1,798 ± 0,954 MgCO_{2e}/ha/an).

• Les émissions de protoxyde d'azote

Les effets des bandes enherbées sur les émissions de N₂O n'ont pas à notre connaissance été quantifiés. Plusieurs processus peuvent intervenir :

- l'absorption du nitrate par les bandes enherbées tend à réduire leur disponibilité et par conséquent à diminuer les émissions de N₂O,
- les bandes enherbées près des cours d'eau sont généralement implantées sur des zones hydromorphes dont le potentiel d'émission de N₂O est plus élevé.

Face à ces effets antagonistes non quantifiés dans la littérature, les émissions, ou la réduction des émissions, de N₂O ne seront pas comptabilisées dans nos calculs.

• Les émissions liées aux pratiques culturales

Les bandes enherbées peuvent en théorie être détruites et réimplantées chaque année. Toutefois, un couvert pluriannuel est plus efficace, moins coûteux et moins contraignant, et la liste des espèces est préconisée (arrêté du 12 janvier 2005, JO, 19 janvier 2005). Les pratiques culturales retenues consistent en un travail du sol superficiel/profond, un semis de la bande enherbée, et l'entretien de la bande enherbée. Moyennées sur l'année, les consommations de gazole s'élèvent à 8,2 l de gazole/ha/an.

Du point de vue réglementaire, les bandes enherbées ne reçoivent aucun fertilisant organique ou minéral et ne subissent aucun traitement phytosanitaire, sauf dérogation accordée par la préfecture pour un traitement manuel localisé suite à l'expansion inquiétante d'une espèce (plantes envahissantes, insectes ravageurs...).

Quelle que soit la situation initiale (grande culture ou prairie), les interventions culturales conduites sur les bandes enherbées sont moins nombreuses.

Devant la difficulté de calculer la consommation de pesticides et les émissions de CO₂ liées à la consommation de gazole dans les situations initiales (moyennes des pratiques conduites sur grandes cultures et sur prairies), la diminution de l'utilisation de pesticides et la réduction des émissions CO₂ liées à l'implantation de bandes enherbées ne sera pas quantifiée dans cette étude. Seule la réduction de la fertilisation azotée sera prise en compte.

3.4. Remarques communes aux trois sous-actions

• Quantification du stockage de carbone au cours du temps

Le stockage de carbone dans les sols est limité dans le temps. Nous ferons les hypothèses suivantes :

- le taux annuel de stockage de carbone dans les sols sera constant au cours de la période étudiée (2010-2030),
- au-delà de 20 ans, période considérée dans cette étude, le maximum de stockage sera atteint et la part du stockage dans l'atténuation des émissions de GES sera nulle.

Le stock maximum atteint correspond au stock en place plus le stockage additionnel annuel multiplié par le nombre d'années de l'étude.

Pour les cultures intermédiaires, la valeur maximale correspondra au stock en place plus 2,62 MgC/ha pour l'estimation basse et 6,90 MgC/ha pour l'estimation haute.

Pour les cultures intercalaires, la valeur maximale sera variable selon les options techniques retenues. Elle sera égale :

- pour l'option technique 1 : au stock en place plus 9,80 MgC/ha,
- pour l'option technique 2 : au stock en place plus 6,60 MgC/ha,
- pour l'option technique 3 : au stock en place plus 3,18 MgC/ha.

Pour les bandes enherbées, la valeur maximale correspondra au stock en place plus 9,80 MgC/ha.

• Quantification des émissions directes liées aux évolutions des pratiques agricoles

- Emissions directes de protoxyde d'azote liées à la fertilisation azotée minérale (type ammonitrate).

Deux estimations seront conduites : selon le mode de calcul utilisé par le CITEPA pour l'inventaire 2010 (suivant les recommandations IPCC 1996), et selon un mode de calcul défini par les experts de l'étude (calcul "expert"), suivant les recommandations IPCC 2006 (Tableau 2).

Tableau 2. Récapitulatif des valeurs des facteurs d'émissions directes et indirectes liées à la fertilisation azotée minérale selon le mode de calcul de l'inventaire CITEPA 2010 et selon la méthode de calcul "expert"

	Calcul "CITEPA" (recommandations IPCC 1996)	Calcul "expert" (recommandations IPCC 2006)
Emissions directes de N-N ₂ O (kg/kg fertilisant minéral)	0,0113	0,009
Emissions indirectes en aval (kgCO ₂ e/kg fertilisant minéral)	Lixiviation du nitrate	0,075
	Dépôt d'ammonium	0,001
facteur de conversion N → N ₂ O	44/28	44/28
facteur de conversion N ₂ O → CO ₂	310	298
Emissions directes de N-N ₂ O (kgCO ₂ e/kg fertilisant minéral)	5,48	4,21
Emissions indirectes en aval (kgCO ₂ e/kg fertilisant minéral)	Lixiviation du nitrate	3,65
	Volatilisation d'ammonium	0,49
	Total	4,14
		1,52

- Emissions directes de CO₂ liées à la consommation de gazole suite aux évolutions des pratiques agricoles.

Selon les références ADEME 2010, Dia'terre® V1.33, Base Carbone®, la valeur du facteur d'émission directe est 2,69 kgCO₂e/litre de gazole.

• Quantification des émissions indirectes en aval

Les émissions indirectes en aval (issues du nitrate et de l'ammonium) liées à la fertilisation azotée minérale seront évaluées selon le mode de calcul de l'inventaire CITEPA 2010 et le mode de calcul dit "expert" (Tableau 2).

• Quantification des émissions induites en amont

- La production des fertilisants azotés : les émissions s'élèvent pour le produit ammonitrate à 5,03 kgCO₂e/kg d'azote (références ADEME 2010, DiaTerre V.1.33, Ges'tim).

- La production de gazole : la valeur du facteur d'émission est 0,563 kgCO₂e/litre de gazole (références ADEME 2010, Dia'terre® V.1.33, Base Carbone®).

- La production de désherbants : le facteur d'émission est égal à 8,985 kgCO₂e/kg de matière active (références ADEME 2010, Dia'terre® V.1.33, Ges'tim).

- La production des semences : les émissions liées à cette production sont négligées dans cette étude car les quantités de semences utilisées à partir de nos propositions techniques pourraient être surestimées : (i) pour les cultures intermédiaires, les semences de ferme peuvent être utilisées en partie, (ii) pour les cultures intercalaires et les bandes enherbées, une partie des surfaces peut faire l'objet d'un enherbement spontané.

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

Dans l'inventaire national 2010 (CITEPA, 2012), les émissions des sols agricoles sont calculées dans la sous-catégorie "Sols agricoles" (4D) de la catégorie "Agriculture" (CRF4).

Le mode de calcul de l'inventaire 2010 ne rend pas compte des atténuations des émissions liées au stockage de carbone dans les sols à partir des cultures intermédiaires, des vergers et vignes, et des bandes enherbées. La prise en compte du travail du sol sur les stocks de carbone dans les sols existe déjà. Toutefois, la France a fait le choix de ne pas les comptabiliser (cf. Action 3 "Non-labour").

Les effets liés aux pratiques culturales (fertilisation azotée et autres interventions culturales) non spécifiques aux actions étudiées sont pris en considération.

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

Pour chacune des sous-actions, plusieurs calculs ont été réalisés. Le premier résultat du mode de calcul selon la méthode de l'inventaire CITEPA pour 2010 ; le second, dénommé calcul "expert", utilise des références plus récentes. Pour ce dernier, la prise en compte du stockage de carbone dans les sols sera quantifiée à partir de deux références correspondant à une valeur basse et une valeur haute de stockage.

Le stockage de carbone et la réduction des émissions de N₂O ou de CO₂ (liée à la diminution de la fertilisation azotée ou au moindre recours des pratiques agricoles) sont comptabilisés négativement. Les émissions supplémentaires relatives aux augmentations de la fertilisation azotée, de la consommation de gazole, ou de désherbants sont comptabilisées positivement. Une atténuation de GES correspondra à une valeur négative, une émission à une valeur positive.

5.1. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action "cultures intermédiaires"

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action "cultures intermédiaires" a des conséquences (Tableau 3) sur :

- les émissions directes sur l'exploitation agricole,
- les émissions indirectes en aval de l'exploitation agricole,
- les émissions induites en amont de l'exploitation agricole.

Tableau 3. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites pour les différentes options techniques de la sous-action "cultures intermédiaires". Option technique 1 : prioriser l'implantation de mélanges à base de légumineuses comme cultures intermédiaires et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante. Option technique 2 : planter des cultures intermédiaires longues avant le semis de culture de printemps. Option technique 3 : favoriser les repousses du précédent cultural.

	Option technique 1	Option technique 2	Option technique 3
Emissions directes			
- augmentation du stockage de C dans les sols	-	X	-
- réduction des émissions de N ₂ O liée à la diminution de la fertilisation azotée minérale des cultures suivantes	X	X	-
- augmentation des émissions de CO ₂ émis par le gazole consommé lors des travaux agricoles supplémentaires	-	X	X
- augmentation des émissions de N ₂ O liée à la conduite de la culture intermédiaire (non quantifiée)	-	-	-
Emissions indirectes en aval			
- réduction de la lixiviation du nitrate et du dépôt d'ammoniac suite à la diminution de la fertilisation azotée minérale des cultures suivantes	X	X	-
- réduction de la lixiviation du nitrate et du dépôt d'ammoniac à partir des sols couverts par les cultures intermédiaires (non quantifiée)	-	-	-
Emissions induites en amont			
- réduction des émissions liées à la production de fertilisants azotés minéraux	X	X	-
- augmentation des émissions liées à la production de désherbants chimiques	-	X	X
- augmentation des émissions liées à la production de gazole requis suite à l'adoption des nouvelles pratiques	-	X	X
- augmentation des émissions liées à la production des semences (négligée)	-	-	-

Option technique concernée par les émissions : X

Option technique non concernée par les émissions -

• Quantification de l'atténuation

Les calculs sont détaillés en Annexe 5.

Emissions directes

- L'augmentation du stockage de carbone dans les sols est calculée à partir de deux références :
 - la valeur basse : 0,480 MgCO₂e/ha/an (Etude INRA 2012),
 - la valeur haute : 1,265 MgCO₂e/ha/an (Etude INRA 2012).
- La réduction des émissions de N₂O, liée à la diminution de la fertilisation azotée des cultures de printemps suivant l'implantation de CI, sera variable selon la nature des cultures intermédiaires. Les diminutions de 5, 10 et 20 kgN/ha/an correspondent respectivement à :
 - selon le calcul "CITEPA" : 27, 55 et 110 kgCO₂e/ha/an,
 - selon le calcul "expert" : 21, 42 et 84 kgCO₂e/ha/an.
- L'augmentation des émissions de CO₂, liée aux travaux agricoles supplémentaires, est variable selon la combinaison d'interventions culturales pratiquées.

Emissions indirectes en aval

Même si l'un des objectifs visés est de limiter les flux de nitrate vers les aquifères, l'atténuation des émissions de N₂O associée à la moindre disponibilité du nitrate des sols n'a pas été prise en compte dans nos calculs car trop peu renseignée sur le territoire français. Dans ces conditions, l'impact de l'implantation des cultures intermédiaires sur l'atténuation des émissions est sous-estimé.

Les réductions des émissions indirectes associées à la diminution de la fertilisation azotée de 5, 10 et 20 kgN/ha/an seront respectivement :

- selon le calcul "CITEPA" : 21, 41 et 83 kgCO₂e/ha/an,
- selon le calcul "expert" : 8, 15 et 30 kgCO₂e/ha/an.

Emissions induites en amont

- Les réductions des émissions associées à la diminution de la fertilisation azotée de 5, 10 et 20 kgN/ha/an seront respectivement de 27, 53 et 106 kgCO₂e/ha/an.
- Les émissions liées à la consommation de gazole (pratiques culturales supplémentaires) seront variables selon le programme technique retenu.
- Les émissions liées à la production de désherbants s'élèveront à 16 kgCO₂e/ha/an (les programmes de désherbage retenus sont détaillés en Annexes 1 et 2).

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

Le détail des calculs se trouve en Annexe 5.

L'option technique 1 (prioriser l'implantation de mélanges à base de légumineuses comme cultures intermédiaires et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante) pourra être appliquée sur l'ensemble des surfaces agricoles sur lesquelles des cultures intermédiaires sont implantées (zones vulnérables et 7,8% des zones non vulnérables, cf. Etude INRA 2012). Le potentiel d'atténuation unitaire sera uniquement lié à la réduction de la fertilisation azotée des cultures de printemps suivantes. En effet, les cultures intermédiaires étant déjà implantées sur ces surfaces, aucune pratique culturale ni de stockage de carbone supplémentaire ne sont à comptabiliser. Les valeurs se trouvent dans le Tableau 4.

Tableau 4. Inventaire quantitatif des émissions unitaires directes, indirectes et induites (MgCO₂e/ha/an) pour l'option technique 1, selon les deux modes de calcul

	Calcul "CITEPA" (MgCO ₂ e/ha/an)	Calcul "expert" (MgCO ₂ e/ha/an)
Emissions unitaires directes	-0,058	-0,045
Emissions unitaires indirectes	-0,044	-0,016
Sous total : émissions unitaires directes et indirectes	-0,102 (atténuation)	-0,061 (atténuation)
Emissions unitaires induites	-0,056	-0,056
TOTAL	-0,159 (atténuation)	-0,118 (atténuation)

L'option technique 2 (implanter des cultures intermédiaires longues avant le semis de culture de printemps) concernera les zones non vulnérables. Le potentiel d'atténuation unitaire sera variable selon l'espèce de culture intermédiaire implantée (cf. Tableau 3), et selon les pratiques culturales retenues. Les valeurs unitaires des atténuations sont synthétisées dans le Tableau 5.

Tableau 5. Inventaire quantitatif des émissions unitaires directes, indirectes et induites (MgCO₂e/ha/an) pour l'option technique 2, selon les deux modes de calcul

	Calcul "CITEPA" (MgCO ₂ e/ha/an)	Calcul "expert" (MgCO ₂ e/ha/an)	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions unitaires directes	0,004	-0,463	-1,248
Emissions unitaires indirectes	-0,044	-0,016	-0,016
Sous total : émissions unitaires directes et indirectes	-0,041 (atténuation)	-0,479 (atténuation)	-1,264 (atténuation)
Emissions unitaires induites	-0,040	-0,040	-0,040
TOTAL	-0,081 (atténuation)	-0,520 (atténuation)	-1,305 (atténuation)

L'option technique 3 (favoriser les repousses du précédent cultural) concernera les zones non vulnérables. Le potentiel d'atténuation unitaire sera variable selon les modifications des pratiques culturales. Du fait du caractère aléatoire de la croissance des repousses, les émissions directes ne prendront en compte ni le stockage de carbone dans les sols, ni la fertilisation azotée des cultures de printemps ; elles seront de fait sous-estimées. Pour cette option, seul le calcul selon la méthode de l'inventaire CITEPA 2010 a été réalisé (Tableau 6).

Tableau 6. Inventaire quantitatif des émissions unitaires directes, indirectes et induites (MgCO₂e/ha/an) pour l'option technique 3 selon la méthode de calcul "CITEPA"

	Calcul "CITEPA" (MgCO ₂ e/ha/an)
Emissions unitaires directes	0,045
Emissions unitaires indirectes	0,000
Sous total : émissions unitaires directes et indirectes	0,045 (émission)
Emissions unitaires induites	0,013
TOTAL	0,058 (émission)

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

- **Situation actuelle : contexte politique et réglementaire**

Diverses circulaires réglementent l'implantation de cultures intermédiaires dans les zones vulnérables. La directive n°91/676 du 12 décembre 1991 relative à la lutte contre le nitrate d'origine agricole, dite Directive "Nitrate", a imposé aux Etats membres d'identifier sur leur territoire des "zones vulnérables" selon les critères posés par la directive (concentration en nitrate des eaux supérieure à 50 mg/l), ou menacées par la pollution (teneurs en nitrate en augmentation et comprises entre 40 et 50 mg/l ou avec une tendance à l'eutrophisation) et d'y mettre en œuvre un programme d'action visant à réduire la pollution des eaux. Les programmes d'actions sont quadriennaux : le 4^e est en cours. Environ 75% de la surface agricole en grandes cultures est située en zone vulnérable "Nitrate". Dans les zones vulnérables où l'enjeu majeur est la limitation des fuites d'ions nitrate vers les eaux, le 4^e programme d'action "Nitrate" a visé une généralisation de la couverture automnale des sols pour 2012.

Les règlements visent donc à mettre en œuvre des mesures de couverture des sols pendant la période de risque de lixiviation dans l'ensemble des zones vulnérables. Toutefois, il existe des dérogations pour les situations de sol à fort taux d'argile, lors de récolte tardive de la culture principale (ne permettant pas l'installation d'une culture intermédiaire), quand il peut y avoir substitution de la culture intermédiaire par des repousses de céréales, dans des situations où la réalisation de faux semis est nécessaire (notamment en Agriculture biologique). Ne disposant pas d'informations précises pour quantifier ces surfaces, nous considérerons que l'ensemble des surfaces agricoles des zones dites vulnérables font déjà l'objet d'implantation de cultures intermédiaires ou de repousses en 2010 avant les cultures semées au printemps.

Le 5^e programme d'action doit se substituer au programme en cours à partir du 30 juin 2013. En l'état, le décret laisse entendre qu'il puisse ne pas y avoir de couverture des sols avant les cultures de printemps en zones non vulnérables (i.e. aucune obligation de semer des cultures intermédiaires avant l'implantation de cultures de printemps).

- **Conditions nécessaires à la mise en place de l'action**

La mise en application de ces options techniques ne repose pas sur un savoir-faire particulier, une fois les conditions pédoclimatiques locales maîtrisées : gestion des conditions hydriques pour optimiser la levée des cultures intermédiaires ; caractéristiques des sols à prendre en considération pour préparer le semis de la culture de printemps suivante. De plus, ces pratiques couramment usitées ne nécessitent pas de matériel agricole spécifique (semoir, épandeur, rouleau, broyeur et charrue sont déjà présents sur le site d'exploitation).

L'assiette maximale technique prendra en compte :

- les surfaces géographiques décrites comme zones vulnérables et non vulnérables déjà couvertes en partie par des cultures intermédiaires et des repousses,
- les caractéristiques granulométriques physiques des sols pouvant limiter l'implantation de cultures intermédiaires (la quantification des surfaces où l'implantation est difficile est détaillée en Annexe 4).

• Assiette maximale technique (AMT)

A partir des zones vulnérables, nous proposons :

- De considérer que l'ensemble des surfaces situées en zones vulnérables est couvert en automne (i.e. on ne prend pas en compte les surfaces bénéficiant de dérogations, difficilement chiffrables en raison de causes multiples ; Etude INRA 2012).
- De modifier la répartition des espèces de cultures intermédiaires implantées (option technique 1 : favoriser l'implantation de cultures intermédiaires composées de légumineuses, en limitant à 15% les surfaces par an pour limiter les risques de développement de maladies), pour maximiser la réduction des apports de fertilisants azotés sur la culture de printemps suivante.
- De considérer que la croissance des cultures intermédiaires est effective.
- De prendre en compte la réduction de la fertilisation azotée de la culture de printemps suivant l'implantation d'une culture intermédiaire. Toutes les surfaces de cultures intermédiaires potentielles seront prises en compte, car les agriculteurs ne modulent pas ou peu leurs pratiques de fertilisation après des repousses ou des cultures intermédiaires (cf. Action 1, Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse).
- De ne pas prendre en compte les effets des repousses, car leur croissance très aléatoire ne permet pas d'envisager une réduction systématique de fertilisation azotée sur la culture de printemps suivante.
- De ne pas considérer d'émissions et de coûts financiers supplémentaires liés à la gestion de ces cultures intermédiaires (coûts des semences et des produits de désherbants ; consommation de gazole par le matériel agricole) puisque les cultures intermédiaires sont du point de vue réglementaire déjà obligatoires en zones vulnérables.

Détails des calculs

- Les surfaces implantées en espèces de printemps sont quantifiées à partir des données SAA, 2010.
- Les zones vulnérables sont quantifiées avec les données 2007 (Source : Direction de l'Eau - Mission SIEau, décembre 2007).
- Les surfaces dont la teneur en argile est supérieure à 60% sont définies selon le *Corine Land Cover* (2006).
- 80% de ces surfaces correspondent au potentiel d'implantation des cultures intermédiaires longues, 20% des surfaces correspondent à des repousses.
- Sur ces surfaces :
 - assigner 15% aux cultures intermédiaires composées de légumineuses,
 - sur les 85% restant, planter des crucifères, des graminées (de type avoine) et de la phacélie, selon les proportions définies dans l'enquête "Pratiques culturales" 2006 (crucifères, 80% ; avoine, 13% ; phacélie, 7%), soit 68% de crucifères, 11% de graminées et 6% de phacélie.
- La diminution de la fertilisation azotée est calculée en supposant que la production de biomasse aérienne de cultures intermédiaires est en moyenne de 2 MgMS/ha (gamme de production potentielle visée à l'échelle France), et sera variable selon l'espèce de culture intermédiaire implantée, soit moins 20 kgN/ha, moins 10 kgN/ha et moins 5 kgN/ha après une culture intermédiaire composée de légumineuses, de crucifère de type moutarde, et de graminées ou de phacélie respectivement.

Ces calculs sont conduits à l'échelle départementale, puis sommés pour définir l'assiette maximale technique à l'échelle nationale (cf. Annexe 4).

Pour l'option technique 1 (prioriser l'implantation de mélanges à base de légumineuses comme cultures intermédiaires et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante), l'assiette maximale technique est de 2 688 864 ha.

A partir des zones non vulnérables, nous proposons :

- De considérer que l'ensemble des surfaces en zones non vulnérables est couvert en automne.
- De soustraire les surfaces dont la teneur en argile est supérieure à 60%.
- De soustraire les surfaces ayant déjà des cultures intermédiaires (7,8% SAU, selon l'enquête "Pratiques culturales", 2006)
- De prendre en considération, dans chaque département et pour chaque culture de printemps, les types de précédent pour quantifier les surfaces de repousses et celles pouvant être potentiellement assignées à des repousses.
- De privilégier le développement des repousses des cultures de colza et de céréales à paille (techniques moins coûteuses en terme économique et en temps de travail) à l'implantation de cultures intermédiaires.
- D'implanter une diversité d'espèces de cultures intermédiaires en favorisant les mélanges composés de légumineuses (cf. zones vulnérables pour les répartitions entre espèces).
- De prendre en compte la réduction de la fertilisation azotée de la culture de printemps suivante uniquement après des cultures intermédiaires (cf. zones vulnérables).

- De prendre en compte les modifications des pratiques culturales (utilisation de matériel agricole, consommation de gazole, emploi de semences et d'herbicides) sur les surfaces où les pratiques ont évolué : sols nus vers repousses et sols nus vers cultures intermédiaires.
- De ne pas prendre en compte d'évolution des pratiques culturales sur les surfaces de repousses et cultures intermédiaires déjà existantes.

Détails des calculs

- Les surfaces implantées en espèces de printemps sont quantifiées à partir des données SAA, 2010.
- Certaines espèces de printemps représentant des surfaces faibles, comme le lupin, les lentilles, le chanvre, le seigle, le sarrasin, n'ont pas été prises en compte dans cette étape du calcul. Elles représentent en moyenne 6,3% des surfaces de cultures de printemps par département, soit 75 018 ha à l'échelle de la France. Ces surfaces seront assignées à des cultures intermédiaires (A), et réintégrées en fin de calcul pour évaluer la réduction des apports de fertilisants azotés et l'augmentation des effets liés aux pratiques agricoles.
- Les zones non vulnérables sont quantifiées avec les données 2007 (Source : Direction de l'Eau - Mission SIEau, décembre 2007).
- Les surfaces dont la teneur en argile est supérieure à 60% sont soustraites pour définir la surface potentielle pouvant être assignée aux cultures intermédiaires et repousses.
- Nous avons soustrait 7,8% des surfaces déjà cultivées avec des cultures intermédiaires (enquêtes "Pratiques culturales", 2006), sur lesquelles nous avons proposé un choix d'espèces spécifiques (cf. zones vulnérables).
- Sur les surfaces restantes, pour chaque espèce de printemps, le développement des repousses a été privilégié à l'implantation des cultures intermédiaires, et selon un ratio spécifique.

Les surfaces de repousses existantes seront estimées en prenant en compte les assolements départementaux décrits dans l'enquête "Pratiques culturales" 2006. Par exemple dans l'Aisne, le maïs fourrage correspond à 17% des surfaces de culture de printemps (soit 8 057 ha). Le maïs a pour précédent des céréales à paille sur 49% de cette surface (soit 3 935 ha), aucun colza, aucun protéagineux. Selon les résultats de l'enquête 2006, 40% des surfaces de céréales à paille précédant une espèce de printemps produisent des repousses (soit 1 574 ha de repousses existantes). Nous proposerons de favoriser les repousses de céréales à paille sur les 60% restants (soit sur 2 361 ha). Sur les 51% de surfaces ayant un autre précédent que des céréales, du colza et des protéagineux (soit 4 123 ha), nous proposerons des cultures intermédiaires (B).

Les surfaces pour lesquelles les résultats des enquêtes n'ont pu être exploités (nombre de réponses d'enquêtes pour une question inférieur à 30) correspondent à l'échelle France à 331 354 ha. Ces surfaces seront assignées à des cultures intermédiaires (C), et réintégrées en fin de calcul pour quantifier la réduction des apports de fertilisants azotés et l'augmentation des effets liés aux pratiques agricoles.

Les surfaces assignées aux cultures intermédiaires (A et C) seront implantées avec 15% de cultures intermédiaires composées de légumineuses, 68% de crucifères, 11% de graminées et 6% de phacélie (cf. zones vulnérables).

- Les réductions de fertilisation azotée sont calculées selon la méthode utilisée dans les zones vulnérables.

Ces calculs sont conduits à l'échelle départementale et les résultats sont sommés pour définir l'assiette maximale technique à l'échelle nationale (cf. Annexe 4).

Les assiettes maximales technique sont égales à :

- pour l'option technique 1 (prioriser l'implantation de mélanges à base de légumineuses comme cultures intermédiaires et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante), l'assiette maximale technique est de 140 366 ha,
- pour l'option technique 2 (implanter des cultures intermédiaires avant le semis de culture de printemps et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante) : 1 070 430 ha,
- pour l'option technique 3 (favoriser les repousses du précédent cultural) : 352 131 ha.

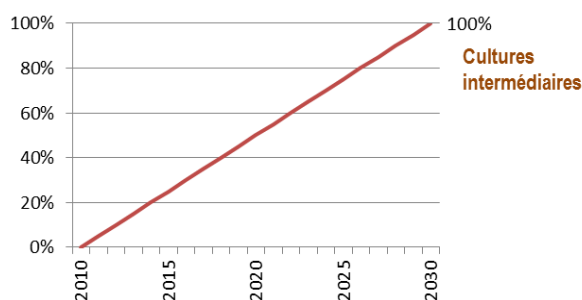
• Scénario de diffusion : surface atteinte en 2030 et cinétique de diffusion

Perspectives de développement

Les zones vulnérables : L'adoption de l'option technique 1 pourrait intervenir très rapidement. Toutefois, compte tenu des pratiques de fertilisation azotée actuelles (cf. Action 1 "Réduire le recours aux engrais minéraux" : les pratiques actuelles conduisent à une fertilisation supérieure aux besoins), nous avons considéré que l'adoption des mesures (i.e. la modification de la répartition des espèces de cultures intermédiaires et la réduction de la fertilisation azotée sur les cultures de printemps suivantes) serait progressive et régulière au cours du temps, pour atteindre l'assiette maximale technique en 2030.

Les zones non vulnérables : Les cultures intermédiaires concernaient 7,8% des surfaces des zones non vulnérables sur lesquelles étaient implantées une espèce de printemps en 2006. Nous proposons une adoption progressive et régulière des options techniques 1, 2 et 3 au cours du temps, pour atteindre l'assiette maximale technique en 2030 (Figure 1).

Figure 1. Cinétique de diffusion de la sous-action "cultures intermédiaires" entre 2010 et 2030, pour les trois options techniques, sous l'hypothèse d'un taux de diffusion régulier (exprimé en pourcentage des surfaces concernées)



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

• Potentiel d'atténuation de l'année 2030

Nous avons considéré que l'assiette maximale technique (AMT) est atteinte en 2030 pour les trois options techniques. Le potentiel d'atténuation résulte de la somme des émissions directes, indirectes et induites de chacune des trois options techniques. Le potentiel d'atténuation de l'année 2030 permis par l'adoption des trois options est synthétisé dans le Tableau 9 (le détail des calculs se trouve en Annexe 5).

Tableau 7. Potentiel d'atténuation (MgCO₂e/ha/an) de l'année 2030 (surface considérée = AMT) calculé selon différents modes de calcul. Cumul des effets de l'adoption des trois options techniques.

	Potentiel d'atténuation (MgCO ₂ e/ha/an) en 2030 (= AMT)		
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions directes et indirectes	317 334	669 583	1 509 871
Emissions directes, indirectes et induites	515 939	868 189	1 708 476

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

Le potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 a été calculé avec un taux de diffusion régulier (cf. Figure 1). Les résultats sont synthétisés dans le Tableau 10.

Tableau 8. Potentiel d'atténuation (MgCO₂e/ha/an) cumulé sur la période 2010-2030, calculé avec un taux de diffusion régulier selon différents modes de calcul. Cumul des effets de l'adoption des trois options techniques.

	Potentiel d'atténuation (MgCO ₂ e/ha/an) cumulé sur la période 2010-2030		
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions directes et indirectes	3 299 635	7 237 705	16 320 598
Emissions directes, indirectes et induites	5 576 925	9 384 482	18 476 372

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

Le détail des calculs se trouve en Annexe 6.

• Inventaire des modifications induites par la sous-action

Les modifications induites concernent :

- le taux de répartition des différentes espèces implantées comme cultures intermédiaires,
- la réduction de la fertilisation azotée des cultures de printemps implantées après les cultures intermédiaires,
- les pratiques agricoles supplémentaires liées à la gestion des résidus de la culture précédente, au semis et la destruction de la culture intermédiaire.

• Estimations des coûts/bénéfices

L'adoption de :

- l'option technique 1 (prioriser l'implantation de mélanges à base de légumineuses comme cultures intermédiaires et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante) conduit à un gain de 10 €/ha/an,

- l'option technique 2 (implanter des cultures intermédiaires et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante) conduit à un coût de 158 €/ha/an,
- l'option technique 3 (favoriser les repousses du précédent cultural) conduit à un coût de 90 €/ha/an.

- **Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)**

- **Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'assiette maximale technique et coût cumulé sur la période 2010-2030**

Le coût unitaire de la sous-action s'élève à 41 €/ha/an, toutes options confondues.

Le coût annuel pour l'assiette maximale technique, soit 4 251 791 ha, atteinte en 2030, est de 173 945 422 €.

Le coût cumulé sur la période 2010-2030 est égal à 1 890 951 794 € (pour 44 852 866 ha).

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

Le détail des calculs se trouve en Annexe 6. Les coûts unitaires de la tonne de CO₂ évité (coût unitaire d'atténuation) sont synthétisés dans le Tableau 11.

Tableau 9. Coût unitaire d'atténuation du CO₂ (€/MgCO₂e évité) selon les différents modes de calcul

	Coût unitaire d'atténuation du CO ₂ (€/MgCO ₂ e évité)		
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions directes et indirectes	548	260	155
Emissions directes, indirectes et induites	337	200	102

5.2. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action "Cultures intercalaires"

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- **Inventaire des effets sur les émissions**

La sous-action "cultures intercalaires" a des conséquences (Tableau 12) sur :

- les émissions directes sur l'exploitation agricole,
- les émissions indirectes en aval de l'exploitation agricole,
- les émissions induites en amont de l'exploitation agricole.

Tableau 10. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites pour les différentes options techniques de la sous-action "cultures intercalaires". Option technique 1 : enherbement permanent de toute la surface cultivée soit tous les rangs et tous les inter-rangs (vergers). Option technique 2 : enherbement permanent de tous les inter-rangs. Option technique 3 : enherbement hivernal temporaire.

	Option technique 1	Option technique 2	Option technique 3
Emissions directes			
- augmentation du stockage de C dans les sols	X	X	X
- augmentation des émissions de N ₂ O liée à l'ajout supplémentaire de fertilisant azoté minéral	-	X	-
- augmentation des émissions de CO ₂ émis par le gazole consommé lors des travaux agricoles supplémentaires	-	X (en plus)	X (en moins)
- augmentation des émissions de N ₂ O liée à la conduite de la culture intercalaire (négligée)	-	-	-
Emissions indirectes en aval			
- augmentation de la lixiviation du nitrate et du dépôt d'ammoniac suite à l'ajout supplémentaire de fertilisant azoté minéral	-	X	-
- réduction de la lixiviation du nitrate et du dépôt d'ammoniac à partir des sols			

couverts par les cultures intercalaires (non quantifiée)	-	-	-
Emissions induites en amont			
- augmentation des émissions liées à la production et au transport de fertilisants azotés minéraux supplémentaires	-	X	-
- réduction des émissions liées à la production de quantités moindres de désherbants chimiques	-	X	X
- modification des émissions liées à la production de gazole requis suite à l'adoption des nouvelles pratiques	-	X (en plus)	X (en moins)
- augmentation des émissions liées à la production des semences (négligée)	-	-	-

Option technique concernée par les émissions : X

Option technique non concernée par les émissions : -

• Quantification de l'atténuation

Emissions directes :

- Les estimations du stockage de carbone dans les sols sont variables selon les options techniques retenues :
 - option technique 1 (enherbement permanent de toute la surface cultivée soit tous les rangs et tous les inter-rangs) : 1,798 ±0,954 MgCO_{2e}/ha/an,
 - option technique 2 (enherbement permanent de tous les inter-rangs) : 1,187 ±0,630 MgCO_{2e}/ha/an,
 - option technique 3 (enherbement hivernal temporaire) : 0,594 MgCO_{2e}/ha/an.
- L'adoption de l'option technique 2 (enherbement permanent de tous les inter-rangs) conduit à une augmentation de la fertilisation azotée des vignes d'environ 30 kgN/ha/an. Les émissions supplémentaires s'élèvent à :
 - selon le calcul "CITEPA" : 164 kgCO_{2e}/ha/an,
 - selon le calcul "expert" : 126 kgCO_{2e}/ha/an.
- L'augmentation des émissions de CO₂ liées aux pratiques agricoles supplémentaires sont variables selon la combinaison d'interventions culturales supplémentaires pratiquées suite à l'adoption de l'option technique (cf. Annexe 7). Elles sont synthétisées dans le Tableau 13.

Tableau 11. Evolution des émissions de CO₂ (kgCO_{2e}/ha/an) liées aux modifications des pratiques agricoles

Situation initiale	Sans couvert herbacé		Couvert hivernal temporaire
Option technique retenue	2	3	2
Emissions différentielles (kgCO _{2e} /ha/an) entre la situation initiale et l'option technique retenue	+20	-3	+23

Option technique 2 : Enherbement permanent sur tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire

Emissions indirectes en aval

L'atténuation des émissions de N₂O associées à la réduction de la disponibilité du nitrate des sols (i.e. les sols sont enherbés) n'a pas été prise en compte dans nos calculs car trop peu renseignée dans la littérature. Elle sera sous-estimée.

L'adoption de l'option technique 2 (enherbement permanent de tous les inter-rangs) conduit à une fertilisation azotée des vignes supplémentaire (30 kgN/ha/an). Les émissions correspondantes s'élèvent à :

- selon le calcul "CITEPA" : 124 kgCO_{2e}/ha/an,
- selon le calcul "expert" : 46 kgCO_{2e}/ha/an.

Emissions induites en amont

- L'augmentation des émissions associées à l'utilisation supplémentaire de 30 kgN/ha/an (option technique 2) s'élève à 159 kgCO_{2e}/ha/an.
- Les émissions liées à la consommation de gazole par les engins agricoles, variables selon les options techniques retenues, et les atténuations liées à la réduction de l'utilisation des désherbants sont détaillées dans l'Annexe 7.

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

Le potentiel d'atténuation unitaire est fonction de la situation initiale d'enherbement et de l'option technique retenue.

L'option technique 1 (enherbement permanent de toute la surface cultivée) peut être adoptée sur les vergers non encore enherbés. Seules les évolutions du stock de carbone dans les sols ayant été considérées pour cette option, le potentiel d'atténuation unitaire correspond au stockage de carbone supplémentaire dans les sols (soit 1,798 ±0,954 MgCO_{2e}/ha/an).

Le potentiel d'atténuation unitaire lié à l'adoption de l'option technique 2 (enherbement permanent de tous les inter-rangs) dépendra de l'état d'enherbement initial (cf. Annexe 7). L'inventaire quantitatif unitaire des émissions directes, indirectes et induites (MgCO₂e/ha/an) calculées selon différents modes de calcul est détaillé dans le Tableau 14.

Tableau 12. Inventaire quantitatif unitaire des émissions directes, indirectes et induites (MgCO₂e/ha/an) suite à l'adoption de l'option technique 2 (enherbement permanent de tous les inter-rangs), selon différents modes de calcul

	Inventaire quantitatif unitaire des émissions (MgCO ₂ e/ha/an)								
	Calcul "CITEPA"			Calcul "expert"					
				Stockage de Carbone : valeur basse			Stockage de Carbone : valeur haute		
Situation initiale*	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Emissions unitaires directes	0,184	0,188	-	-0,416	0,171	-0,281	-1,688	-1,102	-0,918
Emissions unitaires indirectes	0,124	0,124	-	0,046	0,046	0,000	0,046	0,046	0,000
Sous-total émissions unitaires directes et indirectes	0,309	0,312	-	-0,370	0,216	-0,281	-1,643	-1,056	-0,918
	émission	émission	-	attén*	émission	attén*	attén*	attén*	attén*
Emissions unitaires induites	0,144	0,164	-	0,144	0,164	0,000	0,144	0,164	0,000
TOTAL	0,453	0,474	-	-0,266	0,380	-0,281	-1,499	-0,892	-0,918
	émission	émission	-	attén*	émission	attén*	attén*	attén*	attén*

Situation initiale* : 1 : sans couvert herbacé. 2 : couvert hivernal temporaire. 3 : couvert herbacé permanent un inter-rang sur deux
attén* : atténuation des émissions de GES

L'adoption de l'option technique 3 (enherbement hivernal temporaire) conduit à une augmentation du stockage de carbone dans les sols et à la réduction de la consommation de gazole et de désherbants. L'inventaire quantitatif unitaire des émissions directes, indirectes et induites calculées selon différents modes de calcul est détaillé dans le Tableau 15.

Tableau 13. Inventaire quantitatif unitaire des émissions directes, indirectes et induites (MgCO₂e/ha/an) selon différents modes de calcul, suite à l'adoption de l'option technique 3 (enherbement hivernal temporaire).

	Inventaire quantitatif unitaire des émissions (MgCO ₂ e/ha/an)	
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"
Emissions unitaires directes	-0,003	-0,586
Emissions unitaires indirectes	0	0
Sous-total émissions unitaires directes et indirectes	-0,003 (atténuation)	-0,586 (atténuation)
Emissions unitaires induites	-0,020	-0,020
TOTAL	-0,023 (atténuation)	-0,607 (atténuation)

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

• Situation actuelle

Vergers

Selon les sources Agreste (EPC, 2007), 92% des surfaces de verger étaient enherbées de façon permanente en 2007, soit 159 197 ha, pour une surface totale de verger en France de 173 040 ha en 2010 (SAA).

Vignes

Les pratiques d'enherbement sont variables selon les vignobles. Les surfaces et pratiques culturales en 2006, spécifiques à chaque région, sont décrites à partir de l'enquête "Pratiques culturales" 2006, dans l'Annexe 2. Elle exclut les régions correspondant aux vins d'appellation "Midi-Pyrénées" (regroupant les vignes des régions Midi-Pyrénées et Aquitaine), aux vignobles de la région Rhône-Alpes (à l'exception du département du Rhône) et aux vignobles de Corse, régions non interrogées lors des enquêtes.

Ces valeurs ont été actualisées avec les valeurs des surfaces des vignes de 2010 (SAA, cf. Annexe 3). La surface totale du vignoble français est évaluée 687 987 ha en 2010.

Avec près de 101 000 ha, les régions non interrogées représentent environ 13% de surfaces de vigne en 2010 (60 716 ha pour les vins d'appellation "Midi-Pyrénées", regroupant la région Midi-Pyrénées et les départements de la Dordogne, du Lot et des Pyrénées-Atlantiques ; 34 284 ha pour les vignobles de la région Rhône-Alpes (excepté le Rhône) et 6 129 ha pour les vignobles de Corse.

L'enherbement est pratiqué depuis longtemps dans l'ensemble des domaines viticoles français, il ne s'agit pourtant pas d'une obligation réglementaire. Les viticulteurs maîtrisent cette pratique qui leur permet de lutter contre les adventices, d'améliorer le fonctionnement biologique des sols, d'augmenter la quantité de matières organiques dans les sols, et de

diminuer l'érosion, notamment dans la région viticole d'Alsace qui est structurée en coteaux très pentus, sensibles au mécanisme d'érosion. Les connaissances acquises leur permettent aussi de maîtriser la vigueur de leur vigne afin de contrôler la qualité de leurs vins.

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

Vergers

Nous ne percevons pas de frein majeur à l'adoption d'une pratique d'enherbement permanent sur tous les rangs et les inter-rangs, dans la mesure où 92% des surfaces sont déjà enherbés.

Vignes

Les conditions limitantes pour l'enherbement des vignes en France sont synthétisées en Annexe 3.

Pour l'ensemble du vignoble français, l'option technique 1 (enherbement sur tous les inter-rangs et les rangs) ne sera pas proposée car cette pratique induit une lourde charge de travail lors de l'implantation du couvert (i.e. associée à un coût financier non négligeable) et enherber les rangs, en plus des inter-rangs, pourrait accentuer les pertes de rendement et être préjudiciable à la qualité des moûts.

L'augmentation des surfaces enherbées prendra en considération les spécificités des différentes régions viticoles : nature des sols (charge en éléments grossiers), climat, pratiques agricoles (type de taille). La méthodologie suivie pour calculer les surfaces sur lesquelles un enherbement est possible dans les différents vignobles et les résultats est décrite en Annexe 3. Pour l'ensemble des vignobles français, une forte charge en éléments grossiers des sols sera le premier frein pris en considération pour proposer ou non l'enherbement des vignes. Le frein sera d'autant plus important que la région viticole se situe dans une région chaude et sèche.

Le climat, et la pluviométrie plus particulièrement, sera le deuxième facteur pris en considération. Nous proposons dans les régions viticoles où le climat est limitant un enherbement temporaire, c'est-à-dire un couvert hivernal temporaire (option technique 3). Enfin, le type de taille des vignes réduira mécaniquement le potentiel d'enherbement (par exemple, taille en gobelet dans le Beaujolais).

Les aspects topographiques (pentes) ne sont pas pris en compte car difficiles à caractériser et à quantifier pour chacun des vignobles.

Selon les vignobles, les options techniques proposées seront différentes. Les choix retenus pour chacun d'entre eux sont détaillés en Annexe 3.

- Assiette maximale technique (AMT)

Vergers : Selon les sources SAA (2010), la surface totale de verger en France est de 173 040 ha. Le potentiel d'enherbement supplémentaire est de 8% en France (données EPC, 2007), soit 13 843 ha.

Vignes : L'assiette maximale technique est détaillée pour chaque vignoble français en Annexe 3. Les résultats sont synthétisés à l'échelle de la France, pour chaque type d'évolution, dans le Tableau 16.

Tableau 14. Surfaces (ha) concernées par les évolutions des pratiques d'enherbement à l'échelle France (base SAA, 2010), détaillées selon la situation initiale et l'option technique retenue

Situation initiale en 2010	Couvert herbacé permanent un inter-rang sur deux	Couvert hivernal temporaire	Sans couvert herbacé	
Option technique proposée	2	2	2	3
Surface totale (ha) France	64 212	43 894	19 861	71 252

Option technique 2 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire

Les assiettes maximales techniques sont égales à :

- 127 967 ha, pour l'option technique 2 (enherbement permanent de tous les inter-rangs),
- 71 252 ha, pour l'option technique 3 (enherbement hivernal temporaire).

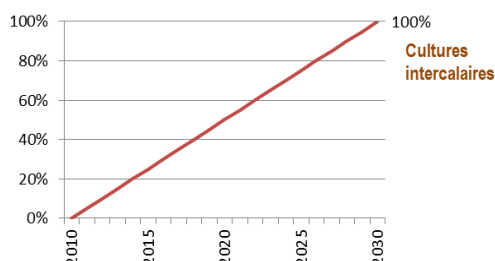
- Scénario de diffusion : surface atteinte en 2030 et cinétique de diffusion

La question environnementale est de plus en plus prise en compte chez les agriculteurs (particulièrement chez les arboriculteurs et vigneron du fait des très nombreux épandages de pesticides), nous supposons une adhésion des agriculteurs à ces pratiques d'enherbement. Elle conduira à la réduction d'apports de pesticides (au minimum un passage de

dés herbant par an, voire plus si cette pratique est moins favorable au développement des maladies), et à la préservation de l'environnement et de leur santé, sans affecter fortement la production en quantité et qualité.

Les mécanismes d'adoption n'étant pas clairement définis, l'augmentation des surfaces enherbées a été considérée "régulière" sur la période considérée (2010 à 2030), de façon à atteindre la surface maximale d'enherbement potentielle en 2030 (Figure 2).

Figure 2. Cinétique de diffusion de la sous-action "cultures intercalaires" entre 2010 et 2030, pour les trois options techniques, sous l'hypothèse d'un taux de diffusion régulier (exprimé en pourcentage des surfaces concernées)



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

• Potentiel d'atténuation de l'année 2030

Nous avons considéré que l'assiette maximale technique est atteinte en 2030 pour les trois options techniques.

Le potentiel d'atténuation résulte de la somme des émissions directes, indirectes et induites de chacune des trois options techniques. Le potentiel d'atténuation de l'année 2030 permis par l'adoption des trois options techniques est synthétisé dans le Tableau 17 (le détail des calculs se trouve en Annexe 7).

Tableau 15. Potentiel d'atténuation (MgCO₂e/ha/an) de l'année 2030 (surface considérée = AMT) calculé selon différents modes de calcul. Cumul des effets de l'adoption des trois options techniques

	Potentiel d'atténuation (MgCO ₂ e/ha/an) de l'année 2030		
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"	
		Stockage de C : Valeur basse	Stockage de C : Valeur haute
Emissions directes et indirectes	-19 622 (émission)	69 413	217 791
Emissions directes, indirectes et induites	-28 256 (émission)	60 779	209 157

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

Le potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 a été calculé avec un taux de diffusion régulier (cf. Figure 2). Les résultats sont synthétisés dans le Tableau 18.

Tableau 16. Potentiel d'atténuation (MgCO₂e/ha/an) cumulé sur la période 2010-2030, calculé avec un taux de diffusion régulier selon différents modes de calcul. Cumul des effets de l'adoption des trois options techniques.

	Potentiel d'atténuation (MgCO ₂ e/ha/an) cumulé sur la période 2010-2030		
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions directes et indirectes	-212 099 (émission)	750 304	2 354 183
Emissions directes, indirectes et induites	-305 427 (émission)	656 979	2 260 845

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

Le détail des calculs se trouve en Annexe 8.

• Inventaire des modifications induites par la sous-action

Les modifications induites concernent les modifications de pratiques agricoles : augmentation de la fertilisation azotée des vignes nouvellement enherbées, modification des programmes de protection phytosanitaire et gestion de la croissance du couvert herbacé.

- Estimations des coûts/bénéfices

L'adoption de l'option technique 1 (enherbement permanent de tous les inter-rangs et des rangs) n'a pas été pris en compte dans les calculs de coûts.

Pour les vignes :

- l'adoption de l'option technique 2 (enherbement permanent de tous les inter-rangs) à partir d'une vigne en sol nu conduit à un coût de 36 €/ha/an,
- l'adoption de l'option technique 3 (enherbement hivernal) à partir d'une vigne en sol nu conduit à un gain de 9 €/ha/an,
- l'adoption de l'option technique 2 à partir d'une vigne comportant un enherbement hivernal temporaire conduit à un coût de 44 €/ha/an.

Les coûts liés au passage d'un enherbement un inter-rang sur deux à tous les inter-rangs sont négligés.

- Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'assiette maximale technique (atteinte en 2030) et coût cumulé sur la période 2010-2030

Le coût unitaire de la sous-action (vergers et vignes compris) s'élève à 10 €/ha/an, toutes options confondues.

Le coût annuel pour l'assiette maximale technique, atteinte en 2030 (vergers et vignes compris) est de 2 038 985 €/an.

Le coût cumulé sur la période 2010-2030 est égal à 22 039 937 €.

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

Le détail des calculs se trouve en Annexe 8. Les coûts unitaires de la tonne de CO₂ évité sont synthétisés dans le Tableau 19. Selon le calcul "CITEPA", les évolutions proposées conduisent à une émission accrue des GES, accompagnée d'un coût supplémentaire.

Tableau 17. Coût unitaire d'atténuation du CO₂ (€/MgCO₂e évité ou émis) selon les différents modes de calcul. Cumul des effets de l'adoption des trois options techniques.

	Coût unitaire d'abattement du CO ₂ (€/MgCO ₂ e)		
	Calcul "CITEPA" (€/MgCO ₂ e émis)	Calcul "expert" (€/MgCO ₂ e évité)	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions directes et indirectes	104	29	9
Emissions directes, indirectes et induites	72	36	10

5.3. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action "bandes enherbées"

5.3.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

Pour cette sous-action "bandes enherbées", les atténuations des émissions de GES ont été étudiées à partir d'une seule option technique : le semis de bandes enherbées le long des cours d'eau (cf. section 2.2.b). L'adoption de cette option a des conséquences (Tableau 20) sur :

- les émissions directes sur l'exploitation agricole,
- les émissions indirectes en aval de l'exploitation agricole,
- les émissions induites en amont de l'exploitation agricole.

Tableau 18. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites pour la sous-action "bandes enherbées"

Emissions directes	<ul style="list-style-type: none"> - augmentation du stockage de C dans les sols - réduction des émissions de N₂O liée à la diminution de la fertilisation azotée minérale de la surface concernée - réduction des émissions de CO₂ émis par le gazole consommé en moindre quantité sur les bandes enherbées (travaux agricoles moins nombreux, non comptabilisés) - modifications (+/-) des émissions de N₂O liées à la conduite de la bande enherbée (non quantifiées)
Emissions indirectes	<ul style="list-style-type: none"> - réduction de la lixiviation du nitrate et du dépôt d'ammoniac suite à la diminution de la fertilisation azotée minérale des surfaces nouvellement enherbées - réduction de la lixiviation du nitrate et du dépôt d'ammoniac à partir des sols couverts par les bandes enherbées (non

en aval	quantifiées)
Emissions induites en amont	- réduction des émissions liées à la production de fertilisants azotés minéraux - réduction des émissions liées à la production des semences (négligée) - réduction des émissions liées à la production de gazole consommé en moindre quantité sur les bandes enherbées (non quantifiée)

• Quantification de l'atténuation

Emissions directes

- L'augmentation du stockage de carbone dans les sols suite à la conversion des sols de grandes cultures en bandes enherbées est de $1,80 \pm 0,95$ MgCO₂e/ha/an. Elle est considérée nulle lors du passage d'une prairie (tous types confondus) à une bande enherbée. Les proportions de grandes cultures et de prairies sont respectivement de 39,6% et 60,4% en 2010 (SAA).
- La réduction des émissions de N₂O, suite à l'absence de fertilisation azotée sur les bandes enherbées, est variable selon le type de culture (grandes cultures ou prairies) présent initialement sur la parcelle. Les consommations moyennes d'azote par hectare et par an sur grandes cultures et prairies ont été évaluées à 138 et 50 kgN/ha/an respectivement (référence enquête "Pratiques culturales" 2006), soit 85 kgN/ha/an, valeur rapportée à l'hectare toutes espèces de végétaux confondues. La réduction des émissions de N₂O s'élève à :
 - selon le calcul "CITEPA" : 466 kgCO₂e/ha/an,
 - selon le calcul "expert" : 358 kgCO₂e/ha/an.
- L'impact des évolutions de pratiques agricoles n'est pas comptabilisé.

Emissions indirectes en aval

- L'un des objectifs visé par l'implantation de bandes enherbées est de limiter les flux du nitrate vers les cours d'eau. L'absence de données quantifiées conduit à une sous-estimation des atténuations de ces émissions.
- La réduction de la fertilisation azotée, évaluée à 85 kgN/ha/an, correspond à une atténuation des émissions de N₂O de :
 - selon le calcul "CITEPA" : 352 kgCO₂e/ha/an,
 - selon le calcul "expert" : 129 kgCO₂e/ha/an.

Emissions induites en amont

- La réduction des émissions induites en amont associée à la diminution de la fertilisation (85 kgN/ha/an) s'élève à 452 kgCO₂e/ha/an.

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

En absence de nombreuses références, la quantification de l'atténuation des émissions de GES sera sous-estimée. Les valeurs unitaires du potentiel d'atténuation sont détaillées dans le Tableau 21.

Tableau 19. Inventaire quantitatif unitaire des émissions directes, indirectes en aval et induites en amont (MgCO₂e/ha/an) pour la sous-action "bandes enherbées" selon divers modes de calcul (cf. Annexe 9)

	Inventaire quantitatif unitaire des émissions (MgCO ₂ e/ha/an)		
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions unitaires directes	0,466	-0,693	-1,448
Emissions unitaires indirectes	-0,352	-0,129	-0,129
Sous total : émissions unitaires directes et indirectes	-0,819 (atténuation)	-0,822 (atténuation)	-1,577 (atténuation)
Emissions unitaires induites	-0,452	-0,452	-0,452
TOTAL	-1,270 (atténuation)	-1,273 (atténuation)	-2,028 (atténuation)

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

• Situation actuelle : directive "Nitrate" et conditionnalité de la PAC

En 2003, dans le cadre de la directive "Nitrate" (directive 91/676/CEE du 12 décembre 1991, visant la lutte contre les pollutions liées à l'azote), certaines zones agricoles ont été identifiées comme vulnérables. Bon nombre de départements rendent obligatoire par arrêté préfectoral la mise en place d'une bande d'herbe le long des cours d'eau, d'une largeur allant de 10 à 20 mètres.

L'autre mesure, plus récente et cause principale de la mise en place généralisée des bandes enherbées, provient de la réforme de la PAC en 2003, applicable en 2005. Le gel des terres se décline selon différentes modalités (gel agronomique, gel industriel, gel faune sauvage...) avec pour chacune d'elles une réglementation spécifique (par exemple, le gel faune sauvage peut se retrouver sous forme de jachère fleurie ou de jachère apicole). Toutefois, pour percevoir les aides complémentaires à la vente de sa production, tout agriculteur¹ doit obligatoirement implanter une Surface en Couvert Environnemental (SCE) pour le respect des Bonnes Conditions Agro-Environnementales (BCAE). Elle représente au minimum 3% de la surface SCOP.

Dans le cadre du bilan de santé de la PAC de 2008-2009, la conditionnalité a été renforcée et une nouvelle BCAE (intitulée : "Maintien des éléments topographiques") a été créée : cette BCAE exige le maintien sur l'exploitation d'un pourcentage de "particularités topographiques" : haies, bosquets, jachères, murets, bordures de champs... Des Surfaces Equivalentes Topographiques (SET) ont été définies pour chaque élément. Les SET doivent représenter au total 1% de la SAU en 2010, 3% en 2011 et 3% en 2012. Les mesures PAC post-2013 font mention d'une augmentation à hauteur de 7% de la SAU. Un ha de surface de bandes enherbées (BE) équivaut à deux ha de SET.

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

L'implantation des bandes enherbées le long des cours d'eau ne repose pas sur un savoir-faire particulier. Ces pratiques ne nécessitent pas de matériel agricole spécifique ; semoir, broyeur et charrue sont déjà présents dans la plupart des exploitations. Une fois implantées, elles requièrent peu d'intervention (une tonte d'entretien annuelle).

- Assiette maximale technique

La surface potentielle maximale concernée par l'implantation de bandes enherbées le long des cours d'eau en France s'élève à 250 000 ha (Cordeau, 2010). Les surfaces de SCE représentaient 3% des surfaces SCOP en 2003 (environ 356 650 ha, surfaces SCOP en 2010, SAA 2010). Les surfaces de SET équivalentes aux diverses périodes sont synthétisées dans le Tableau 22 (nous avons soustrait les surfaces déjà assignées aux haies, bosquets, forêt, peupleraies et jachères, soit 969 581 ha, calculées sur la base SAA 2010 à partir des données Teruti et Lucas, 2013).

Tableau 20. Surfaces (ha) équivalentes aux différents scénarios de SET

année	Surface SET en % de la SAU	Surface (ha) équivalente (SAU définie en 2010, SAA)	Surfaces (ha) potentielles pour SET*	Surfaces (ha) équivalentes en bandes enherbées (1 ha BE = 2 ha de SET)
2012	5%	1 348 250	378 669	189 335
post-2013	7%	1 887 550	917 969	458 985

* Surface (ha) équivalente topographique (SAU définie en 2010, SAA) moins 969 581 ha correspondant aux haies, forêts, peupleraies, bosquets et jachères (SAA, 2010)

Avec un potentiel d'enherbement de 458 985 ha après 2013, nous considérons que l'ensemble des surfaces situées le long des cours d'eau peut faire l'objet d'un enherbement. L'assiette maximale technique est de 250 000 ha.

- Scénario de diffusion

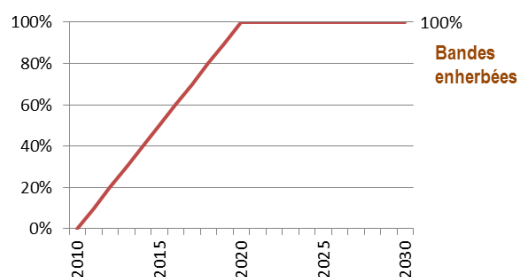
Pour bénéficier des aides PAC, les agriculteurs planteront les "Surfaces en Couvert Environnemental" sur les surfaces définies selon les différentes réglementations. L'absence de quantification des dynamiques d'évolution de l'ensemble des "particularités topographiques" (haies, bosquets, jachères, murets, bordures de champs) rend difficile la définition de scénarios d'évolution, d'autant plus que nous ne considérons que les bandes enherbées situées le long des cours d'eau. Selon Teruti et Lucas (2013) il n'a pas été recensé de bandes enherbées en 2010, alors qu'elles sont très nombreuses en France. A partir de 2013, l'agriculteur sera obligé d'implanter des SET à hauteur de 7%.

A partir de ces considérations, le scénario de diffusion retenu est le suivant :

- point zéro en 2010 et cinétique d'évolution régulière pour atteindre l'assiette maximale technique en 2020,
- de 2020 à 2030 : surface constante de 250 000 ha.

Figure 3. Cinétique de diffusion de la sous-action "bandes enherbées", entre 2010 et 2030, sous l'hypothèse d'un taux de diffusion régulier entre 2010 et 2020 (valeurs exprimées en % de la surface concernée)

¹ sauf les "petits producteurs" c'est-à-dire déclarant une production inférieure à 92 tonnes équivalent céréales, valeur évaluée selon le rendement de référence du département



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

- Potentiel d'atténuation de l'année 2030

Nous avons considéré que l'assiette maximale technique est atteinte en 2030. Le potentiel d'atténuation résulte du bilan des émissions directes, indirectes et induites. Les valeurs sont synthétisées dans le Tableau 23. Le détail des calculs se trouve en Annexe 9.

Tableau 21. Potentiel d'atténuation (MgCO₂e/ha/an) de l'année 2030 (AMT = 250 000 ha), calculé selon différents modes de calcul

	Potentiel d'atténuation (MgCO ₂ e/ha/an) de l'année 2030 (AMT = 250 000 ha)		
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions directes et indirectes	204 690	205 486	394 418
Emissions directes, indirectes et induites	317 567	318 363	507 295

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

Le potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 a été calculé avec un taux de diffusion régulier (cf. Figure 3). Les résultats sont synthétisés dans le Tableau 24.

Tableau 22. Potentiel d'atténuation (MgCO₂e/ha/an) cumulé sur la période 2010-2030, calculé avec un taux de diffusion régulier selon différents modes de calcul

	Potentiel d'atténuation (MgCO ₂ e/ha/an) cumulé sur la période 2010-2030		
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions directes et indirectes	3 190 456	3 202 863	6 147 702
Emissions directes, indirectes et induites	4 949 843	4 962 282	7 907 090

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

Le détail des calculs se trouve en Annexe 10.

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

Les modifications induites concernent les pratiques agricoles :

- réduction moyenne de 85 kgN/ha/an,
- réduction des apports de produits phytosanitaires,
- gestion de la croissance du couvert végétal (plus une coupe par an).

- Estimations des coûts/bénéfices

L'adoption de l'enherbement conduit à un coût unitaire de 633 €/ha/an, puisque aucune production n'est valorisée par l'agriculteur.

- Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'assiette maximale technique et coût cumulé sur la période 2010-2030

Le coût annuel pour l'assiette maximale technique est de 158 349 346 €/an.

Le coût cumulé sur la période 2010-2030 est égal à 2 468 154 661 € (il correspond à une surface cumulée de 3 896 692 ha).

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

Le détail des calculs se trouve en Annexe 10. Le Tableau 25 synthétise les coûts unitaires de la tonne de CO₂ évité.

Tableau 23. Coût unitaire d'atténuation du CO₂ (€/MgCO₂e évité) selon différents modes de calcul

	Coût unitaire d'abattement du CO ₂ (€/MgCO ₂ e évité)		
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"	
		Stockage de C : valeur basse	Stockage de C : valeur haute
Emissions directes et indirectes	774	771	402
Emissions directes, indirectes et induites	499	497	312

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

Les cinétiques d'adoption des différentes sous-actions n'étant pas similaires, aucune valeur annuelle n'a été calculée. Le potentiel d'atténuation et les coûts sont calculés sur la période 2010-2030 (Tableau 26).

Tableau 24. Valeurs de l'atténuation cumulée (TgCO₂e) et des coûts cumulés, sans coûts de transaction privés, calculées sur la période 2010-2030

Sous-action	Valeurs de l'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 (TgCO ₂ e)				Coûts cumulés sur 2010-2030 (millions €)
	Calcul "CITEPA"	Calcul "expert"			
	Emissions directes + indirectes	Emissions directes + indirectes		Emissions induites	
	Valeur moyenne	Valeur basse	Valeur haute	Valeur moyenne	
Cultures intermédiaires	3,30	7,24	16,30	2,15	1890,95
Cultures intercalaires	-0,21	0,75	2,35	-0,09	22,04
Bandes enherbées	3,19	3,20	6,15	1,76	2468,15
Total des 3 sous-actions	6,28	11,19	24,80	3,81	4381,15

Par rapport au calcul "CITEPA", la prise en compte du stockage de C dans le sol et l'évolution de la valeur des coefficients d'émission liés aux fertilisants azotés minéraux tels que proposés dans le calcul "expert" (GIEC 2006) améliorent de façon notable le potentiel d'atténuation des trois sous-actions. Parmi elles, l'adoption des cultures intermédiaires conduit au potentiel le plus élevé. Ce résultat s'explique par les surfaces importantes ciblées par cette sous-action, la valeur unitaire d'atténuation n'étant pas particulièrement haute. Toutefois, le coût cumulé, à la tonne de CO₂e évité, est important en raison des nombreuses interventions culturales. Le potentiel d'atténuation lié à l'enherbement des vignes et des vergers (introduction de cultures intercalaires) est relativement faible et cette sous-action concerne peu d'hectares. Le coût est peu élevé du fait des faibles évolutions dans les pratiques culturales. Pour les bandes enherbées, malgré un potentiel d'atténuation unitaire élevé, le résultat global est faible en raison des surfaces limitées assignées à cette sous-action. L'adoption s'accompagne d'un coût élevé pour les agriculteurs du fait de la perte de revenus sur ces surfaces.

7. Discussion

7.a. Sensibilité des résultats

La quantification des atténuations, unitaires et globales, est très sensible à divers paramètres. **Le manque de données précises ou l'utilisation de données anciennes** conduisent à formuler de nombreuses hypothèses.

Quelle que soit la sous-action, les évolutions des émissions de N₂O suite à l'adoption des différentes options techniques sont très peu renseignées dans la littérature (Etude INRA 2012). Cependant, elles ne sont pas à négliger dans certaines

conditions pédoclimatiques (sols hydromorphes, sols calcaires). Il en est de même de la réduction de la disponibilité du nitrate dans les sols où une couverture végétale est implantée. La diminution des émissions de N₂O est donc mal prise en considération dans nos calculs.

L'absence de données spécifiques à notre champ d'application sur la réduction de la consommation de gazole suite à l'application des principes d'éco-conduite lors des pratiques agricoles, et particulièrement significative pour le travail du sol (et les labours), n'a pas non plus été intégrée dans nos calculs.

De façon plus spécifique, pour les cultures intermédiaires, nous nous sommes appuyés sur des références anciennes pour quantifier les surfaces des cultures intermédiaires et des repousses et décrire les pratiques culturales usitées (enquête "Pratiques culturales" 2006). Depuis l'application de la réglementation sur les zones vulnérables et non vulnérables, les surfaces ont pu évoluer et les pratiques de destruction des cultures intermédiaires être modifiées (par exemple : favoriser l'implantation d'espèces gélines comme cultures intermédiaires au lieu d'utiliser un désherbant).

Le faible jeu de données spécifiques aux cultures intermédiaires nous conduit à utiliser deux valeurs de stockage de carbone dans les sols.

Enfin, la surface (25 ha) des parcelles élémentaires, prise en compte dans le *Corinne Land Cover* pour calculer les surfaces dont le taux d'argile était élevé n'est pas adaptée aux tailles de parcelles analysées. Les surfaces de sol à forte teneur en argile (sup à 60%) ont pu être sous-estimées, induisant une surestimation des surfaces potentielles pour les cultures intermédiaires.

Pour les cultures intercalaires, les surfaces de vignobles non recensées lors de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 représentent plus de 101 000 ha (régions Midi-Pyrénées, Aquitaine, Corse) pour l'année 2010, et conduisent à sous-estimer l'atténuation des émissions de GES à partir des vignobles.

Les données issues des vignobles sont peu nombreuses dans la littérature. Les estimations sont réalisées en référence à d'autres situations. L'utilisation des valeurs issues de l'Etude INRA 2012 concernant les cultures intermédiaires pour quantifier les effets de couvert hivernal temporaire sur le stockage de carbone dans le sol peut être réfutée ; celles utilisées pour les couverts permanents, issues de l'Expertise INRA 2002, un peu anciennes maintenant, sont peu précises (dans le document, il est indiqué que les valeurs modales pour le territoire sont "assorties d'une incertitude relative de l'ordre de 50%"). Les émissions directes en aval ont été calculées à partir de données grandes cultures et ne sont pas spécifiques aux vergers et vignes.

Enfin, la surface des parcelles élémentaires, prise en compte dans le *Corinne Land Cover* pour calculer les surfaces à forte charge en éléments grossiers, n'est pas adaptée aux tailles des parcelles de vigne. Les surfaces pouvant être potentiellement enherbées ont pu être surestimées.

Pour les bandes enherbées, le potentiel d'atténuation des émissions a pu être surestimé car (i) en absence de données des surfaces enherbées en 2010, point initial de notre simulation, nous avons considéré qu'aucun cours d'eau n'était bordé par des bandes enherbées (ce qui n'est pas la réalité), et (ii) que la surface totale leur étant assignée correspondait à la SET (Surface Equivalente Topographique), alors qu'elle peut aussi être affectée aux haies, bosquets, murets.

Comme pour les cultures intercalaires, la référence utilisée pour estimer le stockage de carbone dans le sol n'est pas spécifique aux bandes enherbées.

La grande variabilité de l'expression des processus à l'échelle du territoire français a obligé à simplifier certains calculs.

Les émissions de N₂O sont très variables selon le climat et les caractéristiques physico-chimiques des sols ; une valeur moyenne d'émission à partir des fertilisants azotés minéraux a été appliquée quel que soit le contexte pédoclimatique français pour toutes les actions.

Les conditions climatiques (températures et pluviométrie) plus ou moins favorables au développement et à la croissance des cultures intermédiaires, conditionneront le potentiel des sols à stocker le carbone, et à fixer l'azote pour les cultures intermédiaires à base de mélanges de légumineuses. La valeur de production moyenne de la biomasse d'une culture intermédiaire est de 2 MgMS/ha/an à l'échelle de la France, alors qu'elle est très fluctuante (0 à 5 MgMS/ha/an, Etude INRA 2012). La réduction de la fertilisation azotée a été par voie de conséquence moyennée à l'échelle nationale.

Les pratiques culturales supplémentaires liées à leur implantation ou au maintien des repousses correspondent à des moyennes nationales, alors qu'elles sont variables entre régions. Par souci de simplification, une seule solution de désherbage chimique a été retenue pour détruire les cultures intermédiaires, et tous les calculs sont réalisés avec des matériels agricoles types (par ex : destruction de la culture intermédiaire avec une charrue portée à 3 socs, alors que nous ne disposons pas d'informations sur le type de matériel utilisé dans ces conditions).

Pour les cultures intercalaires, la faible disponibilité de références techniques nous a conduits à généraliser des pratiques, décrites dans des vignobles spécifiques, à l'ensemble du territoire français. Selon la nature des cépages, la qualité des

moûts peut évoluer avec l'enherbement des vignes. Pour ne pas modifier les mécanismes de fermentation, un apport de 10 kgN/ha est conseillé. A l'échelle de la France, nous n'en avons pas tenu compte dans nos calculs.

Certaines données n'ont pas été considérées.

Les évolutions des pratiques culturales dans les vergers n'ont pas été prises en compte (semis des vergers non enherbés, tontes régulières occasionnées par ces nouveaux enherbements).

Le potentiel d'atténuation des bandes enherbées a été sous-estimé car les surfaces leur étant assignées ne prennent pas en compte les surfaces enherbées en périphérie des parcelles ou dans les parties basses des parcelles présentant une forte déclivité, car très difficiles à quantifier à l'échelle de la France. De plus, la consommation de gazole sur les cultures ou les prairies précédant l'implantation la bande enherbée n'a pas été évaluée (i.e. pas été déduite).

Pour les cultures intercalaires et les bandes enherbées, les émissions indirectes en amont liées à la production de semences de graminées sont sous-estimées car nous avons considéré qu'elles étaient soit produites sur le site de l'exploitation, soit qu'il s'agissait d'enherbement spontané.

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

- **Comptabilisation de l'effet**

La méthode "CITEPA" ne prend en compte ni le stockage additionnel de C dans le sol, ni la révision des valeurs des facteurs d'émission des engrais azotés minéraux. Les règles de calcul retenues par le GIEC en 2006 ont à la fois fait évoluer les coefficients d'émissions liés aux fertilisants et permettent l'évaluation du stock de C.

- **Vérifiabilité de la mise en œuvre**

La mise en œuvre de ces sous-actions pourraient être évaluée soit par le biais d'enquêtes chez les agriculteurs, soit par la réalisation de photographies aériennes permettant d'identifier si les sols sont couverts par de la végétation.

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

Les options techniques proposées pour les CI et les bandes enherbées ne sont pas difficiles à mettre en œuvre et ne nécessitent pas de matériel spécifique. En revanche, dans certains vignobles, l'enherbement sera délicat à conduire (pour des vignes en gobelet, ou en situations de densité élevée de ceps) et nécessitent parfois l'achat de matériels spécifiques.

Le développement des différents leviers techniques identifiées pour les **cultures intermédiaires** est difficile à chiffrer. En effet, il existe des freins à la réduction de la fertilisation azotée des cultures (cf. action "Fertilisation azotée"), et l'implantation de nouvelles CI conduit à des coûts financiers non négligeables.

L'évolution de l'**enherbement des vignes** est complexe à quantifier. En effet, le devenir des droits de plantation en viticulture, dictés par la nouvelle PAC, n'est pas encore fixé. La réglementation européenne pourrait influencer sur les pratiques agricoles, dont l'enherbement. En parallèle, les démarches agronomiques engagées dans le cadre du plan Ecophyto 2018 sont plutôt favorables au développement de l'enherbement des vignobles français. Toutefois, les incertitudes quant à la maîtrise technique de la conduite des vignes enherbées et de la vinification de leurs produits sont à prendre en considération.

La généralisation des **bandes enherbées** le long des cours d'eau est soumise aux règles de la conditionnalité de la PAC qui leur sont favorables.

7.d. Vulnérabilité et adaptabilité de l'action au changement climatique

Un changement climatique qui se traduirait par des précipitations moins abondantes et des températures plus élevées renforcerait la concurrence pour l'eau soit entre les cultures principales et les CI, soit entre les arbres fruitiers ou ceps et le couvert herbacé. Dans ces contextes limitants, l'introduction de CI ou l'enherbement des vergers et des vignes seraient moins développés. Par ailleurs, le risque d'une raréfaction en eau pour l'irrigation pourrait conduire à une diminution des surfaces en cultures d'été, fortement consommatrices en eau, et à la réduction des surfaces en CI.

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

Introduction de légumineuses dans les systèmes de culture. Les surfaces de cultures intermédiaires assignées aux mélanges à base de légumineuses ne prennent pas en compte les surfaces de légumineuses implantées en culture principale. Toutefois, l'implantation de variétés de légumineuses limitant le développement de *Aphanomyces* sera priorisée lors du choix de la nouvelle culture intermédiaire.

Agroforesterie. L'assiette maximale technique assignée aux bandes enherbées correspond aux surfaces maximales potentielles en France. Elles correspondent à moins de 50% des surfaces assignées à la SET (Surface Equivalente Topographique), laissant la possibilité aux haies, bosquets et murets de se développer.

Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse. Les atténuations calculées dans cette action sont additives à celles proposées dans l'Action 1 sur les engrais minéraux de synthèse.

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

Un changement climatique qui se traduirait par des précipitations moins abondantes et des températures plus élevées renforcerait la concurrence pour l'eau, soit entre les cultures principales et les cultures intermédiaires, soit entre les arbres fruitiers ou ceps de vigne et le couvert herbacé. Dans ces contextes limitants, l'introduction de cultures intermédiaires ou l'enherbement des vergers et des vignes seraient moins développés. Par ailleurs, le risque d'une raréfaction en eau pour l'irrigation pourrait conduire à une diminution des surfaces en cultures d'été, fortement consommatrices en eau, et à la réduction des surfaces en cultures intermédiaires sur la période automne-hiver. Enfin, en situation de climat plus sec, la fourniture au sol en azote à partir des résidus de cultures intermédiaires pourrait être modifiée.

Les contextes et mesures susceptibles de favoriser le déploiement des sous-actions

Les options techniques proposées pour l'introduction de cultures intermédiaires et de bandes enherbées ne sont pas difficiles à mettre en œuvre et ne nécessitent pas de matériel spécifique. En revanche, dans certains vignobles, l'enherbement sera délicat à conduire (pour des vignes en gobelet, où en situations de densité élevée de ceps) et nécessite parfois l'achat de matériels spécifiques. L'adoption des différentes options techniques identifiées pour les cultures intermédiaires est difficile à chiffrer. En effet, il existe des freins à la réduction de la fertilisation azotée des cultures (cf. Action 1 "Réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse"), et l'implantation de nouvelles cultures intermédiaires conduit à des coûts financiers non négligeables. L'évolution de l'enherbement des vignes est complexe à quantifier. En effet, le devenir des droits de plantation en viticulture, dictés par la nouvelle PAC, n'est pas encore fixé. La réglementation européenne pourrait influencer sur les pratiques agricoles, dont l'enherbement. En parallèle, les démarches agronomiques engagées dans le cadre du plan Ecophyto 2018 sont plutôt favorables au développement de l'enherbement des vignobles français. Toutefois, les incertitudes quant à la maîtrise technique de la conduite des vignes enherbées et de la vinification de leurs produits sont à prendre en considération. La généralisation des bandes enherbées le long des cours d'eau est soumise aux règles de la conditionnalité de la PAC qui leur sont favorables.

8. Conclusions

L'action étudiée vise à estimer le potentiel d'atténuation et les coûts liés à l'implantation de cultures intermédiaires, de cultures intercalaires et de bandes enherbées le long des cours d'eau. Le principal effet visé est le stockage additionnel de carbone dans le sol permis par les apports supplémentaires de matières organiques végétales. Les couverts sont en outre susceptibles de réduire les émissions de N₂O par immobilisation d'azote du sol. Toutefois, ces effets sont peu renseignés dans la littérature. Enfin, les modifications de la fertilisation azotée et des pratiques culturales liées à leur implantation ont un impact sur les émissions de GES (N₂O et CO₂). Selon les sous-actions, différentes options techniques ont été analysées et des cinétiques d'évolution proposées sur la période 2010-2030. A l'horizon 2030, l'assiette maximale technique est atteinte pour l'ensemble des sous-actions.

L'atténuation des émissions de GES a été conduite selon différents modes de calcul.

Par rapport au calcul "CITEPA" (basé sur les recommandations GIEC 1996), la prise en compte du stockage de carbone dans le sol et l'évolution de la valeur des coefficients d'émission liés aux fertilisants azotés minéraux tels que proposés par le GIEC en 2006 améliorent de façon notable le potentiel d'atténuation de ces trois sous-actions. Les différences sont de +0,8, +0,16 et +0,1 TgCO₂e suite à l'introduction des cultures intermédiaires, intercalaires et de bandes enherbées

respectivement. Parmi elles, l'adoption des cultures intermédiaires conduit au potentiel d'atténuation, émissions induites exclues, le plus élevé (+1,1 TgCO_{2e}). Ce résultat s'explique par les surfaces importantes (4,251 Mha) ciblées par cette sous-action, les valeurs unitaires d'atténuation (-45 à +1 305 kgCO_{2e}/ha/an, selon les options techniques retenues) n'étant pas particulièrement hautes. Toutefois, le coût à la tonne de CO_{2e} évité est important (160 €/MgCO_{2e}) en raison des nombreuses interventions culturales. Le potentiel d'atténuation, émissions induites exclues, lié à l'enherbement des vignes et des vergers est relativement faible (+0,14 TgCO_{2e}) et cette sous-action concerne peu d'hectares (213 000 ha). Le coût est peu élevé (14 €/MgCO_{2e}) du fait des faibles évolutions dans les pratiques culturales. Pour les bandes enherbées, malgré un potentiel d'atténuation unitaire, émissions induites exclues, élevé (+822 à +1 578 kgCO_{2e}/ha/an), le résultat global est faible (+0,3 TgCO_{2e}) en raison des surfaces limitées (250 000 ha) assignées à cette sous-action. Leur adoption s'accompagne d'un coût élevé (528 €/MgCO_{2e}) pour les agriculteurs du fait de la perte de revenus sur ces surfaces.

Alors que l'introduction de cultures intermédiaires ne modifie pas les potentiels de production, l'implantation de bandes enherbées le long des cours d'eau conduit systématiquement à une réduction de la production, générant des pertes de revenus pour les agriculteurs. Toutefois, nous nous sommes placés dans un contexte de non-valorisation des produits de tonte. Dans les vignobles, l'enherbement conduit à des modifications quantitatives et qualitatives des productions non quantifiées de façon spécifique dans chaque vignoble, et ces éléments sont peu renseignés dans la littérature. La densité de cep /m² et la profondeur des sols des vignes étant très variables selon les régions viticoles, aucune estimation de perte de production à l'échelle nationale n'a été envisagée.

Toutefois, l'adoption de ses sous-actions rend de nombreux services environnementaux non quantifiés actuellement. La répétition de l'incorporation de résidus de culture intermédiaire peut entraîner des effets cumulatifs sur le stockage de matières organiques dans le sol et sur leur potentiel de minéralisation. Ce surcroît de minéralisation permet généralement d'augmenter l'absorption des cultures principales. Le maintien d'une culture en automne et de ses résidus en hiver permet d'améliorer les propriétés physiques du sol (réduction de l'érosion, du ruissellement, de la battance, décompaction du sol) et les propriétés hydriques (infiltration, stockage de l'eau). L'enherbement des vignes conduit à la diminution de l'érosion hydraulique et éolienne des sols (réduction du ruissellement et des transferts de produits phytosanitaires) et à l'amélioration de la structure du sol (décompactage, augmentation de la porosité et de la perméabilité, amélioration de la portance). Le couvert herbacé représente une niche écologique pour les insectes auxiliaires et facilite la maîtrise de certains bioagresseurs, intéressants à valoriser dans certaines régions où les pressions de bioagresseurs sont très élevées comme la Champagne. L'implantation de bandes herbacées participe à la réduction des pollutions d'origines azotée et phytosanitaire des aquifères.

Références bibliographiques citées

- ADEME. 2011. 2011 187 *Guide des valeurs Dia ' terre* ®.
- Agreste. 2012. 1-4 *Analyse et Résultats Centre - Les exploitations agricoles et l'environnement (partie 1)*.
- Alison J. Eagle, Lydia P. Olander, Lucy R. Henry, Karen Haugen-Kozyra, Neville Millar, G. Philip Robertson, Third Edition, J. Companion Report to Assessing Greenhouse Gas Mitigation Opportunities and Implementation Strategies for Agricultural Land Management in the United States, January 2012
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F., Stengel, P., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre, Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective, INRA, 335 p.
- Celette F., 2007, Dynamique des fonctionnements hydrique et azoté au sein d'une vigne enherbée sous le climat méditerranéen.
- Celette, F., et al., *WaLIS—A simple model to simulate water partitioning in a crop association: The example of an intercropped vineyard*. Agric. Water Manage. (2010), doi:10.1016/j.agwat.2010.06.008
- CITEPA. 2012. 514 *RAPPORT NATIONAL D'INVENTAIRE POUR LA FRANCE AU TITRE DE LA CONVENTION CADRE DES NATIONS UNIES SUR LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET DU PROTOCOLE DE KYOTO*.
- Cohan J.P., Labreuche J., Bouthier A., 2011a. Orge de printemps : tenir compte de la culture intermédiaire dans le calcul de la fertilisation azotée. *Perspectives Agricoles*, 383 (novembre), 53-57.
- Cohan J.P., Laurent F., Champolivier L., Lieven J., Duval R., Morin P., 2011b. Effet des couverts intermédiaires sur la fourniture d'azote à la culture suivante. In "Cultures intermédiaires – Impacts et conduite" Ed. ARVALIS-CETIOM-ITB-ITL ; pp. 44-61.
- Cohan J.P., Labreuche J., 2013. Couverts intermédiaires - L'azote légumineuses valorisables pour le maïs suivant. *Perspectives Agricoles*, 398 (mars), 44-47.
- Compte rendu de Vinnopôle (IFV), 2002, *Effet de l'enherbement semé sur la vigueur et la production en fruits de la vigne*
- Cordeau S., 2010. Conséquences de la mise en place des bandes enherbées sur l'évolution de la flore adventice. Thèse de doctorat Université de Bourgogne, 288p
- Constantin J., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Fontaine A., Kervillat P., Beaudoin N., 2010. Effect of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *agriculture, ecosystems and Environment*. 135 : 268-278
- Delabays N., Mermillod G., 2007, *Enherbement des vignes avec des espèces peu concurrentielles*
- Dupraz P., Thomas A. : La PAC après 2013 : Présentation et analyse des propositions législatives de la Commission Européenne d'octobre 2011 présentation orale
- Eagle A., Olander L., Henry L., Haugen-Kozyra K., Millar N., Robertson G., 2012. Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in USA 2012, 84p
- Enquête pratiques culturales, Agreste, 2006
- Expertise stockage de carbone 2002 : données sur enherbement, données sur stockage de c lié au changement des pratiques
- Fiche Conditionnalité 2012 - Domaine « BCAE »
- Fiche BCAE VII – Maintien des particularités topographiques - page 3/5
- Freibauer, A., M.D.A. Rounsevell, P. Smith, and J. Verhagen. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122(1):1-23
- Guittet M., Sibe V., Gaudin J-C., 2011, *Les vignobles : de nouveaux réservoirs de biodiversité*. Faune Sauvage, n°291, p 34 – 42
- Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States – Technical working group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) – Duke University – 2012
- Gry, L., 2006. Jachères et bandes enherbées, la PAC met en valeur les couverts environnementaux. *Semences et progrès*, 23-41. <http://www.vignevin-sudouest.com/index.php>
- Justes E., Beaudouin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Durr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., Savini I., Rechauchère O., 2012. Etude scientifique Inra, "Réduire les fuites de nitrates au moyens de cultures intermédiaires"
- Loubet B., Laville P., Lehuger S., Larmanou E., Fléchar C., Mascher N., Genermont S., Roche R., Ferrara R., Stella P.? Personne E., Durand B., Decuq C., Flura D., Fanucci O., Rampon J.N., Siemens J., Kindler R., Gabrielle B., Schrupf M., Cellier P., 2011. Carbon, nitrogen and Greenhouse gases budgets over a four years crop rotation in northern France. *Plant Soil* 343:109–137. DOI 10.1007/s11104-011-0751-9
- Masson P., Gintzburger G., 2000. "Les légumineuses fourragères dans les systèmes de production méditerranéens : utilisations alternatives", In Sulas L. (ed.). *Legumes for Mediterranean forage crops, pastures and alternative uses = Légumineuses pour cultures fourragères, pâturages et autres usages en région méditerranéenne*. Zaragoza : CIHEAM-IAMZ, 2000. p. 395-406.
- Prospective énergie 2013 voir les informations disponibles
- Rakotonandrasana M.A., Masson P. (2000), *Dynamique et lessivage de l'azote nitrrique sous couvert de trèfle souterrain*
- Rapport Agreste Primeur n°230 (Sept 2009), *Lutte sanitaire en viticulture Situation 2006*
- Rapport de la FAO et de l'IFA, 2003, *Estimations des émissions gazeuses de NH3, NO et N2O par les terres agricoles à l'échelle mondiale*
- Roussel M., Léonard J., Cohan J.P., Dimassi B., Gréhan E., Fleury C., Mary B., 2011. Dynamics of greenhouse gas emissions associated with long-term soil tillage and cover cropping over a 28-month period. *EGU - Mars 2011 - Vienne, Autriche*
- Souiller, C., Coquet, Y., Pot, V., Benoit, P., Réal, B., Margoum, C., Laillet, B., Labat, C., Vachier, P., Dutertre, A., 2002. Dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé: mise en évidence des processus mis en jeu par simulation de ruissellement et infiltrométrie (Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Partie 1). *Etude et gestion des sols* 9, 269-285.
- Steenwerth and Bellina, 2008, Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in vineyard agroecosystem. *Applied Soil Ecology* 40: 359-369
- Steenwerth and Bellina, 2010, Vineyard weed management practices influence nitrate leaching and nitrous oxide emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138: 127-131
- Teruti-Lucas, 2010

Tollner E.W.B., B.J. Haan, C.T. Kao, T.Y. 1976. Suspended sediment filtration capacity of simulated vegetation. *Trans. ASAE* 19, 678-682.

VandenBygaart, A J, B G McConkey, D A Angers, W. Smith, H. de Gooijer, M. Bentham, T. Martin. 2008. Soil carbon change factors for the Canadian agriculture national greenhouse gas inventory. *Canadian Journal of Soil Science*, 88:671-680

Annexe 1 : Sous-action "cultures intermédiaires". Pratiques culturales actuelles. Pratiques culturales retenues.

A. PRATIQUES CULTURALES ACTUELLES

1. Surfaces et espèces principales implantées comme cultures Intermédiaires

Les pratiques actuelles de conduite des intercultures en France ont été étudiées à partir des informations recueillies lors de l'enquête "Pratiques culturales en grandes cultures" conduite en 2006 par le Service de la Statistique et de la Prospective du ministère chargé de l'Agriculture. L'enquête porte sur 14 525 parcelles en cultures annuelles (céréales à paille, maïs, betterave, colza, tournesol, pomme de terre, pois et prairies). 7,8% de l'échantillon ont été implantées avec une culture intermédiaire. 20% de l'échantillon ont fait l'objet d'une repousse du précédent cultural.

Selon l'enquête 2006, les cultures intermédiaires sont très souvent implantées après une culture de blé, d'orge, ou de maïs fourrage. Les trois principales espèces sont la moutarde (80% des surfaces), l'avoine (13%), et la phacélie (7%).

Le détail des espèces implantées sont disponibles dans l'Etude "Cultures intermédiaires" INRA 2012.

2. Fertilisation azotée de la culture implantée après une culture intermédiaire

Les cultures intermédiaires peuvent fournir de l'azote à la culture suivante. Ces fournitures dépendent des quantités d'azote absorbées par les cultures intermédiaires et sont très variables selon la nature de l'espèce implantée, la profondeur de son enracinement, et la durée de vie de la culture intermédiaire liée à cette période de destruction. La valeur maximum de l'effet de substitution d'intrant en azote a été évaluée à 50% de l'azote contenu dans les résidus de la culture intermédiaire (Thorup-Kristensen et al., 2003), correspondant à des quantités de 20 à 40 kgN/ha pour des espèces non-légumineuses (graminées, crucifères) en climat scandinave ou tempéré, hors situation de fort excédent d'azote minéral du sol et de 50 à 100 kgN/ha, en cas de culture intermédiaire de type légumineuse bien développée durant l'automne. Contrairement aux légumineuses en culture principale, des cultures intermédiaires composées de légumineuses (désignées dans la littérature « engrais verts ») peuvent systématiquement fournir de l'azote à la culture suivante (Moller et al., 2009). La réduction de la fertilisation azotée a été quantifiée selon l'espèce et le potentiel de croissance de la culture intermédiaire implantée dans les conditions françaises (cf. tableau 1-1, Cohan JP. et al, 2011a).

Tableau 1-1 : Quantités d'azote (kgN/ha) apportées par des quantités de résidus de la culture intermédiaire variées pour la culture suivante, et dans les situation de destruction avant le 1^{er} décembre (conditions françaises)

Production du couvert intermédiaire	1tMS/ha	2tMS/ha	3tMS/ha
Espèce implantée			
Graminées (seigle et avoine) et phacélie	0	5	10
Crucifères (moutarde,...)	5	10	15
Légumineuses (toutes espèces)	10	20	30

L'effet précédent d'une légumineuse est cohérent avec d'autres résultats issus de la littérature (cf. Action : Introduire des légumineuses dans les rotations).

3. Interventions culturales liées à l'implantation de cultures intermédiaires

La diversité des modes de conduite des cultures intermédiaires en France a fait l'objet d'une typologie construite au moyen de méthodes d'analyse de données multivariées (Etude "Cultures intermédiaires", INRA 2012).

Ces différents types de conduites présentent en commun :

1. Le semis de la culture intermédiaire. Les techniques sont très diversifiées (enquêtes 2006). Nous retiendrons la technique de semis avec un épandeur centrifuge car elle ne nécessite pas d'investissement supplémentaire et correspond à une opération moins couteuse et plus rapide que la pratique d'un semis. Le coût moyen d'un passage d'épandeur est en moyenne de 7 €/ha au lieu de 40 €/ha avec un semoir ; les surfaces semées sont en moyenne de 7-10 ha/h avec un épandeur et de 2-3 ha/h avec un semoir.

2. Le semis est systématiquement suivi d'un roulage.

3. La destruction de la culture intermédiaire se répartit entre la destruction mécanique (80% des surfaces en France) et la destruction chimique (10 à 20% des surfaces selon les régions). Les produits largement utilisés sont des associations de 2-4D de type aminugec 600 (1 l/ha) et glyphosate de type round up max 480 (2.5 l/ha) (mélange préconisé par Arvalis Institut du végétal et modulé à dire d'experts).

Les apports de fertilisants organiques, non spécifiques à l'implantation de la culture intermédiaire ne sont pas pris en compte dans notre approche.

A ces pratiques, s'ajoutent les interventions liées à la gestion des résidus de la culture précédente, très diversifiées entre systèmes de production. Nous retiendrons dans nos calculs les pratiques culturales supplémentaires suivantes :

- 43% des surfaces feront l'objet d'un broyage de résidus,
- 29% des surfaces d'un enlèvement des résidus de récolte,
- 28% sans intervention.

Tableau 1-2 : Consommations de gazole et coûts des différentes pratiques culturales liées à l'implantation de cultures intermédiaires

Activités agricoles	Pratiques culturales et matériels agricoles proposés	Consommation de gazole (l/ha)	Coût du passage, gazole inclus (€/ha)
Gestion des résidus du précédent	Résidus du précédent broyés tracteur 120cv 4RM+ déchaumeur rapide à disques	2.7	28.23
	Résidus du précédent exportés (Tracteur 80cv 4RM+ faneuse andaineuse 3m) + (Tracteur 80cv 4RM+ presse 120 diam) + (Tracteur 80cv 4RM+ remorque autochargeuse 35m3)	14.1	146.76
Semis cultures intermédiaires	Tracteur 80cv 4RM+ épandeur centrifuge : 7-9m	1.6	11.63
Roulage cultures intermédiaires I	Tracteur 80cv 4RM+ rouleau croskill 4m	3.1	19.15
Destruction cultures intermédiaires	Destruction chimique tracteur 80cv 4RM+ pulvérisateur 18m	1.2	10.84
	Destruction mécanique tracteur 120cv 4RM+ charrue portée 3 corps	16.9	82.73

4. Les repousses

Selon l'enquête 2006, 20% des surfaces avant une culture de printemps sont couvertes par les repousses du précédent cultural. Les chiffres retenus sont :

- 50% des surfaces de colza, avec une variabilité entre régions,
- 40% en moyenne des surfaces de céréales à paille, avec une variabilité entre espèces et régions,
- 26% des surfaces de protéagineux, avec une variabilité entre régions.

Les résultats sur l'efficacité des repousses vis-à-vis de l'atténuation des émissions de GES sont cohérents avec ceux obtenus sur les cultures intermédiaires Justes et al. (1999) Henke et al. (2008) cités dans l'Etude "Cultures intermédiaires" INRA 2012. Cependant, les atténuations sont plus variables car la maîtrise de leurs conditions de levée plus incertaine.

Les pratiques culturales liées au maintien des repousses retenues dans notre étude sont le roulage et la destruction (cf. tableau pratiques culturales sur cultures intermédiaires).

Annexe 2 : Sous-action "cultures intercalaires" : Pratiques culturales actuelles. Pratiques culturales retenues.

1 La fertilisation azotée

Les besoins de la vigne en azote sont modestes : autour de 30-60 kg/ha pour des productions de 6 à 10 t/ha et jusqu'à 60 à 90 kg/ha pour des productions de 10 à 25 t/ha (fiche culture, 2012 – COMIFER). Ils peuvent être satisfaits, tout ou au moins en partie, par l'azote fourni à partir de la minéralisation de la matière organique des sols. Selon l'IFV (<http://www.vignevin>) la pratique de l'enherbement va concurrencer la vigne au niveau des prélèvements d'azote. Dans une situation à « bonne » réserve hydrique, lever le facteur limitant "azote" suffit à réduire la concurrence. Dans les situations où la réserve hydrique est limitante, seule la levée des deux facteurs limitants permet de maintenir le niveau de production. Dans ces conditions, il est proposé d'apporter une dose supplémentaire de 30 kgN/ha/an, associé à des tontes appropriées pour réduire cette concurrence. Ces apports supplémentaires seront pris en compte dans nos calculs. Les couverts hivernaux ne seront pas concernés par ces apports supplémentaires, car les dates d'apports (en automne) ne sont pas compatibles avec des pratiques respectueuses de l'environnement (i.e. lixiviation des nitrates accentuée).

La concurrence exercée par le couvert herbacé fait évoluer les compositions chimiques des raisins et des vins qui en sont issus. Un des principaux constats observés est le taux d'azote assimilable dans les moûts en dessous du seuil optimal « garantissant » une cinétique de fermentation linéaire. Pour augmenter « l'expression » aromatique de certains cépages, des apports foliaires de 10 à 20 kg N/ha/an supplémentaires sont appliqués à la véraison (<http://www.vignevin>). Compte tenu de la variabilité des effets des carences azotées entre vignobles sur la qualité des moûts de raisin, nous ne tiendrons pas compte de ces apports tardifs d'azote sur les vignes.

2. Les évolutions des pratiques culturales

Les modifications des pratiques culturales seront liées à la situation d'enherbement initiale et à l'option technique retenue. Les pratiques culturales actuelles sont peu décrites dans la littérature. Les données concernent le travail du sol, la fertilisation azotée, le désherbage et les pratiques liées aux semis du couvert végétal, son entretien et sa destruction. Le tableau 2-1 recense les connaissances pour les différentes pratiques culturales : A - sur vignes sans enherbement. B : sur vignes en situation d'enherbement tous les inter-rangs. C sur vignes en situation d'enherbement hivernal

Tableau 2-1 : Les pratiques culturales actuelles sur vignes sans enherbement

Références	Pratiques culturales et choix retenu dans l'étude
Références : Institut Français de la Vigne (site : Vignevin)	travail du sol en profondeur, avec comme conséquence une accentuation de l'érosion des sols et un accroissement de la semelle de labour. Ou travail du sol peu profond (10 cm) : environ 4 passages par an d'entretien des inter-rangs et rangs avec des outils de type pulvérisateur à disques et/ou rotavator.
Garland et al, (2011)	3 interventions de type travail du sol superficiel («outils à disques », 15 cm de profondeur) sont pratiquées par an sur les vignobles aux U.S.A.
Enquête "Pratiques culturales (2006)	260 000 ha font l'objet d'au moins un passage d'outils à dents (surface vignobles estimée en 2006 : 699 079) soit 37% des surfaces de vigne française.
Bilan : notre choix	une intervention de type travail du sol superficiel par an sur l'ensemble des surfaces de vigne française.
Fertilisation azotée :	
COMIFER, 2012	les besoins en azote de la vigne sont modestes, et régulièrement couverts par le milieu. A l'échelle nationale il est pratiqué un apport de 30-60 kg/ha, pour des productions de 6 à 10 t/ha, ou de 60 à 90 kg/ha, pour des productions de 10 à 25 t/ha, ce qui correspond à un passage d'épandeur par an en moyenne à l'échelle française)
Notre choix	Un apport annuel de 30kgN/ha/an pour ne pas réduire les potentiels de production
Produits phytosanitaires	
Enquête « Pratiques culturales (2006). Agreste Primeur (n°221, 2009)	Nombreux apports de produits phytosanitaires : 15 traitements par an en moyenne à l'échelle française, dont deux désherbants
Notre choix	Deux désherbants par an

Tableau 2-2 : Les pratiques culturales actuelles en situation d'enherbement tous les inter-rangs. Références Institut Français de la Vigne (site : Vignevin) ; ITAB (fiche technique « Viticulture » « L'enherbement de la vigne »

Pratiques culturales	Détail de la pratique culturale
Travail du sol	Une préparation superficielle du sol avec un engin de type outil à dents (équivalent à 1 intervention de type travail du sol superficiel) la première année
Semis de l'herbe	Un semis (semoir direct ou non) la première année, (Dans les situations d'enherbement spontané, le semis sera à déduire
Fertilisation azotée :	Une fertilisation azotée/an
Produits phytosanitaires	Un seul désherbage sur le rang/an
Entretien du couvert herbacé	3 tontes/an

Tableau 2-3 : Les pratiques culturales actuelles en situation d'enherbement hivernal temporaire . Références Institut Français de la Vigne (site : Vignevin)

Pratiques culturales	Détail de la pratique culturale
Travail du sol	Une préparation superficielle du sol avec un engin de type outil à dents (équivalent à 1 intervention de type travail du sol superficiel) tous les ans
Semis de l'herbe	Un semis (semoir direct ou non) tous les ans (Dans les situations d'enherbement spontané, le semis sera à déduire)
Fertilisation azotée :	Aucune fertilisation azotée, pour des raisons environnementales (fertilisation d'automne = risque de lixiviation des nitrates accrus)
Produits phytosanitaires	Un seul désherbage sur le rang/an (pour détruire le couvert au printemps)
Entretien du couvert herbacé	Aucune tonte (le couvert se développe peu : températures faibles et courte durée de croissance)

2.2. Tableau 2-4 : Différentiel des pratiques selon la situation initiale et l'option technique retenue

Nous avons considéré que les apports de fertilisants et les pratiques agricoles sont identiques lors du passage d'un enherbement un inter-rang sur deux à un enherbement sur tous les inter-rangs.

Situation initiale	sans couvert herbacé	sans couvert herbacé	sans couvert herbacé	Couvert hivernal temporaire
Option technique retenue	2	2	3	2
Types de pratique cultural				
Travail du sol	Année 1 : identique Ensuite : un passage en moins	Année 1 : identique Ensuite : un passage en moins	identique	Année 1 : identique Ensuite : un passage en moins
Semis	Année 1 : un passage en plus Ensuite : identique	Année 1 : un passage en plus Ensuite : identique	Un passage tous les ans supplémentaire	Année 1 : identique Ensuite : un passage en moins
Fertilisation azotée	30 kgN/ha apportés en plus avec autres apports : nombre passages de pulvérisateur identique	30 kgN/ha apportés en plus avec autres apports : nombre passages de pulvérisateur identique	identique : pas apport supplémentaire d'azote	Identique
Désherbage	tous les ans : un traitement et un passage en moins	tous les ans : un traitement et un passage en moins	tous les ans : un traitement et un passage en moins	identique
Entretien du couvert herbacé	tous les ans : 3 tontes supplémentaires	tous les ans : 3 tontes supplémentaires	identique	tous les ans : 3 tontes supplémentaires

Option technique 2 : enherbement permanent tous les inter-rangs

Option technique 3 : couvert hivernal temporaire

La consommation de gazole en lien avec ces pratiques culturales.

Des tracteurs étroits de puissance proche de 65cv à 80cv sont utilisés dans les vergers et les vignes (dans les calculs, la puissance du tracteur retenue est de 70cv). La consommation de gazole moyenne est fonction du type d'intervention, plus élevée lors de travail du sol profond, moins élevée lors de traitements phytosanitaires ou épandage de fertilisants. Les consommations de gazole ont été évaluées (TRAME – BCMA Viti&Arbo, sept 2010) à : 11.9l/ha pour le travail du sol

superficiel : (valeur moyenne calculée à partir de la consommation d'un rotovator 1m : 13.25l/ha et d'un cultivateur 1 m : 10.6l/ha), 4.2l/ha pour le semis, 5.3l/ha pour un passage de pulvérisateur, 8.0l/ha pour le passage d'un gyrobroyeur et 2.7l/ha pour le passage d'un épandeur à engrais centrifuge.

Par soucis de simplification, nous proposons que le passage de la pratique d'enherbement permanent un inter-rang sur deux à un enherbement permanent de tous les inter-rangs, ne conduit pas à une modification des pratiques culturales.

Tableau 2-5 : Descriptions détaillées des évolutions des pratiques culturales et traduction en terme de consommation de gazole (nombre de litres /ha) entre la situation initiale et l'option technique retenue.

Différentiel de pratiques culturales / consommation de gazole (l/ha/an)					
Situation initiale	Sans couvert herbacé	Sans couvert herbacé	Sans couvert herbacé	Couvert hivernal temporaire	Couvert hivernal temporaire
Option technique retenue/ année concernée	2 / année 1	2 / années 2 à 20*	3 / tous les ans	2 / année 1	2 / années 2 à 20*
Travail du sol superficiel	0 / (0)	-1 / (-11.9)	0 / (0)	0 / (0)	-1 / (-11.9)
Semis	+1 / (+4.2)	0 / (0)	+1 / (+4.2)	0 / (0)	-1 / (-4.2)
Fertilisation azotée	0 / (0)	0 / (0)	0 / (0)	0 / (0)	0 / (0)
Désherbage	-1 / (-5.3)	-1 / (-5.3)	-1 / (-5.3)	0 / (0)	0 / (0)
Tonte	+3 / (+24)	+3 / (24)	0 / (0)	+3 / (+24)	+3 / (+24)
Consommation de gazole (l/ha/an) entre la situation initiale et l'application de l'option technique	+22.9	+6.8	-1.1	+24	+7.9

Option technique 2 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire années 2 à 20* : la période étudiée est 2010-2030, soit 20 années.

Pour simplifier les calculs, la consommation supplémentaire de gazole liée au semis du couvert herbacé en première année sera répartie sur l'ensemble de la période étudiée (soit 20 années),.

Tableau 2-6. Synthèse : Consommation différentielle de gazole entre la situation initiale et l'option technique retenue. Valeur annuelle sur la période étudiée (20 années).

Situation initiale	Sans couvert herbacé	Sans couvert herbacé	Couvert hivernal temporaire
Option technique retenue	2	3	2
Consommation de gazole (l/ha) entre la situation initiale et l'option technique retenue	+7.6	-1.1	+8.7

Option technique 2 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire

Pour un passage de désherbant de type glyphosate (180 g/l) et une application de 12 l/ha par passage, les émissions induites (liées à la production du désherbant) sont évaluées à 19,41 kgCO_{2e}/ha/passage (références ADEME 2010, Dia'terre® V.1.33, Base Carbone®).

Annexe 3 : Pratiques d'enherbement actuelles dans les vergers et vignes en France. Justification des choix réalisés. Quantification des surfaces pouvant être potentiellement enherbées.

A. Pratiques d'enherbement actuelles.

Ne disposant pas d'informations détaillées sur les pratiques d'enherbement dans les vergers en 2010, nous proposons de considérer les 8% de surfaces sans couvert herbacé (i.e. sols nus). L'évolution des pratiques pourra se caractériser comme suit :

- Remplacement de surfaces sans couvert herbacé par un couvert permanent sur tous les rangs et les inter-rangs
- Ne pas apporter de fertilisants minéraux.

Ce choix se justifie car l'implantation d'un couvert herbacé est une technique maîtrisée par les arboriculteurs fruitiers puisque largement généralisée en France, et les conditions pédoclimatiques ne semblent pas être limitantes car des vergers déjà enherbés se trouvent à la fois dans des régions dont le climat est chaud et sec (sud France) et dans des zones dont les sols présentent une forte charge en éléments grossiers. Un sol à forte charge en éléments grossiers correspond soit à un sol présentant un taux de graviers (de diamètre inférieur à 7.5cm) supérieur à 35%, soit à un sol sur lequel il a été noté la présence de pierres (de taille sup à 7.5cm) rendant impraticables les opérations mécaniques, soit à un sol présentant ces deux caractéristiques) – 92% des surfaces des vergers (correspondant aux 32 départements français ayant une surface de vergers supérieure à 1 000 ha) présentent une charge moyenne en éléments grossiers de 37% (valeur minimale = 2% ; valeur maximale = 93% : Référence Corine land cover, 2006).

La quantification des surfaces de vignobles est détaillée dans le tableau 3-1. L'estimation de la surface totale des vignes en 2010 s'élève à 687 987 ha, dont 415 858 ha sont enherbées.

Tableau 3-1 : Estimation des surfaces (ha) dédiées aux différentes pratiques d'enherbement des vignes dans les différents vignobles. Valeurs calculées à partir des données 2006 et actualisée avec les valeurs SAA 2010.

Vignobles (départements)	Surface totale des vignobles	Enherbement permanent	Enherbement permanent tous les inter rangs	Enherbement permanent 1 inter-rang /2	Couvert hivernal temporaire	Sans couvert herbacé
Alsace (67. 68)	15 803	948	3 477	9 166	316	1 896
Beaujolais (69)	18 950	948	3 222	569	1 327	12 886
Bordelais (33)	122 000	9 760	42 700	45 140	13 420	10 980
Bourgogne (21. 58.71. 89)	31 560	947	3 787	1 578	14 202	11 046
Champagne (10. 11. 51)	31 699	1 585	1585	634	4 121	23 774
Charentes (16. 17. 79. 86)	83 485	2 505	20 871	27 550	25 880	6 679
Lang-Rous* (11. 30. 34. 48. 66)	235 306	9 412	18 824	14 118	54 120	138 821
PACA** (04. 05. 06. 13. 83. 84)	90 088	3 604	3 604	6 306	30 630	45 945
Val de Loire (18. 37. 41. 44. 49. 72. 85)	59 096	3 546	15 365	4 137	15 956	20 093

*Languedoc-Roussillon - **Provence Alpes Cote d'Azur

B : Prise en compte des conditions limitantes pour l'enherbement des vignes en France.

Nous proposerons d'implanter un couvert hivernal dans les zones viticoles à « stress hydriques » élevés (par ex. régions du Languedoc-Roussillon et PACA).

Nous ne proposerons pas d'enherber les vignobles présentant une forte charge en cailloux. Elle a été prise en compte dans nos calculs de la façon suivante. Dans chaque région viticole, nous faisons l'hypothèse que les surfaces dont les sols ont une forte charge en éléments grossiers correspondent déjà aux surfaces des vignes non enherbées, puis à celles des vignes ayant un couvert hivernal, et enfin à celles des vignes ayant un enherbement permanent un inter-rang sur deux (c'est-à-dire des surfaces où les pratiques sont de plus en plus intensives). L'estimation des surfaces se fera à partir des données SAA 2010 et des données issues de Corine land cover 2006. Les surfaces ayant une forte charge en éléments grossiers (Corine land cover, 2006) sont calculées dans le tableau 3-2 à partir des données SAA 2010.

Tableau 3-2 : Surfaces (ha) des vignobles de France en 2010 (SAA). Estimation des surfaces (ha) ayant une forte charge en éléments grossiers (Corine land cover, 2006).

Vignobles (départements)	Surfaces (ha) totale du vignoble	% du vignoble avec une forte charge en éléments grossiers (Corine land cover 2006)	Surface équivalente avec une forte charge en éléments grossiers (Corine land cover 2006)
Alsace (67. 68)	15 803	8.20	1 295
Beaujolais (69)	18 950	84.56	16 024
Bordelais (33)	122 000	2.07	2 526
Bourgogne (21. 58.71 .89)	31 560	22.17	6 997
Champagne (10. 11. 51)	31 699	89.13	28 253
Charente (16. 17. 79. 86)	83 485	67.31	56 194
Lang-Rous* (11 .30 .34 . 48. 66)	235 306	39.11	92 019
PACA** (04. 05. 06. 13. 83. 84)	90 088	23.92	21 545
Val de Loire (18. 37. 41. 44. 49. 72. 85)	59 096	22.57	13 335

*Languedoc-Roussillon - **Provence Alpes Côte d'Azur

La largeur des inter-rangs doit être supérieure à 100-120 cm pour ne pas limiter l'accès des parcelles aux engins agricoles. Contrairement aux structures palissées, une vigne taillée en gobelet diminuera l'accessibilité mécanique de l'inter-rang. L'ensemble de ces conditions limitantes doivent être déclinées de façon spécifique sur chacun des vignobles.

Dans les régions viticoles d'Alsace, du Bordelais et de Charente, les conditions climatiques de type continental ou atlantique ne sont pas limitantes, les charges en éléments grossiers ne sont pas élevées et les pratiques d'enherbement semblent bien maîtrisées. Les surfaces enherbées sont très élevées et correspondent (toutes options d'enherbement comprises) à 88%, 91% et 92% respectivement pour chacune de ces régions. Nous proposons un enherbement permanent entre tous les inter-rangs (option technique 2) dans les vignobles d'Alsace et du Bordelais sur toutes les surfaces dont la charge en éléments grossiers « n'est pas forte ». Les surfaces non enherbées seraient de 1 295ha et 2 526 ha respectivement dans ces deux vignobles.

Pour le vignoble de Charente, les surfaces où la charge en éléments grossiers est importante (56 194 ha, soit 67.31% du vignoble). Nous proposons de ne pas modifier les pratiques sur : les surfaces de vignes non enherbées (6 679ha), sur les surfaces assignées aux couverts hivernaux (25 880ha) et sur une partie du vignoble (23 635ha) où les pratiques correspondent à un enherbement permanent un inter-rang sur deux (total = 28 253ha). Sur le reste des surfaces il sera proposé un enherbement permanent sur tous les inter-rangs (option technique 2).

La région du Val-de-Loire se situe dans des conditions climatiques non limitantes (zone à climat atlantique) où la pratique de l'enherbement est moins développée (66% des surfaces du vignoble, toutes options d'enherbement comprises). Les surfaces à forte charge en éléments grossiers correspondent à 22.57% du vignoble. Comme l'acquisition et la mise en œuvre des techniques d'enherbement ne semblent pas être un frein dans cette région (vignes hautes) nous proposons de ne pas enherber les surfaces non enherbées, à hauteur des surfaces présentant une forte charge en éléments grossiers (soit 6 757ha), et de faire évoluer les couverts hivernaux et l'enherbement permanent un inter-rang sur deux vers un enherbement permanent de tous les inter-rangs (option technique 2).

La région de Bourgogne, caractérisée par un climat de type continental, permet l'implantation de couverts herbacés. Les caractéristiques d'enherbement sont proches de celles de la région Val-de-Loire (65% du vignobles est enherbé, toutes options d'enherbement confondues). Les surfaces présentant une forte charge en éléments grossiers s'élèvent à 22.17%. Toutefois, les densités de ceps/m² très élevées, limitant les interventions techniques, permet de comprendre le peu d'engouement pour la pratique de l'enherbement (cette densité permet de respecter les quotas de production). Si des pratiques d'enherbement sont proposées, elles devront être accompagnées d'une réduction de densité pour maintenir les potentiels de production. Dans cette région, nous proposons de ne pas enherber les 6 997ha présentant une forte charge en éléments grossiers, et un enherbement permanent de tous les inter-rangs (option technique 2) sur les autres surfaces.

Dans la région du Beaujolais, les surfaces en éléments grossiers sont très élevées (84.56% du vignoble soit 16024ha). L'adoption de l'enherbement des vignes semble délicat d'autant qu'il passerait par des modifications des pratiques agricoles actuelles importantes : arrachage de pieds car distance faible entre rangs limitant le passage des engins mécaniques ; modification des pratiques de taille car en gobelet. Nous ne prévoyons donc aucune augmentation de l'enherbement dans cette région.

Avec 25% du vignoble, la région de Champagne se caractérise par un taux d'enherbement faible. Les surfaces à forte charge en éléments grossiers sont élevées : 89.13% du vignoble (28 253ha). La taille de type gobelet et la distance entre les rangs faible sont autant de freins à l'enherbement. La surface moyenne des domaines viticoles peu élevée (2.52 ha pour une moyenne nationale de 6.6ha en 2006) permet toutefois d'envisager le recours à des interventions « manuelles » plus régulièrement (par exemple : utilisation de tondeuses de petite taille malgré le faible écartement des inter-rangs) et à des pratiques plus régulières de l'enherbement. Les conditions climatiques n'étant pas limitantes (climat continental), et l'enherbement pouvant se révéler salutaires du point de vue parasitaire spécifiquement dans cette région, nous proposons un enherbement permanent de tous les inter-rangs (option technique 2) sur toutes les surfaces ne présentant pas une forte charge en éléments grossiers.

Pour les régions du Languedoc-Roussillon ou de PACA, localisées dans une zone de climat méditerranéen, le frein principal à l'enherbement est la concurrence pour l'eau et les éléments minéraux. Les surfaces avec une forte charge en éléments grossiers sont de 39.11% et 23.92% respectivement. Dans ces régions, nous ne proposerons pas d'enherber les surfaces avec une forte charge en éléments grossiers, et la pratique de l'enherbement hivernal sur les surfaces non enherbées sera conseillée (option technique 3). Cette pratique est moins concurrentielle sur la totalité de la surface des domaines concernés par des problèmes de sécheresse (« Les vignoble ; de nouveaux réservoirs de biodiversité » du n°291 de Faune Sauvage (2011).

La synthèse des options techniques retenues pour chacune des régions viticole est décrite dans le tableau 3-3.

Tableau 3-3 : Synthèse des options techniques retenues dans chacun des domaines viticoles

Vignobles (départements)	Options techniques retenues
Alsace (67. 68)	2 sur l'ensemble du vignoble : 14 508 ha
Beaujolais (69)	aucune évolution des surfaces enherbées
Bordelais (33)	2 sur l'ensemble du vignoble : 119 474 ha
Bourgogne (21. 58.71 .89)	2 sur l'ensemble du vignoble : 24 563 ha
Champagne (10. 11. 51)	2 sur l'ensemble du vignoble : 3 446 ha
Charente (16. 17. 79. 86)	2 sur l'ensemble du vignoble : 27 291 ha
Lang-Rous* (11 .30 .34 . 48. 66)	3 sur l'ensemble du vignoble : 143 287 ha
PACA** (04. 05. 06. 13. 83. 84)	3 sur l'ensemble du vignoble : 68 543 ha
Val de Loire (18. 37. 41. 44. 49. 72. 85)	2 sur l'ensemble du vignoble : 45 761 ha

*Languedoc-Roussillon - **Provence Alpes Cote d'Azur

Option technique 2 : Enherbement permanent sur tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire

Les surfaces concernées par les évolutions des options techniques pour chaque région viticole sont détaillées dans le tableau 3-4.

Tableau 3-4 : Surfaces (ha) concernées par les évolutions des pratiques d'enherbement et de fertilisation azotée minérale pour chaque région viticole (base SAA, 2010)

Situation en 2010	Enherb. perm *1	Enh Perm *2	Enh Perm *2	Couv hiv temp *3	Couv hiv temp *3	Sans couvert herbacé	Sans couvert herbacé	Sans couvert herbacé
<i>Fertilisation N</i>		<i>Fertil. N</i>	<i>Fertil N</i>	<i>Non fertil.</i>	<i>Non fertil.</i>	<i>Non fertil.</i>	<i>Non fertil.</i>	<i>Non fertil</i>
Op Tech Proposée	1 / 2	2	2	2	3	2	3	Sans couvert
Variation de fertilisation N	<i>Non modifiée</i>	<i>Non modifiée</i>	<i>Non modifiée</i>	<i>Fertil. N supp</i>	<i>Non modifiée</i>	<i>Fertil. N supp</i>	<i>Fertil.N identique</i>	<i>Non modifiée</i>
Vignobles (départements)								
Alsace (67. 68)	4 425	9 166	0	316	0	601	0	1 295
Beaujolais (69)	4 169	0	0	0	0	0	0	0
Bordelais (33)	52 460	45 140	0	13 420	0	8 454	0	2 526
Bourgogne (21. 58.71 .89)	4 734	1 578	0	14 202	0	4 049	0	6 997
Champagne (10. 11. 51)	3 170	276	358	0	4 121	0	0	23 774
Charente (16. 17. 79. 86)	23 376	3 915	23 635	0	25 880	0	0	6 679
Lang-Rous* (11 .30 .34 . 48. 66)	28 237	0	14 118	0	54 120	0	46 812	92 019
PACA** (04. 05. 06. 13. 83. 84)	7 207	0	6 306	0	30 630	0	24 440	21 545
Val de Loire (18. 37. 41. 44. 49. 72. 85)	18 911	4 137	0	15 956	0	6 757	0	13 335
Total France	146 689	64 212	44 417	43 894	114 751	19 861	71 252	168 170

*Languedoc-Roussillon - **Provence Alpes Cote d'Azur

*1 : enherbement permanent sur tous les rangs et le inter rangs, et sur tous les inter-rangs

*2 : enherbement permanent un inter rang sur deux

*3 : couvert hivernal temporaire

Option technique 1 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs et sur les rangs

Option technique 2 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire

Annexe 4 : Détails des calculs pour quantifier les atténuations/augmentations des émissions de GES liées à la sous-action "cultures intermédiaires".

1. Quantification des surfaces où des cultures intermédiaires peuvent être implantées.

Les caractéristiques granulométriques physiques des sols peuvent limiter l'implantation de cultures intermédiaires. Au-delà d'une teneur en argile des sols de 60%, les labours d'hiver sont impraticables (Etude "Cultures intermédiaires" INRA 2012) et la préparation des semis de la culture de printemps suivante peut être compromise. En conséquence, les options techniques 2 (implanter des cultures intermédiaires) et 3 (favoriser les repousses du précédent cultural) ne peuvent être retenues. La localisation et la quantification de ces surfaces ont été fournies par CORINE Land Cover (2006). Cet outil se caractérise par trois principes fondamentaux adoptés à l'échelle européenne, dont la définition de la superficie minimale des unités cartographiées soit 25 hectares. Avec cette surface de maille élémentaire, l'extraction des données à l'échelle de la France ne permettra ni de localiser ni de quantifier les parcelles de taille inférieure à 25 hectares dont la teneur en argile est supérieure à 60%. Les résultats surestiment les surfaces potentielles sur lesquelles des cultures intermédiaires peuvent être implantées.

Deux départements présentent des parcelles d'au moins 25 hectares dont la teneur en argile est supérieure à 60% : - Loire Atlantique (44) avec 0.30% de la surface totale en cultures arables,

- Puy de Dôme (63) avec 5.78% de la surface totale en cultures arables.

Elles seront soustraites des surfaces pouvant potentiellement être assignées aux cultures intermédiaires longues.

2. Réduction de la fertilisation azotée suite à l'adoption de l'option technique 1 (prioriser l'implantation de mélanges à base de légumineuses et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante)

* Zones vulnérables

Tableau 4-1 : Surfaces assignées aux différentes espèces de cultures intermédiaires sur les zones vulnérables et réductions équivalentes des apports de fertilisants azotés en France

	Surfaces françaises (ha)	Réduction de la quantité d'azote (kg) apportée sur la culture suivante
Espèces de printemps ¹ (SAA 2010)	5 160 966	
Espèces de printemps ¹ (SAA 2010) sur zones vulnérables (2007)	3 361 406	
Teneur en argile supérieure à 60%	326	
Potentielles pour cultures intermédiaires (moins surfaces trop "argileuses; -20% surfaces de repousses)	2 688 864	
Potentielles pour cultures intermédiaires composée de légumineuses (15%)	403 330	8 066 591
Potentielles pour cultures intermédiaires crucifères (68%)	1 828 427	18 284 275
Potentielles pour cultures intermédiaires phacélie (6%)	161 332	806 659
Potentielles pour cultures intermédiaires avoine (11%)	295 775	1 478 875

¹ : betterave alimentaire et non alimentaire, céréales de printemps (avoine, blé tendre, blé dur, orge), maïs grain, maïs fourrage, pois de printemps pomme de terre, soja, sorgho, tournesol alimentaire et non alimentaire

La réduction totale annuelle de fertilisation azotée est évaluée à environ 28 636t/an sur les zones vulnérables.

* Zones non vulnérables

Tableau 4-2 : Surfaces assignées aux différentes espèces de cultures intermédiaires sur les zones non vulnérables et réductions équivalentes des apports de fertilisants azotés en France

	Surfaces Françaises (ha)	Réduction de la quantité d'azote (kg) apportée sur la culture suivante
Espèces de printemps ¹ (SAA 2010) sur zones non vulnérables (2007)	1 799 560	
Teneur en argile supérieure à 60% sur zones non vulnérables (2007)	32 102	
Surfaces de repousses existantes	234 818	
Surfaces de cultures intermédiaires existantes (7.8% des surfaces)	140 366	
Potentielles pour cultures intermédiaires composées de légumineuses (15%)	21 055	421 097
Potentielles pour cultures intermédiaires crucifères (68%)	95 449	954 489
Potentielles pour cultures intermédiaires avoine (11%) et phacélie (6%)	15 440+ 8 422	77 201+ 42 110
Potentielles pour cultures intermédiaires et repousses (moins surfaces trop argileuses)	1 422 561	
Potentielles pour nouvelles repousses	352 131	
Potentielles pour nouvelles cultures intermédiaires	1 070 430	
Potentielles (B) + Potentielles (A) + Potentielles (C)	664057+75018+331354	
Potentielles pour cultures intermédiaires composées de légumineuses (15%)	160 565	3 211 289
Potentielles pour cultures intermédiaires crucifères (68%)	727 892	7 278 924
Potentielles pour cultures intermédiaires avoine (11%) et phacélie (6%)	117 747+ 64 226	588 736+ 321 129

¹: betterave alimentaire et non alimentaire, céréales de printemps (avoine, blé tendre, blé dur, orge), maïs grain, maïs fourrage, pois de printemps pomme de terre, soja, sorgho, tournesol alimentaire et non alimentaire

La réduction totale annuelle de fertilisation azotée est évaluée à environ 1 495t/an et 11 400 t/an respectivement pour les surfaces de cultures intermédiaires existantes et nouvelles cultures intermédiaires, soit un total de près de 12 895t/an sur les zones non vulnérables.

3. Modifications des pratiques culturales : zones non vulnérables concernées par l'implantation de « nouvelles » cultures intermédiaires (A+B+C) et par les « nouvelles » repousses.

La consommation de gazole supplémentaire

Surfaces assignées à de « nouvelles » cultures intermédiaires :

- précédent cultural broyé sur 48% des surfaces (plus 2.7l/ha), sur 29% des surfaces les résidus sont exportés (plus 14.1l/ha), sur les 28% restant rien n'est fait
- semis sur toutes les surfaces (plus 1.6l/ha)
- roulage sur toutes les surfaces (plus 3.1l/ha)
- destruction par labour sur 80% des surfaces (plus 16.9l/ha) et par désherbage chimique sur 20% des surfaces (plus 1.2l/ha)

Surfaces assignées à de « nouvelles » repousses :

- roulage sur toutes les surfaces (plus 3.1l/ha)
- destruction par labour sur 80% des surfaces (plus 16.9l/ha) et par désherbage chimique sur 20% des surfaces (plus 1.2l/ha)

Tableau 4-3 : Surfaces assignées aux nouvelles cultures intermédiaires et à de nouvelles repousses sur les zones non vulnérables. Conséquences en terme de consommation de gazole (l) à l'échelle de la France

	Surfaces françaises (ha)	Consommation de gazole supplémentaire (l) par an
Espèces de printemps ¹ (SAA 2010) sur zones non vulnérables (2007)	1 799 560	
Teneur en argile supérieure à 60% sur zones non vulnérables (2007)	32 102	
Surfaces de cultures intermédiaires existantes (7.8% des surfaces)	140 366	
Potentielles pour cultures intermédiaires et repousses	1 657 379	
Potentielles pour nouvelles repousses	352 131	5 936 922
Potentielles pour nouvelles cultures intermédiaires	1 070 430	
Potentielles (B) + Potentielles (A) + Potentielles (C)	664 057+75 018+331 354	25 384 352

¹ : betterave alimentaire et non alimentaire, céréales de printemps (avoine, blé tendre, blé dur, orge), maïs grain, maïs fourrage, pois de printemps pomme de terre, soja, sorgho, tournesol alimentaire et non alimentaire

La consommation annuelle supplémentaire de gazole s'élève à 31 321 274 l à l'échelle de la France.

La consommation de désherbant supplémentaire

Surfaces assignées à de « nouvelles » repousses et à de « nouvelles » cultures intermédiaires :

- destruction par désherbage chimique sur 20% des surfaces (mélange 1l/ha d'Aminugec 600 et de 2.5l/ha de glyphosate : type round up 480).

Tableau 4-4 : Surfaces assignées aux nouvelles cultures intermédiaires et à de nouvelles repousses sur les zones non vulnérables. Conséquences en terme de consommation de désherbant à l'échelle de la France

	Surfaces françaises (ha)	Consommation de d'aminugec 600 (l) par an	Consommation de glyphosate (l) par an
Potentielles pour nouvelles repousses	352 131	70 426	176 066
Potentielles pour nouvelles cultures intermédiaires	1 070 430	214 086	535 215

¹ : betterave alimentaire et non alimentaire, céréales de printemps (avoine, blé tendre, blé dur, orge), maïs grain, maïs fourrage, pois de printemps pomme de terre, soja, sorgho, tournesol alimentaire et non alimentaire

Les consommations annuelles supplémentaires d'aminugec 600 et de glyphosate s'élèvent respectivement à 284 512 l et 711 281 l à l'échelle de la France.

4. Quantification des émissions directes et indirectes liées aux pratiques culturales lors de l'adoption de l'option technique 2 (implanter des cultures intermédiaires)

La quantification des émissions directes et induites en amont liées aux pratiques agricoles pour l'option technique 2 selon les pratiques culturales retenues sont synthétisées dans le tableau suivant.

Tableau 4-5 : Inventaire quantitatif des émissions directes et induites en amont liées aux pratiques agricoles pour l'option technique 2 selon les pratiques culturales retenues.

Modifications des pratiques agricoles	Surface concernée (%)	Quantité de gazole consommée (l/ha/an)	Emissions directes (kgCO ₂ e/ha/an) liées au gazole ¹	Emissions induites en amont (kgCO ₂ e/ha/an) liées au gazole ²	Emissions induites en amont (kgCO ₂ e/ha/an) liées à l'utilisation de désherbant ³
broyage résidus, semis CI, roulage, destruction mécanique	43X80 = 34.4	2.7+1.6+3.1+16.9 = 24.3	22.49	4.71	
broyage résidus, semis CI, roulage, destruction chimique	43X20= 8.6	2.7+1.6+3.1+1.2= 8.6	1.99	0.42	1.36
enlèvement résidus, semis CI, roulage, destruction mécanique	29X80= 23.3	14.1+1.6+3.1+16.9= 33.6	21.06	4.41	
enlèvement résidus, semis CI, roulage, destruction chimique	29X20= 5.8	14.1+1.6+3.1+1.2= 20	3.12	0.65	0.92
semis CI, roulage, destruction mécanique	28X80= 22.4	1.6+3.1+16.9= 21.6	13.02	2.72	
semis CI, roulage, destruction chimique	28X20= 5.6	1.6+3.1+1.2= 5.9	0.89	0.19	0.89

¹ Réf. ADEME Dia'terre® V.1.33, base 2.69 kgCO₂e/l

² Réf. ADEME, Dia'terre® V.1.33,, base 0.563 kgCO₂e/l

³ Réf. ADEME, Dia'terre® V.1.33 Ges'tim, 2010, base 15.87 kgCO₂e/ha/an

Les émissions unitaires liées aux évolutions des pratiques culturales autres que la fertilisation azotée s'élèvent :

- pour les émissions directes : 63 kgCO₂e/ha/an,
- pour les émissions induites : 79 kgCO₂e/ha/an.

5. Quantification des émissions directes et indirectes liées aux pratiques culturales lors de l'adoption de l'option technique 3 (favoriser les repousses)

La quantification des émissions directes et induites en amont liées aux pratiques agricoles suite à l'adoption de l'option technique 3 selon les pratiques culturales retenues sont synthétisées dans le tableau suivant.

Tableau 4-6 : Inventaire quantitatif des émissions directes et induites liées aux pratiques agricoles, suite à l'adoption de l'option technique 3 selon les pratiques culturales retenues.

Modifications des pratiques agricoles	roulage + destruction par labour	roulage+ destruction avec désherbant
Surface concernée (%)	80	20
Quantité de gazole consommée (l/ha/an)	3.1+16.20 = 20	3+2= 4
Emissions directes (kgCO ₂ e/ha/an) liées au gazole consommé ¹	54	12
Emissions induites en amont (kgCO ₂ e/ha/an) liées au gazole consommé ²	11	2
Emissions induites en amont (kgCO ₂ e/ha/an) liées à l'utilisation de désherbant ³		16

¹ Réf. ADEME Dia'terre® V.1.33, base 2.69 kgCO₂e/l

² Réf. ADEME, Dia'terre® V.1.33,, base 0.563 kgCO₂e/l

³ Réf. ADEME, Dia'terre® V.1.33 Ges'tim, 2010, base 15.87 kgCO₂e/ha/an

Les émissions unitaires liées aux évolutions des pratiques culturales autres que la fertilisation azotée s'élèvent pour :

- les émissions directes : 45 kgCO₂e/ha/an,
- les émissions induites : 58 kgCO₂e/ha/an.

Annexe 5 : Détails des calculs pour quantifier les potentiels d'atténuations unitaires et sur l'assiette maximale technique de la sous-action "cultures intermédiaires".

Option technique 1 : Planter des espèces spécifiques de cultures intermédiaires, et réduire la fertilisation azotée de la culture de printemps suivante

		CITEPA 2010	CITEPA 2010	CITEPA 2010	Calcul "expert"	Calcul "expert"	Calcul "expert"
	Quantité	Facteur de conversion kgCO ₂ e/kg	Flux de CO ₂ unitaire tCO ₂ e/ha/an	Flux de CO ₂ (AMT : 2 829 230ha) tCO ₂ e/an	Facteur de conversion kgCO ₂ e/kg	Flux de CO ₂ unitaire tCO ₂ e/ha/an	Flux de CO ₂ (AMT : 2 829 230ha) tCO ₂ e/an
Fertilisation azotée sur les cultures de printemps suivante	-0.011 t/ha/an						
Directes : Emission N ₂ O		5.48	-0.058		4.21	-0.045	
Indirectes : Lixiviation nitrate		3.65	-0.039		1.05	-0.011	
Indirectes : Dépôts ammoniac		0.49	-0.005		0.47	-0.005	
Emissions directes et indirectes : Sous total			-0.102	-289 863		-0.061	-172 652
Fertilisation azotée sur les cultures de printemps suivante	-0.011 t/ha/an	5.31	-0.056		5.31	-0.056	
Emissions induites en amont :Sous total			-0.056	-159 847		-0.056	-159 847
Total : Emissions directes, indirectes et induites			-0.159	-449 710		-0.118	-332 499

Option technique 2 : Planter des cultures intermédiaires longues et réduire la fertilisation azotée de la culture suivante - AMT:1070430ha

		CITEPA 2010	CITEPA 2010	Calcul "expert" valeur basse stockage C (1)	1	1	Calcul "expert" valeur haute stockage C (2)	2	2
	Quantités	Facteur de conversion	Flux de CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Facteur de conversion	Flux de CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux de CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur de conversion	Flux de CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux de CO ₂ : AMT tCO ₂ e/an
Fertilisation azotée sur les cultures de printemps suivante	-0.01065 t/ha/an								
Directes : Emission N ₂ O		5.48 kgCO ₂ e/kg	-0.058	4.21 kgCO ₂ e/kg	-0.045		4.21 kgCO ₂ e/kg	-0.045	
Indirectes : Lixiviation nitrate		3.65 kgCO ₂ e/kg	-0.039	1.05 kgCO ₂ e/kg	-0.011		1.05 kgCO ₂ e/kg	-0.011	
Indirectes : Dépôts ammoniac		0.49 kgCO ₂ e/kg	-0.005	0.47 kgCO ₂ e/kg	-0.005		0.47 kgCO ₂ e/kg	-0.005	
Stockage carbone**				0.480 tCO ₂ e/ha/an	-0.480		1.265 tCO ₂ e/ha/an	-1.265	
Consommation de gazole		2.69 tCO ₂ e/m ³	0.062	2.69 tCO ₂ e/m ³	0.062		2.69 tCO ₂ e/m ³	0.062	
Emissions directes et indirectes : Sous total			-0.041		-0.479	-512 901		-1.264	-1 353 189
Fertilisation azotée sur les cultures de printemps suivante	-0.01065 t/ha/an								
Emission N ₂ O		5.31 kgCO ₂ e/kg	-0.056	5.31 kgCO ₂ e/kg	-0.056		5.31 kgCO ₂ e/kg	-0.056	
Consommation de gazole	0.023 m ³ /ha/an	0.56 tCO ₂ e/m ³	0.013	0.56 tCO ₂ e/m ³	0.013		0.56 tCO ₂ e/m ³	0.013	
Consommation de désherbant*	1 m ³ /ha/an	0.00317 tCO ₂ e/m ³	0.003	0.00317 tCO ₂ e/m ³	0.003		0.00317 tCO ₂ e/m ³	0.003	
Emissions induites en amont : Sous total			-0.040		-0.040	-43 219		-0.040	-43 219
Total : Emissions directes, indirectes et induites			-0.081		-0.520	-556 120		-1.305	-1 396 408

Option technique 3 : Favoriser les repousses des cultures - AMT (352 131ha)

Calcul selon l'inventaire CITEPA 2010

	Flux de CO ₂	Flux de CO ₂ (AMT)
	tCO ₂ e/ha/an	tCO ₂ e/an
Consommation de gazole en plus (directes)		
Consommation de désherbant supplémentaire*		
Emissions directes et indirectes : Sous total	0.045	15 970
Consommation de gazole en plus (directes)		
Consommation de désherbant supplémentaire*		
Emissions induites en amont : Sous total	0.013	4 460
Total : Emissions directes, indirectes et induites	0.058	20 430

Annexe 6 : Données financières. Sous-action "cultures intermédiaires". Calculs des coûts associés aux évolutions des pratiques agricoles.

Tableau 6-1 : Conséquences financières de l'adoption de l'option technique 1 (modification de la répartition des espèces de cultures intermédiaires et réduction de la fertilisation azotée) et conséquences sur les coûts de fertilisant (la valeur négative indique un gain)

Fertilisation	variation dose (kg N/ha/an)	Forme azote	prix engrais (€/kg N)	variation coût du fertilisant (€/ha)	% dans un ha type de "nouvelle répartition"	Total (€/ha/an)
cultures intermédiaires composées de légumineuses	-20	nitrate d'ammonium 33%	0,911	-18,22	15%	-2,73
cultures intermédiaires crucifères+ phacélie	-10	nitrate d'ammonium 33%	0,911	-9,11	68%	-6,20
cultures intermédiaires avoine	-5	nitrate d'ammonium 33%	0,911	-4,555	17%	-0,77
TOTAL (€/ha/an)						-9,70

Tableau 6-2 : Conséquences financières de l'adoption de l'option technique 3 (favoriser la croissance et le développement des repousses) et conséquences sur les coûts liées aux pratiques culturales supplémentaires (la valeur positive indique une charge)

Nombres de passages					Désherbants					Total (€/ha/an)
Variation nombre de passages suite à l'adoption de l'option technique 3	type	coût (€/ha)	% surface concerné	variation coût passage (€/ha)	variation dose (l/ha)	produit	prix (€/l)	% surface concernée	variation coût désherbant	
+ 1	labour des cultures intermédiaires	82,73	80%	66,184	1	Aminugec 600	6,021	20%	1,2042	67,39
+ 1	Pulvérisation désherbant	10,84	20%	2,168	2,5	Glyphosate	3,2	20%	1,6	3,77
+ 1	Roulage des cultures intermédiaires	19,15	100%	19,15						19,15
TOTAL (€/ha/an)										90,31

Tableau 6-3-a : Coût des différentes interventions culturales ayant servi à calculer le coût unitaire de chacune des 3 options techniques de la sous-action « Cultures intermédiaires »

Opérations culturales	Options	Matériel	Coût du passage (€/ha)
Gestion des résidus du précédent	Broyage	tracteur 120cv 4RM+ déchaumeur rapide à disques	28,23
	Enlèvement	Tracteur 80cv 4RM+ faneuse andaineuse 3m	146,76
		Tracteur 80cv 4RM+ presse 120 diam	27
		Tracteur 80cv 4RM+ remorque autochargeuse 35m3	64
Semis CI		Tracteur 80cv 4RM+ épandeur centrifuge 7-9m	55,76
Roulage CI		Tracteur 80cv 4RM+ rouleau croskill 4m	11,63
Destruction CI	Chimique	tracteur 80cv 4RM+ pulvérisateur 18m	19,15
	Mécanique	tracteur 120cv 4RM+ charrue portée 3 corps	10,84
			82,73

Tableau 6-3-b : Coût des différents intrants ayant servi à calculer le coût unitaire de chacune des 3 options techniques de la sous-action « Cultures intermédiaires »

Produit	unité	Prix (€/unité)
Nitrate d'ammonium 33%	uN	0.911
Aminugec 600	L	6.02
Glyphosate	L	3.20
Vesce 2009	kg	2.25
Moutarde SEM Partners	kg	2.25
Avoine Seigle	kg	1
Phacélie	kg	3.50

Tableaux 6-4 : Calculs économiques de la sous action "cultures intermédiaires". A : Calcul de la surface de l'assiette maximale technique. B : Calcul du coût économique sur l'assiette maximale technique et coût unitaire C : Calcul du cumul des surfaces sur la période 2010-20130. D: Coût de la sous action cultures intermédiaires sur la période 2010-2030.

		Surface (ha)	Surface (ha)	Cumul surfaces 2010-2030 (ha)	Cumul surfaces 2010-2030 (ha)	Coûts pour 2030 (€)	Coûts pour 2030 (€)	Coûts cumulés (€) 2010-2030	Coûts cumulés (€) 2010-2030
situation de départ		Zones vulnérables	Zones non vulnérables	Zones vulnérables	Zones non vulnérables	Zones vulnérables	Zones non vulnérables	Zones vulnérables	Zones non vulnérables
cultures intermédiaires		2 688 864	140 366	27 958 772	1 517 253	-26 087 762	-1 361 852	-271 260 200	-14 720 616
Repousses		idem	idem	idem	idem	idem	idem	idem	idem
sol nu	céréales à pailles	-	352 131		343 730 502		3 806 278		343 730 502
	autres précédents		1 070 470		1 833 202 108		11 570 563		1 833 202 108

Surface de l'assiette maximale technique : 4 251 791 ha

Surface cumulée toutes options confondues : 44852866ha

Coût unitaire de la sous-action "cultures intermédiaires : 40.91€/ha/an

Coût total de la sous-action: 173 945 422€ - Coût cumulé toutes options confondues = 1890951794€

Tableaux 6-5 : Calculs économiques de la sous-action "cultures intermédiaires". Coûts d'abattement selon différents scénarios. Valeurs calculées pour l'AMT (4 251 791 ha) en 2030

	CITEPA 2010	CITEPA 2010	CITEPA 2010	Calcul "expert" valeur basse stockage de C	Calcul "expert" valeur basse stockage de C	Calcul "expert" valeur basse stockage de C	Calcul "expert" valeur haute stockage de C	Calcul "expert" valeur haute stockage de C	Calcul "expert" valeur haute stockage de C
	tCO _{2e} /an	Atténuation unitaire tCO _{2e} /ha/an	Coût d'abattement €/tCO _{2e} évitée	tCO _{2e} /an	Atténuation unitaire tCO _{2e} /ha/an	Coût d'abattement €/tCO _{2e} évitée	tCO _{2e} /an	Atténuation unitaire tCO _{2e} /ha/an	Coût d'abattement €/tCO _{2e} évitée
Emissions totales directes et indirectes	317 334	0.075	548	669 583	0.157	260	1 509 871	0.355	115
Emissions totales directes, indirectes et induites	515 939	0.121	337	868 189	0.204	200	1 708 476	0.402	102

Annexe 7: Détails des calculs pour quantifier les potentiels d'atténuations unitaires et sur l'assiette maximale technique de la sous-action "cultures intercalaires"

1. Adoption de l'option technique 1 (enherbement total, entre les rangs et sur tous les inter-rangs) à partir d'une parcelle non enherbée : Vergers - AMT = 13 845ha

	CITEPA 2010	CITEPA 2010	Calcul "expert" Valeur basse stockage C (1)	(1)	(1)	Calcul "expert" Valeur haute stockage C (2)	(2)	(2)
	Flux de CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux de CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur de conversion tCO ₂ e/ha/an	Flux de CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux de CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur de conversion tCO ₂ e/ha/an	Flux de CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux de CO ₂ AMT tCO ₂ e/an
stockage de carbone			-0.844	-0.844		-2.753	-2.753	
Emissions directes et indirectes : Sous total	0.000	0		-0.844	-11 685		-2.753	-38 103
Emissions induites en amont								
Sous total	0.000	0		0.000	0		0.000	0
Total : Emissions directes, indirectes et induites		0.000		-0.844	-11 685		-2.753	-38 103

2. Adoption de l'option technique 2 (couvert permanent sur tous les inter-rangs) à partir d'une parcelle sans couvert herbacé - AMT = 19 861ha

	CITEPA 2010	CITEPA 2010	CITEPA 2010	CITEPA 2010	Calcul "expert" Valeur basse stockage C (1)	(1)	(1)	Calcul "expert" Valeur haute stockage C (2)	(2)	(2)
	Quantité	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e /ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e /ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an
Fertilisation azotée t/ha	0.030									
Emission N ₂ O		5.48 kgCO ₂ e/kg	0.164		4.21 kgCO ₂ e/kg	0.126		4.21 kgCO ₂ e/kg	0.126	
Lixiviation nitrate		3.65 kgCO ₂ e/kg	0.110		1.05 kgCO ₂ e/kg	0.032		1.05 kgCO ₂ e/kg	0.032	
Dépôts ammoniac		0.49 kgCO ₂ e/kg	0.015		0.47 kgCO ₂ e/kg	0.014		0.47 kgCO ₂ e/kg	0.014	
Consommation de gazole	0.008 m3/ha	2.69 tCO ₂ e/m3	0.020		2.69 tCO ₂ e/m3	0.020		2.69 tCO ₂ e/m3	0.020	
Stockage de carbone**	-1	0	0		0.563 teCO ₂ /ha/an	-0.563		1.835 teCO ₂ /ha/an	-1.835	
Emissions directes et indirectes : Sous total			0.309	6 138		-0.370	-7 356		-1.643	-32 625
Fertilisation azotée	0.030 t/ha	5.305 kgCO ₂ e/kg	0.159		5.305 kgCO ₂ e/kg	0.159		5.305 kgCO ₂ e/kg	0.159	
Consommation de gazole	0.008 m3/ha	0.563 tCO ₂ e/m3	0.004		0.563 tCO ₂ e/m3	0.004		0.563 tCO ₂ e/m3	0.004	
Utilisation désherbant*	-1	0.019 tCO ₂ e/ha	-0.019		0.019 tCO ₂ e/ha	-0.019		0.019 tCO ₂ e/ha	-0.019	
Emissions induites en amont Sous total			0.144	2 860		0.144	2 860		0.144	2 860
Total : Emissions directes, indirectes et induites			0.453	8 998		-0.226	-4 495		-1.499	-29 764

3. Adoption de l'option technique 2 (couvert herbacé tous les inter-rangs) à partir d'une parcelle avec un couvert herbacé temporaire - AMT = 43 894ha

	CITEPA 2010	CITEPA 2010	CITEPA 2010	CITEPA 2010	Calcul "expert" Valeur basse stockage C (1)	(1)	(1)	Calcul "expert" Valeur haute stockage C (2)	(2)	(2)
	Quantité	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e /ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e /ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an
Fertilisation azotée t/ha	0.030									
Emission N ₂ O		5.48 kgCO ₂ e/kg	0.164		4.21 kgCO ₂ e/kg	0.126		4.21 kgCO ₂ e/kg	0.126	
Lixiviation nitrate		3.65 kgCO ₂ e/kg	0.110		1.05 kgCO ₂ e/kg	0.032		1.05 kgCO ₂ e/kg	0.032	
Dépôts ammoniac		0.49 kgCO ₂ e/kg	0.015		0.47 kgCO ₂ e/kg	0.014		0.47 kgCO ₂ e/kg	0.014	
Consommation de gazole	0.009 m3/ha	2.69 tCO ₂ e/m3	0.023		2.69 tCO ₂ e/m3	0.023		2.69 tCO ₂ e/m3	0.020	
Stockage de carbone** (DESTOCKAGE)	1	0	0		0.0208 teCO ₂ /ha/an	0.021		1.252 teCO ₂ /ha/an	-1.252	
Emissions directes et indirectes : Sous total			0.312	13695		0.216	9 486		-1.056	-46 361
Fertilisation azotée	0.030 t/ha	5.305 kgCO ₂ e/kg	0.159		5.305 kgCO ₂ e/kg	0.159		5.305 kgCO ₂ e/kg	0.159	
Consommation de gazole	0.009 m3/ha	0.563 tCO ₂ e/m3	0.005		0.563 tCO ₂ e/m3tCO ₂ e/m3	0.005		0.563 tCO ₂ e/m3tCO ₂ e/m3	0.005	
Emissions induites en amont Sous total			0.164	7 201		0.164	7 201		0.164	7 201
Total : Emissions directes, indirectes et induites			0.476	20 896		-0.380	16 686		-0.892	-39 160

** les valeurs de stockage de carbone dans le sol sont comptabilisées négativement

4. Adoption de l'option technique 2 (couvert herbacé tous les inter-rangs) à partir d'une parcelle enherbée un inter-rang sur deux - AMT = 64 212ha

		CITEPA 2010	CITEPA 2010	Calcul "expert" valeur basse stockage C (1)	(1)	(1)	Calcul "expert" valeur haute stockage C (2)	(2)	(2)
	Surfaces	Flux CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an
stockage de carbone (plus 1/3)*	-1			0.2814	-0.281		0.9175	-0.918	
Emissions directes et indirectes : Sous total		0.000	0		-0.281	-18 069		-0.918	-58 915
Emissions induites en amont									
Sous total		0.000	0		0.000	0		0.000	0
Total : Emissions directes, indirectes et induites		0.000	0		-0.281	-18 069		-0.918	-58 915

5. Adoption de l'option technique 3 (couvert temporaire hivernal) à partir d'une parcelle sans couvert herbacé - AMT = 71 252ha

		CITEPA 2010	CITEPA 2010	CITEPA 2010	Calcul "expert" valeur basse et haute stockage C (1)	(1)	(1)
	Quantité Surface	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an
Consommation de gazole	-0.001 m3/ha	2.69 tCO ₂ e/m3	-0.003		2.69 tCO ₂ e/m3	-0.003	
stockage de carbone (plus 1/3)**	-1 ha				0.584	-0.584	0.2814
Emissions directes et indirectes : Sous total			-0.003			-0.586	-41 789
Consommation de gazole	-0.001 m3/ha	0.563	-0.001	-211	0.563	-0.001	
Utilisation désherbant	-1	0.019	-0.019		0.019	-0.019	
Emissions induites en amont : Sous total			-0.020	-1 427		-0.020	-1 427
Total : Emissions directes, indirectes et induites		0.000	-0.023	-1 638		-0.607	-43 216

* valeur agrégée correspondant à l'impact global du désherbant sur les émissions

** les valeurs de stockage de carbone dans le sol sont comptabilisées négativement

Annexe 8 : Calculs des coûts unitaires de la sous-action "cultures intercalaires" liés à l'adoption des différentes options techniques

Tableau 8-1 : Coûts des différentes interventions ayant servi à calculer le coût unitaire de chacune des options de la sous-action « cultures intercalaires ».

Interventions et intrants	prix (€/ha)
1 passage labour	72,85
1 passage semoir inter rangs	39,12
1 passage pulvérisateur de pesticide	34,00
1 passage de tonte	50,61
Semences (Ray Grass Italie 13.33 kg/ha)	26,66
Desherbant (glyphosate 12L/ha 1 dose)	43,20
Ammonitrate 33% (30uN/ha)	27,33

Tableaux 8-2 : Calculs économiques de la sous action "cultures intercalaires"

Situation initiale / Situation finale	Surface (ha)	Surface (ha)	Cumul surfaces 2010-2030 (ha)	Cumul surfaces 2010-2030 (ha)	Coûts pour 2030 (€)	Coûts pour 2030 (€)	Coûts cumulés (€) 2010-2030	Coûts cumulés (€) 2010-2030
	option technique 3	option technique 2	option technique 3	option technique 2	option technique 3	option technique 2	option technique 3	option technique 2
Sans couvert herbacé	71 252	19 861	770 182	214 683	-626 220	722 639	-6 768 976 €	7 811 202 €
Couvert hivernal temporaire	*	43 894	*	474 462	*	1 942 565	*	20 997 710 €
Couvert permanent 1 inter-rang sur 2	*	64 212	*	694 085	*	0	*	0

Option technique 2 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire

Surface de l'assiette maximale technique : 199 219ha

Surface cumulée toutes options confondues : 2 153 412 ha

Coût total de la sous-action en 2030 : 2 038 985 € - Coût cumulé toutes options confondues sur la période 2010-2030 = 22 039 937€

Coût unitaire sous-action "cultures intercalaires" toutes options confondues (vignes) : 10,23 € (vignes et vergers) : 9,57€ (vergers=13 843ha)

Tableau 8-3 : Détails des calculs des coûts liés à la sous-action "cultures intercalaires" selon différents modes de calcul

1. Inventaire CITEPA 2010

1.1. Emissions directes et indirectes

CITEPA 2010	Calcul de l'atténuation unitaire (tCO ₂ e/ha)			Calcul de l'atténuation totale en 2030		
	situation finale			situation finale		
situation initiale	option technique 3	option technique 2	option technique 1	option technique 3	option technique 2	option technique 1
Vignes : Sans couvert herbacé	0.00296	-0.30904 *		211	-6 138 *	
Vignes : Couvert hivernal temporaire	*	-0.31200 *		*	-13 695 *	
Vignes : Couvert permanent 1 inter-rang sur 2	*	0 *		*	0 *	
Vignes : Couvert permanent tous les inter-rangs	*	*	*	*	*	*
Vergers : Sans couvert herbacé	*	*	0			0

Option technique 1 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs et sur les rangs

Option technique 2 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire

Calcul de l'atténuation totale en 2030 = **-19 622 tCO₂e** (c'est une émission). AMT= 199 219ha

Coût d'abattement : 103.91€/tCO₂e (émission)

Calcul de l'atténuation unitaire (tCO₂e/ha) toutes options confondues, vergers et vignes : **-0,09 tCO₂e/ha** (c'est une émission)

1.2. Emissions directes, indirectes et induites

CITEPA 2010	Calcul de l'atténuation unitaire (tCO ₂ e/ha)			Calcul de l'atténuation totale en 2030		
	situation finale			situation finale		
situation initiale	option technique 3	option technique 2	option technique 1	option technique 3	option technique 2	option technique 1
Vignes : Sans couvert herbacé	0.02299	-0.45306 *		option technique 3	option technique 2	option technique 1
Vignes : Couvert hivernal temporaire	*	-0.47605 *		1 638	-8 998 *	
Vignes : Couvert permanent 1 inter-rang sur 2	*	0 *		*	-20 896 *	
Vignes : Couvert permanent tous les inter-rangs	*	*	*	*	0 *	*
Vergers : Sans couvert herbacé	*	*	0 *	*	*	*

Calcul de l'atténuation totale en 2030 = **-28 256 tCO₂e** (c'est une émission). AMT= 199 219ha

Coût d'abattement : 72.06€/tCO₂e

Calcul de l'atténuation unitaire (tCO₂e/ha) toutes options confondues, vergers et vignes : **-0.13 tCO₂e/ha** (c'est une émission)

2. Calcul "expert" et valeur basse de stockage de carbone

2.1. Emissions directes et indirectes

Calcul "expert" et valeur basse de stockage de carbone	Calcul de l'atténuation unitaire (tCO ₂ e/ha)			Calcul de l'atténuation totale en 2030		
	situation finale			situation finale		
	option technique 3	option technique 2	option technique 1	option technique 3	option technique 2	option technique 1
situation initiale						
Vignes : Sans couvert herbacé	0.58649	0.370360 *		41 789	7 356 *	
Vignes : Couvert hivernal temporaire	*	-0.216100 *		*	-9 485 *	
Vignes : Couvert permanent 1 inter-rang sur 2	*	0.281400 *		*	18 069 *	
Vignes : Couvert permanent tous les inter-rangs	*	*	*	*	*	*
Vergers : Sans couvert herbacé	*	*	0.8441			11 685

Option technique 1 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs et sur les rangs

Option technique 2 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire

Calcul de l'atténuation totale en 2030 = -19 622 tCO₂e (c'est une émission). AMT= 199 219ha Coût d'abattement : 29.37€/tCO₂e

Calcul de l'atténuation unitaire (tCO₂e/ha) toutes options confondues, vergers et vignes : 0,33 tCO₂e/ha (c'est une atténuation)

1.2. Emissions directes, indirectes et induites

Calcul "expert" et valeur basse de stockage de carbone

Calcul "expert" et valeur basse de stockage de carbone	Calcul de l'atténuation unitaire (tCO ₂ e/ha)			Calcul de l'atténuation totale en 2030		
	situation finale			situation finale		
	option technique 3	option technique 2	option technique 1	option technique 3	option technique 2	option technique 1
situation initiale						
Vignes : Sans couvert herbacé	0.60652	0.226340 *		43 216	4 495 *	
Vignes : Couvert hivernal temporaire	*	-0.380150 *		*	-16 686 *	
Vignes : Couvert permanent 1 inter-rang sur 2	*	0.281400 *		*	18 069 *	
Vignes : Couvert permanent tous les inter-rangs	*	*	*	*	*	*
Vergers : Sans couvert herbacé	*	*	0.8441			11 685

Calcul de l'atténuation totale en 2030 = 60 779 tCO₂e - AMT= 199 219ha Coût d'abattement : 33.55€/tCO₂e

Calcul de l'atténuation unitaire (tCO₂e/ha) toutes options confondues, vergers et vignes : 0.29 tCO₂e/ha

3. Calcul "expert" et valeur haute de stockage de carbone

3.1. Emissions directes et indirectes

Calcul "expert" et valeur haute de stockage de carbone	Calcul de l'atténuation unitaire (tCO ₂ e/ha)			Calcul de l'atténuation totale en 2030		
	situation finale			situation finale		
	option technique 3	option technique 2	option technique 1	option technique 3	option technique 2	option technique 1
situation initiale						
Vignes : Sans couvert herbacé	0.58649	1.642660 *		41 789	32 625 *	
Vignes : Couvert hivernal temporaire	*	1.056200 *		*	46 361 *	
Vignes : Couvert permanent 1 inter-rang sur 2	*	0.917500 *		*	58 915 *	
Vignes : Couvert permanent tous les inter-rangs	*	*	*	*	*	*
Vergers : Sans couvert herbacé	*	*	2.7525			38 103

Option technique 1 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs et sur les rangs

Option technique 2 : Enherbement permanent de tous les inter-rangs

Option technique 3 : Enherbement hivernal temporaire

Calcul de l'atténuation totale en 2030 = 217 792 tCO₂e AMT= 199 219ha Coût d'abattement : 9.36€/tCO₂e

Calcul de l'atténuation unitaire (tCO₂e/ha) toutes options confondues, vergers et vignes : 1.02 tCO₂e/ha

1.2. Emissions directes, indirectes et induites

Calcul "expert" et valeur haute de stockage de carbone

Calcul "expert" et valeur haute de stockage de carbone	Calcul de l'atténuation unitaire (tCO ₂ e/ha)			Calcul de l'atténuation totale en 2030		
	situation finale			situation finale		
	option technique 3	option technique 2	option technique 1	option technique 3	option technique 2	option technique 1
situation initiale						
Vignes : Sans couvert herbacé	0.60652	1.498640 *		43 216	29 764 *	
Vignes : Couvert hivernal temporaire	*	0.892150 *		*	39 160 *	
Vignes : Couvert permanent 1 inter-rang sur 2	*	0.917500 *		*	58 915 *	
Vignes : Couvert permanent tous les inter-rangs	*	*	*	*	*	*
Vergers : Sans couvert herbacé	*	*	2.7525			38 103

Calcul de l'atténuation totale en 2030 = 209 158 tCO₂e - AMT= 199 219ha

Coût d'abattement : 9.75€/tCO₂e

Calcul de l'atténuation unitaire (tCO₂e/ha) toutes options confondues, vergers et vignes : 0.98 tCO₂e/ha

Annexe 9 : Détails des calculs pour quantifier les potentiels d'atténuations unitaires et sur l'assiette maximale technique de la sous-action "bandes enherbées". Semis de bandes enherbées le long des cours d'eau - AMT = 250 000ha

	CITEPA 2010	CITEPA 2010	CITEPA 2010	CITEPA 2010	Calcul "expert" Valeur basse stockage C (1)	(1)	(1)	Calcul "expert" Valeur haute stockage C (2)	(2)	(2)
	Quantité	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e /ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e/ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an	Facteur conversion	Flux CO ₂ tCO ₂ e /ha/an	Flux CO ₂ AMT tCO ₂ e/an
Fertilisation azotée	-0.085 t/ha									
Emission N ₂ O		5.48 kgCO ₂ e/kg	-0.466		4.21 kgCO ₂ e/kg	-0.358		4.21 kgCO ₂ e/kg	-0.358	
Lixiviation nitrate		3.65 kgCO ₂ e/kg	-0.311		1.05 kgCO ₂ e/kg	-0.089		1.05 kgCO ₂ e/kg	-0.089	
Dépôts ammoniac		0.49 kgCO ₂ e/kg	-0.042		0.47 kgCO ₂ e/kg	-0.040		0.47 kgCO ₂ e/kg	-0.040	
Stockage de carbone * (uniquement partie culture, soit 39.6% SAA)	-0.396	0	0		0.84	-0.334		2.753	-1.090	
Emissions directes et indirectes : Sous total			-0.819	-204 690		-0.822	-205 486		-1.578	-394 418
Fertilisation azotée	-0.085 t/ha	5.31 kgCO ₂ e/kg	-0.452		5.31 kgCO ₂ e/kg	-0.452		5.31 kgCO ₂ e/kg	-0.452	
Emissions induites en amont Sous total			-0.452	-112 877		-0.452	-112 877		-0.452	-112 877
Total : Emissions directes, indirectes et induites			-1.270	-317 567		-1.273	-318 363		-2.029	-507 295

* les valeurs de stockage de carbone dans le sol sont comptabilisées négativement

Annexe 10 : Détails des calculs de coûts de la sous-action "bandes enherbées"

	Surface AMT(ha) en 2030	Coût unitaire €/ha	Coût total (€/an) pour AMT	Surfaces cumulées (ha) entre 2010 et 2030	Coût cumulé (€) sur la période 2010-2030
Grandes cultures	99 000	812.15 €	80 402 525	1 543 090	1 253 215 576 €
Prairies	151 000	516.20 €	77 946 821	2 353 602	1 214 939 085 €
Totale/moyen	250 000	633.40	158 349 346	3 896 692ha	2 468 154 661

Calcul des coûts d'abattement unitaire

	CITEPA 2010	Calcul "expert" Valeur basse carbone	Calcul "expert" Valeur haute carbone
coût unitaire (€/ha)	633	633	633
atténuations des émissions directes et indirectes (tCO ₂ e/ha)	0.8188	0.8219	1.578
Coût abattement (direct et indirect) €/tCO ₂ e	774	771	402
atténuations des émissions directes, indirectes et induites (tCO ₂ e/ha)	1.270	1.274	2.029
Coût abattement (direct, indirect et induit) €/tCO ₂ e	499	497	312

Action 5

Développer l'agroforesterie dans les parcelles cultivées et les prairies pour favoriser le stockage du carbone dans le sol et dans la biomasse végétale

Auteurs

Aurélié Metay (Montpellier Supagro)
Jean-Pierre Butault (INRA-SAE2)
Laure Bamière (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Denis Angers (Agriculture et Agroalimentaire Canada)
Claire Chenu (AgroParisTech)
Katja Klumpp (INRA-EFPA)

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame (INRA-SAE2)
Christine Le Bas (INRA-EA)

Relecteurs scientifiques externes

Christian Dupraz (Montpellier Supagro)
Sébastien Fontaine (INRA-EFPA)
Jean-Michel Harmand (CIRAD)

Relecteur technique externe

Yves Gabory (AFAC)

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

L'action décrite ici examine l'agroforesterie, soit l'introduction d'arbres au sein ou en périphérie (haies) de parcelles agricoles cultivées ou de prairies. L'action concerne donc la surface agricole cultivée ou non de l'exploitation. Dans la présente étude, nous ne supposons pas d'évolution des pratiques culturales sur la culture d'intérêt ou la prairie, due à l'introduction des arbres. Toutefois, l'introduction des arbres engendrera une baisse de la surface cultivée ou en prairies et, du fait des interactions arbres et cultures entrainera une baisse supplémentaire de production agricole sur la surface cultivée restante.

Le principal gaz concerné par cette action est le CO₂. Par cette action, nous visons principalement un captage de CO₂ atmosphérique à travers une augmentation du stockage de carbone dans la matière organique des sols et la biomasse végétale pérenne des arbres.

“Agroforesterie” est un terme générique qui désigne un mode d'exploitation des terres agricoles associant des arbres et des cultures ou des pâturages (Dupraz and Capillon, 2005 ; Gordon and Newman, 1997). Autrefois courantes en Europe, ces pratiques ont été abandonnées progressivement au cours du XX^e siècle (Dupraz and Liagre, 2008 ; Dupraz and Newman, 1997 ; Eichhorn et al., 2006 ; Mosquera-Losada et al., 2012), essentiellement pour des raisons liées à l'intensification et la mécanisation de l'agriculture.

Une haie est une formation linéaire arborée comportant des arbres et des arbustes sur au moins 25 mètres de long, sans interruption de plus de 10 mètres, sur une largeur d'assise inférieure à 20 mètres et d'une hauteur potentielle supérieure à 2 mètres (y compris les haies taillées de main d'homme) avec une concentration de 80 % de la biomasse sur moins de 2 mètres de largeur (IFN, 2010). La sous-action « haie » correspond donc à l'introduction de lignes d'arbres (haie) en périphérie de parcelles cultivées en culture pure ou prairies. N'est pas considéré dans cette étude le développement de haies par régénération naturelle assistée, conduisant à des embroussailllements contrôlables et exploitables ensuite pour le bois de feu.

Dans notre étude, la sous-action « agroforesterie » correspond à l'introduction d'arbres au sein de parcelles cultivées ou prairies et la sous-action « haies » correspond à l'introduction d'arbres en périphérie des parcelles.

2. Description de l'action

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

Le mécanisme principal de réduction des émissions de GES associée à l'introduction d'arbres en bordure ou au sein des parcelles cultivées en grandes cultures ou de prairies est le stockage additionnel de C dans les parties ligneuses des arbres (biomasse aérienne et souterraine). Ce stockage additionnel de carbone constitue un retrait de CO₂ de l'atmosphère. De plus, ces arbres enrichissent les matières organiques (MO) du sol grâce aux apports en litière aérienne (chute des feuilles), mais également grâce aux restitutions en profondeur via le turnover des racines fines et la libération d'exsudats racinaires. Un autre effet peut être évoqué : l'ombre des arbres diminue la température du sol, et peut indirectement réduire la minéralisation, donc les émissions de CO₂. Il est à noter que dans le cadre de cette étude, les éventuels gains de carbone liés à la protection du sol contre l'érosion par les arbres ne seront pas pris en compte car en absence d'arbres, les pertes par érosion ne représentent pas forcément une émission de GES - il peut en effet y avoir redéposition et accumulation du C en aval de la parcelle (van Oost et al., 2007).

Selon le devenir du bois produit, le stockage dans la biomasse est plus ou moins long. Le carbone stocké dans du bois d'œuvre le sera pour plusieurs dizaines voire plusieurs centaines d'années. A l'inverse, le carbone stocké dans les branches pourra servir à produire de l'énergie (plaquettes), et ainsi contribuer à une moindre utilisation de C fossile (substitution). Les branches peuvent également être broyées et servir d'amendement au sol contribuant ainsi à l'amélioration de sa fertilité et de son stock en carbone. Dans cette étude, nous faisons par la suite des hypothèses sur le bois produit pour chacune des sous-actions.

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

Le Ministère de l'Agriculture a précisé les conditions que les parcelles doivent respecter pour être considérées comme des parcelles agroforestières :

- association de sylviculture et agriculture sur les mêmes superficies ;
- densité d'arbres comprise entre 30 et 200 arbres par hectare ;
- positionnement des arbres compatible avec l'exploitation agricole, notamment cohérentes avec les surfaces parcellaires.

Quant aux haies, leur définition recouvre en réalité une diversité très grande, plantées ou non, à végétation basse, arbustives ou arborées, élaguées ou non et pouvant être disposées à plat, sur des levées de terre ou encore sur des talus de pierre. Une autre caractéristique déterminante est la structure du réseau de haies, décrite par leur densité, leur orientation, leur connexité et leur position dans le versant (Walter et al., 2003) ou leur largeur (Falloon et al., 2004).

Les actions proposées dans le cadre de cette étude portent sur des choix techniques, sans remise en cause majeure des systèmes de production et des niveaux de production. En conséquence, si l'on considère les surfaces de culture ou de prairie réduites, seule l'introduction d'arbres en faible densité est acceptable dans le cadre du cahier des charges général de l'étude. Nous choisissons donc d'examiner deux sous-actions « agroforesterie : culture d'arbres au sein de parcelles agricoles ou prairies » et « haies ». La sous-action agroforesterie concerne l'introduction d'arbres au sein d'une parcelle cultivée ou d'une prairie avec une densité de 30 à 50 arbres par ha » et la sous action « haies » correspond à la mise en place de 60 et 100 mètres linéaire par ha suivant que les haies concernent des parcelles cultivées ou des prairies respectivement. Ces densités sont en effet considérées comme les plus réalistes et les plus documentées quant à leurs effets sur les flux de carbone, par rapport aux autres options existantes (Tableau 5-1). En effet, pour une densité de 30 à 50 arbres par hectare, on estime la perte de surface de culture ou de prairie de l'ordre de 5% et dans le cas des haies, 60 et 100 mètres linéaires par ha correspondent à 1,2% et 2% de surfaces en moins pour les cultures et les prairies respectivement.

Tableau 5-1 : Description de l'action, des sous-actions et des options techniques considérées

Action	Sous –action	Option technique étudiée	Surface de la parcelle occupée par des arbres
Développer l'agroforesterie dans les parcelles cultivées et les prairies	1- Développer l'agroforesterie (lignes d'arbres au cœur des parcelles)	à faible densité (30 à 50 arbres par ha)	5%
	2- Développer les haies (lignes d'arbres en périphérie des parcelles)	sur 100 mètres linéaires par ha de prairies ou pâturages sur 60 mètres linéaires par ha de cultures	2% pour les prairies 1,2% pour les parcelles cultivées

Il est important de noter que le choix des arbres et leur disposition des arbres utilisés en agroforesterie ou dans les haies sont des facteurs de diversité intra-action au-delà de la densité d'arbres.

Choix des arbres

Le projet européen Silvoarable Agroforestry For Europe SAFE (2001-2005) a examiné l'adaptation de 5 espèces au contexte européen sur un gradient méditerranéen-nordique : *Quercus ilex* (chêne vert), *Pinus pinea* (pin parasol), *Populus spp.* (peuplier), *Prunus avium* (merisier), *Juglans spp* (noyer) (Dupraz et al., 2005). Les critères de sélection des essences sont : (i) un houppier peu dense qui convient bien pour les cultures qui ont besoin d'une luminosité importante ; (ii) un débournement tardif qui laisse par exemple aux céréales d'hiver le temps de développer leur surface foliaire ; (iii) les arbres à croissance rapide ou les arbres supportant bien les élagages qui diminuent la compétition pour la lumière et sont rapidement hors d'atteinte des machines ; (iv) éventuellement les arbres qui fixent l'azote symbiotiquement. Le choix des arbres devra intégrer les caractéristiques du milieu (pH et risques d'hydromorphie en particulier) (Dupraz and Liagre, 2008). Le choix des arbres relève également d'une logique économique puisque la valorisation de la parcelle en dépendra fortement ; généralement les propriétaires sont plus sensibles à la productivité des essences et à la valeur économique du bois produit (C Dupraz and F. Liagre 2008). Dans notre cas, pour la sous-action agroforesterie, nous traiterons d'espèces d'arbres à valorisation bois d'œuvre et non d'espèces fruitières qui pourraient être introduites également dans ces parcelles et contribuer à séquestrer le carbone dans le sol et la biomasse permanente.

Position et orientation des arbres dans la parcelle

Toutes les configurations sont possibles : en ligne, en carré, en quinconces, en courbes de niveaux à condition de respecter certains principes quant à l'espacement entre les lignes et la largeur de la tournière. La littérature technique recommande une distance entre les lignes au moins égale à deux fois la hauteur de l'arbre. Mais cela peut être aussi la largeur de la rampe de pulvérisation ou de la rampe d'irrigation tractée qui détermine cet écartement. Dans la plupart des études, on note que sont évaluées des structures d'arbres en allées. Pour le passage des machines et ainsi éviter les blessures sur les arbres, on peut laisser une bande enherbée entre la ligne d'arbre et la culture. Entre les arbres sur une même ligne, on préconise un espacement de 4 à 10 mètres. L'orientation des lignes d'arbres peut également varier d'une situation agroforestière à l'autre : une orientation nord-sud peut être conseillée pour homogénéiser l'éclaircissement de la culture et réduire l'impact de l'ombre des arbres. Cette ligne peut servir de protection et peut donc être installée perpendiculairement aux vents dominants et le long des courbes de niveaux pour limiter les effets de ruissellement sur les parcelles pentues ou sensibles à l'érosion (<http://arbres.paysages.33.free.fr/agroforesterie.htm>).

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

Plusieurs rapports et expertises présentent des études proches de la présente (Tableau 5-2):

1. Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre, Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise scientifique collective*. Paris: INRA, 334 p.
http://www5.paris.inra.fr/depe/content/download/3187/32268/version/2/file/rapport_carbone_inra.pdf
2. Eagle, A.J.; Olander, L.P.; Henry, L.R.; Haugen-Kozyra, K.; Millar, N.; Robertson, G.P., 2012. *Greenhouse Gas Mitigation Potential of Agricultural Land Management in the United States - A Synthesis of the Literature*. Durham (USA): Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, (Report NI R 10-04), 76 p.
http://nicholasinstitute.duke.edu/ecosystem/land/TAGGDLitRev/at_download/paper
3. Kumar, B.M.; Nair, P.K.R., 2011. *Sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges*. Dordrecht: Springer Science (*Advances in Agroforestry*, n°8), 326 p.
http://library.uniteddiversity.coop/Permaculture/Agroforestry/Carbon_Sequestration_Potential_of_Agroforestry_Systems-Opportunities_and_Challenges.pdf

Le rapport de (Hamon, Christian Dupraz, and Fabien Liagre 2009) étudie également la question de l'atténuation du bilan gaz à effet de serre des parcelles agricoles via le développement de l'agroforesterie et estime via la modélisation (HiSafe¹) le potentiel d'atténuation en agroforesterie (via le stockage de carbone dans le sol et la biomasse végétale) entre 5.55 et 14.8 Mg CO₂e ha⁻¹ an⁻¹ selon la densité de plantations, la durée de la rotation et la vitesse de croissance des arbres (Hamon et al., 2009). Ces valeurs sont reprises dans la récente étude à l'échelle de l'Europe mettant en avant la contribution potentielle très importante à la séquestration de carbone à l'échelle européenne (Aertsens et al., 2013).

Tableau 5-2 : Analyse comparative de rapports et expertises récentes sur le sujet, basées sur des expérimentations (pays ou zone géographique, sous-action concernée, assiette maximale, gamme de potentiel d'atténuation)

Etude	Pays	Sous-action concernée	Assiette maximale	Potentiel d'atténuation (taux de stockage annuel dans parties aérienne et racinaire des arbres et dans le sol) ²
1) Arrouays <i>et al.</i> , 2002	France	Haies	Non évaluée	³ pour 100 mètres linéaires de haies: Flux net annuel de stockage initial 0,4625 MgCO ₂ e/ha/an et 0,37 MgCO ₂ e/ha/an à 20 ans, pour le sol uniquement
2) Eagle <i>et al.</i> , 2012	USA	Agroforesterie	10 Mha	4.97 MgCO ₂ e/ha/an
3) Kumar and Nair, 2011	Monde	Agroforesterie et haies ⁴	Estimée sur les USA : 17.9 Mha (10% de la surface agricole) en agroforesterie ⁵ 78 Mha en sylvopastoralisme	10.286 MgCO ₂ e/ha/an pour les brise-vent et les zones tampons plantées en arbres 12.58 MgCO ₂ e/ha/an pour l'agroforesterie 22.57 MgCO ₂ e/ha/an pour le sylvopastoralisme

¹ Le modèle Hi-sAFE est un modèle biophysique de fonctionnement des systèmes agroforestiers tempérés, conçu dans le cadre du projet SAFE sous l'hypothèse que le partage des ressources (lumière, eau et azote) au sein d'un système agroforestier est le déterminant majeur de sa productivité. (Talbot, 2011).

² Les taux en C ont été convertis en taux CO₂ e (*44/12)

³ L'unité de surface choisie est l'hectare. Par convention, le calcul est fait pour 100 m linéaires de haie par hectare. Le stockage par kilomètre linéaire de haie est donc 10 fois le stockage par hectare. Il est considéré que la haie peut augmenter le stock de carbone de 5 kgC/m² sur 10 m de large.

⁴ au sens *riparian buffer* (ripisylve) et *windbreaks* (coupe-vent)

⁵ agroforesterie pour "*alley cropping*"

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

La différence d'émissions entre systèmes agroforestiers et conventionnels peut provenir :

- du stockage additionnel de carbone dans la biomasse végétale pérenne (aérienne et souterraine),
- de la restitution de matière organique au sol via la litière et les racines fines, engendrant un stockage additionnel de carbone dans le sol.

Les deux sections suivantes examinent la littérature sur le stockage additionnel de carbone dans les arbres et dans le sol ; ils montrent la variabilité des stockages mesurés expérimentalement suivant le type de système agroforestier mis en place notamment.

Stockage de carbone dans les arbres (Tableau 5-3)

Les systèmes agroforestiers stockent du carbone dans la biomasse des arbres (Peichl et al., 2006) au niveau des parties aériennes et racinaires (Rasse et al., 2005). De nombreux travaux ont estimé le stockage de C dans les arbres en agroforesterie (Nair et al., 2010), surtout en milieu tropical. Les volumes de bois sur pied estimés par l'IFN sont les bois et branches supérieurs à 4 cm de diamètre. Pour estimer la masse "branches <4 cm + racines", on utilise un coefficient d'extension égal à 39% de la masse de bois récoltée. 1 m³ de biomasse forestière équivaut environ à 0,5 tonne de matière sèche qui contient 45% de carbone. Donc, chaque m³ de bois brut fournit $0,5 \times 0,45 = 0,225$ Mg de carbone /m³.

Tableau 5-3 : Valeurs de stockage de carbone dans la végétation (partie aérienne et souterraine) de systèmes agroforestiers en région tempérée ou méditerranéenne, d'après (Kumar and Nair, 2011).

Système agroforestier : type, pays	Age (ans)	Densité d'arbres (arbres par ha)	Stockage moyen de carbone dans la végétation ⁶ (MgCO ₂ e/ha/an)	Références
Association orge- peuplier, Canada	13	111	3.071	(Peichl et al., 2006)
Association Douglas et <i>Trifolium subterraneum</i> , Etats-Unis	11	570	4.107	(Sharrow and Ismail, 2004)
Introduction <i>P. radiata</i> dans une prairie, Galice, Espagne	11	833	13.69	(Fernández-Núñez et al., 2010)
	11	2500	34.41	

Devenir de la biomasse aérienne des arbres

Dans notre étude, sur l'horizon de temps de 20 ans pris en compte, nous faisons deux hypothèses contrastées de devenir des parties aériennes récoltées :

- dans le cas de l'agroforesterie, nous considérons que la récolte de bois au terme de la rotation correspond à un stockage durable de C dans le cas de plantations de bois d'œuvre (noyer...);
- dans le cas des haies, nous considérerons que les parties aériennes récoltées ne sont pas des formes de stockage durable de carbone car valorisées sous forme de plaquette et bois énergie.

Ces hypothèses sont discutables car les usages des produits récoltés ne sont en réalité pas systématiques : par exemple, le bois issu des récoltes de parcelles agroforestières est utilisé comme bois raméal fragmenté ou bois de chauffage donc finalement déstocké tandis que le bois des haies peut dans certains cas être vendus comme bois d'œuvre.

Stockage de carbone dans les sols (Tableau 5-4)

Au voisinage des arbres, le stockage additionnel de C dans les systèmes agroforestiers ou à base de haies peut s'expliquer de deux manières (i) en augmentant les restitutions de C au sol via notamment la biomasse racinaire et son exsudation et les chutes de feuilles et de branchage éventuellement incorporées au sol par le labour ou l'activité faunique (ii) en limitant les sorties de C par minéralisation car les rangées d'arbres ne sont pas labourées. Sur la ligne d'arbres, on peut raisonnablement attendre une augmentation des stocks par les deux voies : biomasse souterraine des arbres importante, absence de travail du sol et donc limitation de la minéralisation (Balesdent et al., 2000). Toutefois, un labour profond pourrait induire également une réaction de la minéralisation des matières organiques du sol des horizons profonds via un *priming effect* (Fontaine et al. 2007). De plus, sur la ligne d'arbres se développe une végétation spontanée bien souvent herbacée. Ainsi, cette bande enherbée (1 m de large au minimum), on a "l'équivalent d'une prairie permanente" or les systèmes prairiaux sont reconnus pour leur impact positif sur les stocks de carbone.

⁶ méthode proposée par (P. K. R. Nair et al. 2010)

Pour la zone cultivée entre les rangées d'arbres, les entrées de C pourraient être supérieures en agroforesterie ou en système intégrant des haies par rapport à une culture pure (C des racines des arbres explorant les horizons profonds du sol sous culture + exsudation de ces racines, feuilles et branchage), et ce C pourrait être préférentiellement stabilisé⁷ dans les horizons du sol sous l'horizon de labour. Peu de travaux ont estimé les stocks de C dans les sols dans ces systèmes. Nair *et al.* rapportent des stocks de 24-302 MgC/ha à 1 m de profondeur (9 estimations disponibles) (Nair *et al.*, 2010). La grande variabilité observée (Tableau 5-4) est liée à la diversité des contextes pédoclimatiques et des systèmes agroforestiers eux-mêmes, ainsi qu'à la diversité des méthodes d'estimation des stocks (profondeur considérée, localisation de l'échantillonnage par rapport aux arbres).

Cette synthèse et l'examen de la littérature amènent les constats suivants :

- la majorité des travaux portent sur des systèmes tropicaux. Très peu d'estimations sont disponibles en milieu tempéré (Bambrick *et al.*, 2010; Oelbermann *et al.*, 2006) ou méditerranéen (Howlett *et al.*, 2011) ;
- les stocks sont affectés d'une importante variabilité spatiale, structurée par les rangées d'arbres (p.ex. (Bambrick *et al.*, 2010), mais qui est peu explicitée dans les travaux ;
- des parcelles témoins (sans arbres) ne sont pas toujours disponibles. Si des valeurs de stocks sont proposées, le stockage additionnel par rapport à une parcelle cultivée ne peut donc être estimé ;
- la moitié des estimations de stocks rapportées par Nair *et al.* ne concernent que les 40 cm superficiels du sol alors que l'enracinement des arbres est profond (Nair *et al.*, 2010).

Tableau 5-4 : Valeurs de stockage de carbone dans les sols sous différents systèmes agroforestiers en climat tempéré ou méditerranéen (d'après Kumar and Nair, 2011)

Systèmes agroforestiers testés	Lieu	Âge (ans)	Profondeur du sol (cm)	Densité d'arbres /ha	Stockage additionnel dans les sols MgCO ₂ e/ha/an	Référence
<i>Dehesa (systèmes sylvo pastoraux)</i> ⁸	Espagne	13	0-100	833 et 2500	-14.8 à +12.52	(Howlett <i>et al.</i> , 2011)
<i>Douglas x Trifolium subterraneum, ray grass, Etats-Unis</i>	Oregon, Etats-Unis	11	0-45	570	1.92	(Sharrow and Ismail, 2004)
<i>Peuplier hybride x orge</i>	Ontario, Canada	13	0-20	111	3.7	(Peichl <i>et al.</i> , 2006)
<i>Peuplier hybride x blé/ soja/ maïs</i>	Ontario, Canada	13	0-20	555	1.14	(Oelbermann <i>et al.</i> , 2006)
<i>Peuplier hybride x blé/ soja/ maïs</i>	Ontario, Canada	13	0-40	555	1.41	(Oelbermann <i>et al.</i> , 2006)
<i>Peuplier hybride x rotation blé/ soja/ maïs</i>	Ontario, Canada	21	0-30	111	1.09	(Bambrick <i>et al.</i> , 2010)

On ne dispose donc pas aujourd'hui d'estimations du potentiel de stockage de C de systèmes agroforestiers tempérés et méditerranéens pour l'ensemble du profil de sol. Le projet AGroforesteRle pour la Protection des SOLs AGRIPSOL (décembre 2012 - novembre 2015) est en cours sur l'étude de l'impact des arbres agroforestiers sur le fonctionnement biogéochimique du sol. Par ailleurs, l'ampleur du potentiel de stockage dépend de l'importance du stock initial de carbone: par exemple, sur un sol cultivé, le stockage additionnel de carbone lié à la plantation d'arbres est supérieur à celui observé sur un sol de prairie, naturellement plus riche en matière organique (Laganière, Angers, and Paré⁸ 2010).

Les valeurs compilées dans les Tableaux 5-2, 5-3 et 5-4 font état de valeurs de stockage de CO₂ très variables dans le sol et la biomasse aérienne pour des situations agroforestières à fortes densités (entre 111 et 2500 arbres par ha) et pour des durées souvent inférieures à 20 ans, avec des méthodes d'estimation discutables (profondeur d'échantillonnage notamment). Par ailleurs, les arbres plantés moins densément poussent plus vite (C Dupraz and F. Liagre 2008). Nous ne pouvons donc pas aisément extrapoler ces valeurs de stockage obtenues sur des pas de temps plus courts et à plus forte densité au cadre de notre étude.

⁷ valable si on considère le sol dans son ensemble mais à nuancer peut-être sur l'horizon de surface travaillé (0-30cm). En effet, les rendements de la culture intercalaire vont diminuer à partir d'un certain stade de développement des arbres. Moindre biomasse donc moindres restitutions au sol de la culture. A voir si la litière aérienne des arbres compense cette perte (plus les quelques racines superficielles). En sachant que les C/N et les teneurs en lignine de la paille et des feuilles ne sont pas les mêmes et leur dégradabilité non plus.

⁸ Une *dehesa* est un domaine foncier formé d'une pâture en sous-bois clairsemé. Ce mode d'exploitation agro-sylvo-pastoral se rencontre dans la péninsule ibérique et au Maghreb. On y rencontre des densités de 5 à 20 arbres par ha ((Jean-Marc Boffa, 2000)

Dans le cadre de cette étude en situation agroforestière avec des densités d'arbres faibles (30 à 50 arbres par ha), nous retenons donc la valeur de 3,7 MgCO₂/ha/an pour le stockage de carbone dans la biomasse et dans le sol, sur une durée de 20 ans, correspondant à l'extrapolation de la situation agroforestière canadienne (Peichl et al. 2006) proche de la nôtre, en prenant en compte un stockage dans le sol plus profond (au-delà de 20 cm). Nous construisons la fourchette de potentiel de stockage de CO₂ à partir de la **valeur basse estimée** d'après (Sharrow and Ismail 2004) **autour de 0.4 MgCO₂/ha/an** et la **valeur haute de 4,97 MgCO₂/ha/an** à partir de celle de (Eagle et al. 2012). On note donc une **très forte incertitude associée au stockage de carbone en agroforesterie**

Cas des haies

Peu de travaux ont quantifié le stockage de carbone dans le sol en relation avec les haies en milieu tempéré (Hamon, Christian Dupraz, and Fabien Liagre 2009; Pointereau 2006). L'INRA a travaillé sur le carbone organique des sols dans le réseau de bocage français ((Baudry et al. 2000; Walter et al. 2003), Parmi les deux effets engendrés par l'installation de haies (accroissement local des stocks et stockage amont (Eagle et al. 2012)), seul le premier est considéré dans une optique d'augmentation du stockage de carbone dans les sols par installation de nouvelles haies. L'expertise scientifique collective (Arrouays et al. 2002) reprend ces travaux et suggère des estimations de flux annuels nets (pour un scénario à 20 ans) de 0.37 MgCO₂e/ha/an pour 100 mètres linéaires de haie par hectare. Ces stocks additionnels sont principalement localisés autour de la haie grâce un horizon superficiel préservé et enrichi par la litière aérienne de l'arbre (feuillage, bois) (Follain et al. 2007). Le guide des valeurs Dia'terre® (ADEME 2011) fournit une gamme de valeurs entre 0 et 1.628 MgCO₂e par ha et par an (source : Solagro, d'après IFN) sans préciser le devenir des parties aériennes récoltées de la haie.

Tableau 5-5 : Variation de stock de carbone dans les haies d'après le Guide des valeurs Dia'terre® (Ademe, 2011)

Source de variation de stock de carbone suivant le type de haies (IFN)	Variation annuelle de stock de carbone (Mg CO ₂ e ha ⁻¹ an ⁻¹) ⁹
Haie-taillis (linéaire continu arboré avec arbres régulièrement recépés (taillés au ras tous les 15-20 ans); présence d'au moins d'arbustes ou buissons en partie basse)	1.628
Haie-mixte (mélange de haie-taillis et de haie-futaie (arbres recépés et arbres avec tronc); présence d'au moins d'arbustes ou buissons en partie basse)	1.419
Haie-futaie (haie linéaire continue avec des arbres non coupés au pied (présences de tronc); présence d'au moins d'arbustes ou buissons en partie basse)	0.836
Haie arbustive productive (haie linéaire continue sans arbre de haut jet (hauteur<5 m)	0.711
Haie récemment plantée (<5ans)	0.0
Valeur moyenne	0.92
Valeur basse = valeur moyenne – écart-type	0.28
Valeur haute = valeur moyenne + écart-type	1.56

Dans notre cas, nous faisons l'hypothèse que les haies sont exploitées régulièrement par coupe (tous les 15 ans) ce qui suppose de considérer à la fois le stockage dans le sol et le stockage dans la biomasse permanente non récoltée. **Pour les haies**, nous retenons la **valeur globale de 0,92 MgCO₂e/ha/an (valeur haute : 1.56 et valeur basse 0.28) pour le stockage additionnel dans le sol et les parties végétales non récoltées des haies introduites sur 100 mètres linéaires en prairie**. Ces valeurs sont estimées d'après la moyenne et l'écart-type des valeurs du tableau 5-5 incluant la valeur nulle pour les haies récemment plantées puisque nous considérons l'effet des haies depuis leur plantation. Ces valeurs sont cohérentes avec celle de l'expertise INRA de 0,37 MgCO₂e/ha/an qui ne considérait que le stockage dans le sol. Ces valeurs sont toutefois basses par rapport à des références obtenues récemment notamment celle d'une étude dans le Pays des Mauges (1,517-3,293 MgCO₂e/ha/an pour 100 mètres linéaire, source : AFAC¹⁰) mais cohérente avec la possible valorisation des produits des haies pour le bois de chauffage qui conduit donc à considérer que seul le carbone des racines et du sol est durablement stocké. Dans le cas des haies implantées dans des parcelles cultivées, la valeur de stockage retenue tient compte de la moindre longueur de la haie soit **0,55 MgCO₂e/ha/an (valeur basse : 0,17 et valeur haute : 0,94) pour 60 mètres linéaires**. La valorisation des haies comme bois énergie conduit à introduire également une atténuation des émissions induites par substitution d'énergie fossile.

⁹ Les taux en C ont été convertis en taux CO₂ e (*44/12)

¹⁰ Association Française des Arbres et des Haies Champêtres

Emissions de N₂O

Aucune référence ne permet d'établir que l'agroforesterie modifie les flux de N₂O à partir des sols cultivés ou des prairies. Par contre, si la réduction de la surface à fertiliser est prise en compte, cela engendre de fait une moindre émission de N₂O due à la fertilisation. L'éventuelle diminution de fertilisation liée à une amélioration de la fertilité du sol en particulier agroforestière n'a pas été prise en compte dans notre étude car elle n'est pas établie de façon certaine dans la littérature scientifique pour l'instant. Sur ce sujet, des études récentes (C. Dupraz et al. 2011) ont par exemple montré par simulation une forte baisse de la lixiviation dans les parcelles agroforestières ; d'autres études à base d'expérimentation sont en cours sur le sujet (projet ANR INTENS&FIX¹¹).

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

Dans l'inventaire national (CITEPA, 2012), en l'absence de changement d'usage des sols, les variations de stocks de C dans les sols (et la biomasse) liées aux pratiques (dont l'agroforesterie, les haies) ne sont pas comptabilisées. Les émissions des sols agricoles quant à elles sont calculées dans la sous-catégorie « Sols agricoles » (4D) de la catégorie « Agriculture » (CRF4). Les haies brise-vent, les rideaux-abris arborés et les couloirs d'arbres ayant une superficie supérieure à 0,5 ha et une largeur de plus de 20 m sont également inclus dans la définition de forêt. Les parcelles agroforestières sont incluses dans la catégorie cultures. Il n'y a donc pas de prise en compte explicite et spécifique, ni des haies, ni de l'agroforesterie.

Notons à titre d'information que l'analyse (CITEPA, 2012) renseigne la rubrique "*Land converted to Forest Land*" qui correspond à 4 376 Gg de CO₂ e. en 1990 et 276 Gg en 2010 d'après l'analyse Tier 1 avec une incertitude sur les émissions estimées à 58 % d'après l'analyse Tier 2.

Notons que le CITEPA considère que pour la partie ligneuse présente dans les haies, bosquets, vergers ou vignes, l'accroissement compense la récolte (CITEPA, 2012). Cette hypothèse simplificatrice permet de s'affranchir de données sur la durée de vie des produits bois. Toutefois, elle conduit à dire qu'il n'y a pas de séquestration du C atmosphérique si on considère que tout le bois est brûlé en une année. Nous convenons que ces hypothèses sont très simplificatrices, d'autant que, bien souvent, les arbres produits en agroforesterie sont des bois d'œuvre, donc destinés à être conservés très longtemps, contrairement aux bois de chauffage.

Les lignes directrices du GIEC 2006 mentionnent l'agroforesterie comme une pratique stockant du carbone dans le sol et la biomasse qui correspond à une conversion de terres cultivées ou prairies en terres boisées, mais elles ne fixent pas de méthode de calcul explicite pour estimer les effets de l'agroforesterie.

En conclusion, à notre connaissance, il n'y a pas de prise en compte explicite et spécifique, ni des haies, ni de l'agroforesterie dans l'inventaire national : dans cette étude, le potentiel d'atténuation lié à l'introduction à l'agroforesterie et aux haies sera donc estimé à partir d'une compilation effet par effet des valeurs disponibles dans la littérature et les coefficients des inventaires.

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

5.1. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action Agroforesterie

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action "Développer l'agroforesterie à faible densité d'arbres" a donc des conséquences sur les émissions directes sur l'exploitation agricole, sur les émissions indirectes en amont et en aval de l'exploitation agricole (Tableau 5-6) et sur les émissions induites.

¹¹ <http://intens-fix.cirad.fr/le-projet-intens-fix>

Tableau 5-6 : Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites par la sous-action Agroforesterie

Emissions directes	- N ₂ O émis à partir des apports de fertilisants azotés ¹² - CO₂ stocké dans le sol et dans la biomasse des arbres - CO ₂ émis par le fioul consommé lors des travaux agricoles supplémentaires liés à la sous-action
Emissions indirectes	- lixiviation des nitrates à partir des sols - dépôt d'ammoniac
Emissions induites	- CO ₂ émis lors de la fabrication et au transport de fertilisants azotés minéraux - CO ₂ émis lors de la fabrication de fioul utilisé de façon supplémentaire avec les nouvelles pratiques

• Quantification de l'atténuation

Sur la base des synthèses bibliographiques réalisées en Tableaux 5-2, 5-3 et 5-4, nous avons fixé le niveau de stockage dans le sol et la biomasse. Les autres effets ont été estimés à partir de la base de la méthode CITEPA et de la base Carbone de l'ADEME.

Le potentiel d'atténuation lié à la moindre émission de N₂O engendrée par la réduction des surfaces fertilisées diffère suivant les situations initiales (cultures ou prairies) sur lesquelles sont introduites les actions en raison de la réduction de la fertilisation associée. Dans le Tableau 5-7, nous avons considéré la fertilisation moyenne des cultures (136 kgN/ha) et la fertilisation moyenne des prairies à partir d'une moyenne pondérée des fertilisations pratiquées sur cultures et prairies (d'après l'enquête "Pratiques culturales" 2010). Nous considérerons dans les calculs le facteur d'émission du Référentiel Dia'terre® qui s'appuie sur Ges'tim pour un engrais azoté moyen (5,035 kgCO_{2e} par kgN épandu).

Enfin, la quantification du CO₂ émis par le fioul consommé par les machines agricoles sur les parcelles de l'exploitation lors des travaux agricoles supplémentaires nécessite de lister les opérations culturales associées à la mise en place et à l'entretien dans le temps de l'action. Pour ce faire, nous considérons les travaux du sol liés à la plantation, les travaux d'entretien et ceux de la récolte des arbres sur les 20 ans de présence des arbres (voir annexe 5-1). Conformément à la méthodologie de l'étude, les consommations de carburant liées au transport et à la valorisation de la récolte ne sont pas estimées.

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

Le potentiel d'atténuation unitaire (tenant compte des émissions directes et indirectes) pour la sous-action agroforesterie est de 3,75 (0,45- 4,02) MgCO_{2e}/ha/an et de 3,7 (0,4-4) MgCO_{2e}/ha/an pour un hectare de cultures et un hectare de prairies respectivement. Les émissions induites sont très faibles et estimées à 0,033 MgCO_{2e}/ha/an et 0,002 MgCO_{2e}/ha/an pour un hectare de cultures et un hectare de prairies respectivement.

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

• Situation actuelle

En 2008, on estimait à environ 170 000 hectares la surface agroforestière en France (dont 140 000 ha de prés vergers autrement dit de vergers enherbés, le reste concernant des noyeraies, peupleraies et oliveraies...) ce qui concernent moins de 45 000 agriculteurs. Les surfaces d'agroforesterie "moderne" ou d'agrisylviculture (alignement d'arbres avec culture intercalaire mécanisée) en 2008 sont quant à elle estimées à 2 000 ha environ dont à peine 350 ont été plantés il y a plus de 15 ans (Grégoire Talbot 2011).

Les dynamiques régionales dépendent surtout de l'animation professionnelle. Certaines régions sont très actives (Midi-Pyrénées, Poitou-Charentes, Pays de Loire), d'autres quasi inertes (Rhône-Alpes, Bourgogne...). Pour l'instant, les 2 000 ha sont essentiellement implantés sur de bons sols.

Contexte politique et associatif

Au niveau européen, le Règlement de Développement Rural pour 2007-2013 intègre une mesure spéciale Agroforesterie (article 44) dont le cofinancement communautaire peut monter à 80%. Au niveau national, cette mesure a été activée en mai

¹² Si 10% de la surface est occupée par les arbres plutôt que par les cultures en arbres, cela occasionne une moindre consommation d'engrais azotés de 10% : il s'agit donc de faire le calcul des % de surfaces non fertilisées dans les scénarii ci-dessous, pour les haies comme pour l'agroforesterie, le problème consistant à évaluer en amont les doses de fertilisants effectivement utilisés pour chacune des situations culturales initiales.

Tableau 5-7 : Quantification de l'atténuation annuel et par ha de la sous-action Agroforesterie en comparaison avec la pratique conventionnelle. Les valeurs retenues se situent dans la fourchette basse des synthèses (tableaux 5-2, 5-3 et 5-4). Une valeur positive correspond à une atténuation, une valeur négative à une augmentation des émissions de GES

Types d'émission	Détail de l'émission	Mg CO ₂ e ha ⁻¹ an ⁻¹	source
Emissions directes et indirectes sur l'exploitation	CO₂ stocké dans le sol et dans la biomasse des arbres	+3.7 (0,4-4,97)	Synthèse bibliographique (tableaux 5-2, 5-3 et 5-4)
	N ₂ O émis lors des apports de fertilisants azotés sur l'exploitation ainsi que dans les espaces physiquement liés (lixiviation des nitrates à partir des sols et dépôt d'ammoniac)	+ % surface réduite ¹³ * moyenne fertilisation par ha * taux d'émission Pour les cultures : +0.05 * 136,51 (kgN/ha) * 9,24 (CO ₂ e/kgN) * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,063 Pour les prairies : +0.05*17.81 (kgN/ha) * 9,24 (CO ₂ e/kgN)*10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,008	Mode de calcul CITEPA 2010 pour le taux d'émission SAA 2010 pour la dose de fertilisant moyenne
	CO ₂ émis par le fioul consommé lors des travaux agricoles supplémentaires liés à la sous-action ;	Consommation supplémentaire de fioul ¹⁴ * taux d'émission	-5,2 L* 2.69 (kgCO ₂ e/L) * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,014
Emissions induites	CO ₂ émis lors de la fabrication et au transport de fertilisants azotés minéraux évités par la réduction de la surface cultivée	+%surface réduite*moyenne fertilisation par ha* taux d'émission Pour les cultures : +0.05 * 136,51 (kgN/ha) * 5.305 (kgCO ₂ e/kgN) * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,036 Pour les prairies : +0.05*17.81 (kgN/ha) * 5.305 (kgCO ₂ e/kgN) * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,005	Base Carbone® de l'ADEME
	CO ₂ émis lors de la fabrication de fioul utilisé de façon supplémentaire avec les nouvelles pratiques	Consommation supplémentaire de fioul ¹³ * taux d'émission	-5,2L * 0.563 (kgCO ₂ e/L) * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit -0,003
Potentiel d'atténuation unitaire pour la sous-action agroforesterie (émissions directes et indirectes)		Pour les cultures : 3.75 (0.45- 4.02) Pour les prairies : 3.7 (0.4-4)	

¹³ L'introduction des arbres dans la parcelle agroforestière à faible densité (30-50 arbres par ha) induit une baisse de la surface cultivée ou en prairie de l'ordre de 5 %.

¹⁴ La consommation supplémentaire de fioul liée à l'itinéraire technique de l'agroforesterie a été estimée à 5,3 L ha⁻¹ an⁻¹ à partir des consommations de fioul pour les différentes opérations, voir annexe 5-1.

2009 et fait désormais partie des mesures du Programme de Développement Rural pour l'Hexagone (PDRH) pour 2007-2013. Cette mesure 222 « Première installation de systèmes agroforestiers sur des terres agricoles » a fait l'objet, en avril 2010, d'une circulaire du Ministère de l'agriculture (circulaire DGPAAT/SDBE/SDFB/C2010-3035¹⁵ expliquant les différentes conditions pour en bénéficier. La mesure est cofinancée par le FEADER (fond européen) et les collectivités territoriales souhaitant financer cette mesure.. Cette mesure permet de financer uniquement les coûts d'installation des arbres, ainsi que l'entretien de la plantation les premières années. Le taux de subvention est plafonné à 70% voire 80% dans les zones défavorisées. Le cahier des charges précis de la mesure est défini au niveau régional¹⁶. Il existe également une possibilité de subvention à la plantation d'arbres sur parcelles agricoles dans le cadre du Plan Végétal Environnement (PVE) faisant partie du PDRH. Ce PVE prévoit une ligne budgétaire pour la plantation d'arbres sous forme de haies ou d'arbres isolés. Il est à noter qu'il existe aujourd'hui une association française d'agroforesterie (AFAF), une association française des arbres et des haies champêtres (AFAC), et une fédération européenne (EURAF).

Perspectives de développement

Le projet SAFE (C Dupraz et al. 2005) a étudié les perspectives de développement de l'agroforesterie à l'échelle européenne. Ainsi, la méthode a consisté à superposer les terres susceptibles de permettre la croissance productive des arbres (56% des terres arables) et les terres à risque potentiel d'érosion, de lixiviation des nitrates et de perte de diversité paysagères (80% des terres arables européennes). Au final, l'introduction d'arbres sur 40% de la SAU serait efficace d'un point de vue des performances productives et environnementales (protéger 4% des terres cultivées, limiter la lixiviation des nitrates sur 18% des terres et diversifier les paysages sur 18% des terres arables européennes).

D'après certaines estimations (Agreste, 2012), le cap des 10 000 hectares d'agroforesterie moderne pourrait être atteint en France métropolitaine d'ici 2013. A ce propos, un CASDAR Agroforesterie (2009-2011) a travaillé à la création d'outils d'évaluation et de suivi des aménagements agroforestiers, en vue d'améliorer leur efficacité biologique.

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

L'assiette théorique correspond à l'ensemble des surfaces de cultures et les prairies (permanentes et temporaires). Les surfaces toujours en herbes peu productives (parcours, landes, alpages) sont exclues car difficilement accessibles (relief). Pour estimer l'assiette maximale technique, sont pris en compte dans cette étude les critères agronomiques définissant les zones agricoles potentiellement exploitables en agroforesterie. La faisabilité technique et socio-économique n'est pas considérée ici. L'agroforesterie représentant une innovation agronomique importante, des critères comme l'âge de l'agriculteur, la propension à prendre des risques, la sensibilité aux pratiques agroécologiques... sont importants à prendre en compte (Cardinael, 2011).

Les critères agronomiques principaux retenus dans le cadre de cette étude sont :

- (i) la profondeur du sol et le niveau de réserve utile (Cardinael, 2011)
- (ii) la taille des parcelles, compatibles avec la mécanisation du travail entre les rangées d'arbres (Dupraz and Liagre, 2008).

A dire d'expert, nous avons considéré un seuil acceptable de 1 m de profondeur de sol et de 120 mm de réserve utile ce qui correspond aux situations pour lesquelles on suppose que les cultures seront moins pénalisées par la présence des arbres¹⁷ au sein des parcelles. Pour intégrer un critère de praticabilité des parcelles après l'introduction des arbres, nous fixons à 4 ha le seuil de taille de parcelle éligible. Pour affiner l'assiette, on pourrait également exclure de l'estimation les sols hydromorphes.

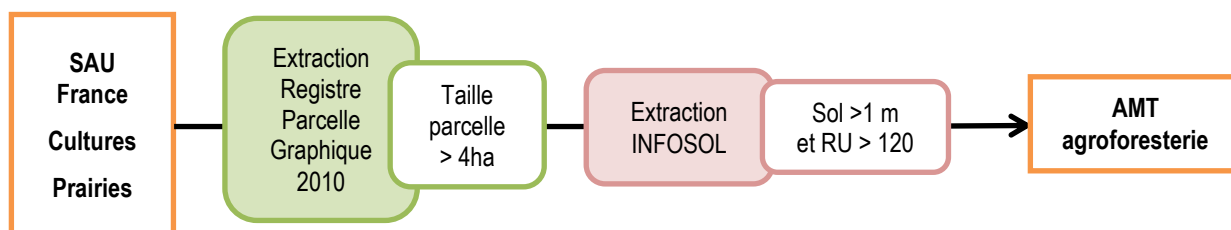


Figure 5-1. Méthode d'estimation de l'assiette maximale technique de la sous-action Agroforesterie sur la base de critères biophysiques et techniques

¹⁵ http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/agroforesterie_Circulaire_DGPAATC20103035.pdf

¹⁶ Pour savoir si une région a activé la mesure, il suffit de consulter les pages réglementations de www.agroforesterie.fr

¹⁷ A titre indicatif, les cultures éligibles à l'introduction d'arbres au sein des parcelles d'après une étude conduite en Languedoc – Roussillon (Cardinael, 2011) sont les surfaces cultivées en céréales, oléagineux, prairies et vignes.

Contrairement à (Cardinael 2011), nous excluons de notre calcul les surfaces plantées en vignes sur des parcelles supérieures à 4 ha (37% de la surface viticole française d'après l'extraction sur la base du RGP, soit environ 800 000 ha) car nous considérons que l'action consiste à introduire des arbres dans les parcelles, ce qui supposerait dans le cas des parcelles viticoles déjà en place d'arracher les vignes (Cardinael, 2011).

- Assiette maximale technique (AMT)

Tableau 5-8 : Estimation de l'AMT pour la sous-action agroforesterie, à partir des surfaces en cultures et en prairies considérées dans la SAU française (Mha)

	Surface en France considérée dans l'étude (Mha)	Assiette Maximale Technique de la sous-action Agroforesterie (Mha)
Cultures	13 750 385	3 888 639
Prairies (temporaires et permanentes)	9 804 937	1 976 669
Total	23 555 322	5 865 308

Le détail des calculs pour l'estimation de l'AMT et des cultures concernées est présenté en annexe 5-2.

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

Compte tenu de la profonde mutation dans la stratégie de production que représente l'agroforesterie, il n'est pas envisageable de travailler sur un scénario d'adoption à 100% de cette assiette maximale technique. A titre indicatif, une étude propose un scénario à 10% d'adoption pour les cultures et 5% pour les prairies à l'horizon 2050 (Centre d'études et de prospective 2012).

Dans cette étude, nous proposons d'examiner deux scénarios pour l'agroforesterie :

- Hypothèse basse ou réaliste: scénario à 4% de l'assiette maximale technique atteint en 2030
- Hypothèse haute ou ambitieuse: scénario à 10% de l'assiette maximale technique atteint en 2030.

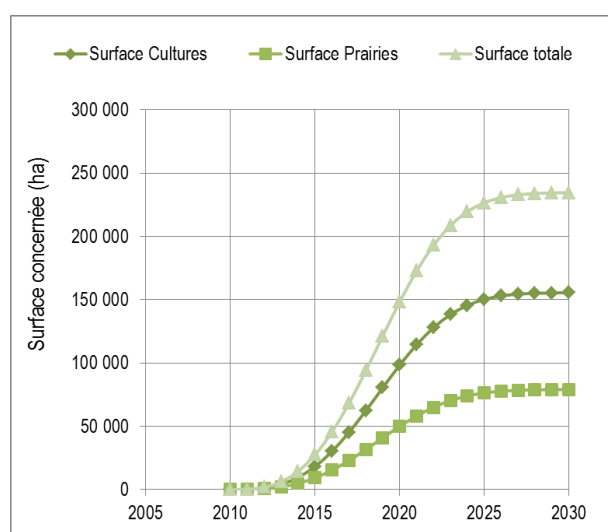


Figure 5-2 : Cinétique de diffusion de la sous-action Agroforesterie entre 2010 et 2030 sous hypothèse d'un taux de diffusion à 4% de l'AMT en 2030 et avec un point d'inflexion en 2020

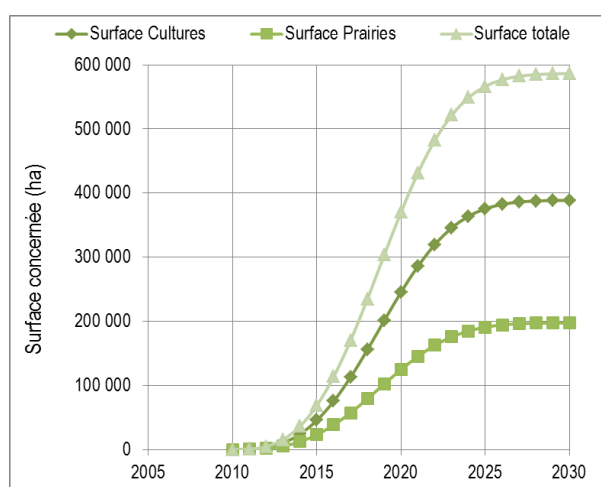


Figure 5-3 : cinétique de diffusion de la sous-action Agroforesterie entre 2010 et 2030 sous hypothèse d'un taux de diffusion à 10% de l'AMT en 2030 et avec un point d'inflexion en 2020

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

Tableau 5-9 : Potentiels d'atténuation par la sous-action agroforesterie sous différentes hypothèses de diffusion en 2030 et cumulé sur la période 2010-2030 (MgCO_{2e})

		Cultures	Prairies	Total France
Valeur basse (MgCO _{2e} pour 2030)	Potentiel d'atténuation de l'année 2030 pour 4% de l'AMT (MgCO _{2e} pour l'année 2030) avec valeur basse du potentiel d'atténuation	69 817	31 142	100 958
Valeur centrale (MgCO _{2e} pour 2030)	Potentiel d'atténuation de l'année 2030 pour 7% de l'AMT (MgCO _{2e} pour l'année 2030) avec valeur centrale du potentiel d'atténuation	1 020 153	510 956	1 531 109
Valeur haute (MgCO _{2e} pour 2030)	Potentiel d'atténuation de l'année 2030 pour 10% de l'AMT (MgCO _{2e} pour l'année 2030) avec valeur haute du potentiel d'atténuation	1 963 881	981 285	2 945 166
Valeur cumulée basse (MgCO _{2e} pour 2010-2030)	Atténuation cumulée pour 2010-2030 pour 4% de l'AMT en 2030 (Mg CO ₂ e) avec valeur basse du potentiel d'atténuation	808 072	360 443	1 168 515
Valeur cumulée centrale (MgCO _{2e} pour 2010-2030)	Atténuation cumulée pour 2010-2030 pour 7% de l'AMT en 2030 (Mg CO ₂ e) avec valeur centrale du potentiel d'atténuation	11 807 478	5 913 914	17 721 393
Valeur cumulée haute (MgCO _{2e} pour 2010-2030)	Atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour 10% de l'AMT atteinte en 2030 (Mg CO ₂ e) avec valeur haute du potentiel d'atténuation	22 730 397	11 357 606	34 088 003

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

- Inventaire des modifications induites par la sous-action agroforesterie

L'introduction d'arbres au sein d'une parcelle suppose l'ajout d'un itinéraire technique (préparation du sol, plantation, entretien des arbres et récolte) qu'il s'agit d'évaluer pour en mesurer les coûts. L'itinéraire technique choisi correspond à l'implantation de 30 à 50 arbres par ha dont l'exploitation a lieu au-delà des 20 ans d'horizon de notre étude.

- Estimations des coûts/bénéfices de la sous-action Agroforesterie

Plusieurs études de calcul économique ont été effectuées sur l'agroforesterie (Gavaland et al., 2004), dans le cadre notamment du projet SAFE (Borrell, 2004 ; Graves et al., 2010). Ce projet SAFE a donné lieu à la production d'un logiciel de calcul de la rentabilité de l'agroforesterie auquel nous n'avons pas eu l'accès. L'estimation s'est, pour une large part, appuyée sur une actualisation des résultats publiés du projet SAFE (Annexe 5-3) mais ces résultats gagneraient sans doute à être confortés par une utilisation du logiciel. En particulier, les résultats disponibles sur le fonctionnement et sur la productivité de ces systèmes sont ponctuels et le plus souvent limités aux premières années suivant la plantation des arbres (Dupraz and Newman, 1997 ; Jose, 2009 ; Peichl et al., 2006) ce qui pose question sur la validité des estimations à plus long terme. Des travaux récents montrent que certains systèmes agroforestiers pourraient être jusqu'à 30 % plus productifs que des assolements avec parcelles agricoles d'un côté, et reboisement de terres agricoles de l'autre (Dupraz et al., 2010) ; (Graves et al., 2007). Dans de bonnes conditions, les arbres agroforestiers poussent plus vite et produisent plus de biomasse. Il s'agit d'arbres de pleine lumière qui peuvent bénéficier d'un environnement favorable à proximité de la culture (fertilisation de la culture, faible concurrence entre eux, travail du sol) (Dupraz and Liagre, 2008). A âge égal, ils peuvent ainsi produire 3 fois plus de biomasse par arbre (Gavaland and Burnel, 2005).

Cadre général et limites de l'estimation

Le cadre général de l'estimation induit de nombreuses limites :

- Les calculs sont effectués globalement sur la France sans prendre en compte donc les diversités régionales qui sont pourtant fondamentales dans le problème traité.
- Le champ concerne les cultures arables et les prairies. Sur ces dernières, les résultats sont à prendre avec prudence dans la mesure où peu d'études économiques abordent le sylvopastoralisme.
- Les calculs ne concernent que les plantations à faible densité considérées dans cette étude. Le cadre général du contrat stipule de ne prendre en compte que les changements n'aboutissant pas à un bouleversement des systèmes de production. Or, les plantations à densités moyenne et longue durée peuvent conduire, en fin de période avant la coupe des arbres à des baisses de production importante, voire même à un arrêt de la production agricole (Dupraz and Liagre, 2008).

L'estimation s'appuie sur des modèles simples concernant le peuplier, le merisier et le noyer. La densité de plantation est de 52 arbres pour les peupliers et de 30 arbres (50 initialement) pour les arbres fruitiers. La surface initiale plantée correspond à 5% de la surface totale, qui cadre bien avec l'option technique retenue dans le cadre du développement de l'agroforesterie.

Les éléments financiers pris en compte concernent les pertes de marges brutes agricoles, les coûts de plantation, d'entretien et d'exploitation des arbres et les gains liés aux ventes de bois. Ils sont actualisés à un taux de 4% et conduisent au calcul d'une annuité constante, conformément à la méthodologie de l'étude. Le détail de ces calculs est présenté en annexe 5-4. Ce calcul s'appuie toutefois sur un modèle économique simplifié de l'agroforesterie qu'il est nécessaire de présenter. Les subventions à l'agroforesterie ne sont pas prises en compte.

Une modélisation simplifiée de l'agroforesterie et l'utilisation du LER (Land Equivalent Ratio).

L'indice le plus couramment utilisé pour évaluer la productivité globale des cultures associées est le Land Equivalent Ratio (LER, (Mead and Willey, 1980 ; Vandermeer, 1989), qui est défini comme la somme des rendements relatifs des espèces associées. Il s'interprète comme la surface qu'il faudrait cultiver avec un assolement des cultures pures (témoin agricole et témoin forestier) pour produire autant (et dans les mêmes proportions) que ce qui est produit par un hectare de plantation agroforestière. Une association est donc considérée "globalement" intéressante d'un point de vue productif si son LER est supérieur à 1, c'est-à-dire si l'association permet de produire plus, par unité de surface, que les cultures pures correspondantes.

Or à notre connaissance, la seule mesure existante du LER d'un système agroforestier sur le cycle complet des arbres a été réalisée sur une association peuplier - blé dur (Dupraz et al., 2010) pour une densité voisine de 100 arbres . Pour différents clones de peupliers et différentes orientations des lignes d'arbres, ces auteurs rapportent un LER moyen de 1,3 pour une rotation agroforestière de 13 ans. Dans ce cas, le rendement relatif des cultures, intégré sur 13 ans est $y_C = 0,50$, celui des arbres est $y_T = 0,83$ (Talbot, 2011) ce qui revient à dire que la production de blé est réduite de moitié et que l'intérêt du système réside dans la production complémentaire de bois. Cette information est déterminante dans notre étude: en effet, une des hypothèses de travail est la conservation du niveau des productions agricoles. L'agroforesterie ou l'introduction des haies ne doit pas profondément perturber les biomasses produites, ce qui revient à dire que dans notre cas d'étude, une hypothèse de fortes densités d'arbres (100 ou 200) est inacceptable car trop préjudiciable en terme de réduction de surfaces cultivées en cultures annuelles et de réductions des rendements de la culture annuelle due à l'ombre.

Dans l'étude, les estimations présentées sont faites sous l'hypothèse d'un LER égal à 1,3 ce qui acceptable si l'on considère que la plus faible densité d'arbres que nous considérons dans l'étude n'affectera pas cette valeur de LER estimée avec des densités plus fortes (cf. Annexe 5-4).

L'estimation centrale

L'estimation centrale a été faite pour un LER de 1,3 et les prix des cultures et des bois de 2010. Trois essences d'arbres ont été considérées. On a pris par ailleurs un taux d'actualisation de 4%. L'estimation suppose en outre que tout le carbone qui a été stocké, autant dans les racines que dans les parties aériennes, reste stocké, ce qui est cohérent avec le fait que nous travaillons sur des hypothèses de production de bois d'œuvre.

Tableau 5- 10. Annuité constante € par hectare et coût d'atténuation par MgCO₂e évité dans les cas étudiés

	Agroforesterie introduite dans des parcelles cultivées			Agroforesterie introduite dans des prairies		
	Peuplier	Merisier	Noyer	Peuplier	Merisier	Noyer
Marge agricole (€/ha)	80	87	124	42	46	70
Coût arbre (€/ha)	96	66	78	141	82	105
Vente de bois (€/ha)	-131	-84	-147	-131	-84	-147
Annuité (€/ha/an)	45	69	54	52	45	28
Coût d'atténuation (€/MgCO ₂ e évité)	12	18	14	14	12	7

Pour les cultures, l'annuité par hectare varie entre 45 euros pour le peuplier et 69 euros pour le merisier, le noyer se situant à 54 euros. La perte sur les cultures intercalaires est la plus forte sur le noyer, compte tenu de la structure du LER. Le noyer bénéficie par contre d'une bonne valorisation, malgré la croissance lente de l'arbre. Le merisier est pénalisé par son prix de vente moyen mais bénéficie de coût de plantations faibles.

Pour les prairies, les pertes de production jouant moins, l'annuité par hectare est la plus faible pour le noyer, avec 28 euros. Avec une annuité par hectare de 52 euros, le peuplier perd son intérêt, même par rapport au merisier.

Si on retient dans chaque cas l'espèce moyenne, le coût de la tonne de CO₂ évitée est donc de 14 euros pour les cultures (cas du noyer) et de 12 euros pour les prairies (cas du merisier). Compte tenu des surfaces concernées, à l'horizon de 2030, le coût global est de 12 millions d'euros dans le scénario à 4% de diffusion et 29 millions d'euros dans le scénario à 10% de diffusion.

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

Tableau 5- 11: Coût moyen de la tonne carbone et coûts globaux en 2030 et sur la période 2010-2030 de l'agroforesterie dans les scénarios étudiés (Scénario 4% : 4% de l'AMT sont atteints en 2030 et Scénario 10% : 10% de l'AMT sont atteints en 2030).

	Cultures ¹⁸		Prairies		Total	
	Hypothèse basse Scénario 4%	Hypothèse haute Scénario 10%	Hypothèse basse Scénario 4%	Hypothèse haute Scénario 10%	Hypothèse basse Scénario 4%	Hypothèse haute Scénario 10%
Surface concernée (ha)	155 493	388 733	79 040	197 601	234 534	586 334
Atténuation (MgCO ₂ e/ha/an)	3,75	3,75	3,7	3,7	3,73	3,73
Atténuation totale (MgCO ₂ e)	583 100	1 457 750	292 449	731 122	875 549	2 188 873
Coût (€/MgCO ₂ e)	14	14	12	12	13	13
Coût total (millions euros)	8,2	20,4	3,5	8,8	11,7	29,2
Coût total cumulé (millions euros) sur la période 2010-2030	94,5	236,2	40,6	101,5	135,1	337,8

Dans l'hypothèse d'un carburant agricole non défiscalisé, le coût d'atténuation de la sous-action agroforesterie augmenterait de 0.6 €/MgCO₂e.

Sensibilité des résultats et fourchettes basses et hautes.

L'annexe 5- 5 examine la sensibilité des résultats au système de prix des produits agricoles et du bois et au taux d'actualisation. On peut en tirer deux remarques fondamentales :

- Le système des prix agricoles élevés de 2010 diminue la rentabilité de l'agroforesterie, ce qui explique en partie l'appréciation différente de cette rentabilité par rapport au projet SAFE dont l'étude était fondée sur les prix de 2005.
- Le taux d'actualisation de 4% est très pénalisant pour l'agroforesterie. Or ce taux est contestable (Gollier 2011), surtout dans le contexte actuel d'un faible taux de croissance de l'économie qui semble perdurer.

D'autres éléments peuvent faire varier le coût d'atténuation de la tonne de carbone induite par l'agroforesterie, le choix du LER et l'appréciation des coûts de l'agroforesterie. Le tableau 5-12 donne une fourchette basse et une fourchette haute de ce coût d'atténuation pour différentes hypothèses, pour la même atténuation, et toujours dans le système des prix de 2010 et avec un taux d'actualisation de 4% :

- Dans la fourchette basse, le LER est de 1,4 (contre 1,3 dans le scénario central), il n'y a pas de surcoût des cultures (contre + 3%) et le coût de mécanisation est de 15 euros par hectare (contre 30 euros). On choisit par ailleurs l'espèce ayant le coût le plus faible sur les cultures ou sur les prairies (Tableau 5-10).
- Dans la fourchette haute, le LER est 1,2, et l'augmentation des coûts en culture est de 10%. On choisit par ailleurs l'espèce ayant le coût le plus élevé sur les cultures ou sur les prairies (Tableau 5-10).

Tableau 5-11: Estimation d'une fourchette basse et d'une fourchette haute pour le coût d'atténuation du CO₂.

		Scénario à 4% de l'AMT en 2030	Scénario à 10% de l'AMT en 2030
	Atténuation	875 549	2 188 873
Estimation basse	Coût (euros par Mg CO ₂ e)	-7	-7
	Coût global (millions euros)	-6	-15
Estimation haute	Coût (euros par Mg CO ₂ e)	30	30
	Coût global (millions euros)	26	65
Estimation centrale	Coût (euros par Mg CO ₂ e)	13	13
	Coût global (millions euros)	12	29

¹⁸ Compte tenu de potentiels d'atténuation unitaire différents (Tableau 5-7), cultures et prairies ont été distinguées

Le coût d'atténuation de la tonne de CO₂ varie entre – 7 euros (ce qui correspond à un gain net de 7 euros) et 30 euros, le scénario central retenant 13 euros.

Conclusion et mise en place des mesures incitatives.

Dans l'examen des variantes, les résultats sont ainsi très variables et sensibles aux hypothèses prises. Le scénario central retient un coût positif au développement de l'agroforesterie alors que le projet SAFE concluait, dans une certaine mesure, à la rentabilité de l'agroforesterie. Mais, les résultats du projet SAFE étaient aussi très variables ce qui amenaient les auteurs à présenter, avec réserve, la rentabilité de l'agroforesterie en termes de probabilités, selon des scénarios "optimistes" ou "pessimistes". Plus que le chiffre en soi, il faut donc plutôt retenir comme résultat que l'agroforesterie constitue une alternative intéressante par rapport à d'autres options (tel que le boisement des terres agricoles) pour contribuer au stockage du carbone même si son développement ne peut être que limité compte tenu des pertes de production agricoles qu'elle induit.

Ces calculs simples de rentabilité ne prennent pas en compte en outre les coûts d'opportunité qui peuvent être liés à la décision de mettre en œuvre un projet d'agroforesterie. Or, ceux-ci sont importants dans la mesure où il s'agit d'un investissement de long terme dans un avenir incertain. Cet investissement est possible pour l'exploitant sur des terres en fermage mais avec des difficultés supplémentaires (C Dupraz and F. Liagre 2008). De même, un propriétaire foncier peut réaliser un tel projet mais il doit s'entendre avec son locataire. Le statut juridique des terres aurait pu être un critère pour définir l'assiette.

Depuis 2007, l'agroforesterie peut être subventionnée dans le cadre du développement rural. Dix-neuf programmes sont actuellement en cours dans sept Etats membres. Les modalités de ce financement dépendent des régions et prennent souvent la forme d'une prise en charge par l'Etat d'une fraction des dépenses des premières années qui concernent essentiellement les coûts de plantation. Le Tableau 5-12 donne, par exemple, les variations de l'annuité à l'hectare dans le cas d'une prise en charge de 75% des dépenses des cinq premières années.

Tableau 5-12: Variations de l'annuité à l'hectare dans le cas d'une prise en charge de 75% des dépenses des cinq premières années (agroforesterie en cultures)

	Peuplier	Merisier	Noyer
Annuité /ha avant subvention	45	69	54
Annuité /ha après subvention	-2	49	25

L'annuité par hectare devient négative pour le peuplier et elle est divisée par deux pour le noyer. Cette mesure peut donc être assez incitative.

Dans le cadre de la nouvelle réforme de la PAC de 2013, de nouvelles opportunités s'ouvrent pour favoriser le développement de l'agroforesterie. Dans le projet de la Commission Européenne, 30% des fonds du premier pilier seraient destinés à un paiement vert à l'hectare pour les exploitations qui utiliseraient des pratiques agricoles considérées comme bénéfiques en termes de climat et d'environnement. Cette mesure concernerait notamment les agriculteurs qui consacraient 7% de leurs hectares admissibles à des surfaces d'intérêt écologique telles que des particularités topologiques ou des arbres. Une articulation de ce verdissement du premier pilier avec des mesures du second pilier peut favoriser le développement du stockage du carbone par l'agroforesterie.

- **Autres coûts (coût de transaction privé)**

Le coût de transaction privé est de 6.9 €/ha en moyenne, mais varie de 0.1 à 137.6 €/ha selon les exploitations.

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

Pour la sous-action agroforesterie à faible densité, le potentiel d'atténuation (émissions directes et indirectes) a été estimé à 3,75 MgCO₂e/ha/an et 3,7 MgCO₂e/ha/an suivant que les arbres sont introduits dans des cultures ou dans des prairies. L'atténuation annuelle en 2030 est de 875 549 et 2 188 873 MgCO₂e sous hypothèse de diffusion de la sous action sur 4% et 10% de l'AMT respectivement. L'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 est de 10 133 799 et 25 334 497 MgCO₂e sous hypothèse de diffusion de la sous action sur 4% et 10% de l'AMT respectivement. Ces estimations prennent en compte les émissions intervenant sur l'exploitation agricole et sur les espaces qui lui sont physiquement liés. La tonne de CO₂e évitée est estimée entre 12 et 14 euros. Sous hypothèse de 4% et 10% de diffusion à l'horizon 2030, le coût global cumulé sur la période 2010-2030 est estimé à 135,1 et 337,8 millions d'euros respectivement.

5.2. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action Haies

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire de la sous-action haies

• Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action "Développer les haies sur 60 mètre linéaire dans les cultures et 100 mètres linéaires dans les prairies" a des conséquences sur les émissions directes sur l'exploitation agricole et sur les émissions indirectes en amont et en aval de l'exploitation agricole (Tableau 5-13). Notons que ces effets sont semblables qualitativement aux effets engendrés par l'agroforesterie. La sous-action a également des effets induits dont un non pris en compte dans le cas de l'agroforesterie, qui correspond à l'évitement de CO₂ émis par le fioul substitué par le bois énergie produit.

Tableau 5-13. Inventaire qualitatif des émissions directes, indirectes et induites par la sous-action Haies

Emissions directes	<ul style="list-style-type: none">- N₂O émis à partir des apports de fertilisants azotés¹⁹- CO₂ stocké dans le sol et dans les racines des arbres- CO₂ émis par le fuel consommé lors des travaux agricoles supplémentaires liés à la sous-action
Emissions indirectes	<ul style="list-style-type: none">- lixiviation des nitrates à partir des sols- dépôt d'ammoniac
Emissions induites	<ul style="list-style-type: none">- CO₂ émis lors de la fabrication et au transport de fertilisants azotés minéraux, évité par la réduction de la surface fertilisée- CO₂ émis lors de la fabrication de fuel utilisé de façon supplémentaire avec les nouvelles pratiques- CO₂ émis par le fioul substitué en cas de valorisation énergétique du bois des haies

• Quantification de l'atténuation

L'introduction des arbres en périphérie des parcelles induit une baisse de surface cultivée (de l'ordre de 2% si 100 mètres linéaires sont introduits, de l'ordre de 1,2% si 60 Mètres linéaires sont plantés).

Emissions directes et indirectes

L'analyse de la bibliographie (Tableau 5-5) ainsi que l'hypothèse que seul le carbone des racines et du sol est durablement stocké (valorisation en bois de chauffage des parties aériennes après la récolte des haies) nous conduit à retenir une valeur de stockage de 0,55 MgCO₂e/ha/an pour 60 mètres linéaires de haies en bordure de parcelles cultivées et 0,92 MgCO₂e/ha/an pour 100 mètres linéaires de haies.

Le potentiel d'atténuation lié à la moindre émission de N₂O engendré par la réduction des surfaces fertilisées diffère suivant les situations initiales (cultures ou prairies) sur lesquelles sont introduites les actions en raison de la réduction de la fertilisation associée. Dans le Tableau 5-15, nous avons considéré la fertilisation moyenne des cultures (136 kgN/ha) et la fertilisation moyennes des prairies à partir d'une moyenne pondérée des fertilisations pratiquées sur cultures et prairies (EPC 2006). Nous considérerons dans les calculs le facteur d'émission du Référentiel Dia'terre® pour un engrais azoté moyen (5,035 kgCO₂e/kgN épandu).

La consommation supplémentaire de fuel liée à l'itinéraire technique de la haie été estimée à 0,14 L/ha et 0,24 L/ha/an à partir des consommations de fuel pour les différentes opérations, pour les surfaces en cultures et en haies (voir Annexe 5-6).

Emissions induites

La quantification du CO₂ émis par le fioul consommé par les machines agricoles sur les parcelles de l'exploitation lors des travaux agricoles supplémentaires nécessite de lister les opérations culturales associées à la mise en place et à l'entretien dans le temps de la sous-action. Pour ce faire, nous considérons les travaux du sol liés à la plantation, aux travaux d'entretien et à la récolte des arbres sur les 20 ans de présence des arbres (voir Annexe 5-6). Il faut également prendre en compte la valorisation du bois récolté sous forme de bois énergie ce qui induit une baisse des émissions induites équivalent aux émissions issues du fioul non consommé. L'estimation de production de bois est : 8.25 MAP secs/ha tous les 15 ans dans le cas des haies dans les parcelles cultivées et 13.75 MAP secs par ha tous les 15 ans dans le cas des haies dans les prairies, avec comme référence 1 MAP sec = 90 L de fioul (Base Carbone® ADEME). Enfin, la consommation énergétique liée à l'exploitation de la récolte (transport, scierie, fabrication des plaquettes) n'est pas estimée.

¹⁹ L'introduction de haies rogne également la surface cultivée et induit donc une baisse d'utilisation de fertilisants : il s'agit donc de faire le calcul des % de surfaces non fertilisées dans les scénarii ci-dessous, pour les haies comme pour l'agroforesterie, le problème consistant à évaluer en amont les doses de fertilisants effectivement utilisés pour chacune des situations culturales initiales).

Tableau 5-15 : Quantification²⁰ de l'atténuation annuelle et par ha de la sous-action Haies.

Types d'émission	Détail de l'émission	Mg CO ₂ e ha ⁻¹ an ⁻¹		source
Emissions directes et indirectes sur l'exploitation	N ₂ O émis lors des apports de fertilisants azotés sur l'exploitation ainsi que dans les espaces physiquement liés (lixiviation des nitrates à partir des sols et dépôt d'ammoniac)	+ % surface réduite * moyenne fertilisation par ha * taux d'émission	Pour les cultures : +0.012 * 136,51 (kgN/ha) * 9,24 (CO ₂ e/kgN) *10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,015 Pour les prairies : +0.02 * 17.81 (kg Nha ⁻¹) * 9,24 (CO ₂ e/kgN)*10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,003	Mode de calcul CITEPA 2010 et SAA 2010
	CO₂ stocké dans le sol et dans les racines des arbres	Pour les prairies : +0,92 (0,28 – 1,56) et pour les cultures : +0.55 (0,17-0,94)		Synthèse bibliographique
	CO ₂ émis par le fioul consommé lors des travaux agricoles supplémentaires liés à la sous-action ;	Consommation supplémentaire de fioul * taux d'émission	Pour les cultures : -0,14 L * 2.69 kgCO ₂ e/L * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit -0,0004 Pour les prairies : -0,24 L * 2.69 kgCO ₂ e/L * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit -0,0006	Base Carbone® de l'ADEME
Emissions induites	N ₂ O émis lors de la fabrication et du transport de fertilisants azotés minéraux évités par la réduction de la surface cultivée	+% surface réduite *moyenne fertilisation par ha * taux d'émission	Pour les cultures : +0.012 * 136,51 (kgN/ha) * 5.305 kg CO ₂ e par kg N*10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,008 Pour les prairies : +0.02*17.81 (kgN/ha)* 5.305 kgCO ₂ e/kgN * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,002	Base Carbone® de l'ADEME
	CO ₂ émis lors de la fabrication de fioul utilisé de façon supplémentaire avec les nouvelles pratiques	Consommation supplémentaire de fioul * taux d'émission	Pour les cultures : -0,14 L * 0.563 kg CO ₂ e L ⁻¹ * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit -7.10 ⁻⁵ Pour les prairies : -0,24 L * 0.563 kg CO ₂ e L ⁻¹ * 10 ⁻³ (kg en Mg) soit -10 ⁻⁴	Base Carbone® de l'ADEME
	CO ₂ émis lors de l'utilisation du fioul réduit par la valorisation énergétique du bois des haies	Production annuelle de bois * équivalent de valorisation énergétique * taux d'émission	Pour les cultures : +1/15 *(90 x 8,25 L de fioul x 2.69 kgCO ₂ e/L) *10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0,133 Pour les prairies : +1/15 *(90 x 13,75 L de fioul x 2.69 kgCO ₂ e/L) *10 ⁻³ (kg en Mg) soit 0, 222	Base Carbone® de l'ADEME
Potentiel d'atténuation unitaire pour la sous-action haies (émissions directes et indirectes)			Pour les cultures et les prairies : 0.55 (0,17-0,94) et 0,92 (0,28 – 1,56) respectivement	
Potentiel d'atténuation unitaire pour la sous-action haies (émissions induites)			Pour les cultures et les prairies : 0,69 (0,31–1,08) et 1,14 (0,5-1,78) respectivement	

²⁰ Une valeur positive correspond à une atténuation, une valeur négative à une augmentation des émissions de GES.

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

Le potentiel d'atténuation unitaire (tenant compte des émissions directes et indirectes) pour la sous-action haies est de 0,55 MgCO_{2e}/ha/an (entre 0,17 et 0,94) pour les cultures et 0,92 MgCO_{2e}/ha/an (entre 0,28 et 1,56) pour les prairies. Les émissions induites sont estimées à 0,14 et 0,22 MgCO_{2e}/ha/an pour les haies introduites en cultures ou sur des prairies respectivement, ce qui représente 14% et 24% des émissions directes et indirectes. Dans la suite, nous travaillerons sur une valeur globale d'atténuation de la sous-action haies basée sur le cumul des émissions directes et indirectes soit 0,55 et 0,92 MgCO_{2e}/ha/an pour les haies introduites dans les cultures et les prairies respectivement. Les émissions induites seront estimées par ailleurs : 0,14 et 0,22 MgCO_{2e} pour les haies dans les cultures et les prairies respectivement.

5.2.b. Ligne de base et conditions de développement de la sous-action haies

- Situation actuelle

Aujourd'hui

Les haies sont déjà présentes sur le territoire : les linéaires de haies sont évaluées à 566 000 km en 2006 (Pointereau 2006). D'après l'enquête Teruti-Lucas 2010, 503 274 ha (323397 et 179877 pour les surfaces cultivées et les surfaces destinées à l'élevage respectivement) de terres agricoles sont concernées par des haies et des alignements d'arbres. Nous faisons ici l'hypothèse qu'il s'agit de haies du type de celles prises en compte dans cette étude (entre 60 et 100 mètres linéaires par ha). En France, les taux les plus élevés de haies sont atteints dans les régions à bocage que sont le Nord-Pas-de-Calais, la Normandie, les Pays de la Loire et la Bretagne (entre 7 et 9% de la surface équivalente topographique) (Agreste 2012).

Contexte politique et associatif

Dans le cadre du bilan de santé de la PAC de 2008-2009, la conditionnalité a été renforcée et une nouvelle BCAE (Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales) a notamment été créée : "Maintien des éléments topographiques". Cette BCAE exige le maintien sur l'exploitation d'un pourcentage de "particularités topographiques" : haies, bosquets, jachères, murets, bordures de champs... et parcelles agroforestières.

Il est à noter qu'il existe aujourd'hui en France une Association Française des Arbres et des Haies Champêtres (AFAC).

Perspectives de développement

D'après l'évaluation ex post du Plan de Développement Rural National (2008), les mesures d'entretien des haies dominent les réalisations des MAE "linéaires" loin devant les créations de haies. La création de nouvelles haies ne représente que 3% des 80 000 km d'éléments linéaires engagés dans des MAE sur l'ensemble du programme. On note également que la moitié du linéaire engagé dans des MAE d'entretien des haies est situé dans les zones d'élevage herbagers et semi extensif et le reste principalement dans les zones mixtes et en diversification (régions traditionnelles de bocage). Concernant les espèces à planter dans les haies, des références nationales existent²¹.

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

L'assiette théorique correspond à l'ensemble des surfaces de cultures et les prairies (permanentes et temporaires). Les surfaces toujours en herbes peu productives (parcours, landes, alpages) sont exclues car difficilement accessibles (relief). Pour estimer l'assiette maximale technique, sont pris en compte dans cette étude les critères agronomiques définissant les zones agricoles potentiellement exploitables en agroforesterie. La faisabilité technique et socio-économique n'est pas considérée ici. L'option technique envisagée distingue déjà les surfaces en culture des surfaces en prairies en proposant d'introduire 60 mètres de linéaires de haies sur les cultures et 100 mètres de linéaires de haies dans les prairies. Les critères agronomiques principaux retenus dans le cadre de cette étude sont :

- (i) la profondeur du sol (Cardinael, 2011)
- (ii) la taille des parcelles, compatibles avec la mécanisation du travail entre les rangées d'arbres (Dupraz and Liagre, 2008).

²¹ La liste des essences préconisées est disponible sur le site de la préfecture du Rhône :

<http://www.rhone.pref.gouv.fr/web/176-prendre-soin-de-notre-patrimoine-naturel-et-paysager.php>

Liste des essences préconisées

La conception des haies bocagères pourra s'appuyer sur l'un des quatre cahiers des charges téléchargeables sur le site de la préfecture du Rhône : <http://www.rhone.pref.gouv.fr/web/176-prendre-soin-de-notre-patrimoine-naturel-et-paysager.php>

Cahier des charges technique pour les haies classiques, à utiliser également pour références coûts d'implantation d'une haie

A dire d'expert, nous avons considéré un seuil acceptable de 0,5 m de profondeur de sol. Ce seuil est nettement moins sélectif que dans le cas de la sous-action agroforesterie (1 m de profondeur et 120 mm de réserve utile) pour laquelle les arbres sont introduits à l'intérieur des parcelles et risqueraient d'engendrer une forte compétition si le sol était superficiel. Nous fixons à 4 ha le seuil de taille de parcelle éligible (Figure 5-4). Pour affiner l'assiette, on pourrait également exclure de l'estimation les sols hydromorphes.

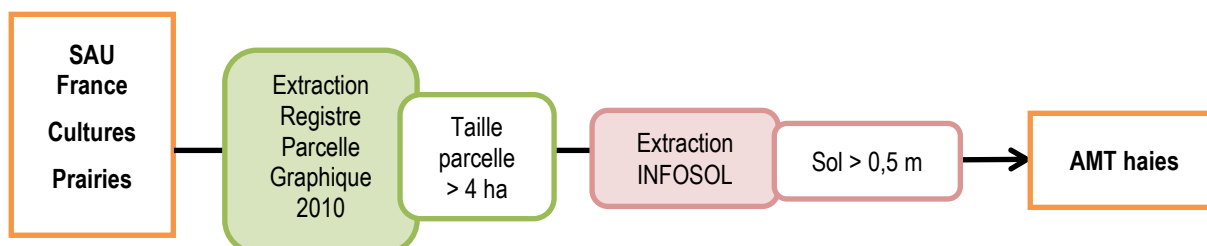


Figure 5-4: Méthode d'estimation de l'assiette maximale technique de la sous-action Haies sur la base de critères biophysiques et techniques

- Assiette maximale technique (AMT) de la sous-action haies

Tableau 5- 17 : Estimation de l'AMT pour la sous-action haies, à partir des surfaces de cultures et de prairies considérées sur la SAU française (Mha)

	Surface en France considérée dans l'étude (Mha)	Assiette Maximale Technique de la sous-action Haies (Mha)
Cultures	13 750 385	7 556 936
Prairies (temporaires et permanentes)	9 804 937	4 538 092
Total	23 555 322	12 095 028

Le détail du calcul de l'estimation de l'AMT pour la sous-action haies est présenté en annexe 5-7.

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

Aujourd'hui, les 503 274 ha concernés par l'enquête Teruti-Lucas 2010 correspondent, si on fait l'hypothèse qu'ils sont inclus dans cette assiette (cultures et prairies,) à 4,1% de l'AMT précédemment déterminée. Compte tenu de la profonde mutation dans la stratégie de production que représente l'agroforesterie et dans une moindre mesure l'introduction de haies, il n'est pas envisageable de travailler sur un scénario d'adoption à 100% de cette assiette maximale technique. Comme pour l'agroforesterie, nous proposons d'examiner deux scénarios pour la diffusion des haies :

- Scénario 1 ou hypothèse basse: scénario réaliste à 10% de l'assiette maximale technique atteint en 2030;
- Scénario 2 ou hypothèse haute : scénario ambitieux à 20% de l'assiette maximale technique atteint en 2030.

Ces deux scénarios permettront d'encadrer le potentiel d'atténuation atteint en 2030. Nous proposons d'étudier une cinétique de type sigmoïde avec un point d'inflexion en 2020 (Figures 5-5 et 5-6).

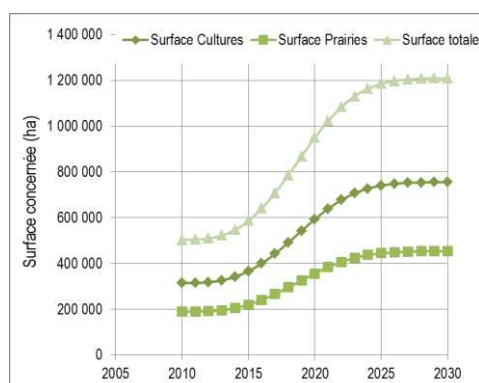


Figure 5-5 : Cinétique de diffusion de la sous-action Haies entre 2010 et 2030 en prenant compte l'état actuel de diffusion de la sous-action et sous hypothèse d'un taux de diffusion à 10% de l'AMT en 2030 et avec un point d'inflexion en 2020

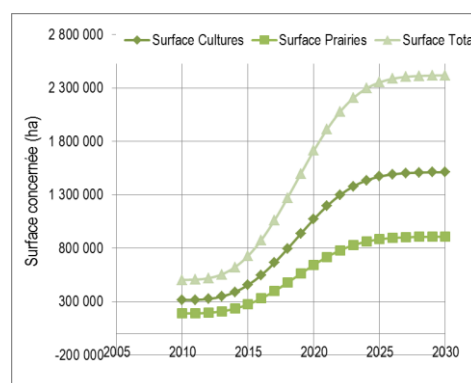


Figure 5-6 : Cinétique de diffusion de la sous-action Haies entre 2010 et 2030 en prenant compte l'état actuel de diffusion de la sous-action et sous hypothèse d'un taux de diffusion à 20% de l'AMT en 2030 et avec un point d'inflexion en 2020

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)

Tableau 5-18 : Potentiels d'atténuation (émissions directes et indirectes) par la sous-action Haies sous différentes hypothèses de diffusion en 2030 et cumulés sur la période 2010-2030 (Mg CO₂ e).

Les valeurs basse et haute correspondent à des scénarios d'adoption de 10% avec potentiel d'atténuation unitaire bas et 20% de l'AMT avec potentiel d'atténuation unitaire haut en 2030.

Atténuations par la sous-action Haies (émissions directes et indirectes)		Cultures	Prairies	Total France
Valeur basse (MgCO ₂ e pour l'année 2030)	Potentiel d'atténuation de l'année 2030 pour 10% de l'AMT avec valeur basse pour l'atténuation unitaire	137 509	135 662	273 172
Valeur moyenne (MgCO ₂ e pour l'année 2030)	Potentiel d'atténuation de l'année 2030 pour 15% de l'AMT avec valeur centrale pour l'atténuation unitaire	636 895	639 035	1 275 931
Valeur haute (MgCO ₂ e pour l'année 2030)	Potentiel d'atténuation de l'année 2030 pour 20% de l'AMT avec valeur haute pour l'atténuation unitaire	1 438 458	1 432 749	2 871 207
Atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour 10% de l'AMT en 2030 avec valeur basse pour l'atténuation unitaire		2 130 989	2 102 367	4 233 356
Atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour 15% de l'AMT en 2030 avec valeur centrale pour l'atténuation unitaire		9 037 267	9 067 633	18 104 901
Atténuation cumulée sur la période 2010-2030 pour 20% de l'AMT en 2030 avec valeur haute pour l'atténuation unitaire		19 470 649	19 393 364	38 864 013

Tableau 5-19 : Potentiels d'atténuation liés aux émissions induites par la sous-action Haies sous différentes hypothèses de diffusion en 2030 et cumulés sur la période 2010-2030 (Mg CO₂ e).

Les valeurs basse et haute correspondent à des scénarios d'adoption de 10% et 20% de l'AMT en 2030 respectivement.

Atténuations par la sous-action Haies (émissions induites)		Cultures	Prairies	Total France
Valeur basse (MgCO ₂ e pour l'année 2030)	Potentiel d'atténuation de l'année 2030 pour 10% de l'AMT	106 777	101 444	208 221
Valeur basse (MgCO ₂ e pour 2010- 2030)	Potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 pour 10% de l'AMT en 2030	1 654 726	1 572 088	3 226 814
Valeur haute (MgCO ₂ e pour l'année 2030)	Potentiel d'atténuation de l'année 2030 pour 20% de l'AMT	213 539	202 874	416 413
Valeur haute (MgCO ₂ e pour 2010-2030)	Potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 pour 20% de l'AMT en 2030	2 890 412	2 746 063	5 636 475

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

- Inventaire des modifications induites par la sous-action haies

La consultation de références techniques sur les haies et l'expertise de l'AFHAC nous ont permis de reconstituer un itinéraire technique type pour l'installation, l'entretien et la récolte des haies (voir annexe 5-6).

Implantation de la haie

La haie est plantée sur un rang avec une densité de 1.1 plant par mètre linéaire et 1 arbre de haut jet tous les 9 mètres. Les arbres de haut jet ont une protection contre les cervidés et les plants une protection contre les lapins, les deux étant tutorés. Nous utilisons un paillage "naturel" biodégradable. La préparation du sol consiste à enfouir la végétation existante avec un cultivateur lourd, à sous-soler avec une sous-soleuse, à émietter la terre avec une herse rotative. Pour la pose du paillage, nous utilisons un dérouleur. La plantation est faite à la main. Enfin il faut rajouter, soit dans le coût de la haie, soit dans les coûts de transaction privés, l'ingénierie d'accompagnement du projet pour un montant de 3€/mètre linéaire (entre 2 et 4).

Entretien de la haie

Un désherbage est pratiqué 2 fois la première année et 1 fois la deuxième année suivant l'implantation de la haie. Ensuite, les bordures de champs étant gyrobroyées tous les ans, nous affectons un demi-passage à la haie. Un recépage manuel a

lieu une fois au cours des 5 premières années à une cadence de 300 mètres linéaires/heure. Nous le plaçons en année 2. Nous avons initialement prévu une taille d'entretien tous les 2 ans à partir de la 3^{ème} année, avec un lamier à couteaux, pour un coût de 155 €/km. Toutefois, il apparaît que ce type d'élagage n'est pas compatible avec la production de bois énergie, nuit à la production de biomasse de la haie, épuise les arbres et peut nuire aussi aux autres fonctions de la haie (Liagre, 2006). Nous opterons donc plutôt pour un passage de lamier à scie entre 2 coupes à ras, pour contenir le développement de la haie. Nous plaçons ce passage en année 9, puis 8 ans après chaque coupe à ras. La taille des hauts jets a lieu 4 fois au cours des 8 premières années à raison de 3 mn par arbre. Nous la plaçons en années 1, 2, 4, et 6.

Récolte des haies

La haie est normalement implantée pour des siècles. Pour la régénérer, on procède à une coupe à ras tous les 15 ans dans l'idéal. Comme précisé plus haut, nous supposons que le bois coupé est décheté pour produire des plaquettes et être valorisé sous forme de bois-énergie.

Changement d'usage des sols

Nous faisons l'hypothèse qu'une haie fait 2 mètres de largeur, soit 2 m² /mètre linéaire, soit encore 0.0002 ha/mètre linéaire. Dans notre étude, les haies représentent donc respectivement 1.2% et 2% de la surface d'un hectare de culture et de prairie. Cette haie prend la place des cultures ou prairies existantes, ce qui engendre une perte de revenu. Pour la calculer, nous utilisons les mêmes marges que dans la sous-action agroforesterie.

• Estimations des coûts/bénéfices

Les éléments financiers pris en compte concernent les pertes de marges brutes agricoles, les coûts d'implantation, d'entretien et d'exploitation des haies, les gains liés à la vente de bois et l'ingénierie d'accompagnement du projet. Ils sont actualisés à un taux de 4% et conduisent au calcul d'une annuité constante (tableau 5-18). Le détail de ces calculs est présenté en annexe 5-8.

D'après l'AFHAC, 5 personnes plantent 350 mètres linéaires de haie en 3h en travaillant soigneusement, soit 3 minutes par mètre linéaire pour une personne seule. Après calcul et compte tenu des autres références disponibles, il nous semble que le coût total d'implantation (3,8 €/mètre linéaire) est sous-estimé, et nous testons une valeur couramment trouvée dans les plaquettes d'information sur les haies qui est 15 €/mètre linéaire.

Nous recalculons le coût du lamier en fonction de cette modification et des données du barème d'entraide CUMA.

D'après l'AFHAC, la coupe et le déchetage coutent 15 €/MAP vert, soit 45 €/tonne verte. Lors de cette coupe, on récoltera 0,15 MAP verts / mètre linéaire (3 MAP verts = 1 tonne de bois à 45% d'humidité). La plaquette verte est transportée à une plateforme ou son lieu de stockage pour un coût de 20 €/tonne verte. Ensuite, après quelques mois, elle est vendue à 125 €/tonne à 20% d'humidité (4 MAP "secs" = 1 tonne à 20% à ce moment).

Tableau 5-20. Décomposition du coût unitaire et coût d'atténuation de la sous-action haie, hors coûts de transaction.

	Haies dans les cultures	Haies dans les prairies	Total ²²
Surfaces concernées (ha) (AMT)	7 556 936	4 538 092	12 095 028
Annuités (€/ha/an)			
Ingénierie	8,69	14,48	10,86
Implantation	43,44	72,39	54,30
Recépage	0,15	0,25	0,19
Désherbage	2,16	3,60	2,70
Taille d'entretien	0,51	0,85	0,64
Taille de formation des hauts jets	0,97	1,61	1,21
Perte de revenu (changement d'usage des sols)	8,99	9,20	9,07
Récolte	9,74	16,23	12,17
Vente du bois	-12,88	-21,46	-16,10
Annuité totale (€/ha/an)	61,76	97,15	75,04
Atténuation (MgCO _{2e} /ha/an)	0,55	0,92	0,69
Coût d'atténuation (€/MgCO_{2e})	112,29	105,60	108,94

²² Les valeurs par ha correspondant à la colonne totale sont calculées *au prorata* des surfaces correspondantes

- **Autres coûts (coût de transaction privé)**

Le coût de transaction privé est de 6.9 €/ha en moyenne, mais varie de 0.1 à 137.6 €/ha selon les exploitations.

- **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**

Si l'on ne comptabilise pas les coûts d'ingénierie dans le coût unitaire, celui-ci passe de 75,04 à 64,18 €/ha/an. Le coût d'atténuation passe quant à lui de 108,94 €/MgCO_{2e} à 93,01 €/MgCO_{2e}. On peut imaginer que les coûts d'ingénierie diminuent avec le développement des haies, par effet d'apprentissage.

D'autre part, si le carburant agricole n'était pas défiscalisé, le coût d'atténuation de la sous-action haies augmenterait de 0.09 €/MgCO_{2e}.

Tableau 5-121 : Coûts unitaires, annuels et cumulés, hors coûts de transaction, pour la sous-action haies sous les deux hypothèses de diffusion

Hypothèse de diffusion	Valeur basse (10% de l'AMT atteinte en 2030)			Valeur haute (20% de l'AMT atteinte en 2030)		
	Haies dans les cultures	Haies dans les prairies	Total	Haies dans les cultures	Haies dans les prairies	Total
Coût unitaire (€/ha/an)	61,76	97,15	75,04	61,76	97,15	75,04
AMT (ha)	7 556 936	4 538 092	12 095 028	7 556 936	4 538 092	12 095 028
% AMT atteint en 2030	10%	10%	10%	20%	20%	20%
Coût annuel en 2030 (euros)	46 671 637	44 088 287	90 759 136	93 343 273	88 175 128	181 522 180
Coût d'atténuation (€/MgCO _{2e})	112,29	105,60	108,94	112,29	105,60	108,94
Atténuation cumulée sur 2010-2030 (MgCO _{2e})	6 439 802	6 468 822	12 908 625	11 248 799	11 299 490	22 548 290
Coût cumulé sur 2010-2030 (millions euros)	723	683	1406	1263	1193	2456

5.2.e. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation escomptée, du coût, et du coût de la tonne de CO_{2e} évitée²³

Pour la sous-action haies, le potentiel d'atténuation a été estimé à 0,55 et 0,92 Mg CO_{2e} ha⁻¹ pour 60 mètres linéaires introduits dans des parcelles cultivées et 100 mètres linéaires introduits dans les prairies respectivement. La tonne de CO_{2e} évitée est estimée à 108 euros, avec comme hypothèse une valorisation du bois sous forme de plaquette.

Sous hypothèse basse de diffusion de la sous action à 10% de l'AMT, l'atténuation annuelle en 2030 est 273 172 MgCO_{2e} et l'atténuation cumulée de 4 233 356 MgCO_{2e} pour un coût global cumulé de 1406,34 millions d'euros pour la période 2010-2030. Sous hypothèse haute de diffusion de la sous action sur 20%, l'atténuation annuelle en 2030 est de 2 871 207 MgCO_{2e} et l'atténuation cumulée de 38 864 013 Mg CO_{2e} pour un coût global cumulé 2456,53 millions d'euros pour la période 2010-2030. Ces estimations prennent en compte les émissions intervenant sur l'exploitation agricole et sur les espaces qui lui sont physiquement liés. Les émissions induites pour le scénario à 10% de l'AMT représentent 208 221 MgCO₂ en 2030 et l'atténuation cumulée due aux émissions induites atteint 3 226 814 MgCO₂ pour la période 2010-2030. Dans le cas du scénario à 20% de l'AMT en 2030, l'atténuation de 2030 est de 416 413 et l'atténuation cumulée de 5 636 475 MgCO_{2e} sur la période 2010-2030.

²³ Calculée en faisant le rapport entre le coût unitaire et l'atténuation unitaire, hors coût de transaction et en considérant uniquement l'atténuation intervenant sur l'exploitation agricole et sur les espaces physiquement liés, dans un premier temps.

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

Le potentiel d'atténuation de la sous action agroforesterie à faible densité est bien supérieur à celui de la sous-action haies (3,7-3,75 contre 0,55 et 0,92 MgCO₂e/ha/an) ce qui est logique compte tenu de la surface parcellaire concernée (1,2% ou 2% pour les haies contre 5% pour l'agroforesterie) et la valorisation durable sous forme de bois d'œuvre pris comme hypothèse pour l'agroforesterie. Par ailleurs, **compte tenu notamment des hypothèses sur la valorisation du bois produit, le coût unitaire de la tonne de CO₂e est inférieur dans le cas de la sous-action agroforesterie par rapport à la sous-action haies (12-14 euros contre 108 euros)**. Compte tenu des AMT différentes (5 865 308 pour l'agroforesterie et 12 095 028 ha pour les haies) pour chacune des sous-actions et des potentiels unitaires de stockage différents, les valeurs centrales des atténuations cumulées sur la période 2010-2030 mettent en avant la sous-action agroforesterie: près de 18 millions CO₂e pour l'agroforesterie et pour les haies pour un coût cumulé de 337,8 millions d'euros et 1406 millions d'euros pour les sous-actions agroforesterie et haies respectivement. Notons toutefois que la perspective d'atteindre 10% de l'AMT en 2030 apparaît beaucoup plus réaliste dans le cas des haies (déjà présentes sur plus de 500 000 ha agricoles en 2010) que dans le cas de l'agroforesterie à base de bois précieux à faible densité.

Au final, pour intégrer les deux sous-actions **dans la MAC Curve** en prenant en compte l'incertitude liée à l'estimation de leur efficacité respective, nous proposons **d'utiliser les valeurs centrales issues des estimations avec la valeur centrale des fourchettes et des hypothèses médianes de diffusion soient 7% et 15% pour l'agroforesterie et les haies respectivement.**

7. Discussion

7.a. Sensibilité des résultats

Les hypothèses faites pour quantifier l'atténuation potentielle sont fortes du fait d'un **manque de références mesurées en milieu tempéré sur des situations comparables en termes de densité d'arbres notamment**. Selon les hypothèses faites sur le stockage de carbone d'après l'analyse bibliographique, le potentiel d'atténuation unitaire varie d'un facteur 10 pour l'agroforesterie et d'un facteur 2 pour les haies. Par ailleurs, la non prise en compte de la nature des essences introduites sur l'estimation du potentiel d'atténuation²⁴ est critiquable mais cohérente avec la non prise en compte de la nature de ces essences dans les scénarios testés (le nombre d'arbres et non sa nature a été précisé dans la définition de la sous-action). Toutefois, dans une future étude, il pourra être intéressant de mettre davantage en relation les options de plantation (densité et nature des arbres) et la valeur d'atténuation choisie : ainsi la vitesse de croissance des arbres est un élément déterminant de la production de biomasse et donc du potentiel d'atténuation. La valeur que nous proposons ici est cohérente notamment pour le peuplier, espèce à croissance rapide mais pourrait être revue dans le cas d'une espèce à croissance plus lente comme le noyer. Au final, l'option retenue pour l'estimation de l'atténuation potentielle unitaire est donc un **compromis entre l'intégration d'un grand nombre de références hétérogènes et la volonté d'accéder à une valeur pour l'estimation du potentiel d'atténuation réaliste à l'échelle FRANCE**.

Les critères biophysiques et agricoles retenus pour l'estimation de l'assiette maximale technique quoique raisonnables sont discutables car les plantations d'arbres sont également possibles dans des situations a priori moins favorables. Un travail complémentaire de critères de faisabilité technique intégrant les types d'exploitation agricole (SAU, équipement, intégration dans les filières bois) serait pertinent pour compléter cette approche. Le niveau de diffusion des sous-actions envisagées en % de l'AMT est également difficile à justifier : nous avons donc opté pour deux valeurs (réaliste et optimiste) permettant d'encadrer l'estimation d'atténuation à l'horizon 2030.

En conséquence, sur le potentiel unitaire, sur l'évaluation de l'assiette ainsi que sur les hypothèses de diffusion à l'horizon 2030, l'incertitude est grande d'où la nécessité d'encadrer ces valeurs avec des hypothèses de scénario de scénario haute et basse.

Pour l'estimation des coûts, il a fallu fixer le niveau de perte de rendement engendré par la présence des arbres. Un niveau de LER a été fixé, sur la base des rares données disponibles sur le sujet. Pour plus de précision, on pourra se référer aux articles cités ou regretter que des études approfondies quantifiées et diachroniques, avec une vraie valeur initiale, n'existent

²⁴ A titre indicatif, les estimations annuelles de C séquestré par la biomasse des arbres *Eucalyptus globulus* Labill, *Pinus pinaster* Ait., *Pinus radiata* D. Don and *Castanea sativa* Mill., en Espagne étaient 5,14 ; 1,58 ; 1,11, et 0,52 MgC/ha, respectivement ((Sudmeyer et al. 2004).

pas. Le modèle HiSafe (rapporté dans (C Dupraz et al. 2005)) confirme ces ordres de grandeur mais ce modèle est encore en développement (projet ANR ECOSFIX²⁵ en cours). L'analyse des coûts devrait être mieux structurée en considérant les différents itinéraires techniques et non un itinéraire technique type et le schéma de production envisagé pour chacune des espèces avec des conséquences sur le niveau d'atténuation. Enfin, nous avons vu que les coûts unitaires des sous-actions agroforesterie et haies sont peu sensibles au prix du carburant agricole.

Une hypothèse forte de cette étude a porté sur la valorisation ultérieure du bois conduisant dans le cas de l'agroforesterie à considérer un stockage durable sous forme de bois d'œuvre et dans le cas des haies un stockage limité du fait de l'exploitation sous forme de bois énergie. L'hypothèse de production de bois d'œuvre en agroforesterie est discutable notamment dans le cas du peuplier, espèce à croissance rapide, les normes CITEPA considérant que « la totalité du carbone contenu dans la biomasse récoltée est considérée émise l'année de la coupe ». Cette approche est d'autant plus critiquable que tout le C produit n'est pas exporté des parcelles et que seule une portion des grumes commercialisées est transformée en produits plus ou moins durables. Dans l'idéal, il faudrait séparer le stockage dans les produits du stockage dans la végétation et le sol. Il est à noter que dans les démarches IPCC actuelles, le stockage dans les produits n'est actuellement pas pris en compte. Dans une future étude, il pourrait être intéressant de considérer le devenir des produits indépendamment des options techniques et d'envisager plusieurs scénarios correspondant à des proportions plus ou moins importantes de la biomasse produite : (i) substitution d'énergie fossile ; (ii) accumulation dans des produits à vie plus ou moins courte (cas du peuplier : caisse, coffrage, palettes) et (iii) accumulation dans des produits à durée de vie longue (noyer-merisier : meubles).

Ces différents points affaiblissent, du fait de l'abondance d'hypothèses notamment sur la valorisation ultérieure du bois, l'évaluation globale proposée mais l'explicitation des hypothèses permet d'encadrer l'incertitude.

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

• Comptabilisation de l'effet

Dans l'inventaire national des émissions de 2010, en l'absence de changement d'usage des sols, les variations de stocks de C dans le sol (et la biomasse) liées aux pratiques (dont l'agroforesterie, les haies) ne sont pas comptabilisées. A notre connaissance, il n'y a pas de prise en compte explicite et spécifique, ni des haies, ni de l'agroforesterie dans l'inventaire national.

Les lignes directrices du GIEC 2006 mentionnent l'agroforesterie comme une pratique stockant du carbone dans le sol et la biomasse qui correspond à une conversion de terres cultivées ou prairies en terres boisées, mais elles ne fixent pas de méthode de calcul explicite pour estimer les effets de l'agroforesterie.

• Vérifiabilité de la mise en œuvre

La mise en œuvre de l'action serait facilement traçable *via* la contractualisation de la mesure 222 auprès des collectivités territoriales, et vérifiable, notamment par images satellitaires. Le réseau associatif (Association française d'agroforesterie - AFAF, Association française des arbres et des haies champêtres - AFAC), particulièrement actif, pourrait être un relais précieux pour accompagner et suivre le développement de l'action.

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

Aujourd'hui l'agroforesterie est identifiée par le Ministère de l'agriculture comme une pratique culturale novatrice et agroécologique et comme une voie de diversification potentiellement rentable pour l'agriculteur. Dans ce contexte, les associations françaises (AFAF) et européenne (EURAF) d'agroforesterie et l'AFAC travaillent à la diffusion et au soutien de l'agroforesterie.

Dans le cadre du Programme de Développement Rural pour l'Hexagone (PDRH) 2007-2013, l'agroforesterie peut être subventionnée à travers quatre mesures de soutien : mesure 121-B "*Plan Végétal Environnement, installation de haies et d'éléments arborés*"; mesure 216 "*Investissement non-productif*"; MAET 214-I "*Entretien de haies localisées de manière pertinente*", et (depuis 2009) mesure 222 "*Première installation de systèmes agroforestiers sur des terres agricoles*". Cette mesure 222, cofinancée par le FEADER (Fonds européen agricole pour le développement rural) et les collectivités territoriales qui le souhaitent, ne peut couvrir que les coûts d'installation des arbres et l'entretien de la plantation les

²⁵ Projet international ECOSFIX – "Services écosystémiques des racines – redistribution hydrique, séquestration du carbone et fixation du sol" coordonné par l'UMR AMAP (Cirad, Inra, Cnrs, IRD, UM2) et financé par l'ANR (Programme Systerra) pour une durée de 3 ans

premières années. Le taux de subvention peut atteindre 70%, voire 80% dans les zones défavorisées. Le cahier des charges précis de la mesure est défini au niveau régional.

La multiplicité et les conditions de mise en œuvre des dispositifs actuels les rendent difficiles à mobiliser. Toutes les mesures sont zonées, selon les périmètres définis dans le cadre de Natura 2000, de la Directive cadre sur l'eau, des Directives Oiseaux et Habitats hors Natura 2000 : ce zonage ne permet pas de couvrir la totalité des territoires. Par ailleurs, ces diverses mesures sont assorties de seuils minimaux, en termes de surfaces d'aménagement et d'enveloppe financière, très restrictifs au regard des surfaces et linéaires visés dans chaque aménagement (spécifique à chaque objectif fléché). Enfin, l'éclatement des objectifs très ciblés de ces mesures, ainsi que de l'inscription de l'arbre champêtre comme réponse apportée à ces objectifs, rend difficile l'identification de la validité des aménagements arborés.

Aujourd'hui, dans le cadre des négociations de la PAC, est proposée l'idée d'une **mesure globale de soutien aux systèmes agroforestiers**, comprenant toutes les formes d'aménagements arborés champêtres, et applicable à tous les systèmes agricoles sans limite de densité d'arbres à l'hectare.

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

L'AMT de la sous-action agroforesterie est incluse par définition dans l'AMT de la sous-action haies (Figures 5-1 et 5-4) donc on ne peut sommer leurs effets sur une même surface. Toutefois compte tenu des faibles pourcentages de réalisation des AMT (4 ou 10% pour l'agroforesterie et 10 ou 20% pour les haies, suivant les scénarios), il est envisageable de réaliser les deux sous-actions sur des parcelles différentes. Introduire des haies et des arbres interparcellaires est techniquement faisable mais induirait une perte de SAU de 6,2% ou 7% selon qu'il s'agit de cultures ou de prairies respectivement.

Par ailleurs, l'introduction d'arbres dans des parcelles agricoles ou des prairies va modifier l'assiette de développement de plusieurs actions examinées dans ce rapport : fertilisation azotée, cultures intercalaires, légumineuses et non labour. Par contre, sur la surface encore cultivée, l'effet de l'introduction d'arbres à proximité peut se cumuler avec l'effet d'une autre pratique culturale séquestrante car on peut tout à fait envisager un changement dans les pratiques de fertilisation sur la culture entre les rangées d'arbres (par exemple le non labour dans les parcelles agroforestières).

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 présente étude étant centrée sur l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre et le coût potentiel d'une action, les autres effets doivent néanmoins être pris en compte de manière qualitative.

Politiquement, l'agroforesterie est surtout mise en avant pour ses performances agri-environnementales. Elle serait en particulier un moyen de lutte efficace contre l'érosion des sols, la pollution des nappes et des rivières par les nitrates, l'uniformisation des paysages et l'érosion de la biodiversité (Gómez et al., 2009 ; Nair et al., 2010 ; Palma et al., 2007 ; Tartera et al., 2012). Les références sont nombreuses, en contexte tropical, notamment sur le recyclage de l'eau, la protection des sols notamment contre l'érosion et la biodiversité. Les haies quant à elles, constituent aussi bien des brise-vent que des habitats et refuges pour la faune sauvage et notamment pour les "auxiliaires des cultures" (Objectif Terres 2020 Pour un nouveau modèle agricole français, <http://agriculture.gouv.fr/objectif-terres-2020-pour-un,906>). L'hétérogénéité de la végétation (cultures, arbres, et enherbement) permet l'établissement d'une biodiversité plus riche sur la parcelle. Elle permet d'abriter à la fois des ravageurs et des auxiliaires des cultures (Jose, 2009). A ce titre, l'expertise collective de l'INRA sur la biodiversité mentionne l'agroforesterie moderne comme système agricole permettant l'accroissement de la diversité végétale mais reconnaît le manque d'informations précises sur le sujet (Le Roux et al., 2008). Cette recherche est encore moins "poussée" si l'on considère uniquement la microflore du sol et la pédofaune. Enfin, L'agroforesterie représente également un potentiel d'adaptation au changement climatique mis en avant par de nombreux auteurs (Nair et al., 2010 ; Oelbermann et al., 2006 ; Peichl et al., 2006) en protégeant notamment les cultures contre les événements climatiques extrêmes (et notamment les stress thermiques précoces de printemps) et constitue à ce titre un système de culture prometteur pour les décennies à venir.

8. Conclusions

Cette étude a permis de quantifier le potentiel d'atténuation d'une pratique culturale encore peu développée sur le territoire, l'agroforesterie, et d'en estimer le coût associé. Les stockages proposés sont prudents à l'échelle métrique, l'assiette technique a été évaluée de manière réaliste et les taux d'adoption compte tenu de la grande innovation que représente cette

action, sont raisonnables. L'ensemble de ces hypothèses permettent de conclure que le résultat global est plausible et autorise la comparaison avec d'autres actions étudiées dans le présent document. Nous montrons ici qu'il est possible en conservant la production agricole française d'introduire des arbres dans les parcelles agricoles.

Globalement, dans le cas de cette action, la disponibilité en données pour l'estimation du potentiel d'atténuation unitaire est un réel verrou (données fragmentaires versus méta-analyses) d'où la difficulté à établir le potentiel d'atténuation unitaire. Par ailleurs, cette action concerne des pratiques agricoles très innovantes ce qui rend difficile d'estimer une assiette technique réaliste, un taux d'adoption de 100% n'étant pas envisageable. Les critères d'acceptabilité d'une telle action devront à notre avis faire l'objet d'un développement supplémentaire. L'agroforesterie revêt une grande diversité de situations culturelles et nous avons opté pour deux options techniques réalistes : l'agroforesterie avec valorisation durable des bois et les haies avec une valorisation énergétique. Cependant, ce bois de menuiserie sera décomposé ou brûlé un jour ou l'autre. Il serait donc peut être plus prudent de considérer un temps moyen de résidence du bois (dépendant du type d'essence) dans la société civile qui déterminera *in fine* la quantité de C qui sera stockée par ce procédé.

En ce qui concerne la sous-action haies, il s'agit d'une pratique déjà largement pratiquée à l'échelle du territoire mais dont l'assiette est très importante. Pour autant, les références en termes de potentiel de stockage font état d'une grande variabilité temporelle et spatiale, ce qui nous a conduits à choisir un potentiel d'atténuation unitaire assez modeste. Le potentiel de développement apparaît donc important et le scénario de 10% de l'assiette maximale technique en 2030 réaliste. Reste la question du coût de mise en place et d'entretien des haies assez élevé qui peut justifier un frein à leur mise en place actuelle. Enfin, nous avons en effet considéré une valorisation bois d'œuvre pour l'agroforesterie et une valorisation déchiquetage et plaquette pour les haies, ce qui correspond à des hypothèses plausibles mais discutables. La régénération naturelle assistée qui diminue les coûts d'installation des haies serait à favoriser.

L'enjeu pour l'avenir de l'agroforesterie d'après (Liagre et al., 2012) et les haies reste donc une meilleure prise en compte par les instances et les politiques agricoles, la reconnaissance des agriculteurs s'y engageant et le soutien aux travaux de recherche et développement pour quantifier plus précisément la productivité et les services environnementaux (dont la séquestration de carbone) associés.

Références bibliographiques citées

- Ademe, 2011. *Guide des valeurs Dia'terre* ®. Paris: Ademe, 187 p.
http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=5E4A099BCA7D2167104D8253488F2F2E_tomcatlocal1323852246395.pdf
- Aertsens, J.; De Nocker, L.; Gobin, A., 2013. Valuing the carbon sequestration potential for European agriculture. *Land Use Policy*, 31: 584-594.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.09.003>
- Agreste, 2012. *Analyse et Résultats Centre - Les exploitations agricoles et l'environnement (partie 1)*, 1-4.
<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/r2412a32.pdf>
- Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Payet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre, Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Synthèse*. Paris: INRA, Expertise scientifique collective, 36 p.
http://www5.paris.inra.fr/depe/content/download/3185/32262/version/2/file/Carbone_synthese_francais.pdf
- Balesdent, J.; Chenu, C.; Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, 53: 215-230.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5)
- Bambrick, A.D.; Whalen, J.K.; Bradley, R.L.; Cogliastro, A.; Gordon, A.M.; Olivier, A.; Thevathasan, N.V., 2010. Spatial heterogeneity of soil organic carbon in tree-based intercropping systems in Quebec and Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 79: 343-353.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10457-010-9305-z>
- Baudry, J.; Burel, F.; Thenail, C.; Le Cœur, D., 2000. A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France. *Landscape and Urban Planning*, 50: 119-128.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00084-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00084-0)
- Borrell, T., 2004. *De l'importance des interactions arbres-cultures sur les performances économiques de l'agroforesterie tempérée*. ENSAM, Montpellier. 98 p.
- Cardinael, R., 2011. *Potential de développement de l'agroforesterie en Languedoc-Roussillon. Etude de cas sur les territoires concernés par des Plans Climat-Energie Territoriaux.*, 1-108.
- 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.
http://www.citepa.org/images/III-1_Rapports_Inventaires/ccnucc_france_2012_sec.pdf
- Dupraz, C.; Burgess, P.; Gavaland, A.; Graves, A.; Herzog, F.; Incoll, L.D.; Jackson, N.; Keesman, K.; Lawson, G.; Lecomte, I.; Liagre, F.; Mantzanas, K.; Mayus, M.; Moreno, G.; Palma, J.; Papanastasis, V.; Paris, P.; Pilbeam, D.; Reisner, Y.; Van Noordwijk, M.; Vincent, G.; Werf Van der, W., 2005. Silvoarable Agroforestry For Europe. 254.
<http://www1.montpellier.inra.fr/safe/english/results/final-report/SAFE%20Final%20Synthesis%20Report.pdf>
- Dupraz, C.; Capillon, A., 2005. L'agroforesterie: une voie de diversification écologique de l'agriculture européenne ? . *Cahier d'étude DEMETER*: 101-113.
- Dupraz, C.; Liagre, F., 2008. *Agroforesterie, des arbres et des cultures*. Paris: Editions France Agricole., 413 p.
- Dupraz, C.; Newman, S., 1997. Temperate agroforestry : the European way. In: A. M. Gordon and S.M. Newman (editors), ed. *Temperate Agroforestry Systems*. Wallingford, UK: CAB International 181-236.
- Dupraz, C.; Talbot, G.; Querné, A., 2010. What explanations for the surprising productivity of temperate agroforestry systems as measured by their Land Equivalent Ratio? *Agro2010* 271-272.
- Eichhorn, M.P.; Paris, P.; Herzog, F.; Incoll, L.D.; Liagre, F.; Mantzanas, K.; Mayus, M.; Moreno, G.; Papanastasis, V.P.; Pilbeam, D.J.; Pisanelli, a.; Dupraz, C., 2006. Silvoarable Systems in Europe – Past, Present and Future Prospects. *Agroforestry Systems*, 67: 29-50.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10457-005-1111-7>
- Falloon, P.; Powlson, D.; Smith, P., 2004. Managing field margins for biodiversity and carbon sequestration: a Great Britain case study. *Soil Use and Management*, 20: 240-247.
<http://dx.doi.org/10.1079/sum2004236>
- Fernández-Núñez, E.; Rigueiro-Rodríguez, a.; Mosquera-Losada, M.R., 2010. Carbon allocation dynamics one decade after afforestation with *Pinus radiata* D. Don and *Betula alba* L. under two stand densities in NW Spain. *Ecological Engineering*, 36: 876-890.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.007>
- Follain, S.; Walter, C.; Legout, A.; Lemerrier, B.; Dutin, G., 2007. Induced effects of hedgerow networks on soil organic carbon storage within an agricultural landscape. *Geoderma*, 142: 80-95.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.08.002>
- Gavaland, A.; Burnel, L., 2005. Croissance et biomasse aérienne de noyers noirs. *Chambres d'agriculture*, n° 945: 20-21.
- Gavaland, A.; Record, S.; Réquillart, V., 2004. Le boisement des terres agricoles peut-il constituer une voie de diversification des revenus des agriculteurs ? *Economie Rurale*, 281: 24-38.
<http://dx.doi.org/10.3406/ecoru.2004.5482>
- Gómez, J.A.; Guzmán, M.G.; Giráldez, J.V.; Fereres, E., 2009. The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. *Soil and Tillage Research*, 106: 137-144.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2009.04.008>
- Gordon, A.M.; Newman, S.M., 1997. *Temperate Agroforestry Systems*. Wallingford: CAB International, 270 p.
- Graves, a.R.; Burgess, P.J.; Liagre, F.; Terreaux, J.-P.; Borrell, T.; Dupraz, C.; Palma, J.; Herzog, F., 2010. Farm-SAFE: the process of developing a plot- and farm-scale model of arable, forestry, and silvoarable economics. *Agroforestry Systems*, 81: 93-108.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10457-010-9363-2>
- Graves, A.R.; Burgess, P.J.; Palma, J.H.N.; Herzog, F.; Moreno, G.; Bertomeu, M.; Dupraz, C.; Liagre, F.; Keesman, K.; van der Werf, W.; de Nooy, A.K.; van den Briel, J.P., 2007. Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. *Ecological Engineering*, 29 (4): 434-449.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.018>

- Hamon, X.; Dupraz, A.C.; Liagre, M.F., 2009. *L'agroforesterie : outil de séquestration du carbone en agriculture*. Anduze: AGROOF, Bureau d'étude spécialisé dans la formation et le développement des pratiques agroforestières); INRA, 17 p.
<http://www.agroforesterie.fr/documents/Agroforesterie-Outil-de-Sequestration-du-Carbone-en-Agriculture.pdf>
- Howlett, D.S.; Mosquera-Iosada, M.R.; Nair, P.K.R.; Nair, V.D.; Rigueiro-rodriguez, A., 2011. Soil Carbon Storage in Silvopastoral Systems and a Treeless Pasture in Northwestern Spain. *Journal of Environmental Quality*, 40 (3): 825-832.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2010.0145>
- IFN, 2010. *Rapport d'activité 2009 de l'Inventaire forestier national*. Nogent-sur-Vernisson : : Inventaire forestier national, 60 p.
http://www.ign.fr/publications-de-l-ign/Institut/Publications/RA/RA2009_IFN.pdf
- Jose, S., 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76: 1-10.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>
- Kumar, B.M.; Nair, P.K.R., 2011. *Sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges*. Dordrecht: Springer Science (*Advances in Agroforestry*, n°8), 326 p.
http://library.uniteddiversity.coop/Permaculture/Agroforestry/Carbon_Sequestration_Potential_of_Agroforestry_Systems-Opportunities_and_Challenges.pdf
- Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavorel, S.; Lifran, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.-P.; Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Synthèse du rapport d'Expertise scientifique collective*. Paris: INRA, 116 p.
<http://www5.paris.inra.fr/depe/content/download/3172/32207/version/2/file/synthese-expertise-agricultureetbiodiversite-rev%5B1%5D.pdf>
- Liagre, F., 2006. *Les haies rurales : Rôle, création, entretien*. Paris: Editions France Agricole, 320 p.
- Liagre, F.; Santi, F.; Vert, J.; Centre d'études et de prospective, 2012. L'agroforesterie en France : intérêts et enjeux. *Analyse*, n°37: 4 p.
http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Analyse_37_CEP_Agroforesterie.pdf
- Mead, R.; Willey, R.W., 1980. The concept of a Land Equivalent Ratio and Advantages in yields from intercropping. *Experimental Agriculture*, 16 (3): 217-228.
<http://dx.doi.org/10.1017/s0014479700010978>
- Mosquera-Losada, M.R.; Moreno, G.; Pardini, A.; Mcadam, J.H.; Papanastasis, V.; Burgess, P.J.; Lamersdorf, N.; Castro, M.; Liagre, F., 2012. Past, Present and Future of Agroforestry Systems in Europe. 9.
<http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-4676-3>
- Nair, R.P.K.; Nair, V.D.; Mohan Kumar, B.; Showalter, J.M., 2010. Chapter Five - Carbon Sequestration in Agroforestry Systems. In: Donald, L.S., ed. *Advances in Agronomy*. Academic Press, 237-307.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)08005-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(10)08005-3)
- Oelbermann, M.; Voroney, R.P.; Thevathasan, N.V.; Gordon, A.M.; Kass, D.C.L.; Schlönvoigt, A.M., 2006. Soil carbon dynamics and residue stabilization in a Costa Rican and southern Canadian alley cropping system. *Agroforestry Systems*, 68: 27-36.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10457-005-5963-7>
- Palma, J.H.N.; Graves, a.R.; Bunce, R.G.H.; Burgess, P.J.; de Filippi, R.; Keesman, K.J.; van Keulen, H.; Liagre, F.; Mayus, M.; Moreno, G.; Reisner, Y.; Herzog, F., 2007. Modeling environmental benefits of silvoarable agroforestry in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119: 320-334.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.021>
- Peichl, M.; Thevathasan, N.V.; Gordon, A.M.; Huss, J.; Abohassan, R.A., 2006. Carbon Sequestration Potentials in Temperate Tree-Based Intercropping Systems, Southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 66: 243-257.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10457-005-0361-8>
- Pointereau, P.; Coulon, F., 2006. La haie en France et en Europe: évolution ou régression, au travers des politiques agricoles *Premières rencontres nationales de la haie champêtre*. Auch, 5-7 octobre 2006, 1-9.
- Rasse, D.P.; Rumpel, C.; Dignac, M.F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269 (1-2): 341-356.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
<http://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs11104-004-0907-y>
- Sharrow, S.H.; Ismail, S., 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, 60: 123-130.
<http://dx.doi.org/10.1023/B:AGFO.0000013267.87896.41>
- Talbot, G., 2011. *L'intégration spatiale et temporelle du partage des ressources dans un système agroforestier noyers-céréales : une clef pour en comprendre*. Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.297 p.
http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/66/45/30/PDF/These_talbot.pdf
- Tartera, C.; Rivest, D.; Olivier, A.; Liagre, F., 2012. Agroforesterie en développement : parcours comparés du Québec et de la France. *The Forestry Chronicle*, 88 (1): 21-29.
http://agrooof.net/agrooof_ressources/documents/Tartera_et_al_2012.pdf
- van Oost, K.; Quine, T.A.; Govers, G.; De Gryze, S.; Six, J.; Harden, J.W.; Ritchie, J.C.; McCarty, G.W.; Heckrath, G.; Kosmas, C.; Giraldez, J.V.; da Silva, J.R.M.; Merckx, R., 2007. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science*, 318 (5850): 626-629.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1145724>
- Vandermeer, J., 1989. *The ecology of intercropping*. Cambridge Cambridge University Press, 237 p.
- Walter, C.; Merot, P.; Layer, B.; Dutin, G., 2003. The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management*, 19 (3): 201-207.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2003.tb00305.x>

Références techniques pour la sous-action Haies :

Guide technique « Les haies bocagères » CA du Calvados. Téléchargé le 04/10/2012

<http://www.calvados.fr/files/content/mounts/Internet/publications/environnement/guide-des-haies-26042010.pdf?uuiid=alfresco%3AInternet%3Aworkspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F44cac55a-75d6-4df3-a5f3-91abb715a82f>

fichier guide-des-haies-26042010.pdf

Fiche 14 « Haie Freiner les ruissellements Provoquer l'infiltration et la sédimentation » Ca de Seine-Maritime (téléchargé le 04/10/2012)

http://www.seine-maritime.chambagri.fr/iso_album/14_fiche-haie_a3.pdf

fichier 14_fiche-haie_a3.pdf

« Bois Energie », CA de l'Orne (téléchargée le 04/10/2012)

fichier « bois_energie_rentabilité_haies.pdf »

http://www.orne-agri.com/iso_album/bois_energie.pdf

Programme départemental 2012-2013 de plantation de haies bocagères, talus plantés, agroforesterie (CA Loire-Atlantique AFHAC) (téléchargé le 04/10/2012)

http://www.loire-atlantique.chambagri.fr/fileadmin/documents_ca44/environnement/haies_agroforesterie/PROGRAMME_PLANTATION_2012_2013.pdf

fichier PROGRAMME_PLANTATION_2012_2013.pdf

CAHIER DES CHARGES POUR LA PLANTATION ET L'ENTRETIEN DES HAIES DE BORD DE ROUTE (téléchargé le 04/10/2012)

http://www.rhone.gouv.fr/automne_modules_files/standard/public/p176_f8a5e00206e5c02b7e79cfe349fb6d03haies_bord_de_route.pdf

fichier : Annexe 9a - cc_haies_bord_de_route CG Rhône).pdf

Thèse de Ali Lotfi « "Durabilité écologique des paysages agricoles et production de bois, bocage et néobocage" soutenue le 18/11/2008, université de Rennes 1

« Les haies rurales ; Rôle, Création, Entretien », Fabien LIAGRE, Edition France Agricole, ISBN 2-85557-137-5, 1^{ère} édition 2006

Annexes

Annexe 5-1. Détail des hypothèses de consommation de fioul pour l'itinéraire technique agroforestier (avec 5% de la SAU occupée par des arbres).

Source : barème d'entraide CUMA 2010

Opération culturale	Hypothèse sur le matériel utilisé	Consommation fioul L/ha
Enfouissement végétation	Tracteur 4RM 110cv (500h/an) Cultivateur lourd 4,5m	0,236
Sous-solage	Tracteur 130ch 4RM (500h/an) Sous soleuse 2 corps portée (30ha/an) 2,33m	1,250
Emiettage	Herse rotative + packer 3m (80ha/an) Tracteur 4RM 110cv (500h/an)	0,354
Paillage	Dériveur Tracteur 2RM60cv (500h/an)	0,400
Plantation	Dériveur Tracteur 2RM60cv (500h/an)	0,400
Coupe herbe pendant 19 ans	Broyeur 1m Tracteur 2RM60cv (500h/an)	7,600
Entretien haie pendant 19 ans	Epareuse avec bras+lamière (225h/an) Tracteur 130ch 4RM (500h/an)	95,000
Récolte		0,743
Total L/ha/an		5,299
Total consommation pour 20 ans en L/ha		105,983

Annexe 5-2. Détail du calcul de l'AMT pour la sous-action agroforesterie

Source	SAA 2010	EXTRACTION		Assiette Maximale Technique Sous-action Agroforesterie (ha)
		INFOSOL	RGP	
Végétaux	Superficie (ha)	Taux pour extraction sols > 1m et RU >120 mm	Taux pour extraction parcelle >4 ha	
Blé tendre	4 922 954	38%	79%	1 476 790
Blé dur	502 879	38%	64%	122 587
Maïs grain	1 598 400	38%	67%	409 716
Orge et escourgeon	1 572 775	38%	74%	444 705
Autres céréales	636 101	38%	64%	155 063
Pommes de terre	154 638	38%	85%	49 875
Betteraves industrielles	382 775	38%	85%	123 456
Féveroles et fèves	151 340	38%	56%	32 425
Pois protéagineux	239 495	38%	56%	51 312
Colza et navette	1 463 804	38%	84%	470 980
Tournesol	695 051	38%	73%	192 007
Autres oléagineux	27 013	38%	1%	53
Maïs fourrage et ensilage	1 403 160	38%	67%	359 670
Prairies naturelles ou semées depuis plus de 6 ans	6 661 803	31%	67%	1 367 344
Prairies temporaires	3 143 134	0,31	0,63	609 325
Cultures				3 888 639
Prairies				1 976 669
Total				5 865 308

Annexe 5-3. Les coûts dans le projet SAFE (A. R. Graves *et al.* 2007)

		Cherry	Walnut	Poplar
Minimum tree density	ha-1	50	50	50
Establishment				
Plant	(€ tree-1)	1	6	4
Tree protection	(€ tree-1)	1,5	1,5	0,5
Ground preparation	(hr ha-1)	4	4	12
Full weeding	(hr ha-1)	0,5	0,5	0,5
Marking out	(hr ha-1)	7	7	7
Planting trees	(min tree-1)	2	2	2
Tree protection	(min tree-1)	2	2	2
Localised weeding	(min tree-1)	0,5	0,5	0,5
Maintenance				
Weeding				
Year of first weeding	(year)	1	1	1
Year of last weeding	(year)	3	3	3
Annual weeding	(min tree-1)	0,5	0,5	0,5
Annual herbicide	(€ tree-1)	0,14	0,14	0,14
Establishment materials	(€ ha-1)			
Maintenance materials	(€ ha-1 a-1)	30	30	30
Pruning				
First prune				
Height	(m)	1	1	1,5
Time	(min tree-1)	1	1	1
Last prune				
Height	(m)	6	4,5	8
Time required	(min tree-1)	6,4	7	10
Removal of prunings	(min tree-1)	4	4	4

Annexe 5-4. Détail des calculs de coûts pour la sous-action Agroforesterie

Les coûts pris en compte concernent les pertes de marges brutes agricoles, les coûts d'exploitation des arbres et les ventes de bois.

Le modèle simplifié de l'agroforesterie.

Les estimations présentées sont faites sous l'hypothèse d'un LER égal à 1,3. Pour un LER de 1,3, (Borrell 2004) donne pour les plantations à faible densité, les indices de rendements relatifs pour les cultures et les arbres, suivants.

Tableau 5-5-1 : Indice de rendement relatif pour les cultures et les arbres pour un LER de 1,3 ((Borrell 2004)

	Peuplier	Merisier	noyer
Yc	0,90	0,88	0,80
Ya	0,40	0,43	0,50
LER	1,30	1,30	1,30

Le modèle HiSafe a été utilisé pour simuler l'évolution temporelle des rendements respectifs des cultures intercalaires et des arbres. Ils conduisent à estimer un relatif maintien de la production agricole en début de période.

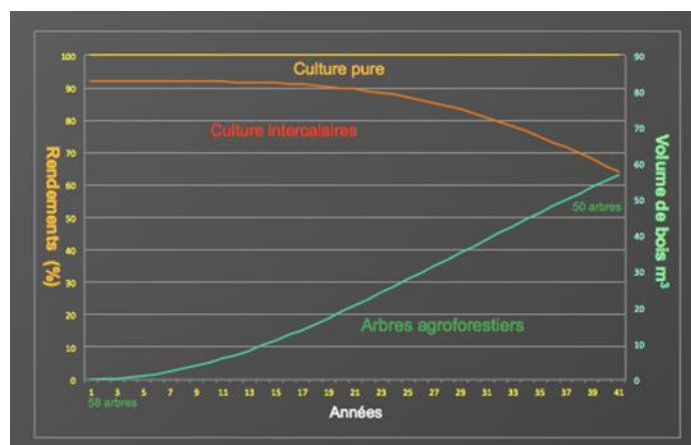


Figure 5-5-1: Rendements respectifs des cultures et des arbres sur 45 années (cas de 50 corniers par ha). Source : Agroof.

La modélisation utilisée a été simplifiée en adoptant une réduction linéaire de la production agricole. Les coefficients de cette droite ont été générés à partir des surfaces agricoles de début de période (soit 95%) et le LER global (cf. tableau 5-11) duquel on peut déduire, en fait, l'intégrale de la fonction. Le graphique donne, par exemple, ce que donne notre application pour le peuplier, avec une densité de 52 arbres par hectare et un LER de 1,3.

Ce modèle donne une approximation déformée de l'évolution de la production agricole, par rapport aux modèles biologiques. Il surestime la chute de la production en début de période (et donc sous-estime la rentabilité de l'agroforesterie), la baisse de la production agricole, en fin de période, étant sous-évaluée ⁽²⁶⁾. L'intérêt de la procédure est sa simplicité, son application facile aux différentes espèces (dès que l'on connaît le LER et les rendements respectifs globaux) et la possibilité de mesurer les effets du LER.

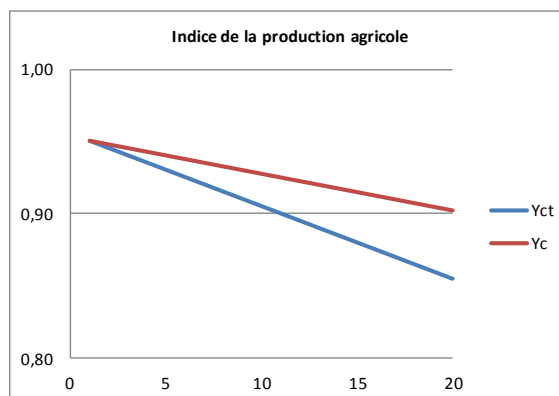


Figure 5-5-2: Forme retenue dans l'étude pour la décroissance de la production agricole dans le temps (cas des peupliers, 52 arbres par hectare, LER=1,3, coupe à 20 ans).

²⁶ Il est possible, en fait, de construire une courbe en deux paliers en maintenant fixe la production agricole pendant un certain nombre d'années.

Annexes

Les pertes de marge brutes agricoles.

Pour le calcul de la marge brute sur les cultures, on a retenu pour les cultures, à partir du RICA, un assolement type céréales – oléagineux – pois. Ceci conduit, par hectare, à un produit de 1175 euros, à des charges (semences, engrais, pesticides et carburants) de 426 euros et donc à une marge brute de 749 euros.

Pour les prairies, le calcul est plus délicat dans la mesure où le RICA ne valorise pas les prairies. On s'est référé aux données des chambres de l'agriculture sur les ventes d'herbe sur pied dont les résultats sont très variables. On a retenu un produit par hectare de 500 euros, soit une marge de 460 euros par hectare.

Les niveaux de produit par hectare ont été générés, pour un LER de 1,3, à partir des fonctions établies au point 7.1.2. Dans un premier temps, on a considéré que les charges restaient proportionnelles au produit. Cette hypothèse est plausible pour les baisses de production induite par la réduction des surfaces. Elle est plus contestable pour celles issues de l'ombre dans la mesure où elle suppose que les agriculteurs puissent adapter leur niveau de charges à la baisse des rendements. Il y a, en outre, des surcoûts que (C Dupraz and F. Liagre 2008) chiffre entre 5 et 15% des charges par hectare en grandes cultures. On a retenu, pour ces cultures, un surcoût modéré de 3%. L'économie de travail n'est pas par contre prise en compte dans l'estimation.

Gains et coûts des arbres.

Pour la production de bois, l'utilisation du LER implique une référence à des productions pures, par espèce. Or, celles-ci sont rares pour les essences concernées, notamment pour le noyer et le merisier. On s'est référé au travail de (Borrell 2004), effectué dans le cadre du projet SAFE, qui donne des références, sur le boisement des terres agricoles, pour les espèces concernées (cf. tableau).

Tableau : Référence sur la production de bois en BTA pour le noyer, le merisier et le peuplier (Borrell 2004.)

	m ³ /arbre	Densité		Récolte m ³	Année de Coupe (années après plantation)
		Initiale	Finale		
Noyer	0,9	200	100	90	50
Merisier	1	800	100	100	50
Peuplier	1,45	200	200	290	20

Le prix des bois sont donnés annuellement par la CNIEFEB. On a repris de cette source le prix du peuplier en 2010 (33,6 euros le m³). Pour les arbres fruitiers, les transactions sont faibles et les prix peuvent varier, selon la qualité du bois, entre 200 à 2000 €/m³. Après consultation de la documentation d'Agrooof, on a pris 300 euros le m³ pour le merisier et 500 euros pour le noyer.

Les coûts les plus importants concernent les plantations : en cultures, ils varient entre 450 et 600 euros selon les espèces. En présence d'animaux, ces coûts peuvent être multipliés par trois (C Dupraz and F. Liagre 2008). Mais, les prairies peuvent être pâturées ou fauchées. On a retenu un coefficient multiplicateur de deux.

Les autres postes de coût concernent l'entretien du matériel, le désherbage les premières années en culture et la taille des arbres. Ces coûts ont été générés en actualisant les données du projet SAFE (cf. annexe 5- 6), en prenant notamment pour le travail (qui constitue l'essentiel des coûts) 17 euros de l'heure. Le bois étant vendu sur pied, il n'y a pas de coût d'abattage. Ces estimations sont bien entendu fragiles.

Annexe 5-5 : Sensibilité des résultats sur l'annuité par hectare de l'agroforesterie en cultures selon le LER, le taux d'actualisation, le niveau des prix agricoles et le niveau des prix du bois

Le scénario central correspond à un LER de 1,3, un taux d'actualisation de 4% et le niveau des prix agricoles et du bois de 2010. Le tableau donne les résultats de scénarios de variantes sur l'annuité par hectare en cultures. Dans chaque variante, on raisonne « toutes choses étant égal par ailleurs », les autres variables ayant leur niveau de l'estimation centrale.

Tableau 5-7-1: Sensibilité des résultats de l'agroforesterie en cultures sur l'annuité par hectare par rapport au scénario central (LER 1,3, taux d'actualisation de 4%, niveau des prix agricoles et du bois de 2010)

LER				Taux d'actualisation			
	Peuplier	Merisier	Noyer		Peuplier	Merisier	Noyer
1	198	180	183	0%	-29	-100	-236
1,2	91	96	94	2%	10	2	-60
1,3	45	69	54	4%	45	69	54
1,4	-2	42	15	6%	75	109	123

Indice des prix agricoles				Indice du prix du bois			
	Peuplier	Merisier	Noyer		Peuplier	Merisier	Noyer
70	13	33	1	70	84	94	104
100	45	69	54	100	45	69	54
130	77	104	107	130	5	44	10
				150	-21	27	-19

L'annuité par hectare atteint presque 200 euros par hectares si les rendements des cultures et des arbres évoluaient comme en boisement des terres agricoles (en faible densité !). Elle devient négative pour le peuplier dans le cas d'un LER égal à 1,4. Pour ce LER, l'annuité par hectare est d'un niveau très faible pour le noyer, ce qui signifie que l'annuité par tonne de CO₂ évitée tend vers zéro.

Pour un niveau de prix des cultures inférieures à 30% à celui de 2010, l'annuité par hectare devient très faible, notamment pour le noyer et le peuplier. Comme on l'a déjà dit, ceci explique la différence de résultats avec le projet SAFE dont les calculs étaient établis à une période où les prix agricoles étaient plus bas qu'en 2010. Si les prix agricoles continuent à monter, l'agroforesterie devient évidemment moins attractive.

La variation du prix du bois a évidemment des effets inverses à celle des prix agricoles. Or, comme on l'a noté, il y a une très grande incertitude sur le prix du bois, celui-ci étant très variable selon la qualité. On a plutôt pris des hypothèses basses. Pour des prix supérieurs à 30%, l'annuité par hectare (et donc plus encore l'annuité par tonne de CO₂ évitée) passe à des niveaux très faibles. Pour des prix supérieurs de 50%, elle devient négative pour le peuplier et le noyer. Ceci est conforme aux résultats communiqués par Agrooof, dans la presse (cf. la France Agricole n° 3329 d'avril 2009) qui veulent montrer la rentabilité de l'agroforesterie : le prix du bois est alors de 700 euros le m³, soit 50% au-dessus de notre hypothèse centrale (avec un LER, sans doute, de 1,4).

Si on n'actualise pas les recettes et les coûts associés à l'agroforesterie, l'annuité par hectare est négative pour les trois essences, de façon très forte pour le noyer. Ce résultat reflète la supériorité, pour l'agroforesterie, du point de vue la production biologique, par rapport à l'agriculture ou à la foresterie prise de manière isolée.

A un taux d'actualisation de 2%, les coûts d'atténuation du carbone restent négatifs pour le noyer. Ce résultat est intéressant dans la mesure où certains économistes spécialistes du sujet préconisent de prendre un taux d'actualisation proche de ce taux, pour les projets de long terme (Gollier 2011).

A un taux de 6%, les annuités doublent quasiment par rapport à notre hypothèse centrale. Ce résultat est aussi intéressant d'un autre point de vue. Sur le plan individuel, un taux élevé d'actualisation peut cristalliser les difficultés de prendre la décision d'investir dans le long terme sur un projet dont les résultats restent incertains.

Annexe 5-6 Détail des hypothèses de consommation de fioul pour l'itinéraire technique associé aux haies

Consommation fioul (L/ha). Source : barème d'entraide CUMA 2010

	Hypothèse sur le matériel	Haies (ha ⁻¹)	
		dans les cultures, soit 60 mètres linéaires	dans les prairies, soit 100 mètres linéaires
SAU occupée par les arbres en %		1,2	2
enfouissement végétation	Tracteur 4RM 110cv (500h/an) Cultivateur lourd 4,5m	0,057	0,094
sous solage	Tracteur 130ch 4RM (500h/an) Sous soleuse 2 corps portée (30ha/an) 2,33m	0,300	0,500
émiettage	Herse rotative + packer 3m (80ha/an) Tracteur 4RM 110cv (500h/an)	0,085	0,142
paillage	Dérouleuse Tracteur 2RM60cv (500h/an)	0,096	0,160
plantation	Dérouleuse Tracteur 2RM60cv (500h/an)	0,096	0,160
coupe herbe pendant 18 ans	Broyeur 1m Tracteur 2RM60cv (500h/an)	0.864	1.44
entretien haie	Epareuse avec bras+lamier (225h/an) Tracteur 130ch 4RM (500h/an)	1.2	2
Récolte		0,178	0,297
Total L/ha/an		0.1438	0.2396
Total consommation pour 20 ans en L/ha		2.876	4.793

Annexe 5-7 Détail du calcul de l'AMT pour la sous-action haies

Source	SAA 2010 Superficie (ha)	EXTRACTION		Assiette Maximale Technique sous-action Haies (ha)
		INFOSOLS Taux pour extraction sols >0,5 m	RGP Taux pour extraction parcelle >4 ha	
Végétaux				
Blé tendre	4 922 954	74%	79%	2 869 901
Blé dur	502 879	74%	64%	238 228
Maïs grain	1 598 400	74%	67%	796 216
Orge et escourgeon	1 572 775	74%	74%	864 213
Autres céréales	636 101	74%	64%	301 339
Pommes de terre	154 638	74%	85%	96 924
Betteraves industrielles	382 775	74%	85%	239 916
Féveroles et fèves	151 340	74%	56%	63 012
Pois protéagineux	239 495	74%	56%	99 716
Colza et navette	1 463 804	74%	84%	915 272
Tournesol	695 051	74%	73%	373 134
Autres oléagineux	27 013	74%	1%	103
Maïs fourrage et ensilage	1 403 160	74%	67%	698 961
Prairies naturelles ou semées depuis plus de 6 ans	6 661 803	71%	67%	3 139 187
Prairies temporaires	3 143 134	0,71	0,63	1 398 905
Cultures				7 556 936
Prairies				4 538 092
Total				12 095 028

Annexe 5-8. Détail des prix ayant servi à calculer le coût unitaire de la sous-action haies

Plants	€/plant	0.9
Paillage	€/mL	1.6
Protections lapins	€/plant	0.2
Protections cervidés	€/plant	1
Enfouissement végétation	€/mL	0.011
Sous-solage	€/mL	0.023
Emiettage	€/mL	0.015
Pose du paillage	€/mL	0.005
Desherbage	€/mL	0.006
Entretien haie	€/mL	0.132
Récolte	€/tonne verte	65
	€/mL	3.25
Prix plaquette (20% humidité)	€/tonne	125
	€/mL/coupe	4.3
Marge moyenne des cultures	€/ha	749
Marge moyenne des prairies	€/ha	460

Action 6

Optimiser la gestion des prairies pour favoriser le stockage de carbone

Auteurs

Katja Klumpp (INRA-EFPA)
Marc Benoit (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Denis Angers (Agriculture et Agroalimentaire Canada)
Michel Doreau (INRA-PHASE)
Philippe Faverdin (INRA-PHASE)
Sylvie Recous (INRA-EA)

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame (INRA-SAE2)
Jean-Baptiste Duclos (INRA-SAE2)
Lénaïc Pardon (INRA-DEPE)

Relecteur scientifique externe

Michel Duru (INRA-SPAD)

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

L'action concerne exclusivement la gestion et le maintien (valorisation) des prairies, leur contribution à l'émission de gaz à effet de serre (GES) et au stockage de carbone (C). Dans le cadre de cette action, le changement d'utilisation des terres et l'évolution du climat (événements extrêmes) ne sont pas explicitement traités, même s'ils peuvent avoir un impact sur le stockage de C des prairies. L'alimentation des ruminants est traitée dans l'Action 7, pour ce qui concerne la réduction du méthane entérique, et l'Action 8, pour l'alimentation azotée.

Depuis 30 ans, malgré des soutiens (prime à l'herbe depuis 1993...), une diminution régulière des surfaces en prairie est observée au profit du maïs ensilage et des céréales : ces surfaces sont passées de 12,8 Mha de prairies permanentes (PP) et 2,7 Mha de prairies temporaires (PT) en 1980 à, respectivement, 7,4 Mha et 3,2 Mha en 2010¹. Les surfaces de cultures sont émettrices de GES, particulièrement de N₂O, via l'utilisation des engrais chimiques. A titre d'exemple, les apports moyens pour une culture de blé tendre sont de 165 kgN/ha contre 76 kgN/ha en prairies temporaires et 64 kgN/ha en prairies permanentes (Agreste, 2006). De plus, leur consommation en énergie et leur retournement fréquent sont une source importante de CO₂. Depuis quelques années, le développement des surfaces prairiales est au cœur du débat environnemental en raison de leur apport à la multifonctionnalité des élevages et de leur effet sur la réduction des impacts environnementaux. Cependant, leur existence dépend largement des activités d'élevage puisque ces surfaces, tous types de prairies confondus, sont le plus souvent maintenues pour le pâturage (6,7 Mha ; Agreste, 2010), la fauche (1,4 Mha) ou une exploitation mixte (3,9 Mha). Selon leur affectation (surface toujours en herbe, PP, ou temporaire, PT) et le mode de conduite (pâturage, fauche), les prairies peuvent être des sources ou des puits de C. Des travaux récents estiment que les prairies représentent le plus souvent un puits de C (Soussana et al., 2007, 2010), qui se traduit par un stockage dans le sol tel que décrit dans le scénario de "Business As Usual" (BAU).

L'objectif de cette fiche est d'analyser les conditions favorables à ce stockage de C, et de proposer des actions pour le faire évoluer de façon encore plus positive (accroître le puits). Cette "capture" de CO₂ dans les systèmes prairiaux permet d'envisager des mécanismes de compensation des émissions d'autres GES, en développant une méthode de bilan. En effet, on estime actuellement qu'environ 30% des émissions françaises des systèmes d'élevage sont réalisées sous forme de CH₄ entérique ou de N₂O via les déjections animales et la fertilisation (voir Institut de l'Élevage ; Dolle et al., 2009). Néanmoins, le potentiel de stockage du C par les prairies est fonction des caractéristiques pédoclimatiques du milieu, mais également des modalités de gestion : affectation des terres (prairies permanentes, ou prairies temporaires entrant en rotation), type de pratiques (durée de vie de la PT, fertilisation, pâture, coupe...) ou intensité de l'exploitation.

Les prairies accumulent le carbone majoritairement dans le sol sous forme de matière organique. Les horizons superficiels (premiers trente centimètres) comptent pour 80 à 90% des variations du stock. Ainsi, la nature, la fréquence et l'intensité des perturbations du sol sont des facteurs clés dans la composition de l'équilibre du carbone. Par exemple, une absence de travail du sol ou un couvert végétal intact non dégradé (c'est-à-dire sans sol nu) permettent une entrée de C importante et sa relative préservation. Des études récentes montrent que les pratiques d'élevage peu intensives augmentent le stockage de carbone (séquestration) tout en diminuant les émissions de GES provenant du sol (N₂O issu des excédents azotés) et de l'animal (CH₄) (Soussana et al., 2010). Entretenir et accroître la séquestration de carbone dans les prairies et réduire les émissions de GES par leur (meilleure) gestion sont des voies prometteuses pour contrebalancer les émissions de GES dans les systèmes d'élevage.

2. Description de l'action

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

Le maintien des surfaces en prairies et l'optimisation de leur gestion peuvent agir sur plusieurs postes d'émission de GES. Nous décrivons ces mécanismes en les séparant en effets directs (se produisant sur l'exploitation), indirects (sur les espaces proches de l'exploitation) et induits (en amont de l'exploitation).

Les **effets directs** attendus concernent : 1) le stockage de C dans les sols, 2) les émissions de N₂O liées aux pratiques de fertilisation azotée ou à la gestion des effluents, 3) les émissions de CO₂ liées à la consommation d'énergie fossile (carburant) lors des interventions culturales sur les prairies et 4) les émissions de CH₄ liées à la conduite de l'élevage et la gestion des effluents.

¹ En France : prairie temporaire (PT) : prairie renouvelée depuis moins de 6 ans (en rotation avec des cultures) ; prairie permanente (PP) : prairie naturelle ou semée depuis plus de 6 ans (destinée à rester en place).

Les **effets indirects** (en aval de l'exploitation) attendus concernent les émissions de N₂O liées aux variations de nitrate potentiellement lessivable et aux émissions d'ammoniac. Ces deux sources indirectes sont modifiées par les évolutions des pratiques de fertilisation azotée et de gestion des prairies et des effluents.

Les **effets induits** (en amont) sont associés aux émissions de GES liées à la fabrication et au transport des fertilisants azotés minéraux et du carburant utilisés.

Dans les prairies pâturées, les animaux prélèvent environ 60% de la production de matière sèche aérienne, dont 75% du carbone ingéré est digestible. Le carbone non assimilé retourne au sol sous forme d'excréments. La consommation d'herbe par l'animal au pâturage et le retour des excréments au sol sont donc deux variables à même d'influencer le flux de carbone entrant. Le chargement, exprimé par le nombre d'animaux par unité de surface, est une variable de forçage forte. Ainsi, il est couramment admis qu'un pâturage modéré permet un plus fort stockage de C que la fauche, essentiellement parce qu'en fauche les exportations de carbone ne sont généralement pas compensées par les apports de matières organiques exogènes, comme c'est le cas en pâturage *via* le retour des excréments des animaux (Soussana et al., 2004). Le chargement animal et le nombre de fauches affectent également le stockage du carbone, en impactant la production primaire et en influençant la composition botanique. En effet, la dynamique des communautés végétales prairiales (espèces végétales présentes et leurs proportions relatives) et leur fonctionnement (effet des stratégies de croissance) évoluent en fonction des modalités de gestion (Louault et al., 2005). Ainsi sous une gestion intensive, on assiste à une sélection d'espèces à stratégie de croissance compétitrice, avec une stimulation de la production primaire, alors qu'à l'inverse sous gestion plus extensive le stockage de C peut être limité du fait de la faible productivité primaire du système (dominance des espèces peu productives à stratégie de conservation). Le chargement animal sur la parcelle affecte également les émissions de N₂O directes et indirectes (*via* le lessivage ou la volatilisation ammoniacale) et de CH₄ (fermentation entérique et des déjections animales). L'interaction entre le niveau de chargement et la portance du sol influence les conditions de production de N₂O en impactant la porosité et la température du sol. Ainsi, un chargement élevé a tendance à compacter le sol ce qui augmente les émissions de N₂O, ce phénomène étant aggravé dans des situations de faible portance. Toutefois, l'utilisation directe de la ressource herbagère au pâturage, en comparaison à une consommation ultérieure de l'herbe à l'étable (utilisation des stocks provenant des pratiques de fauche) évite des émissions directes ou indirectes de N₂O et CH₄. En effet, ces émissions proviennent principalement de la gestion des effluents en bâtiment, puis de leur épandage, mais également du flux de CO₂ imputable à la consommation de l'énergie fossile utilisée par le matériel agricole dans les chantiers de fauche, d'ensilage et d'épandage.

Les prairies accumulant du carbone majoritairement dans le sol sous forme de matière organique du sol (MOS), un retournement de la prairie engendrera des pertes de C, en ré-oxygénant les couches profondes du sol (remises en surface) ce qui favorise la décomposition de la MOS *via* l'activité des microorganismes aérobies. Cette perte de C suite à un retournement sera d'autant plus importante que la prairie sera âgée (Acharya et al., 2012). La décomposition de la MOS transforme également l'azote organique en azote minéral (minéralisation) ce qui engendre des émissions (directes et indirectes) de N₂O. Ainsi, une réduction du travail du sol augmente le stockage du C et réduit les émissions de N₂O provenant du sol. Le retournement des prairies provoque également des émissions liées à la consommation de carburant fossile pour réaliser ce chantier.

Les quantités d'azote apportées dans les sols déterminent l'intensité des émissions de N₂O. Une réduction des apports azotés permet de diminuer les émissions directes et indirectes de N₂O. Par ailleurs, l'utilisation des engrais azotés chimiques sont à l'origine d'émissions induites importantes liées à leur fabrication, à leur transport et à leur utilisation (consommation d'énergie, entre autres).

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

Dans l'optique de l'accroissement de la séquestration de carbone et de la réduction des émissions de GES *via* une optimisation de la gestion de prairie, quatre sous-actions sont envisagées.

1) Allonger la durée de pâturage en moyenne de 20jours (~ +20% de la durée initiale)

Actuellement, de nombreux systèmes laitiers à base d'ensilage de maïs en ration hivernale ne valorisent pas l'herbe en période intermédiaire de fin d'automne et ou de début de printemps, malgré la possibilité de pâturer, pendant la journée seulement. Le développement de l'ensilage de maïs pour les rations hivernales des vaches laitières a gagné du terrain avec une adaptation des élevages maintenant équipés pour distribuer ces rations. Ces systèmes bénéficient d'une bonne image auprès des éleveurs, qui sont de fait moins enclins à sortir les vaches pour pâturer chaque fois que c'est possible. Ainsi, ils attendent souvent la période de pleine pousse d'herbe pour sortir les animaux, quitte à être débordés par la forte croissance du printemps. Cela les contraint à mettre en place des chantiers d'ensilage d'herbe qui entrent en concurrence avec les travaux agricoles liés au maïs. Un pâturage précoce permet de mieux réguler la croissance de l'herbe au printemps (Theaux et al., 2012). Cela implique de sortir les animaux pendant la journée, quitte à gérer parfois des aléas liés au climat. Cette

pratique pourrait permettre d'économiser 100 à 200 kg d'ensilage de maïs, les quantités de tourteaux de soja associées (20 à 40 kg par vache et par an) et dans certains cas un peu d'ensilage d'herbe.

La sous-action consiste à appliquer un allongement de la période de pâturage d'une vingtaine de jours dans tous les systèmes de plaine utilisant de l'ensilage de maïs (système avec plus de 10% de maïs dans la surface principale fourragère principale - SFP). Cet allongement peut se réaliser soit en rentrant les animaux plus tard à l'automne (voire au début de l'hiver), soit en sortant les vaches plus tôt au printemps (sortie d'hiver), soit par une combinaison des deux. Cette augmentation peut être envisagée sans augmentation de la surface d'herbe car elle vient simplement valoriser une biomasse généralement négligée. Cette adaptation est à raisonner en fonction des possibilités structurelles des élevages, car il est possible que pour certains cet allongement de 20 jours soit difficile à atteindre, alors que d'autres pourront aller au-delà. Les élevages très herbagers (<10% de maïs dans la SFP) sont sortis de l'assiette, car ils utilisent souvent au maximum les possibilités de pâturage.

Les rations ont toutes été recalculées pour chaque système avec l'outil CowNex (cf. effets des réductions de protéines) en appliquant les changements du régime liés à l'allongement des périodes de pâturage. L'outil permet de calculer les conséquences sur les consommations d'aliments et les productions liées à cette pratique. Les quantités d'azote rejetées au pâturage et en bâtiments sont modifiées en conséquence. Cela affecte les émissions de N₂O directes et indirectes (pâturage-bâtiments-stockage-épandage). Les émissions de CH₄ (entérique, stockage et épandage des effluents) ont été calculées de la même façon à partir des consommations d'aliments au pâturage et en bâtiments.

2) Accroître la durée des prairies temporaires

Le retournement du sol par le labour pour renouveler les prairies se caractérise par une inversion des couches de sol. Les résidus et débris organiques présents en surface sont enfouis sous la couche de labour. Ce mélange des horizons du sol entraîne une minéralisation accélérée de l'azote organique et la décomposition de la MOS. Limiter les retournements de prairie minimise donc les émissions de N₂O et améliore la séquestration du carbone en réduisant la perturbation du sol (voir précédemment).

Cette sous-action consiste à accroître la "durée de vie" des prairies temporaires (PT < 5 ans). Ce qui permet à l'agriculteur de retourner la prairie l'année suivante (après 5 ans) et de garder les surfaces de PT dans la rotation. Cette action peut s'appliquer à l'ensemble (100%) des PT ayant 4 ans (en 2010), à 80% des PT âgées de 3 ans, 65% des PT de 2 ans et 50% des PT d'un an. Cette sous-action peut être envisagée sans augmentation de la surface en PT car elle ne vise qu'une réduction du travail de sol. La sous-action ne comprend pas la transformation de prairies temporaires en prairies permanentes et de cultures annuelles en prairies temporaires, car cela correspond à un changement d'utilisation des terres.

3) Désintensifier les prairies permanentes et temporaires les plus productives en ajustant mieux la fertilisation azotée

De façon générale, l'exploitation de la prairie n'est pas déterminée par l'obtention d'une production végétale maximale mais par la recherche d'un rendement permettant de satisfaire les besoins d'un troupeau, en quantité et qualité, au cours de l'année. La fertilisation se raisonne donc dans ce cadre de contraintes, qu'il s'agit de bien définir. Des études bibliographiques suggèrent des excédents d'azote minéral apportés sur les prairies (Vertes, 2007), où la fertilisation azotée appliquée dépasse souvent d'un quart les apports efficaces (Eriksen et al., 2010 ; Agreste Bretagne, 2008). Malgré ce constat d'une part, et le prix des engrais d'autre part, l'agriculteur ne prend actuellement pas le risque de limiter un rendement par une réduction de la quantité d'azote minéral apportée.

L'objectif de cette sous-action est de proposer une réduction de l'apport d'azote minéral de **10 à 14%**. Cette réduction sera intégrée sur l'ensemble des prairies fertilisées (cf. Action 1, visant à améliorer l'efficacité de la fertilisation azotée et réduire l'apport de fertilisants minéraux de synthèse). Cette réduction moyenne se fonde sur une baisse des apports d'engrais progressive (par palier) en fonction du niveau des apports actuels (cf. enquête "Pratiques culturales", Agreste, 2006). Ainsi, nous suggérons une réduction de 25% pour une fertilisation annuelle >150 unités d'azote /ha, de 15% pour une fertilisation annuelle de 100 à 150 uN/ha, de 10% pour une fertilisation annuelle de 50 à 100 uN/ha et de 5% pour une fertilisation annuelle <50 uN/ha. Concernant une possible baisse de production en herbe, la sous-action se base sur des travaux qui montrent qu'en grandes cultures la surestimation des apports d'azote est liée à une surestimation du rendement potentiel. On peut donc faire l'hypothèse qu'en prairies la surestimation est du même ordre de grandeur qu'en grandes cultures, et qu'une réduction moyenne 10 à 14% est possible sans perte de rendement.

4) Intensifier modérément les prairies permanentes peu productives par augmentation du chargement

La carence en éléments nutritifs est l'un des facteurs limitant la croissance des plantes. L'intensification modérée des prairies "pauvres" (à faible disponibilité en nutriments du sol) est une solution pour y remédier. Ceci peut passer par une "bonne conduite" du pâturage, par un forçage des animaux à consommer la biomasse disponible (pâturage raisonné), dans

une mesure favorisant la régénération des tissus prélevés. L'hypothèse sous-jacente est que cette intensification modérée va stimuler le fonctionnement global de l'écosystème : la hausse du chargement va induire un accroissement des déjections animales sur la pâture ce qui va stimuler le recyclage interne de la matière organique, accroître la disponibilité en éléments nutritifs pour les plantes et en conséquence permettre une augmentation de la productivité primaire. Un effet similaire peut être obtenu en favorisant le développement des légumineuses, soit en les introduisant, soit en faisant pâturer plus ras certaines zones, ce qui ouvre le milieu et stimule le développement d'espèces traçantes de pleine lumière (le trèfle blanc, par exemple).

Cette sous-action consiste à augmenter le chargement animal de 20% sur une partie (15-20%) des surfaces de prairies classées "peu productives". Elle suppose un troupeau au pâturage de taille constante dont quelques têtes (0,04 UGB/ha) seront déplacées vers des parcelles peu productives.

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

Tableau 1. Rapports et expertises ayant estimé le potentiel d'atténuation des émissions de GES associé aux sous-actions

Sous-action concernée		Pays	Rapports/expertises	Potentiel d'atténuation
1	Favoriser le pâturage (par rapport à la fauche)	France	1, (2), 5	Stockage C : 0,18 ± 1,1 MgCO ₂ e/ha/an CH ₄ : -5,5 à 1,8 MgCO ₂ e/ha/an
	Allonger la durée du pâturage	Irlande, EU	2, 7	Stockage C : 2,2 à 5,1 MgCO ₂ e/ha/an
2	Accroître la durée de vie des PT	France, UK, USA	1, 4, 5, 6	Réduction retournement du sol : 3,3 à 9,4 MgCO ₂ e/ha/an Gain C par conversion de PT en PP : 0,3 à 1,7 MgCO ₂ e/ha/an
3	Désintensification Réduction de la fertilisation azotée	Brésil	2, 3, 4, 5, 7	Stockage C : 1,21 à 6,2 MgCO ₂ e /ha/an N ₂ O : 0,48 à 0,52 MgCO ₂ e/ha/an CH ₄ : 0,1 à 0,48 MgCO ₂ e/ha/an
		France USA, UK		
4	Intensification des prairies pauvres	USA	4, 5, 7	Stockage C : 0,34 à 1,34 MgCO ₂ e/ha/an
		France, EU		

1. Soussana et al., 2004. Greenhouse Gas Emissions from European grasslands. CarboEurope- GHG Workshop, Soussana J.F., Tallec T., Blanfort V (2010) Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4, 334-350
2. Report Ireland, Teagasc 2010
3. Near-Term Options for Reducing Greenhouse Gas Emissions from Livestock Systems in the United States Beef, Dairy, and Swine Production Systems. Technical working group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) – Duke University - 2012
4. Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States – Technical working group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) – Duke University - 2012
5. Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective, INRA.
6. UK Marginal Abatement Cost Curves for the Agriculture and Land Use, Land-Use Change and Forestry Sectors out to 2022, with Qualitative Analysis of Options to 2050
7. EU-Policy Incentives for Climate Change Mitigation Agricultural Techniques 2007

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

A l'échelle de l'Europe, les prairies constituent actuellement des puits nets de C, stockant de 0,5 à 1,2 MgC/ha/an (moyenne 1,1 ± 0,15 ; médiane 0,8 MgC/ha/an ; Klumpp, comm. pers. ; Franzluebbers, 2010) selon les modalités de gestion (chargement animal, mode d'utilisation, fertilisation) et les conditions pédoclimatiques. Par exemple, le stockage de C est plus important en sol plus lourd (limoneux/argileux, par exemple) qu'en sol sableux (Arrouays et al., 2006). Concernant la variabilité climatique interannuelle, les pratiques de gestion ont une influence plus importante en année sèche qu'en année humide (Lal, 2002, 2008). Pour des conditions pédoclimatiques données, le stockage dépend fortement de l'histoire de l'occupation des terres. Il faut donc distinguer, par ordre d'artificialisation et d'intensification croissant : par exemple les prairies natives, permanentes conquises sur la forêt et des prairies installées après une longue phase de culture. Concernant les prairies installées (surfaces toujours en herbe, PP) vs les prairies temporaires (PT), une perte importante de C est observée après retournement (Angers et Eriksen, 2008 ; Luo et al., 2010 ; Virto et al., 2012) avec un ordre de grandeur

de 0 à 3,4 MgC/ha (Loiseau et al., 1996). Selon le type de sol et les stocks initiaux de C, ces pertes peuvent être observées pendant 3 ans (Loiseau et al., 1996 ; Linsler et al., 2013), avec une perte moyenne annuelle de 1,7 MgC/ha/an après le retournement d'une culture, de 2,8 MgC/ha/an après une PT et de 3,2 MgC/ha/an après une PP (Loiseau et al., 1996). Arrouays et al. (2002) rapportent des pertes de 0,6 à 1,2 MgC/ha/an après labour. Ce déstockage de carbone, *via* une décomposition accélérée des MOS, transforme également l'azote organique en azote minéral. Après retournement, la vitesse de minéralisation de l'azote est à son maximum (0 à 3 kgN/ha/jour) et peut engendrer un lessivage d'azote et des émissions directes et indirectes de N₂O. Cette minéralisation accélérée dure entre 50 et 250 jours avant de retrouver un rythme standard (0,4 à 0,8 kgN/ha/jour) (Vertès et al., 2007). Plusieurs facteurs peuvent influencer la quantité d'azote minéralisé : l'âge de la prairie, le pâturage et le niveau de fertilisation auparavant. Par exemple, l'augmentation de la part de fauche diminue la minéralisation post-destruction.

L'intensité et le type d'utilisation de la prairie (fauche ou pâturage) auront un impact sur les niveaux de stockage en fonction de la production primaire, de l'herbe résiduelle et de la composition botanique. L'effet de la composition botanique sur le stockage de C varie avec l'intensité et le type d'utilisation. Par exemple, Wardle et al. (2004) montrent que les pelouses pauvres avec une dominance des espèces à stratégie conservatrice (intensité de défoliation faible, croissance lente, litières difficilement décomposables) sont des formations herbacées qui stockent plus de carbone que les pelouses à espèces adaptées à une défoliation fréquente (espèces exploitatrices, croissance rapide). Les prairies accumulent du carbone majoritairement dans le sol sous forme de matière organique (MOS), ainsi un couvert végétal avec un enracinement important (PP vs PT par ex.) favorise le stockage du C (Klump et al., 2007, 2009). En conséquence, l'effet du pâturage modéré est estimé de -0,8 à 1,3 MgC/ha/an par rapport à la fauche, à cause d'un moindre prélèvement de biomasse. Pour les prairies déjà très intensifiées, une augmentation du stockage de C ne peut s'obtenir que par une relative désintensification de la gestion (réduction du prélèvement de biomasse).

Une carence en azote peut également provoquer un déstockage de carbone. Ce déstockage ou cette limitation du stockage est dû à une faible productivité primaire et à une décomposition de la MOS (Sharazad et al., 2012). Pour les prairies moyennement riches, des apports organiques/minéraux (en N, P et K) offrent donc une possibilité importante d'augmentation du stockage du C (intensification). En conséquence, intensifier le pâturage, en favorisant le retour de matière organique au sol, peut augmenter le stockage de carbone du sol (Liebig et al., 2010). Le cas particulier des sols organiques doit aussi être pris en compte, car dans ce cas une intensification des pratiques peut engendrer une perte de C pour ce type de prairies (Jacob et al., 2007).

L'introduction des légumineuses, par une intensification raisonnée ou une désintensification, a également un impact positif sur le couvert végétal et le stockage de carbone (0,1 à 3 MgC/ha/an) et peut contribuer à réduire les émissions de N₂O et de CH₄ entérique du système d'élevage jusqu'à 20%. C'est pourquoi un apport mesuré d'azote peut satisfaire les besoins de la prairie (en veillant à respecter l'équilibre ray-grass anglais / trèfle blanc, en particulier). En ce qui concerne la fertilisation azotée sur prairie, elle doit tenir compte de la grande variabilité régionale. Par exemple, la distribution non homogène de la fertilisation fait que certaines prairies supportent un excédent azoté plus important que d'autres cultures (Agreste 2008, Bretagne). Même si des études récentes ont montré une nécessité d'apporter des doses d'azote assez élevées (supérieures à 120 kgN/ha) pour maximiser la production d'herbe ensilée (Protin et al., 2009), les apports efficaces sont souvent dépassés (exemple du Grand Ouest : 66 à 56 kgN/ha). Un raisonnement de la fertilisation azotée peut réduire les transferts d'azote vers l'eau ou les émissions de GES.

Les émissions de N₂O liées aux déjections animales ne sont pas aussi contrôlables qu'en mode fauche (donc par épandage des déjections produites en bâtiment), c'est-à-dire que l'apport de N ne peut pas être fait dans les meilleures conditions pédoclimatiques (teneur en eau et température du sol), ce qui peut engendrer des pertes par lessivage et des émissions de N₂O. Cela explique que l'effet du chargement animal est très variable, et que ses effets peuvent être quelquefois contradictoires, allant de peu d'effet jusqu'à un effet important sur les émissions de N₂O ($\pm 0,05$ MgCO_{2e}/ha/an ; Vertès et al., 2007). Néanmoins, ces restitutions ont généralement lieu au moment de la pâture et donc les déjections ne sont pas stockées, ce qui limite globalement les émissions de GES. L'effet du pâturage sur les émissions de N₂O est aussi lié au changement d'alimentation de l'animal, qui modifie la quantité d'azote excrété (l'herbe riche en sucres peut réduire les émissions de N₂O indirectement par une réduction de l'azote excrété, par exemple). De plus, au pâturage, la teneur en azote de l'herbe varie au cours de la saison (elle est plus élevée au printemps et à l'automne) ou lorsque la proportion des légumineuses (trèfle, luzerne) dans les pâtures est élevée. Cependant, en mode pâturage, les apports de fertilisant sur la parcelle sont en général réduits. L'allongement de la durée de pâturage peut réduire les émissions (à l'échelle de l'exploitation) de l'ordre de 0,14 à 0,17% par jour sans baisse de productivité animale (Peyraud et al., 2010). Néanmoins, sous conditions défavorables (sol humide et température du sol >10°C), le chargement animal a un impact direct sur le sol par la compaction et la dégradation physique du sol qui peut engendrer des émissions de N₂O dès que la température augmente (Schils et al., 2011). En ce qui concerne le méthane entérique, le pâturage semble réduire les émissions de CH₄ par unité (litre de lait ou kg de viande) produite (-1,5 à 0,5 MgC_e/ha/an), car l'herbe a une meilleure qualité (faible teneur en fibres et richesse en sucre) en mode pâturage.

Tableau 2. Ordres de grandeur des valeurs d'émissions de GES en prairie.
Un signe négatif (-) indique une émission supplémentaire, un signe positif un stockage ou une atténuation.

Mécanisme		Fourchette	Références
Gestion	Stockage C	0,5 à 1,2 MgC/ha/an selon les modalités de gestion	Arrouays et al., 2002 ; Soussana et al., 2004, 2007 ; Franzluebbers et al., 2005, 2010 ; Mudge et al., 2011
Climat			Lal, 2008 ; Arrouays et al., 2002 ; Raich et Schlesinger, 1992 ; Parton et al., 1991
Retournement	Stockage C	Déstockage C	Loiseau et al., 1996
		-1,7 MgC/ha/an après culture -2,8 MgC/ha/an après PT -3,2 MgC/ha/an après PP	
		-0,4 à 0,63MgC/ha	IPCC, 2006 ; Arrouays et al., 2002
Pâturage versus fauche	Stockage C	-0,8 à 1,3MgC/ha/an	Soussana et al., 2010 ; Schnable et al., 2001 ; Ojima et al., 1993
	CH ₄	-1,5 à 0,5 MgCe/ha/an	DeRamus et al., 2003 ; Derner et al., 2008 ; Manley et al., 1995 ; Teague et al., 2010
	N ₂ O	± 0,01 MgCe/ha/an	Liebig et al., 2010 a, b ; Paustian et al., 2004 ; Wolf et al., 2010 ; Derner et al., 2008 ; Schils et al., 2011 ; Eckard et al., 2008
	N ₂ O et CH ₄		O'Brien et al., 2011 ; Peyraud et al., 2010
Fertilisation, Retournement	N ₂ O, lessivage N, NH ₃	réduction 0,14 à 0,17% /jour pour l'allongement du pâturage	Vertès et al., 2001, 2007, 2010 ; Protin et al., 2009 ; COMIFER, 2011 ; Velthof & Oenema, 2001

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

L'inventaire national reste basé sur la méthodologie de l'IPCC 1996 (cf. référence "CITEPA" pour le calcul des émissions). Pour certaines émissions, les propositions IPCC de 2006 ne sont pas encore effectives, mais permettraient d'aller plus loin que les précédentes pour mieux prendre en compte les effets de la gestion et la physiologie de l'animal (CH₄) ou la gestion des effluents. Classés par sous-action, les calculs sont les suivants.

• Sous-action 1 - L'allongement du pâturage

Les émissions de N₂O et de CH₄ sont les principales sources de GES concernées par cette sous-action. Le CITEPA prend en compte de façon explicite les émissions de N₂O (Figure 1).

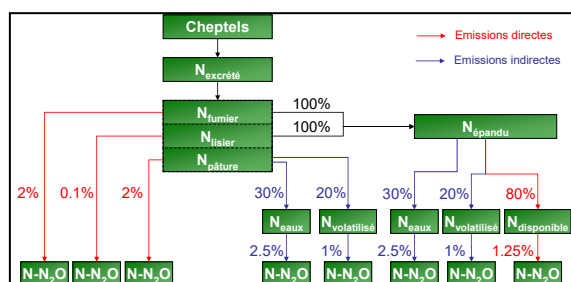


Figure 1. Schéma du calcul des émissions de N₂O dans la méthode actuelle du CITEPA (OMINEA 2012, Rapport des inventaires nationaux 2010)

Pour mieux prendre en compte les différentes formes de l'excrétion d'azote (total ammoniac N) et mieux prévoir les émissions d'ammoniac, une méthode différente de celle du CITEPA a été appliquée. Cette méthode remplace les valeurs d'émissions d'ammoniac dans la méthode IPCC 1996 par celles calculées avec la méthode EMEP/EEA (*Emission inventory guidebook 2009, updated June 2010*). Cette méthodologie de type *Tier 2*, qui tient compte des deux filières de gestion des effluents, lisier et fumier, est beaucoup plus précise et récente, et permet également d'intégrer les effets des différentes méthodes d'épandage des effluents dans ces émissions. Pour les vaches laitières, la méthode actuelle CITEPA tend à sous-estimer les émissions annuelles de NH₃ et N₂O, avec en plus une forte surestimation des émissions au pâturage (20% de l'azote excrété est volatilisé) et une forte sous-estimation des émissions en bâtiment et à l'épandage. La méthode de calcul "expert" (IPCC 2006) diminue ce coefficient de 20% à 7%. De plus, le calcul avec la méthode actuelle CITEPA utilise une valeur PRG de 310 CO₂e pour le N₂O, alors qu'une valeur de 298 est appliquée avec la méthode EMEP.

Les émissions de CH₄ entérique, issu des effluents et épandage utilisent la méthodologie *Tier 2* (IPCC, 2006) et sont calculées d'après les consommations d'aliments au pâturage et en bâtiments.

• **Sous-action 2** – Accroître la durée de vie des prairies temporaires

Actuellement, le CITEPA ne prend pas en compte les changements de stock de C des prairies (stockage lié à la durée de vie et déstockage dû au labour). Il existe cependant une méthodologie *Tier 1* (IPCC 2006) qui permet d'estimer la variation des stocks de carbone organique des sols prairiaux restant en prairies : $COS(t) = COS_{ST} \times F_{LU} \times F_{MG}(t) \times F_i(t)$. Cette méthode se base sur une utilisation de facteurs d'émission de la gestion (F_{MG}), des intrants (F_i) et de l'affectation (F_{LU}) qui sont appliqués de manière linéaire à un stock initial (COS , MgC/ha) de carbone organique dans la couche de 0 à 30 cm. Une difficulté pour l'application de cette méthodologie *Tier 1* en France vient du fait qu'il existe peu d'informations sur des critères qualitatifs des prairies ou des phénomènes tels que le surpâturage ou la dégradation.

Les estimations des variations de stocks de carbone du sol liées à l'allongement de la durée de vie des prairies et à la réduction du travail du sol ont été calculées par région, en utilisant des données FAO sur le stock de C organique (MgC/ha ; 0-30 cm ; FAO 2000) agrégées par région française.

Le retournement des prairies s'accompagne d'une minéralisation d'azote provenant surtout des résidus végétaux et de matières organiques grossières. L'azote issu de la minéralisation dépend de la conduite et de l'âge de la prairie au moment de sa destruction.

• **Sous-action 3** – Désintensification

Les émissions de N_2O , qui sont la principale source de GES pour cette sous-action, sont prises en compte de façon explicite par le CITEPA (Figure 2). Les nouvelles valeurs du rapport IPCC 2006, prenant en compte les effets des pratiques culturales sur les émissions, ont été adoptées pour le facteur de conversion N en $N-N_2O$ dans les sols (**1,0%** au lieu de 1,25%) et pour le facteur de conversion N en $N-N_2O$ dans les eaux (**0,75%** au lieu de 2,5%). Ce dernier paramètre réduit notablement les émissions indirectes de N_2O à l'échelle de l'exploitation (1,225% N apporté), ce qui correspondrait à une baisse de plus de 37% par rapport aux émissions calculées avec la méthode "CITEPA". Les deux méthodes seront utilisées pour cette sous-action. Les calculs avec la méthode "CITEPA" utilisent une valeur PRG de 310 CO_2e pour le N_2O , alors que la valeur de 298 est appliquée avec la méthode "expert".

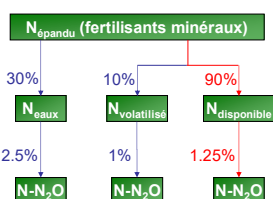


Figure 2. Schéma du calcul des émissions de N_2O dans la méthode actuelle du CITEPA (IPCC 1996). Le facteur d'émission global à appliquer à la quantité d'azote épanché sous forme de fertilisants minéraux est de 1,975%.

• **Sous-action 4** – Intensification de la prairie peu productive

Actuellement, le CITEPA ne prend pas en compte les changements de stocks de C des prairies (stockage lié à la durée de vie et déstockage dû au labour). Il existe cependant une méthodologie *Tier 1* (IPCC 2006) qui permet d'estimer la variation des stocks de carbone organique des sols prairiaux restant en prairies: $COS(t) = COS_{ST} \times F_{LU} \times F_{MG}(t) \times F_i(t)$. Cette méthode se base sur une utilisation de facteurs d'émission de la gestion (F_{MG}), des intrants (F_i) et de l'affectation (F_{LU}), qui sont appliqués de manière linéaire à un stock initial (COS , MgC/ha) de carbone organique dans la couche de 0 à 30 cm. Une difficulté pour l'application de cette méthodologie *Tier 1* en France vient du fait qu'il existe peu d'informations sur des critères qualitatifs des prairies ou des phénomènes tels que le surpâturage ou la dégradation.

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

L'inventaire national reste basé sur la méthodologie de l'IPCC 1996 (référence CITEPA pour le calcul des émissions). Cependant pour certaines émissions (stockage de C dans le sol et émissions de N_2O), il existe des propositions IPCC 2006 ou autre (EMEP pour les émissions ammoniacales) qui ne sont pas encore effectives mais qui pourraient être utilisées pour la France.

Concernant les coûts de la mécanisation (inclus dans chaque sous-action), les calculs pour le carburant agricole sont basés sur le prix du fioul défiscalisé, soit 0,52 €/l en 2010. Pour mettre en évidence l'impact de la défiscalisation du carburant sur le coût des mesures, un calcul supplémentaire a été réalisé en utilisant le prix "fiscalisé" de 0,9418 €/l (soit une défiscalisation de 0,4218 €/l).

5.1. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 1 "Allonger la durée de pâturage"

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

• Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action a des effets sur :

Les émissions directes :

- émissions de N₂O et de CH₄ provenant du stockage et de l'épandage des effluents,
- émissions de N₂O liées à l'azote excrété au pâturage,
- émissions de CH₄ entérique par animal par ha et par type de l'alimentation (remplacement de l'ensilage, du concentré),
- émissions de CO₂ liées à la consommation de carburant par les machines agricoles utilisées pour l'ensilage, la fauche, l'épandage...

Les émissions indirectes :

- émissions de N₂O liées au lessivage de l'azote des effluents,
- émissions de N₂O provenant de NH₃ des effluents.

Les émissions induites :

- émissions associées à la production des aliments et à leur acheminement jusqu'à l'usine de fabrication d'aliments composés, et incluant l'ensemble des émissions liées à la production d'intrants pour les cultures (engrais, pesticides...),
- émissions pour l'extraction, le raffinage et le transport du carburant.

• Quantification de l'atténuation

L'analyse de cette sous-action se base sur les 15 rations-types de l'Observatoire de l'alimentation des vaches laitières (<http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/observatoire-de-l'alimentation-des-vaches-laitieres.html>). Le document IDELE propose un tableau qui quantifie des exploitations (88 066) en termes d'effectif national. Pour estimer le potentiel unitaire d'atténuation de la sous-action, l'étude a procédé de nouveau à un calcul plus complet des régimes de l'Observatoire de l'alimentation des vaches laitières pour les systèmes de plaine utilisant de l'ensilage de maïs (système avec plus de 10% de maïs dans la SFP) - cf. Fiches d'alimentation VL 1 à 4, 7 et 12 à 15 du document IDELE. Pour les sous-OTEX utilisées par l'IDELE qui n'ont pas décrites par leur ration-type, une des rations-types leur a été associée en fonction de leur similitude de composition de la SFP et de région. Chaque fiche d'alimentation a ensuite été traduite pour calculer les différents types d'aliments concentrés utilisés et obtenir un calendrier annuel de rations permettant de faire correspondre globalement les quantités annuelles de ce calendrier d'alimentation avec les données des fiches. Cette ration a ensuite été simulée *via* le module "troupeau" du modèle MELODIE (Chardon et al., 2012) qui utilise très largement le modèle développé pour Graz'in (Faverdin et al., 2011), pour calculer les consommations, productions et excréments associés à cette ration. L'estimation comprend l'ensemble des émissions associées à la production des aliments et à leur acheminement jusqu'à l'usine de fabrication d'aliments composés, et inclut l'ensemble des émissions liées à la production d'intrants pour les cultures (engrais, pesticides...). Les résultats ont été ramenés au kg de matière sèche.

Les calculs prennent aussi en compte les proportions de "fumier" ou "lisier" de chaque système. Les données CITEPA issues de l'enquête "Bâtiments" de 2007 sur la partition lisier-fumier des effluents produits ont été utilisées. Elles ont cependant été adaptées pour les différents régimes-types en utilisant des valeurs modulées en fonction des régions des OTEX concernées. Les données moyennes pondérées sont équivalentes aux valeurs utilisées par le CITEPA.

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

Les calculs des émissions se basent sur les deux méthodes présentées dans la section 3 (CITEPA pour l'inventaire 2010 et EMEP 2009) pour les émissions N₂O et CH₄, pour lesquelles la seconde méthode permet un calcul plus précis des valeurs TAN excrétées. Pour les émissions à l'épandage, le calcul intègre les données du CITEPA sur les différents modes d'épandage utilisés en France pour les effluents des bovins (Tableau 3).

Tableau3. Estimations des atténuations potentielles unitaires exprimées par surface (ha) ou par vache laitière (VL) calculées avec la méthode "CITEPA" (de l'inventaire 2010) et la méthode "expert" (EMEP).

Potentiels d'atténuation unitaires	Emissions directes		Emissions indirectes	Emissions induites en amont
	Méthode "CITEPA"	Méthode "expert"		
Par vache (MgCO ₂ e/VL/an)	0,02874	0,05461	0,00775	0,00315
Par ha (MgCO ₂ e/ha/an)	0,02284	0,04340	0,00616	0,00250

On notera que la méthode "CITEPA" sous-estime les gains possibles de GES. Il est important de remarquer que cette sous-action réduit de façon importante les émissions de NH₃. Les effets de l'allongement de la durée de pâturage engendrent une réduction de GES, ce qui correspond aux effets décrits pour plusieurs sites expérimentaux (Peyraud et al., 2010 ; Soussana et al., 2010). Cet effet peut être expliqué par de moindres émissions (CH₄ et N₂O) en provenance du bâtiment, du stockage et de l'épandage. La sous-action induit également des baisses des émissions de GES liées, en amont, à la production des matières premières (soja par exemple), et à la consommation de fioul par les machines (utilisées pour la fauche, l'ensilage, l'épandage...).

Les potentiels unitaires varient selon le type de ration des vaches laitières.

Tableau 4 Minimum (min) et maximum (max) des atténuations potentielles unitaires exprimées par surface (ha) ou par vache laitière (VL) calculées avec la méthode "CITEPA" (inventaire 2010) et la méthode "expert" (EMEP)

Potentiels d'atténuation unitaires	Méthode "CITEPA"		Méthode "expert"	
	min	max	min	max
Par vache (MgCO ₂ e/VL/an)	0,0030	0,106	0,1064	0,0407
Par ha (MgCO ₂ e/ha/an)	0,0138	0,81	0,0846	0,0323

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

- Situation actuelle

Tableau 5. Situation actuelle (enquête "Pratiques culturales" Agreste 2006)

	Prairies temporaires (3,14 Mha)	Prairies permanentes (9,05 Mha)
Pâturage	27% pâturage, 23% fauche, 48% mixte et 2% non exploité avec 22% < 60 j ; 30% : 60 à 120 j ; 21% : 120 à 180 et 28% > 180 j	65% pâturage seul, 8% fauche et 27% mixte avec 23% < 60 j ; 23% : 60 à 120 j ; 22% : 120 à 180 et 32% > 180 j
Age de la PT	PT_1 an : 60% en monoculture pour ensilage et 40% en gestion mixte (pâturage, fauche) PT < 3 ans : 70% fauche et mixte	

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

Potentiellement, l'ensemble des surfaces prairiales pâturées (10,8 Mha en 2010) et des vaches au pâturage sont éligibles à l'adoption de cette sous-action. Cependant, un nombre important de vaches et d'exploitations ne permettent pas cette adoption. Une des difficultés vient aussi de l'estimation du nombre des vaches alimentées par pâturage. Dans cette sous-action, pour obtenir un compromis entre production et environnement, nous avons choisi les vaches laitières et mixtes lait-viande (sans les vaches allaitantes) pour lesquelles un changement de pratique serait souhaitable (dans un premier temps). Les systèmes mixtes lait et bovin viande ne sont pas décrits dans ce travail, à cause des difficultés pour répartir correctement les aliments entre les productions. On sait cependant que le fonctionnement de la partie laitière de ces élevages mixtes est généralement proche de celui des élevages spécialisés lait. Dans les calculs, les rations-types correspondent à des régimes moyens d'exploitations spécialisées bovins lait appartenant à des sous-OTEX du RICA basées sur les régions et les parts de surfaces de maïs dans le système fourrager. Les élevages très herbagers (<10% de maïs dans la SFP) sont sortis de l'assiette, car ils utilisent souvent au maximum les possibilités de pâturage.

- Assiette maximale technique (AMT)

Les calculs ont été effectués sur la base du document IDELE "Observatoire de l'alimentation des vaches laitières ; 15 rations-types" en excluant les élevages très herbagers (<10% de maïs dans la SFP) ; cf. Fiches d'alimentation VL 5,6 et 8 à 11 du document IDELE.

Pour la sous-action, le calcul se base sur 69 691 exploitations analysées ayant des vaches laitières et mixtes lait-viande (**3,14 millions de têtes**) en France. Ces exploitations disposent de **3,95 Mha** de prairies pâturées (79% des surfaces utilisées dans le document IDELE et 37% des surfaces pâturées en France). En appliquant un pourcentage de 79% aux surfaces pâturées en France (2,4 Mha de PT + 8,4 Mha de PP = 10,8 Mha), on estime que la sous-action est en théorie possible sur 8,53 Mha.

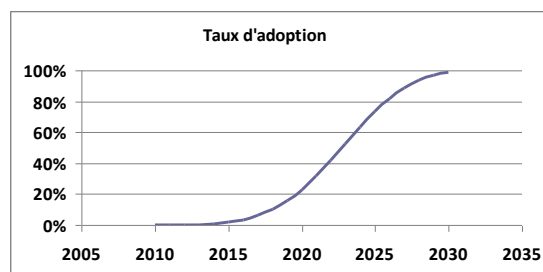
- **Scénario de diffusion (% de l'AMT atteint en 2030 et cinétique)**

Le potentiel d'atténuation en 2030 est pratiquement celui de l'AMT (98,5%), compte tenu du fait que les premières 7 années l'adoption se fait sur seulement 10% de AMT. Il est possible que pour certains élevages ce prolongement de 20 jours soit parfois difficile ; d'autres peuvent cependant faire plus. Une période de 7 ans permet aux éleveurs une adaptation de la conduite du troupeau tenant compte de la croissance de l'herbe au printemps, des aléas climatiques et des économies à faire en ensilage de maïs et tourteaux.

Tableau 6. Scénario de diffusion

Année de départ	t ₀	2010
Fin de projection	t _{at}	2030
Taux d'adoption initial, ie en %	alpha 0	0.00%
Taux d'adoption tangentiel (en un temps infini)	alpha bar	100.00%
Nombre d'années qu'il faut pour atteindre	tau	14
	beta	4
Point d'inflexion au plus tard en		2024
Point d'inflexion en		2023
Taux d'adoption à l'horizon de projection, 2030		98.4469%

Figure3. Cinétique de diffusion



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

Tableau 7. Potentiel d'atténuation des émissions directes, directes + indirectes, directes + indirectes + induites, sur l'AMT en 2030, et sur la période de 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion, calculé avec les méthodes "CITEPA" et "expert"

Emissions	En 2030 (sous-action AMT) en MgCO _{2e} /an			Période 2010-2030 (scénario de diffusion) en MgCO _{2e}		
	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites
Méthode CITEPA	90 367	114 727	124 625	706 657	897 151	974 552
Méthode Expert	171675	196 036	205 934	1 342 469	1 532 971	1 610 372

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

- **Inventaire des modifications induites par la sous-action**

Avec l'allongement du pâturage, la part de l'herbe directement consommée sur la parcelle augmente, et on peut supposer que cette herbe se substitue à de l'ensilage, de maïs ou d'herbe. Par conséquent, l'éleveur économise les coûts de récolte (fauche), stockage, ensilage, conservateur d'ensilage, automotrice pour l'ensilage d'herbe (qui n'est pas utilisé à l'étable). En ce qui concerne l'ensilage de maïs non utilisé, le maïs pourrait être utilisé / valorisé ailleurs sous forme de grain. L'agriculteur économise alors les coûts d'ensilage et gagne en vendant du maïs.

L'allongement du pâturage modifie la composition des rations ce qui réduit les besoins en concentrés et autres compléments (cf. substitution entre matières premières alimentaires).

Cette diminution des apports de concentrés peut réduire la production de lait de l'animal. Néanmoins, les rations proposées sont calculées pour éviter cette baisse de la performance de l'animal (ex. que pour 4 à 16 h par jour) et les pertes (estimées à 0,3 €/l en 2010) sont comprises dans les calculs.

De plus, durant le pâturage moins d'effluents sont produits, ce qui réduit les émissions et les coûts de l'épandage de lisier et de fumier. Les agriculteurs économisent donc des coûts de fonctionnement de l'épandeur et du tracteur.

Le temps de travail de l'agriculteur n'est pas gratuit et on peut imaginer qu'un allongement du pâturage demande un travail supplémentaire. Ici nous avons choisi de ne pas prendre en compte ce surcroît de travail car l'agriculteur économise du temps ailleurs. Par exemple pour 2 jours de temps d'ensilage en moins, on peut compter : 3 tracteurs et leurs chauffeurs (2 chauffeurs pour les remorques de transport et 1 pour tasser le tas) = 3 x 8 h x 2 jours de main d'œuvre = 48 h, ce qui correspond à 2 fois plus de temps que les 20 h de l'éleveur pour mener ses animaux au pâturage.

- **Estimations des coûts/bénéfices**

La sous-action économise par an : 257 359 MgMS d'ensilage d'herbe, 510 638 MgMS d'ensilage de maïs (pour une consommation supplémentaire de 441 284.10³ tonnes d'herbe pâturée) et 192 613 tonnes d'effluents. Ces économies

peuvent être traduites en coûts/bénéfices d'émission (fioul), et d'argent pour la récolte (fauche), le stockage, l'ensilage d'herbe et de maïs. Le maïs non utilisé pour l'ensilage est valorisé sous forme de grain ; on peut donc considérer les réductions de coûts de récolte, transport et stockage, plus le bénéfice de la vente de maïs en grain. Les calculs concernant les ensilages ont été basés sur un rendement de 4,5 MgMS/ha (1^{re} coupe) pour l'herbe et de 14,5 MgMS/ha pour le maïs (Agreste et RICA 2010). Ce rendement en maïs grain est probablement surestimé de 2 à 5 MgMS/ha, car les sols où sont réalisés les ensilages sont moins adaptés (fertilisation, irrigation, pédoclimat) à une production de maïs en grain. Les hectares de maïs ont été ensuite transformés en grain en prenant un rendement de 88 q/ha.

Tableau 8. Coûts unitaires, besoins en fioul et émissions induites non fioul calculés sur la base de DiaTerre, Barème entraide Cuma Auvergne et Terre de Bourgogne 2010

			Litre fuel /ha	Emissions induites autres que fuel	Coûts €/TMS
Prairie	Ensilage (6 MgMS/ha)	Fauche, transport, stockage, film (/MgMS)	82,8	1,74 XCO _{2e} /MgMS	33 €/MgMS
Maïs	Ensilage (12 MgMS/ha)	Transport, stockage, film (€/MgMS)		1,74 XCO _{2e} /MgMS	176,67€/ha
		Désileuse (€/MgMS)	5,56		2,01
	Grain	Coût de récolte, transport au silo	41,46		154,67€/ha
		Vente de grain (€/MgMS)			191,2
Alimentation autre					12,5 €/VL
Epanchage des effluents	Lisier	par voyage (10 m ³)	6 l/voyage		14 €/voyage
	Fumier	par voyage (12 tonnes)	9 l/voyage		13 €/voyage

Tableau 9. Estimation coûts / bénéfices annuels

		Rendement en MgMS/ha ou %	Surface et quantité	Gain (k€)	Fioul (m ³)	MgCO _{2e} é. directes	MgCO _{2e} é. induites
Economie	TMS ensilage l'herbe	4,5	57191 ha	1 887	4733,7	12672	3112
Bénéfices	Vente de maïs grain sec	8,8	309905 ha	59 253	1460,2	3909	822
Coûts	Récolte du maïs grain	14,5		-5 798			
Economie	TMS désilage du maïs	14,5	35216 ha	1 024	2836,8	7594	1597
Economie	TMS ensilage du maïs	14,5		5258			
Economie	Fumier	49.30%	113 949 t	123,5	56,9	152	32
Economie	Lisier	50.70%	19 530 954 t	27,43	17,6	47	9
Economie	Alimentation autre			39,299			141
Bénéfices	(fuel défiscalisé)			101 006	11945,6	-24 360	-9 756
Coûts avec	fuel fiscalisé			103 844			

● **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**

Fuel défiscalisé:

- Economie unitaire: 32,13 €/VL (-25,54 €/ha)
- Economie annuelle sur l'AMT : 101 006 k€/an
- Economie cumulée sur la période 2010-2030 : 786 853 k€

Fuel fiscalisé :

- Economie unitaire : 33,35€/ VL (-26,51 €/ha)
- Economie annuelle sur l'AMT 103 844 k€ /an
- Economie cumulée sur la période 2010-2030 : 819 868 k€

Le coût unitaire de l'adoption est négatif : -32,13 €/VL/an (dont -12,5 €/VL en aliment à étable) et 25,54 €/ha, ce qui représente une économie. Le prix unitaire varie suivant les aliments (concentrés comme l'orge ou le soja de 7 à 23 €/VL), la part de pâturage dans les rations, mais également en fonction du prix du maïs grain. Ici il faut voir que les zones de production de maïs en grain ne sont pas identiques aux zones d'ensilage ; une baisse de rendement est donc fortement probable. En conséquence, le prix unitaire varie selon les rendements de maïs (8 à 9,2 t/ha) et d'herbe (4 à 6 t/ha), et le prix du grain de maïs (150 à 220 €/tonne) : de -19,29 €/VL à -37,52 €/VL (-15,33 €/ha à -29,82 €/ha).

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

Tableau 10. Synthèse : récapitulative de l'atténuation

Estimation	Méthode	Atténuation des émissions directes + indirectes			Economie, coût unitaire (€)	Bénéfices de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e)	
		unitaire (MgCO ₂ e/unité/an)	sur l'AMT (MgCO ₂ e/an)	sur la période 2010-2030 (MgCO ₂ e)		Fioul défiscalisé	Fioul fiscalisé
Par vache (VL)	"expert"	0,06236	-196 036	1 532 971	-32,13€/VL	-515	-535
	"CITEPA"	0,03649	-114 727	897 151		-880	-914
Par hectare (ha)	"expert"	0,04957			-25,54 €/ha	Idem	
	"CITEPA"	0,02901				idem	

5.2. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 2, Accroître la durée des prairies temporaires

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire

• Inventaire des effets sur les émissions

Effets directs :

- Augmentation du stockage de C par l'allongement de la durée de vie (maintien d'un couvert végétal),
- Réduction des pertes en C à la suite du retournement moins fréquent des prairies,
- Emissions de N₂O liées à la minéralisation de l'azote suite au retournement,
- Emissions de CO₂ liées au fioul consommé pour le retournement et le travail du sol.

Emissions indirectes :

- Emissions de N₂O issues du lessivage de nitrate et des émissions d'ammoniac suite au retournement.

Emissions induites :

- Réduction des émissions pour l'extraction, le raffinage et le transport du carburant.

• Quantification de l'atténuation

L'accroissement de la durée de vie des prairies temporaires réduit le déstockage de C lié au retournement des prairies et impacte directement le stockage du C. La méthode de calcul proposée se base sur la méthodologie Tier 1 et calcule une variation $COS(t) = COS_{ST} \times F_{LU} \times F_{MG}(t) \times F_i(t)$ des stocks de carbone organique du sol (couche de 0 à 30 cm) des prairies restant en prairies, en utilisant des facteurs d'émission.

Les facteurs d'émission de la gestion (F_{MG}) distinguent 4 modalités :

- Prairies améliorées ($F_{MG} = 1,14$) : prairies gérées de manière durable, avec une pression pastorale modérée, et auxquelles est apportée au moins une amélioration (fumure, sélection, irrigation, par exemple) ;
- Prairie avec gestion minimale ($F_{MG} = 1$) : prairies non dégradées et gérées de manière durable mais sans amélioration de gestion majeure ;
- Prairies modérément dégradées ($F_{MG} = 0,95$) : prairies surpâturées ou modérément dégradées, avec une productivité quelque peu réduite (par rapport aux prairies indigènes ou avec gestion minimale) et ne bénéficiant pas de mesures de gestion ;
- Prairies fortement dégradées ($F_{MG} = 0,7$) : perte importante de productivité et de couvert végétal à long terme, en raison de graves dégâts mécaniques causés à la végétation et/ou d'une érosion importante des sols.

Le facteur d'émission des intrants (F_i) peut prendre 2 modalités : intrants modérés ($F_i = 1$) lorsqu'aucune mesure de gestion supplémentaire n'a été mise en œuvre, et intrants importants ($F_i = 1,11$) lorsque plusieurs mesures/améliorations de gestion ont été mises en œuvre (cf. prairies améliorées).

Pour ce qui concerne le labour, le F_i varie de 1,02 à 1,15 selon le type de travail du sol (principal et/ou secondaire), le type de perturbation, et l'ensemencement (direct sans travail du sol). Le F_{LU} varie, en zone tempérée, de 0,82 (terre sèche) à 0,93 (terre humide, climat pluvieux) pour une mise en réserve temporaire de terres de cultures annuelles (implantation d'un couvert végétal herbacé de type PT).

Pour cette sous-action, les facteurs d'émissions appliqués sont une combinaison des modalités de la gestion (F_{MG}), des intrants (F_i) et de l'affectation des terres (F_{LU}). Pour le **stockage de C** pendant l'accroissement de la durée de vie, l'affectation de terre est définie par 1, car $F_{LU} \times F_{MG}$ varie selon l'âge de prairies (Tableau 11).

Tableau 11. Facteurs d'émissions appliqués pour le stockage de C (combinaison $F_{LU} \times F_{MG} \times F_i$) par classe d'âge des prairies temporaires

Age de la prairie	Facteur d'émission	Modalités
1 an	0,9493	Déstockage de carbone lié au retournement des prairies
2 ans	1	Prairie non dégradée et gérée de manière durable
3 ans	1,05	Prairie non dégradée + une ou plusieurs mesures/améliorations de gestion
4 ans	1,0975	Prairie modérément dégradée
5 ans	1,14	Prairie gérée de manière durable, avec une pression pastorale modérée

Concernant le **déstockage de carbone** (Tableau 11) lié au retournement, le facteur d'émission de la gestion (F_{MG}) a été fixé à 1, car des facteurs d'émission F_{LU} de 0,875 et F_i de 1,085 (donc $F_{LU} \times F_i = 0,9493$) ont été utilisés par défaut. Les calculs des variations de stock (COS) ont été réalisés par région en utilisant des données FAO sur le stock de C organique (FAO, 2000). Pour cela, un stock moyen agrégé a été calculé sur la base de la surface prairiale présente dans chaque région en France (Tableau 13 et 14). Une réduction du travail du sol diminue également la **minéralisation** de l'azote (cf. émissions directes et indirectes de N_2O , Tableau 4) et la **consommation d'énergie** (fioul). Selon la date de la destruction et la rotation des cultures (blé, maïs), la minéralisation est de : 10 kgN/ha pour les PT <18mois, 30 kgN/ha pour les PT de 2 à 3 ans, et 50 kgN/ha pour les PT de 4 à 5 ans (COMIFER, 2011). Cette quantité de N minéralisée est ensuite corrigée selon le mode d'exploitation, en prenant un facteur de correction de : 1 pour le pâturage, 0,4 pour la fauche et 0,7 en gestion mixte. Ici les calculs de minéralisation après retournement sont faits sur la base de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 et de COMIFER (2011) en appliquant un mode d'exploitation des prairies en fauche (cf. facteur de correction 0,4) pour la classe d'âge de 1-3 ans, mixte (0,7) pour la classe d'âge 3-5 ans et pâturage (1) pour la classe 5 ans.

Cette sous-action se base sur des calculs par région et sur des informations sur le stock de carbone organique du sol (couche de 0 à 30 cm) des prairies (e.g. Tableau 14).

Tableau 12. Estimations des atténuations potentielles unitaires exprimées par unité de surface (ha AMT), basées sur la méthode "expert"

Potentiels unitaires	Méthode "expert"		Amont / aval	
	directes	indirectes	directes	induites
MgCO ₂ e/ha/an sur l'AMT	0,549	0,025	0,0378	0,0080

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

Le calcul des émissions prend en compte les pertes de C du sol évitées, le stockage de C dû au prolongement de l'âge des prairies, les émissions de N_2O liées au travail du sol et l'économie de fioul. Les résultats montrent une économie de CO₂, principalement issue du stockage supplémentaire de C *via* le prolongement de la durée de vie des PT. En moyenne sur la France, la sous-action permet une économie de 0,6115 MgCO₂e/ha/an, valeur conforme à celles d'autres études (Leifeld et al., 2012). Selon le stock initial du sol (e.g. Tableau 14), les atténuations potentielles unitaires peuvent varier de 0,434 à 1,165 MgCO₂e/ha/an.

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

• Situation actuelle

Tableau 13. Evolution des prairies temporaires depuis 1960.

	1960	1970	1980	1990	2000	2010
Surface (Millions ha)	1,7	2,5	2,7	2,3	2,9	3,14

En 2006, 31% des PT ont 1 an, 17% ont 2 ans, 17% ont 3 ans, 16% ont 4 ans, 13% ont 5 ans et 6% ont 6 ans. Entre 30 et 50% des PT ont été implantés sans labour (Agreste). Le stock moyen de C calculé (Tableau 14) est conforme à l'étude d'Arrouays et al. (2002).

Tableau 14. Stock de C du sol (0-30 cm ; issu de la valeur FAO 2000) moyen, agrégé sur la base de la surface prairiale présente dans chaque région. Valeur moyenne pondérée par la surface en prairie : 71 MgC/ha (0-30 cm).

	Ile de France	Champagne-Ardenne	Picardie	Haute-Normandie	Centre	Basse-Normandie	Bourgogne	Nord - Pas-de-Calais	Lorraine	Alsace	Franche-Comté	Pays de la Loire	Bretagne	Poitou-Charentes	Aquitaine	Midi-Pyrenees	Limousin	Rhône-Alpes	Auvergne	Languedoc-Roussillon	Provence-Alpes-Côte d'Azur	Corse
Stock C du sol (MgC/ha)	68	73	156	53	74	77	53	126	73	84	77	68	68	84	49	50	136	72	108	109	59	61

- **Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'AMT)**

Selon le document "Evaluation de mi-parcours du PDRH" (2001), 40% des PT (soit 0,38 Mha) sont en rotation avec le maïs. Ces surfaces et celles de PT de 5 et 6 ans sont exclues de la sous-action. En théorie, la sous-action est possible sur 2,57 Mha.

- **Assiette maximale technique (AMT)**

L'AMT a été déterminée en allongeant la durée de vie (pour atteindre 5 ans au maximum) pour 100% des PT de 5 ans (0,59 Mha) et des PT de 4 ans (0,50 Mha), pour 80% des PT de 3 ans (0,42 Mha), 65% des PT de 2 ans (0,35 Mha) et 50% des PT d'un an (0,50 Mha). Ce qui fait un total de **2,35 Mha** de PT qui rentrent dans la sous-action (donc **0,78 Mha** restent en rotation). D'où, en tenant compte de la fréquence de rotation (par exemple : pour les PT de 3 ans, 1/3 sont retournées chaque année...), 0,62 Mha sont labourés par an. Sans action, 1,67 Mha sont retournés par an ; la sous-action induit donc une réduction de travail du sol de **1,050 Mha**.

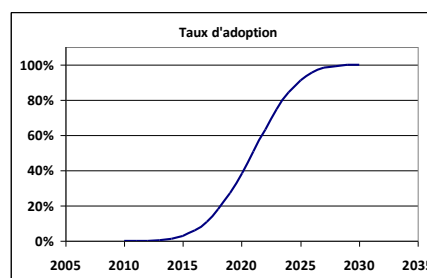
- **Scénario de diffusion (% de l'AMT atteint en 2030 et cinétique)**

Le potentiel d'atténuation en 2030 est pratiquement celui de l'AMT utilisée (99%), compte tenu du fait qu'au cours des sept premières années l'adoption se fait sur seulement 10% de l'AMT.

Tableau 15. Scénario de diffusion.

Année de départ	t0	2010
Fin de projection	that	2030
Taux d'adoption initial, ie en	alpha 0	0.00%
Taux d'adoption tangentiel (en un temps infini)	alpha bar	100.00%
Nombre d'années qu'il faut pour atteindre	tau	12
	beta	4
Point d'inflexion au plus tard en		2022
Point d'inflexion en		2021,2
Taux d'adoption à l'horizon de projection, 2030		99,95%

Figure 4. Cinétique de diffusion



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

Tableau 16. Potentiel d'atténuation des émissions directes, directes + indirectes, directes + indirectes + induites, en sur l'AMT en 2030, et sur la période de 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion ; émissions calculées avec la méthode "expert"

Emissions	En 2030 (pour l'AMT ou le % de l'AMT atteint en 2030) en MgCO ₂ e/an			Période 2010-2030 (scénario de diffusion) en MgCO ₂ e		
	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites
Potentiel d'atténuation Méthode "expert"	1 351 013	1 440 114	1 458 853	13 001 158	13 858 603	14 038 932

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

• Inventaire des modifications induites par la sous-action

La sous-action prend en compte la réduction du travail du sol (retournement) et des travaux d'implantation (préparation du sol et semis), ce qui comprend des coûts de labour, hersage, semis, rouleau et semences (comprenant : 4,3% de ray-grass, 7% de luzerne, 5,3% de dactyle, 5,7% de fétuque, 5,8% de trèfle violet et 7,5% de trèfle blanc) et des économies de carburant.

• Estimations des coûts/bénéfices

Les coûts (évités) associés à une réduction du travail du sol sont la différence entre des coûts de labour avec la sous-action (sur 0,62 Mha/an) et sans (sur 1,67 Mha/an) - donc 1,05 Mha de PT non labourés par an. Cette réduction du travail du sol économise 33 283 Mlittres de fioul.

Tableau 17. Estimation des coûts / bénéfices annuels

Coûts	€ HT/ha	L fioul/ha
Labour	53	16,9
Herse	43	11,7
Semis	28	
Rouleau	28	3,1
Graines	100	
Total (fuel défiscalisé)	252	31,7
Total (fuel fiscalisé)	265,4	

• Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030

Fuel défiscalisé :

- Economie annuelle unitaire : -112,42 €/ha pour l'AMT
- Economie annuelle pour l'AMT/an non labouré: -264 735 k€/an
- Economie cumulée sur la période 2010-2030 : -2 547 624 k€/an

Fuel fiscalisé :

- Economie annuelle unitaire : -118,38 €/ha pour l'AMT
- Economie annuelle pour l'AMT/an non labouré: -278 775 k€/an
- Economie cumulée sur la période 2010-2030 : -2 682 727 k€/an

Le coût unitaire de l'adoption est négatif (-112,36 €/ha labouré) et représente donc une économie. Selon le prix de la semence (80 à 120 €), le coût unitaire varie de 103,5 à 121,3 €/ha pour l'AMT.

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

Tableau 18. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation permise par la sous-action 2

Emissions	Atténuation - méthode "expert"			Economie	Coût de la tonne de CO _{2e} évité (€/MgCO _{2e})
	unitaire (MgCO _{2e} /unité/an)	sur l'AMT (MgCO _{2e} /an)	sur la période 2010-2030 (MgCO _{2e})		
directes	0.5737	1351013	13 001 158	-112,42 €/ha	-195,95
directes et indirectes	0.61154	1440114	13 858 603		-183,83
directes, indirectes et induites	0.61949	1458853	14 038 932		-181,47
Avec une fiscalisation du fioul					
directes				-118,38 €/ha	-206,35
directes et indirectes					-193,58
directes, indirectes et induites					-191,09

5.3. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 3, Désintensifier les prairies permanentes et temporaires

5.3.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

Effet direct :

- émissions N₂O liées aux apports d'azote minéral

Effets indirects :

- émissions de N₂O liées au lessivage de nitrate
- émissions de N₂O provenant de NH₃

Effet induits :

- émissions CO₂ liées au transport et à la fabrication des engrais

- Quantification de l'atténuation

L'objectif de cette sous-action est de déterminer l'impact d'une réduction de l'apport moyen d'azote minéral de **10 à 14%**. Pour estimer le potentiel unitaire d'atténuation, une réduction de l'apport d'engrais est appliquée pour toutes les prairies recevant une fertilisation minérale. Cette sous-action se base sur des calculs **par région** et sur des informations de quantités d'engrais appliquées. Elle se traduit par tranche de fertilisation (cf. enquête "Pratiques culturales" 2006) et comprend une réduction de : 25% pour une fertilisation annuelle >150 uN/ha, 15% pour une fertilisation annuelle de 100 à 150uN/ha, 10% pour une fertilisation annuelle de 50 à 100 uN/ha et 5% pour une fertilisation annuelle de <50 uN/ha.

A partir de la réduction unitaire de la fertilisation minérale, deux calculs ont été appliqués : la méthode "CITEPA" (IPCC 1996) et la méthode "expert" qui prend en compte les révisions IPCC 2006 pour les effets des pratiques culturales sur la conversion de N en N-N₂O dans les sols (1,0% au lieu de 1,25%) et la conversion N en N-N₂O dans les eaux (0,75% au lieu de 2,5%).

Tableau 19. Estimations des atténuations potentielles unitaires exprimées par unité de surface (ha), calculées avec les méthodes "CITEPA" et "expert"

	Méthode "CITEPA"		Méthode "expert"		Amont/aval
	directes	indirectes	directes	indirectes	induites
potentiels unitaires (MgCO ₂ e/ha/an)	0,0475	0,0359	0,0380	0,0137	0,0481

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

Le calcul des émissions de N₂O prend en compte les deux méthodes présentées en section 3, avec des potentiels unitaires totaux de 0,1315 (méthode "CITEPA") et 0,0988 (méthode "expert") MgCO₂e/ha/an selon la méthode utilisée. La méthode IPCC 2006 diffère principalement au niveau des émissions directes liées aux apports d'engrais et aux émissions indirectes liées au lessivage. Les émissions amont liées à la fabrication et aux transports des engrais correspondent à 0,0481 MgCO₂e/ha/an. On notera que la méthode actuelle CITEPA surestime les émissions de GES.

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

- Situation actuelle

Cette sous-action peut être appliquée à l'ensemble des surfaces de prairies en France. En moyenne, par classe d'apport d'azote minéral, les prairies ont reçu (Tableau 20) :

Tableau 20. Situation de la fertilisation minérale (Agreste, 2010).

Type de prairie		Classes d'apport				
		pas d'apport	50 et moins	plus de 50 à 100	plus de 100 à 150	plus de 150
PT	Apport moyen (unités N/ha/an)	0	40	75	130	190
	Surface concernée (%)	24	28,7	28,6	13,4	4,9
PP	Apport moyen (unités N/ha/an)	0	35	70	115	185
	Surface concernée (%)	36	25,6	24,0	10,3	3,6

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

La sous-action prévoit une réduction moyenne de la fertilisation minérale azotée de 13%, appliquée de la façon suivante : réduction de 25% pour les prairies de la classe d'apport >150 uN/ha, 15% pour la classe de 100 à 150, 10% pour la classe 50 à 100, et 5% pour la classe <50.

- Assiette maximale technique (AMT)

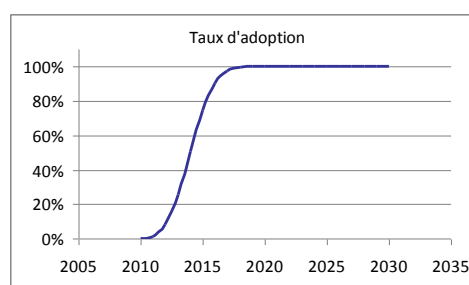
L'assiette maximale technique est constituée de l'ensemble des prairies recevant de l'engrais minéral. L'AMT représente 8,9 Mha (dont 2,4 Mha en PT et 6,39 Mha en PP).

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

Tableau 21. Scénario de diffusion de la sous action 3

Année de départ	t0	2010
Fin de projection	that	2030
Taux d'adoption initial, ie en	alpha 0	0.00%
Taux d'adoption tangentiel (en un temps infini)	alpha bar	100.00%
Nombre d'années qu'il faut pour atteindre	tau	4,5
	beta	3
Point d'inflexion au plus tard en		2015
Point d'inflexion en		2013,9
Taux d'adoption à l'horizon de projection, 2030		100%

Figure 5. Cinétique de diffusion



5.3.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)

Méthode "CITEPA" (émissions directes et indirectes) :	741 767 MgCO _{2e} /an
Avec émissions induites :	1 169 636 MgCO _{2e} /an
Méthode "expert" (émissions directes et indirectes):	460 083 MgCO _{2e} /an
Avec émissions induites :	887 952 MgCO _{2e} /an

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

Méthode "CITEPA" (émissions directes et indirectes) :	12 225 569 MgCO _{2e}
Avec émissions induites :	19 624 806 MgCO _{2e}
Méthode "expert" (émissions directes et indirectes) :	7 582 949 MgCO _{2e}
Avec émissions induites :	14 634 949 MgCO _{2e}

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

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

L'économie d'engrais s'élève à 76 588 tonnes d'unités N/an.

- Estimations des coûts/bénéfices

Le coût unitaire de la sous-action : économie de 911 € par tonne d'unités N.

- 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

Coût annuel unitaire (économie) :	-7,84 €/ha
Coût annuel pour l'AMT (économie) :	-69 772 k€/an

Coût cumulé sur la période 2010-2030 (économie) : -1 149 955 k€

Le coût unitaire de l'adoption est négatif (-7,84 €/ha) et représente donc une économie. Selon le prix de l'engrais (620 € en 2002 à 1287 € par tonne d'unités N en 2008), le coût unitaire varie de -5,34 à -11,08 €/ha.

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

Tableau 22. Synthèse de la sous action 3

Economie	Méthode	Atténuation			Economie, coût unitaire (€)	Coût de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e)
		unitaire (MgCO ₂ e/unité/an)	sur l'AMT (MgCO ₂ e/an)	sur la période 2010-2030 (MgCO ₂ e)		
Emissions directes et indirectes avec émissions induites	"expert"	0,0998	887 952	14 634 949	911 €/MgN 7,84 €/ha	-79
	"CITEPA"	0,1315	1 169 636	19 264 806		-60
Emissions directes et indirectes sans émissions induites	"expert"	0,0517	460 083	7 582 949		-152
	"CITEPA"	0,0834	741 767	12 225 571		-94

5.4. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 4, Intensifier modérément les prairies permanentes peu productives

5.4.a. Potentiel d'atténuation unitaire

• Inventaire des effets sur les émissions

Effets directs :

- émissions de CH₄ provenant des déjections animales,
- émissions de N₂O et NH₃ liées à l'apport azoté des pissats,
- émissions de CH₄ liées à la fermentation entérique,
- stockage du C *via* une stimulation de la production primaire.

Effets indirects :

- émissions de N₂O liées au lessivage de nitrate,
- émissions de N₂O provenant des dépôts de NH₃.

Effets induits :

- consommation d'énergie due aux machines agricoles utilisées pour la fauche.

• Quantification de l'atténuation

Cette sous-action se base sur le calcul de la variation des stocks de carbone organique du sol des prairies restant des prairies ($COS(t) = COSST \times F_{LU} \times F_{MG}(t) \times F_i(t)$; cf. sous-action 2, section 5.2). Ici les facteurs d'émission de la gestion et de l'intrant ont été fixés à $F_{MG} = 1$ (cf. prairies avec gestion minimale : prairies non dégradées et gérées de manière durable mais sans amélioration de gestion). L'amélioration de la gestion (ex. accroissement des déjections, augmentation de la productivité primaire) *via* une augmentation du chargement animal peut être vue comme un facteur "intrants importants", qui justifierait l'application de $F_i = 1,11$ pour les surfaces concernées. La sous-action comprend une augmentation du chargement animal *via* un déplacement de quelques têtes (0,04 UGB) d'un troupeau déjà au pâturage. Les émissions de CH₄ (entérique et des effluents) et N₂O (pâturage-effluents) sont pris en compte dans cette sous-action. Une des difficultés pour l'application de cette méthode vient du fait qu'il n'existe pas d'information (de statistique agricole) sur le chargement et le type d'animal qui pâture les prairies peu productives et le nombre de jours en pâturage. La sous-action se base donc sur des hypothèses concernant le chargement, en appliquant un chargement initial de 0,2 UGB avec 100 jours de pâturage et un poids moyen par animal de 450 kg (génisse de troupeau allaitant). Les calculs ont été faits par région en utilisant des stocks de carbone organique du sol des prairies, agrégés à la surface prairiale par région (cf. Tableau 12). En toute logique, ce type de calcul permettrait aussi de voir les conséquences d'une baisse de chargement dans les prairies (intensives) (cf. stockage du C supplémentaire *via* une désintensification). Néanmoins, du fait qu'il n'existe pas suffisamment de données

statistiques sur le chargement et les surfaces de prairie pâturée qui servent à un déplacement de quelques têtes, ces estimations ont été exclues.

Cette sous-action se base sur des calculs par région et sur des données de stock de carbone organique du sol (couche de 0 à 30 cm) des prairies (e.g. Tableau 14).

Tableau 23. Estimations des atténuations potentielles unitaires exprimées par unité de surface (ha), calculées avec les méthodes "CITEPA" et "expert"

Emissions	Méthode "CITEPA"		Méthode "expert"		Emissions dues au carburant	
	directes	indirectes	directes	indirectes	directes	induites
Potentiels unitaires (MgCO ₂ e/ha/an)	1,3833	-0,0275	1,3875	-0,0014	-0,4452	-0,0936

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

Le calcul des émissions prend en compte le gain en C du sol par une intensification des pâturages et les émissions de N₂O et CH₄ liées au pâturage (déjections, lessivage et production entérique). Le calcul des émissions de N₂O prend en compte les deux méthodes présentées ("CITEPA" et "experts"). L'atténuation potentielle des émissions indirectes et celles dues au carburant (directes et induites) sont négatives, car la sous-action engendre des émissions de N₂O indirectes issues des déjections, et un travail supplémentaire pour la fauche.

On notera que la méthode actuelle CITEPA sous-estime légèrement les gains possibles de GES. Au total (émission directes, indirectes) le potentiel unitaire est évalué à 0,9409 (calcul "expert") et 0,9106 (calcul "CITEPA") MgCO₂e/ha/an.

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

• Situation actuelle

Les surfaces en prairies peu productives représentent 2,3 et 2,5 Mha en 2000 et 2010. Une des difficultés pour l'application de cette méthode vient du fait qu'il n'existe que peu de données statistiques sur les modes de gestion. La sous-action se fonde donc sur des hypothèses.

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

L'intensification comprend une augmentation du chargement animal via un déplacement de quelques têtes d'un troupeau déjà au pâturage. En conséquence, la prairie peu productive doit se situer à proximité d'autres parcelles pâturées de la même exploitation. Nous avons supposé que ce type de prairie correspond à 20% de la surface. Avec un chargement animal initial de 0,2 UGB/ha (alpage par exemple) et une augmentation du chargement de 20% (0,04 UGB), le chargement correspond donc à 0,24 UGB/ha.

• Assiette maximale technique (AMT)

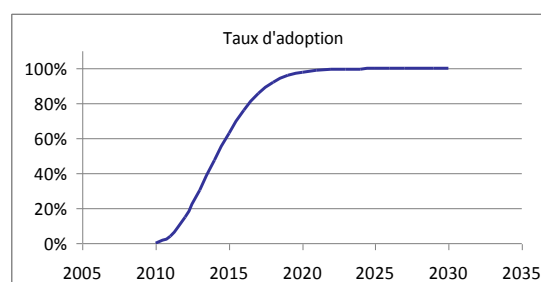
Les 20% des surfaces de prairies permanentes peu productives représentent 0,48 Mha.

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

Tableau 24. Scénario de diffusion de la sous action 4

Année de départ	t0	2010
Fin de projection	that	2030
Taux d'adoption initial, ie en	alpha 0	0.00%
Taux d'adoption tangentiel (en un temps infini)	alpha bar	100.00%
Nombre d'années qu'il faut pour atteindre	tau	5
	beta	2
Point d'inflexion au plus tard en		2015
Point d'inflexion en		2013,5
Taux d'adoption à l'horizon de projection, 2030		100%

Figure 6. Cinétique de diffusion



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

Tableau 25. Potentiel d'atténuation des émissions directes, directes + indirectes, directes + indirectes + induites sur l'AMT en 2030, et sur la période de 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion ; émissions calculées avec les méthodes "CITEPA" et "expert"

Emissions	En 2030 (sous action AMT) en MgCO ₂ e/an			Période 2010-2030 (scénario de diffusion) en MgCO ₂ e		
	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites	directes et indirectes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites
Méthode "CITEPA"	650 781	437 086	392 144	10 457 312	7 023 472	6 301 309
Méthode "expert"	665 329	451 634	406 692	10 691 087	7 257 245	6 535 074

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

● Inventaire des modifications induites par la sous-action

Cette sous-action prend en compte une économie de foin non utilisé. En effet, en intensifiant des parcelles peu productives par une augmentation du chargement animal, on libère des surfaces pâturées, ce qui permet de récolter la biomasse non consommée. Cette biomasse peut être vendue par la suite sous forme de foin. Cette économie en foin a été estimée en supposant une biomasse ingérée de 9,28 kgMS/jour par tête, multipliée par la différence de chargement (initial et avec l'action soit : 0,02 UGB/ha), multipliée par la surface concernée et un taux d'humidité de 15%. La fauche prend en compte un rendement de 4,5 MgMS/ha (première coupe) et une mécanisation nécessaire qui comprend la fauche, des fanages (3 fois), le pressage, un remisage pour la vente et le transport. Cette mécanisation inclut la main d'œuvre (17 €/heure) nécessaire pour effectuer ce travail. Le prix du foin varie de 92 à 152 € la tonne (grosses bottes à 15% de MS). Les calculs ont été effectués avec un prix de 143,5 €/MgMS ou 31,88 €/ha.

● Estimations des coûts/bénéfices

Tableau 26. Estimation des coûts / bénéfices annuels

	Opération	Montant (€/ha)	Consommation de carburant (l/ha)
Coûts	Fauche	27,18	3,1
	Fanage	61,35	10,4
	Pressage	52,15	3,5
	Remisage	20,55	3,45
	Total	161,23 (169,8 fuel fiscalisé)	20,39
Bénéfice	Vente du foin	143,5 €/MgMS (31,88€/ha)	

● 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

Fuel défiscalisé

- Economie unitaire : -3,95 €/ ha
- Economie annuelle sur l'AMT : 1 897 217 €/an
- Economie sur la période 2010-2030 : 30 486 k€

Fuel fiscalisé

- Economie unitaire : -3,88 €/ ha
- Economie annuelle sur l'AMT : 1 863 546 €/an
- Economie sur la période 2010-2030 : 29 945 k€/an

Le coût unitaire de l'adoption est négatif (-3,95 €/ha) ce qui représente une économie. Il peut varier selon le prix de vente du foin qui dépend fortement des années climatiques (92 à 152 €/MgMS par grosses bottes) et selon le rendement (4,5 à 6 MgMS/ha), ce qui fait une économie unitaire de 2,06 à 4,26 €/ha.

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

Tableau 27. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation sous-action 4.

Méthode de calcul	Emissions prises en compte	Atténuation			Economie, coût unitaire (€)	Coût de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e)	
		unitaire (MgCO ₂ e/unité/an)	sur l'AMT (MgCO ₂ e/an)	sur la période 2010-2030 (MgCO ₂ e)		Fuel défiscalisé	Fuel fiscalisé
"expert"	directes et indirectes (sans le carburant)	1,3861	665 329	10 691 087	-3,95€/ha	-2,852	-2,801
	directes, indirectes (sans induites)	0,9409	451 634	7 257 245		-4,201	-4,126
	directes, indirectes et induites	0,8473	406 692	6 535 074		-4,665	-4,582
"CITEPA"	directes et indirectes (sans le carburant)	1,3558	650 781	10 457 315		-2,915	-2,864
	directes et indirectes (sans induites)	0,9106	437 086	7 023 473		-4,341	-4,264
	directes, indirectes et induites	0,8170	392 144	6 301 309		-4,838	-4,752

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

Tableau 28. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation des 4 sous-actions (sans émissions induites)

Sous-action	Méthode	Atténuation des émissions directes + indirectes (sans induites)			Economie, coût unitaire (€)	Bénéfice de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e) Fioul défiscalisé	
		unitaire (MgCO ₂ e/unité/an)	sur l'AMT (MgCO ₂ e/an)	sur la période 2010-2030 (MgCO ₂ e)			
1. Allonger la durée de pâturage :	par VL	"expert"	0,06236	196 036	1 532 971	-32,13 €/VL	-515
		"CITEPA"	0,03649	114 727	897 151		-880
	par ha	"expert"	0,04957	Idem		-25,54 €/ha	-515
		"CITEPA"	0,02901				-880
2. Durée de vie PT	"expert"	0,6115	1 440 114	13 858 603	-112,42 €/ha	-184	
3. Désintensification	"expert"	0,0517	460 083	7 582 949	7,84 €/ha	-152	
	"CITEPA"	0,0834	741 767	12 225 571		-94	
4. Intensification	"expert"	0,9409	451 634	7 257 245	-3,95 €/ha	-4,20	
	"CITEPA"	0,9106	437 086	7 023 473		-4,34	

7. Discussion

Depuis 30 ans, malgré des soutiens (dont la prime à l'herbe depuis 1993), une diminution régulière des surfaces en prairies est observée (de 12,8 Mha en 1980 à 7,4 Mha en 2010), au profit du maïs ensilage et des céréales. Ces surfaces de culture sont émettrices de GES, particulièrement de N₂O, via l'utilisation des engrais de synthèse et leur consommation en énergie, ainsi que leur retournement fréquent (source importante de CO₂).

Cette étude montre qu'au plan économique, les scénarios ont un coût négatif. Concernant les gains par tonne de CO₂e évité, les sous-actions les plus intéressantes sont : allonger la durée annuelle de pâturage (section 5.1), accroître la durée de vie des PT (5.2) et "désintensifier" les prairies (5.4). Sur le plan de l'atténuation des émissions obtenues sur l'AMT et la période 2010-2030, les sous-actions les plus intéressantes à mettre en œuvre sont : l'allongement de la durée de vie des PT (5.2), et la désintensification (5.3), puis l'intensification (5.4). Une comparaison avec les résultats d'autres études équivalentes (Irlande, Grande-Bretagne...) conforte ces résultats concernant l'allongement de la durée annuelle de pâturage, la désintensification et l'allongement de la durée de vie des PT.

En ce qui concerne l'allongement de la durée de vie des PT, l'inventaire actuel du CITEPA ne prend pas en compte les changements de stocks de C des prairies. Il existe cependant un mode de calcul *Tier 1* spécifique aux conditions agronomiques et pédoclimatiques que la France pourrait éventuellement utiliser, et la méthodologie développée ici pourrait servir de base à un calcul *Tier 2*. De plus, une réduction de la fréquence de retournement des PT et de l'utilisation d'engrais pourrait être favorisée par une reconnaissance *via* un marché de la qualité (label environnemental) ou *via* le marché du carbone (rémunération, subventions...). En ce qui concerne la vérifiabilité de la mise en œuvre de l'action, les changements de conduite des prairies sont difficiles à connaître, et plus encore à contrôler, comme la plupart des modifications de pratiques de gestion. Seules les durées de vie des PT figurent dans les statistiques agricoles annuelles. Une des principales difficultés se situe dans le fait que nous n'avons pas recensé de statistiques sur les pratiques culturales prises en compte dans l'étude.

En ce qui concerne l'allongement de la période de pâturage, un pâturage plus précoce en début de saison permet de mieux réguler la croissance de l'herbe au printemps, et d'économiser de l'ensilage et des tourteaux, mais cela oblige l'agriculteur à sortir les animaux pendant la journée à une saison où les conditions météorologiques restent aléatoires. Ainsi, l'allongement de la période de pâturage pourrait être promu comme un moyen d'amélioration de la qualité du lait (AOP).

Néanmoins, l'amélioration du bilan de GES liée à l'augmentation de la durée de pâturage ne ressort pas avec la méthode actuelle du CITEPA, car les émissions gazeuses de N₂O au pâturage y sont considérées comme aussi importantes que pour la séquence bâtiments-stockage-épandage des déjections. La méthode EMEP utilisée pour estimer plus précisément les émissions indirectes de N₂O montre par contre un effet significatif (réduction) de l'augmentation du pâturage. En ce qui concerne la vérifiabilité de la mise en œuvre, les changements de conduite des prairies sont difficiles à connaître et nécessitent quelques précisions concernant des surfaces pâturées par type d'animal. Ces paramètres pourraient améliorer les calculs.

7.a. Sensibilité des résultats

Toutes les sous-actions sont de type "gagnant-gagnant", et les sous-actions "pâturage" et "durée de vie des PT" montrent un gain important.

La sous-action 1, allongement du pâturage, se base sur des élevages qui utilisent beaucoup de fourrages conservés et cherchent peu à utiliser le pâturage. Ce sont en fait les mêmes, bien souvent, que ceux qui utilisent du maïs et des tourteaux de soja (souvent en quantités trop importantes), car ils ont facilement beaucoup de stocks de qualité. Mais tous les élevages avec ensilage de maïs ne surconsument pas de tourteaux. La proportion est calculée en fonction de l'écart de la MAT du cas-type moyen avec la valeur de référence 14% de MAT (voir Action 8). La sous-action ne concerne que la ration hivernale, donc une extension de la période intermédiaire (pâturage + fourrages conservés). Le gain économique important est lié à l'hypothèse forte que l'herbe qui aurait servi à l'ensilage d'herbe peut être pâturée, en épargnant le maïs ensilage. Les calculs faits par la suite reposent sur des hypothèses de prix constants (192,1 €/t) et de rendements par hectare élevés (8,8 t/ha), notamment pour le maïs en grain, très favorables (Agreste 2010). Enfin, un prolongement du pâturage réduit les aliments à l'étable (12,5 €/VL, dont 40% du prix unitaire de la sous-action) également estimés avec une hypothèse de prix constants.

Les résultats sont donc très discutables pour le chiffrage des actions. De plus, dans le cas des émissions de N₂O, il y a un écart important entre les deux méthodes de calcul utilisées.

Pour les sous-actions 2 et 3, durée des prairies temporaires et désintensification (réduction de la fertilisation minérale), il est important de dire que ce rallongement de durée de PT ne se traduit pas par une baisse de rendement, ni une modification des surfaces. Une baisse de rendement aurait une incidence économique considérable (substitution par des fourrages ou concentrés achetés, baisse des productions animales...).

La sous-action 4, intensifier les prairies peu productives, est liée à l'hypothèse forte qu'il y existait de l'herbe sous-utilisée, et qui est *in fine* pâturée, laissant un surplus d'herbe utilisable pour la production de foin. Ici, les rendements par hectare (4,5 tMS/ha), les coûts de mécanisation et le prix de vente du foin sont très favorables. On peut imaginer qu'une partie des surfaces se trouve en montagne et est difficilement accessible.

En prenant en compte une variation des prix et des rendements, les coûts de l'atténuation unitaire d'émissions varient selon les sous-actions (Tableau 29).

Tableau 29. Synthèse sur la sensibilité des résultats concernant les rendements et les prix

Fourchette	Coût unitaire pour l'agriculteur (€/unité/an)			Coût de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e)		
	basse	moyenne	haute	basse	moyenne	haute
1 Durée de pâturage	-19.29	-32.13	-33.74	-315	-515	-802
2 Durée des prairies temporaires	-103.44	-112.42	-121.27	-169	-183.8	-198.4
3 Désintensification	-5.6	-7.8	-11.1	-108	-152	-214
4 Intensification	-2.1	-4.0	-4.3	-2.2	-4.2	-4.5

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

• Comptabilisation de l'effet

L'inventaire actuel du CITEPA ne prend pas en compte les changements de stocks de C des prairies. Il existe cependant un mode de calcul *tier 1* tenant compte des conditions agronomiques et pédoclimatiques que la France pourrait éventuellement utiliser, et la méthode développée ici pourrait servir de base à un calcul *tier 2*.

L'amélioration du bilan de GES liée à l'augmentation de la durée de pâturage ne ressort pas avec la méthode actuelle du CITEPA car les émissions gazeuses de N₂O au pâturage y sont considérées comme aussi importantes que pour la séquence bâtiments-stockage-épandage des déjections. La méthode EMEP/ EEA utilisée pour estimer plus précisément les émissions indirectes de N₂O montre en revanche un effet significatif (réduction) de l'augmentation du pâturage.

• Vérifiabilité de la mise en œuvre

Les changements de conduite des prairies sont difficiles à connaître, et plus encore à vérifier, comme la plupart des modifications de pratiques de gestion. Seules les durées de vie des prairies temporaires figurent dans les statistiques agricoles annuelles. Les données statistiques sur le mode d'exploitation des prairies font défaut : l'enquête quinquennale "Pratiques culturales" ne spécifie pas les modalités de pâturage (type d'animal et chargement) et ne renseigne pas les prairies permanentes.

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

Depuis 30 ans, malgré des soutiens (dont la prime à l'herbe depuis 1993), une diminution régulière des surfaces en prairie est observée (12,8 Mha en 1980 contre 7,4 Mha en 2010), au profit du maïs ensilage et des céréales (surfaces de culture plus émettrices de GES). Une réduction de la fréquence de retournement des PT et de l'utilisation d'engrais pourrait être favorisée par une reconnaissance par le marché de la qualité (label environnemental, Appellation d'origine protégée...).

7.d. Vulnérabilité et adaptabilité de l'action au changement climatique

L'évolution du climat (événements extrêmes) et le changement d'utilisation des terres sont susceptibles d'avoir un effet important sur le stockage du C des prairies, *via* une accélération de la décomposition de la matière organique de sol (suite au retournement, température élevée).

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

Les surfaces prairiales contribuent à la multifonctionnalité des élevages (biodiversité, esthétique des paysages...) et au stockage du carbone dans le sol. Cette "capture" de CO₂ dans les systèmes prairiaux permet de diminuer les impacts environnementaux de l'activité d'élevage (qualité de l'eau, émissions de CH₄...).

L'allongement de la période de pâturage réduit la quantité de déjections en bâtiment, limitant ainsi la mise en place et/ou l'utilisation d'un méthaniseur. Ces déjections, n'étant plus épandues, sont susceptibles d'être remplacées par des fertilisants minéraux plus polluants pour leur fabrication.

Tableau 30. Synthèse sur les Interactions entre sous-actions et avec les autres actions

Élément concerné par l'interaction	Le périmètre et l'assiette
1. Fertilisation azotée minérale et organique	La fertilisation des prairies temporaires et des prairies permanentes est étudiée dans l'action "Prairies" et dans l'action "Fertilisation azotée".
2. Légumineuses	L'introduction de légumineuses dans les prairies temporaires réduit l'apport d'engrais, car on peut imaginer que les actions sont additives.
4. Cultures intermédiaires, intercalaires et bandes enherbées	L'augmentation de la durée de vie des PT pourrait être combinée avec des bandes enherbées.
3. Non-labour	L'accroissement de la durée des prairies temporaires diminue les surfaces en cultures annuelles, et donc l'assiette potentielle de l'action "Non-labour".
8. Alimentation azotée des animaux	L'augmentation du temps de pâturage et l'alimentation sans additives.
9. Méthanisation et torchères	La mise en place d'un méthaniseur peut inciter à laisser les animaux plus longtemps en bâtiment pour rentabiliser l'installation, et donc diminuer le temps passé au pâturage par rapport à la situation de référence.
10. Consommation énergétique des bâtiments et des engins agricoles	L'augmentation du temps de pâturage réduit les le temps passé au bâtiment et l'utilisation d'engins agricoles.

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

Concernant la vulnérabilité et l'adaptabilité de l'action au changement climatique, l'évolution du climat (événements extrêmes) et le changement d'utilisation des terres sont susceptibles d'avoir un effet important sur le stockage de C des prairies, *via* une accélération de la décomposition de la matière organique de sol (suite au retournement, température élevée).

8. Conclusions

Cette action fait partie des actions de type gagnant-gagnant pour toutes les sous-actions considérées, et on peut penser qu'il est facile de les mettre en œuvre. Les sous-actions les plus intéressantes sur le plan des bénéfices par Mg de CO₂e évité sont : 1) allonger la durée de pâturage, 2) prolonger la durée de vie des PT et 3) désintensifier par une diminution de la fertilisation. Sur le plan de l'atténuation sur l'AMT pendant la période 2010-2030, les sous-action désintensification, intensification, et durée vie des PT sont intéressantes à mettre en œuvre. Il y a toutefois certains freins.

Sous-action1 : Des freins existent, difficiles à quantifier, au moins pour les vaches laitières, car autrement cette mesure aurait probablement déjà été adoptée pour la quasi-totalité des vaches laitières. L'économie de carbone liée à l'augmentation de la durée de pâturage ne ressort pas avec la méthodologie CITEPA de l'inventaire national actuel, car elle considère que les émissions gazeuses au pâturage sont aussi importantes que pour la séquence bâtiments-stockage-épandage. La méthode EMEP utilisée pour estimer plus précisément les émissions gazeuses montre par contre un effet significatif de l'augmentation de la durée du pâturage. Cette pratique conduit cependant à de faibles économies de GES, mais le gain économique, faible également, paraît très élevé par rapport aux économies de carbone. L'astreinte de sortir les vaches pendant la journée en période climatique incertaine apparaît souvent comme un frein à l'application de cette mesure.

Sous-action 2 et 3 : Une légère baisse des rendements n'est pas exclue, et une possible baisse d'autonomie fourragère freine l'agriculteur dans sa décision à mettre en œuvre ces actions.

Références bibliographiques citées

- Acharya, BS; Rasmussen, J; Eriksen, J (2012). Grassland carbon sequestration and emissions following cultivation in a mixed crop rotation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 153, 33-39.
- Agreste (2006). – Enquête pratiques culturales - grandes cultures et prairies.
- Agreste (2010). – Recensement agricole - Rica France - Tableaux standard 2010 Agreste Chiffres et Données Agriculture n° 216 Agreste Bretagne, 2008
- Angers, D; Eriksen, NS (2008). Full-Inversion Tillage and Organic Carbon Distribution in Soil Profiles: A Meta-Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 1370-1374.
- Arrouays, D; Saby, N; Walter, C; Lemerrier, B; Schwartz, C (2006). Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management*, 22, 48-51.
- Arrouays, D; Balesdent, J; Germon, JC; Jayet, PA; Soussana, JF; Stengel, P (2002). Contribution à la lutte contre l'effet de serre, Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise scientifique collective. Paris: INRA 2002, 334 p.
- Chardon, X, Rigolot, C; Baratte, C; Espagnol, S; Raison, C; Martin-Clouaire, R; Rellier, J-P; Le Gall, A; Doumad, JY; Piquemal, B; Leterme, P; Paillat, JM; Delaby, L; Garcia, F; Peyraud, JL; Poupa, JC; Morvan, T; Faverdin, P (2012). MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal*, (6), 1711-1721.
- CITEPA 2011 : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique - EMISSIONS DANS L'AIR EN FRANCE – Métropole - Substances relatives à l'accroissement de l'effet de serre, 25p.
- CNIEL 2012 : Centre National Interprofessionnel de l'Economie Laitière – Rapport annuel 2012, 40p.
- COMIFER 2011 : Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée
- DeRamus, HA; Clement, TC; Giampola, DD; Dickison, PC (2003). Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management system. *Journal of Environmental Quality*, 32, 269-277.
- Demer, JD; Hart, RH; Smith, MA; Waggoner, JW Jr (2008). Long-term cattle gain responses to stocking rate and grazing systems in northern mixed-grass prairie. *Livestock Science*, 117 (1), 60–9.
- Manley, JT; Schuman, GE; Reeder, JD; Hart, RH (1995). Rangeland soil carbon and nitrogen responses to grazing. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50 (3), 294–8.
- Teague, WR; Dowhower, SL; Baker, SA; Ansley, RJ; Kreuter, UP; Conover, DM; Waggoner, JA (2010). Soil and herbaceous plant responses to summer patch burns under continuous and rotational grazing. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137 (1–2), 113–23.
- IDELE : Institut de l'Elevage. Observatoire de l'alimentation des vaches laitières (15 rations-type) ; <http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/observatoire-de-l'alimentation-des-vaches-laitieres.html>
- Dolle, JB; Gac, A. ; Le Gall, A. (2009) L'empreinte carbone du lait et de la viande bovine. *Renc. Rech. Ruminants*, 16, 233-236.
- Eckard, RJ; Grainger, C; de Klein, CAM (2008). Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science*, 130 (1-3), 47-56.
- EMEP/EEA, 2010. Emission inventory guidebook 2009, updated June 2010. 4.B Animal husbandry and manure management. 73 pp.
- Eriksen J., Ledgard S., Luo J., Schils R., Rasmussen J., 2010. Environmental impacts of grazed pastures. In: Schnyder H. et al (eds), *Grassland in a changing world. Grassland Science in Europe*, 15, 880-890.
- EU-Policy Incentives for Climate Change Mitigation Agricultural Techniques 2007
- FAO. 2000. Manual on integrated soil management and conservation practices. Land and water bulletin 8, FAO, Rome. 204 pp.
- Faverdin, P; Baratte, C; Delagarde, R; Peyraud, JL (2011). Grazeln: a model of herbage intake and milk production for grazing dairy cows. 1. Prediction of intake capacity, voluntary intake and milk production during lactation. *Grass and Forage Science*, 66, 29-44.
- Franzluebbers, AJ (2005). Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil & Tillage Research*, 83 (1), 120–47.
- Franzluebbers, AJ (2010). Achieving Soil Organic Carbon Sequestration with Conservation Agricultural Systems in the Southeastern United States. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 347-357.
- Eagle, AJ; Olander, LP; Henry, LR; Haugen-Kozyra, K; Millar, N; Robertson, GP (2012). Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States – A Synthesis of the Literature - Technical working group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) – DukeUniversity, 84p.
- Institut de l'Elevage, 2011. Observatoire de l'alimentation des vaches laitières (15 rations-types) pour aller plus loin sur l'alimentation des VL (données 2007) <http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/observatoire-de-l'alimentation-des-vaches-laitieres.html>
- IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>
- IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised (1996). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volumes I, II and III. IPCC, Bracknell UK.
- Klumpp, K; Soussana, JF; Falcimagne, R (2007). Long-term steady state C-13 labelling to investigate soil carbon turnover in grasslands. *Biogeosciences*, 4 (3), 385-394.
- Klumpp, K; Soussana, JF (2009). Using functional traits to predict grassland ecosystem change: a mathematical test of the response-and-effect trait approach. *Global Change Biology*, 15 (12), 2921-2934.
- Kumar, B.M.; Nair, P.K.R., 2011. Sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges. Dordrecht: Springer Science (Advances in Agroforestry, n°8), 326 p.
- Lal, R (2002). Carbon sequestration in dryland ecosystems of West Asia and North Africa. *Land Degradation & Development*, 13 (1), 45-59.

- Lal, R (2008). Soil carbon stocks under present and future climate with specific reference to European ecoregions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81 (2), 113-127.
- Lal, R (2008). Soils and sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1), 57-64.
- Leifeld, J; Steffens, M; Galego-Sala, A (2012). Sensitivity of peatland carbon loss to organic matter quality. *Geophysical Research Letters*, 39, L14704.
- Liebig, MA; Gross, JR; Kronberg, SL; Phillips, RL; Hanson, JD (2010a). Grazing management contributions to net global warming potential: A long-term evaluation in the northern Great Plains. *Journal of Environmental Quality*, 39 (3), 799-809.
- Liebig, MA; Tanaka, DL; Gross, JR (2010b). Fallow effects on soil carbon and greenhouse gas flux in central North Dakota. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (2), 358-65.
- Linsler, D; Geisseler, D; Loges, R; Taube, F; Ludwig, B (2013). Temporal dynamics of soil organic matter composition and aggregate distribution in permanent grassland after a single tillage event in a temperate climate. *Soil Tillage Research*, 126, 90-99.
- Loiseau, P; de Montard, FX; Tribou, E; Gachon, L; Robelin, M (1996). "Site de Theix (Puy-de-Dôme) 1 - Etude de la minéralisation de l'azote in situ", Un point sur ... Trente ans de lysimétrie en France 1960-1990, J.C. Muller coordinateur, INRA Editions, 249-273.
- Louault, F; Pillar, VD; Auffère, J; Garnier, E; Soussana, JF (2005). Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16, 151-160.
- Luo, Z; Wang, E; Sun, OJ (2010). Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: A review and synthesis. *Geoderma*, 155, 211-223.
- Manley, JT; Schuman, GE; Reeder, JD; Hart, RH (1995). Rangeland soil carbon and nitrogen responses to grazing. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50 (3), 294-8.
- Mudge, PL; Wallace, DF; Rutledge, S; Campbell, DI; Schipper, LA; Hosking, CL (2011). Carbon balance of an intensively grazed temperate pasture in two climatically contrasting years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144 (1), 271-280.
- O'Brien, D; Shalloo, L (2011a). Greenhouse gas emissions from dairy systems. *Irish Dairying Planning for 2015 (Moorepark Open Day 2011)*. Teagasc IE pp. 120-122.
- O'Brien, D; Shalloo, L; Buckley, F; Horan, B; Grainger, C; Wallace, M (2011b). The effect of methodology on estimates of greenhouse gas emissions from grass-based dairy systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 39-48.
- Ojima, DS; Parton, WJ; Schimel, DS; Kittel, TGF; Scurlock, JMO (1993a). Modeling the effects of climatic and CO2 changes on grassland storage of soil C. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70 (664), 643-657.
- Ojima, DS; Dirks, BOM; Glenn, EP; Owensby, CE; Scurlock, JMO (1993b). Assessment of C budget for grasslands and drylands of the world. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70 (663), 95-109.
- OMINEA 2012 : Organisation et Méthodes des Inventaires Nationaux des Emissions Atmosphériques en France. Guide Méthodologique pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques (polluants de l'air et gaz à effet de serre). http://www.citepa.org/images/Citepa_cite/medde_guide_methodo_pcit_170413.pdf Pôle National de Coordination des Inventaires Territoriaux. (2012), 293p.
- Parton, WJ; McKeown, B; Kirchner, V; Ojima, DS (1992). *CENTURY Users Manual*. Colorado State University, NREL Publication, Fort Collins, Colorado, USA.
- Paustian, KH; Babcock, BA; Hatfield, J; Kling, CL; Lal, R; McCarl, BA; McLaughlin, S; Mosier, AR; Post, WM; Rice, CW; Robertson, GP; Rosenberg, NJ; Rosenzweig, C; Schlesinger, WH; Zilberman, D (2004). *Climate Change and Greenhouse Gas Mitigation: Challenges and Opportunities for Agriculture*. Task Force Report 141. Ames, IA: Council for Agricultural Science and Technology.
- Peyraud, L; Le Gall, A; Luscher, A (2009). Potential food production from forage legume-based-systems in Europe: an overview. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 48, 115-135.
- Protin, P-V; Corre-Hellou, G; Naudin, C; Trochard, R (2009). Effects of fertilisation practices on the productivity of pastures and of mixtures of cereals and high-protein crops and on the quality of the forage. *Fourrages*, 198, 115-130.
- Raich, JW; Schlesinger, WH (1992). The global carbon-dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus Series B-chemical and Physical Meteorology*, 44 (2), 81-99.
- Teagasc 2010 : Agriculture and Food Development Authority. Annual report 2010 and Financial Statements, 75p.
- Shahzad, T; Chenu C, Repinçay C, Mougou, C, Ollier J-L, Fontaine S (2012). Plant clipping decelerates the mineralization of recalcitrant soil organic matter under multiple grassland species. *Soil Biology and Biochemistry*, 51, 73-80.
- Schils, RLM; Eriksen, J; Ledgard, SF; Vellinga, ThV; Kuikman, PJ; Luo, J; Petersen, SO; Velthof, GL (2011). Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from herbivore production systems. Conference: 8th International Symposium on the Nutrition of Herbivores (ISNH). *Animal*, 7 (1), 29-40.
- Schnabel, RR; Franzluebbers, AJ; Stout, WL; Sanderson, MA; Stuedemann JA (2001). The effects of pasture management practices. In *The Potential of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*, edited by Follett, RF; Kimble, JM; Lal, R, Boca Raton, FL: CRC Press.
- Soussana, JF; Loiseau, P; Vuichard, N; Ceschia, E; Balesdent, J; Chevallier, T; Arrauays, D (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20, 219-230.
- Soussana, JF; Allard, V; Pilegaard, K; Ambus, P; Amman, C; Campbell, C; Ceschia, E; Clifton-Brown, J; Czobel, S; Domingues, R; Flechard, C; Fuhrer, J; Hensen, A; Horvath, L; Jones, M; Kasper, G; Martin, C; Nagy, Z; Neftel, A; Raschi, A; Baronti, S; Rees, RM; Skiba, U; Stefani, P; Manca, G; Sutton, M; Tuba, Z; Valentini, R (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO2, N2O, CH4) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121, 121-134.
- Soussana, JF; Tallec, T; Blanfort, V (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4, 334-350.
- Teague, WR; Dowhower, SL; Baker, SA; Ansley, RJ; Kreuter, UP; Conover, DM; Waggoner, JA (2010). Soil and herbaceous plant responses to summer patch burns under continuous and rotational grazing. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137 (1-2), 113-23.
- Theau, J-P; Chaballier, C; Piquet, M; Cayre, P; Delmas, B; Violleau, S; Farruggia, A (2012). "Construiredes outils en partenariat entre Recherche et Développement. Le diagnostic des pratiques fourragères en zone fromagère AOP du Massifcentral", *Fourrages*, 209, 69-78.

- UK Marginal Abatement Cost Curves for the Agriculture and Land Use, Land-Use Change and Forestry Sectors out to 2022, with Qualitative Analysis of Options to 2050
- Velthof, GL; Oenema, O (2001). Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 399. 56 p
- Vertès, F; Laurent, F; Recous, S; Leterme, P; Mary, B (2001). Nitrogen mineralization under bare soils after the destruction of grazed pastures. In "Sustainable management of soil organic matter" Rees, RM; Ball, BC; Campbell, CD; Watson, CA (eds), CABI Publishing : 240-246.,
- Vertès, F; Simon, JC; Laurent, F; Besnard, A (2007). Prairies et qualité de l'eau Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. Fourrages, 192, 423-440.
- Vertès, F; Benoit, M; Dorioz, JM (2010). Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux : atouts et limites. Fourrages, 83-94.
- Virto, I; Barre, P; Burlot, A; Chenu, C (2012). Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. Biochemistry, 108, 17-26.
- Wardle, DA; Bardgett, RD; Klironomos, JN; Setälä, H; van der Putten, WH; Wall, DH (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. Science, 304 (5677), 1629-1633.
- Wolf, B; Zheng, X; Bruggemann, N; Chen, W; Dannenmann, M; Han, X; Sutton, MA; Wu, H; Yao, Z; Butterbach-Bahl, K (2010). Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. Nature, 464 (7290), 881-884.

Annexe

Tableau A-1. Fiches d'alimentation VL 1 à 4, 7, 12 à 15, Document IDELE : Observatoire de l'alimentation des vaches laitières
(15 rations-types) ; <http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/observatoire-de-l'alimentation-des-vaches-laitieres.html>

N° Fiche Ration	Cas-type OTEX	Sous-cas type	Effectif	Exploitations	Part des exploitations	UTA totales	SAU (ha)	Moy. SFP (ha)	Mais fourrage (% SFP)	Moy. Effectif VL/ exploit	UGB herb.	Chargement (UGB/ha SFP)	Quota (L)
1	Spécialisé de plaine	Lait >30% maïs - Hors ouest	623	3 900	4.4	2.1	73.1	47.8	43	53.2	81.6	1.71	340 060
2	Spécialisé de plaine	Lait >30% maïs - Ouest	907	9 226	10.5	1.9	61.9	42	41	45.9	69.3	1.65	307 983
3	Spécialisé de plaine	Lait 10-30% maïs - Hors Ouest	557	3 130	3.6	1.8	74.1	57.8	21	47	73.9	1.28	271 268
4	Spécialisé de plaine	Lait 10-30% maïs - Ouest	335	3 536	4	1.7	59.7	46.1	23	41	62.2	1.35	251 236
7	Spécialisé de montagne et piémont	Mais	614	3 537	4	1.9	62.8	53.1	18	40.4	58.6	1.1	243 668
12	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine HS >30% Maïs	220	1 255	1.4	2.5	69	37.8	42	40.2	59.8	1.58	277 336
12	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine GC >30% Maïs	135	597	0.7	2.7	163.5	28.7	45	37.4	55.5	1.93	286 596
13	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine PCE >30% Maïs	1 044	5 637	6.4	2.3	111.7	40.2	44	48.8	74.2	1.84	344 709
14	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine PCE 10-30% Maïs	526	2 288	2.6	2.1	116	48.8	22	41.9	66.1	1.36	281 828
15	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine PCE <10% Maïs	339	1 715	1.9	1.8	90.6	35.3	1.6	31.1	48	1.36	203 013
4	Mixte Lait et viande	Plaine PCE Lait+JB sans VA	566	2 450	2.8	2.5	149.8	61.9	30	52.1	110.9	1.79	339 230
14	Mixte Lait et viande	Plaine PCE Lait+JB avec VA	302	1 220	1.4	2.6	179.6	86.4	23	48	147.7	1.71	320 565
14	Mixte Lait et viande	Plaine PCE Lait+viande à l'herbe et/ou VA	698	3 303	3.8	2.3	140.4	65.5	21	43.6	105.5	1.61	276 918
4	Mixte Lait et viande	Plaine Lait+JB sans VA	976	6 968	7.9	2.1	88.5	63.7	32	51.9	108.9	1.71	318 107
4	Mixte Lait et viande	Plaine Lait+JB avec VA	660	4 207	4.8	2.3	113.7	87.3	24	49.6	152.6	1.75	298 406
4	Mixte Lait et viande	Plaine Lait+viande à l'herbe et/ou VA	1541	11 224	12.6	2	87.6	70	19	43.7	107.2	1.53	255 296
7	Mixte Lait et viande	Montagne-Piémont Lait+viande maïs	318	1 634	1.9	2.2	93.7	82.4	14	39.6	100.1	1.21	231 795
8	Mixte Lait et viande	Montagne-Piémont Lait+viande herbager	604	3 528	4	2	87.3	81.8	0.6	31.4	77.3	0.94	153 073
8	Mixte Lait et viande	Montagne-Piémont Lait+ ovins viande	107	531	0.6	2.1	94.9	85.5	4	31	82.3	0.96	151 098
3	Autres Lait	Autres Lait+ Autres herbivores	61	333	0.4	2.3	103.5	83.4	12	38.5	117.5	1.41	235 073
4	Autres Lait	Autres Lait+ Hors sol	184	895	1	2.2	68.1	46.8	24	34.8	64.3	1.37	224 106
3	Autres Lait	Autres Lait+ GC	340	1 405	1.6	2.3	167.7	36.1	17	28	54.3	1.5	202 968
3	Autres Lait	Autres Lait+ PCE	171	638	0.7	2.2	106.8	57.9	14	35.3	66.3	1.14	226 546
3	Autres Lait	Autres Lait+ cultures pérennes/spécialisées	128	593	0.7	2.8	68.5	40.1	22	32.2	50	1.25	203 750

Action 7

Substituer des glucides par des lipides insaturés et utiliser un additif à base de nitrate dans les rations des ruminants pour réduire les émissions de méthane entérique

Auteurs

Michel Doreau (INRA-PHASE)

Marc Benoit (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Philippe Chemineau (INRA-DEPE)

Philippe Faverdin (INRA-PHASE)

Michel Lherm (INRA-SAE2)

Extraction et traitement de données

Lénaïc Pardon (INRA-DEPE)

Rellecteurs scientifiques externes

Chaouki Benchaar (Agriculture et Agroalimentaire Canada)

Eric Froidmont (Centre wallon de Recherches agronomiques)

Rellecteur technique externe

Jean-Baptiste Dollé (Institut de l'Élevage)

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

En France, 12% des émissions de gaz à effet de serre (GES) d'origine anthropique proviennent du méthane, et 80% des émissions de méthane proviennent de l'élevage (CITEPA, 2010). Ce méthane est pour environ 2/3 d'origine entérique, et 1/3 provient de la fermentation des effluents d'élevage. Le méthane entérique est produit par la fermentation microbienne des glucides chez les ruminants (bovins, ovins, caprins) et les équidés. L'action concerne exclusivement les bovins. Les équidés ne seront pas considérés. En effet, ils produisent du méthane dans leur gros intestin, mais les nutriments non cellulosiques sont digérés en très grande partie au niveau de l'intestin grêle, et il est difficile d'imaginer pour l'espèce équine une méthode d'atténuation de la production de méthane. D'ailleurs, il n'y a à notre connaissance aucune étude sur l'effet potentiel de nutriments spécifiques ou d'additifs alimentaires sur la production de méthane chez les chevaux. Les petits ruminants (ovins et caprins) ne seront pas considérés. En effet, ils représentent seulement 7% des émissions entériques des ruminants (Vermorel et al., 2008), leurs systèmes de production sont nombreux et hétérogènes et les données techniques très limitées.

L'action consiste à 1) accroître fortement l'introduction de sources de lipides insaturés dans la ration, et 2) distribuer un additif alimentaire à base de nitrate, ces deux techniques permettant de réduire le méthane entérique produit par les ruminants. L'utilisation de la voie génétique animale pour réduire le méthane n'a pas été retenue. En effet l'augmentation de productivité des bovins relève d'une pratique actuelle ne nécessitant pas d'action nouvelle spécifique ; la sélection des bovins sur une efficacité alimentaire accrue est actuellement prématurée faute de recul et ne pourrait de toute manière pas débiter rapidement. Parmi les diverses possibilités de réduire la production de méthane en modifiant la composition de la ration, le choix a été fait de privilégier l'apport de lipides. Brièvement, l'accroissement du pourcentage de concentré dans la ration, souvent suggéré pour réduire le méthane, n'a pas été retenu car ne participant pas à un élevage de ruminants durable à base de fourrages, et parce que la baisse de méthane est partiellement compensée par une augmentation des autres GES.

La limitation de l'apport de lipides à des sources insaturées est expliquée aux paragraphes 3.1. et 7.c. L'apport de lipides saturés peut en effet entraîner un accroissement de leur teneur dans le lait ou la viande, ce qui va à l'encontre des recommandations nutritionnelles pour l'alimentation humaine. Concernant l'utilisation d'additifs, seul le nitrate est retenu. Nous avons exclu les additifs interdits dans l'Union Européenne (antibiotiques ionophores) et dont l'absence de toxicité n'est pas attestée (chloroforme...) ; le nitrate est le seul additif restant pour lequel une diminution de la production de méthane est attestée par des essais *in vivo* concordants, y compris à long terme. Comme les lipides insaturés et le nitrate sont les deux seules possibilités retenues pour réduire le méthane entérique, elles ont été regroupées en une seule action divisée en deux sous-actions. La justification et le cadre de leur emploi sont brièvement présentés dans les paragraphes suivants. Des commentaires détaillés sont fournis dans les Annexes 1 et 2.

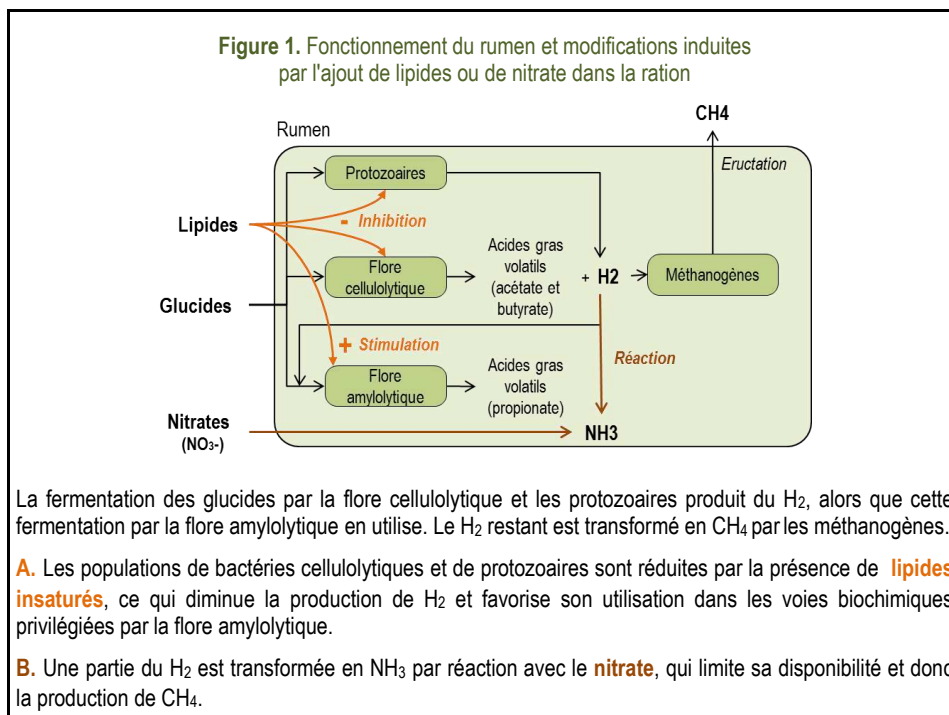
Actuellement, l'introduction de lipides insaturés dans la ration des ruminants est limitée au cas d'animaux forts producteurs auxquels on souhaite apporter un "concentré d'énergie" ou dans le cadre de cahiers des charges visant à accroître les acides gras oméga 3 dans les produits (initiative "Bleu-Blanc-Cœur"). D'une manière générale, l'introduction d'additifs alimentaires, malgré une forte promotion par les firmes d'aliments du bétail, est limitée aux animaux forts producteurs en vue d'améliorer leur efficacité alimentaire ou de réduire les risques de pathologie d'origine nutritionnelle. L'utilisation de nitrate en tant qu'additif n'est pas encore pratiquée.

2. Description de l'action

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

La fermentation des glucides dans le rumen est réalisée par un écosystème complexe de bactéries et de protozoaires. Elle produit des acides gras volatils, qui sont la principale source énergétique des ruminants, et également du gaz carbonique et de l'hydrogène. Le méthane est normalement produit dans le rumen par des archaea méthanogènes, micro-organismes qui convertissent l'hydrogène en méthane. La conversion de glucides en acides gras volatils se fait selon deux voies concomitantes : la première conduit à la formation de l'acétate et du butyrate et produit de l'hydrogène, la seconde conduit à la formation du propionate et consomme de l'hydrogène. Il y a production nette d'hydrogène, car la voie de l'acétate et du butyrate est plus importante que la voie du propionate. La production d'hydrogène dépend donc d'une part de la quantité de glucides digestibles, d'autre part de l'orientation des fermentations vers l'un ou l'autre des acides gras volatils. Cette orientation est liée à l'équilibre de la population bactérienne du rumen (flore cellulolytique ou amylolytique) et à la population de protozoaires. Les rations riches en cellulose (herbe, sous-produits riches en parois végétales) produisent préférentiellement de l'acétate, les rations riches en amidon (céréales) produisent préférentiellement du propionate. En outre, les protozoaires sont de gros producteurs d'hydrogène. Les lipides insaturés (surtout polyinsaturés) réduisent les populations bactériennes cellulolytiques et/ou les protozoaires, et donc la production d'hydrogène. Le mécanisme d'action du

nitrate est différent. L'hydrogène est capté par le nitrate, avec formation d'ammoniac, préférentiellement à la voie de formation du méthane. En bref, les lipides réduisent la production d'hydrogène, et le nitrate dévie son utilisation et évite la formation de méthane.



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

Pour les raisons énoncées ci-dessus, les deux sous-actions instruites dans la fiche seront : 1) apport de lipides insaturés dans la ration et 2) apport de nitrate dans la ration. Dans le cas des lipides, deux modalités techniques complémentaires sont retenues : l'utilisation de mélanges extrudés à base de graines oléagineuses et l'enrichissement des aliments concentrés avec des huiles. Ces deux modalités sont techniquement opérationnelles, et maîtrisées par plusieurs fabricants d'aliments du bétail. Dans le cas du nitrate, la seule option technique retenue est son incorporation dans des aliments composés, sous le contrôle de l'industrie de l'alimentation animale, excluant une utilisation directe par l'éleveur sous forme d'additif. La limitation pour les fabricants d'aliments du bétail est la protection d'une partie de la technique par un brevet.

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

Parmi les nombreuses synthèses sur les moyens de réduire la production de méthane entérique, on peut citer les plus récentes :

- Beauchemin K.A., McAllister T.A., McGinn S.M., 2009. Dietary mitigation of enteric methane from cattle. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources. 4 (No. 035). CABI, Wallingford, Royaume-Uni, 1-18.
- Martin C., Morgavi D.P., Doreau M., 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal*, 4, 351-365.
- Grainger C., Beauchemin K.A., 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Anim. Feed Sci. Technol.*, 166-167, 308-320.
- Doreau M., Martin C., Eugène M., Popova M., Morgavi D.P., 2011. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. *INRA Prod. Anim.*, 24, 461-474.
- Hristov A.N., Oh J., Lee C., Meinen R., Montes F., Ott T., Firkins J., Rotz A., Dell C., Adesogan A., Yang W., Tricarico J., Kebreab E., Waghorn G., Dijkstra J., Oosting S. 2013. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO₂ emissions. Edited by P. J. Gerber, B. Henderson and H. P.S. Makkar. FAO Animal Production and Health Paper No. 177. FAO, Rome, Italy.

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

3.1. Lipides

Les lipides, quels qu'ils soient, sont digérés dans l'intestin et ne sont pas producteurs de méthane dans le rumen, contrairement aux glucides auxquels ils se substituent dans la ration. En outre, certaines sources de lipides (insaturés entre autres) modifient l'écosystème microbien dans un sens allant vers une diminution des émissions de méthane (Popova et al., 2011).

Certaines sources de lipides ont en moyenne plus d'effet pour réduire le méthane que d'autres. Dans l'ordre du plus efficace au moins efficace : acides gras à chaîne moyenne, acide linoléique, acide linoléique, acides gras saturés à 16 et 18 carbones et acide oléique. Mais il n'a pas été montré que ces différences moyennes d'efficacité sont statistiquement significatives. L'importance de l'effet est liée aux modifications de l'écosystème microbien sous l'influence des lipides. Celles-ci sont les plus fortes pour les acides gras à chaîne moyenne et linoléique. Pour l'acide oléique, les résultats sont très variables. L'effet dose-réponse est mal connu. Selon un essai réalisé avec de la graine de lin, l'effet serait faible lorsque l'ajout de lipides est inférieur à 2% ; mais cela n'apparaît pas dans une analyse quantitative de la bibliographie (Doreau et al., 2011). Il est à noter que l'effet des lipides semble se maintenir sur le long terme (Grainger et Beauchemin, 2011). Cela a été en particulier vérifié pour l'acide linoléique de la graine de lin après une année de distribution, par Martin et al. (2011).

Une réflexion sur les sources de lipides utilisables pour réduire la production de méthane est présentée en Annexe 1. Elle est fondée sur la nature des acides gras (les insaturés présentant moins de risque pour la santé humaine), la disponibilité probable des produits et le développement de leur culture en France (cas du lin), leur coût actuel, leur mode de distribution (intérêt des produits extrudés pour assurer une bonne tenue de l'aliment), les contraintes technologiques (taux d'incorporation d'huiles dans les concentrés actuellement limité à 2,5% pour assurer une bonne tenue du produit). Nous avons retenu d'une part des graines oléagineuses (lin et colza pour moitié chacun) extrudées, d'autre part des huiles (soja et colza pour moitié chacun) incorporées dans un aliment concentré. En effet, nous avons considéré que la totalité de la sous-action ne pouvait pas être assurée par un apport de lin seul ; le colza a été préféré au tournesol en raison de surfaces cultivées actuellement plus importantes en France, et d'un nombre de références sur l'effet sur la production de méthane plus important pour le colza que pour le tournesol. Le choix du soja et du colza pour les huiles a été fait en raison de leur disponibilité actuelle sur le marché.

L'effet des lipides sur les autres GES est très mal connu. Le faible effet de l'apport de lipides sur la digestibilité des rations, lié à une digestibilité apparente seulement légèrement supérieure à celle de rations non supplémentées en lipides (Doreau et Ferlay, 1994) laisse penser que la matière organique non digestible varie peu, et donc que la production de méthane par les effluents est peu modifiée. De même, l'apport de lipides interférant peu avec la digestion de l'azote, les pertes azotées fécales ou urinaires sont peu modifiées. Une étude sur bovins à viande et une étude sur bovins laitiers viennent de montrer que l'introduction de graine de lin dans les rations n'avait qu'un effet faible sur les autres GES et les autres impacts environnementaux (Nguyen et al., 2012, 2013), mais à notre connaissance il n'y a pas eu d'étude avec d'autres graines oléagineuses. Dans l'état actuel des connaissances, on peut admettre que les lipides insaturés n'ont pas d'effet notable avéré sur les GES autres que le méthane, et sur d'autres impacts environnementaux. Les effets du remplacement de céréales et tourteaux par des sources de lipides sur l'ensemble des GES peuvent être appréciés par une approche en cycle de vie et seront détaillés au paragraphe 5.1.a.

3.2. Nitrate

Le nitrate est actuellement le seul additif dont l'effet atténuateur des émissions de méthane ait été démontré *in vivo* dans plusieurs essais, y compris sur le long terme (Van Zijderveld et al., 2011). Le niveau de réduction des émissions obtenu *in vivo* suite à un apport de nitrate est en outre assez similaire d'un essai à l'autre (Annexe 2), ce qui se comprend dans la mesure où l'effet du nitrate est proportionnel à la quantité d'hydrogène produit par les fermentations des glucides. Jusqu'à une date récente, tous les essais publiés provenaient de la même équipe, mais récemment un essai impliquant des chercheurs de différents pays a été réalisé avec des résultats concordants (Hulshof et al., 2012).

L'effet du nitrate sur les autres GES que le méthane entérique n'a pas été étudié pour l'instant. Il pourrait être dû à une modification éventuelle de digestibilité ou de pertes azotées urinaires, et au coût en CO₂ du processus de production. Les conditions d'emploi du nitrate que nous avons retenues (remplacement partiel de l'urée ou d'une fraction de tourteau, voir section 5.2.a) ne devraient pas entraîner de modification des pertes azotées. En l'absence d'études sur le coût en CO₂ du processus de production, et de la substitution partielle entre nitrate et urée, on considèrera que l'apport de nitrate a un effet négligeable sur les autres GES que le méthane entérique.

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

4.1. Méthode de calcul des facteurs d'émission

Actuellement, l'inventaire national concernant le méthane entérique est réalisé par le CITEPA pour le compte du ministère en charge de l'environnement, avec une méthode "tier 2 améliorée" tenant compte au mieux des spécificités de l'élevage français. Les facteurs d'émission retenus permettant d'évaluer les émissions de GES en France ont été détaillés dans une publication de Vermorel et al. (2008) suite à un rapport commandé par le ministère en charge de l'agriculture. Cette méthode ayant été critiquée par des experts de la CCNUCC¹, il a été décidé que l'INRA propose une nouvelle méthode, dans le cadre du projet "Mondferent"² financé par le ministère en charge de l'Agriculture. Cette nouvelle méthode est définie en cohérence avec les systèmes d'alimentation renouvelés des ruminants, qui seront établis fin 2013. La méthode sera basée sur une relation entre émissions de méthane et matière organique digestible ingérée (Sauvant et al., 2011). Or l'apport de lipides dans les rations en substitution à des glucides ne modifie pas ou accroît légèrement la digestibilité des rations ; l'apport de nitrate en substitution à une autre source d'azote fermentescible ne modifie pas ou très peu la digestibilité des rations. L'effet de ces deux stratégies ne sera donc pas pris en compte dans les inventaires par la méthode proposée. Il sera nécessaire d'intégrer l'effet de ces stratégies de réduction du méthane par un coefficient de correction spécifique. Celui-ci pourrait être lié à la quantité de lipides ingérés ou à la dose de nitrate, et pourrait être proposé fin 2014, en concertation avec le CITEPA.

4.2. Méthode de calcul des effectifs

Les effectifs d'animaux sont ceux fournis par Agreste (2010). Les catégories d'animaux (au nombre de 15) diffèrent des catégories de facteurs d'émission décrits par Vermorel et al. (au nombre de 21) car les émissions ont été reliées pour ce dernier calcul au type de système de production, et non à l'âge des animaux. Les catégories y sont différenciées en fonction du système d'élevage, et sont donc différentes des catégories Agreste. Agreste a semblé préférable malgré l'intérêt de Vermorel et al. (2008) qui fournit les facteurs d'émission, parce que 1) l'actualisation des effectifs pour 2010 était difficile, et surtout, 2) il est souhaitable d'être homogène avec l'action "Réduire les apports protéiques dans les rations animales pour limiter les teneurs en azote des effluents et les émissions de N₂O associées". On a affecté à chaque catégorie Agreste un facteur d'émission choisi d'après les données de Vermorel et al.

Dans nos calculs, les catégories Agreste ont été subdivisées, en fonction de la quantité d'aliment concentré reçue par les animaux. Sont ainsi distingués, les génisses d'élevage et de renouvellement, les jeunes bovins mâles de 1 à 2 ans destinés à l'abattage comme taurillons et comme bœufs, les vaches allaitantes en lactation ou de réforme. Il n'y a pas eu de distinction entre vaches laitières en production ou de réforme, car elles reçoivent des quantités voisines de concentré. Les facteurs d'émission ont été soit identiques pour les sous-catégories, soit différents ; dans ce cas, nous avons recherché une adéquation avec les systèmes de production définis par Vermorel et al. Le calcul des effectifs par sous-catégories a été fait en fonction de différents éléments connus : abattages de jeunes bovins, taux de renouvellement des troupeaux...

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

On peut définir l'atténuation potentielle comme le maximum techniquement envisageable, quel que soit le coût, en supposant donc que le surcoût de l'action ne freine pas son développement, et que l'éleveur est prêt à changer ses habitudes, par exemple en donnant un supplément alimentaire à des animaux qui n'en ont pas besoin pour améliorer leurs performances. L'atténuation est le produit de l'assiette maximale technique (nombre d'animaux concernés pendant une durée d'un an) par un coefficient d'atténuation lié au pourcentage de réduction de la production de méthane par unité de supplément (lipides ou nitrate) apporté ; dans le cas des lipides, ce coefficient dépend du type d'animal qui influe sur la proportion de lipides apportée dans la ration. Des variations de ce coefficient d'atténuation par rapport à la moyenne, sans changement de l'assiette, conduisent au calcul d'une atténuation potentielle haute et d'une atténuation potentielle basse.

¹ Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques, en anglais UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change*)

² Projet INRA animé par M. Eugène, avec la participation de P. Faverdin, M. Lherm et M. Doreau entre autres, et en collaboration étroite avec le CITEPA.

5.1. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 1 - Lipides insaturés

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

En raison de la grande diversité des types de bovins présents dans les élevages, et des différences de mode de production (quantité d'aliment concentré distribuée en particulier), on a calculé le potentiel d'atténuation unitaire pour chacune des catégories d'animaux définies par Agreste, parfois subdivisées pour tenir compte de différences importantes de type d'alimentation entre les catégories.

- Inventaire des effets sur les émissions

Effets sur les émissions directes

Nous proposons de prendre une efficacité de réduction du méthane moyenne pour l'ensemble des sources de lipides pour deux raisons : d'une part la variabilité des données expérimentales et l'imprécision portant sur des estimations séparées pour chaque source de lipides, d'autre part une plus grande souplesse quant à l'utilisation de différentes sources de lipides en fonction de leur disponibilité sur le marché et de leur coût. Si on utilise les estimations de Grainger et Beauchemin (2011) et Doreau et al. (2011), cette valeur moyenne est de 4% de baisse de méthane par point de lipides ajoutés dans la ration, exprimé en % de la matière sèche. L'apport maximum de lipides insaturés est limité d'une part par le risque de diminution de la digestibilité de la ration en particulier de la fraction cellulosique (et donc des performances des animaux) lié aux modifications de l'écosystème microbien, d'autre part par le risque d'accroissement excessif d'acides gras monoinsaturés *trans* à possible effet délétère sur la valeur nutritionnelle du lait et de la viande. Si on fixe un accroissement raisonnable de 3,5 points de lipides (ration passant par exemple de 1,5 à 5% d'acides gras³ dans la matière sèche), on peut exclure ces effets négatifs de l'apport de lipides. Cet accroissement entraîne une réduction moyenne de 14% de méthane. Les lipides ne peuvent en pratique être distribués en quantités contrôlées que lorsque les animaux sont à l'étable, ou au pâturage mais rentrent quotidiennement à l'étable (cas des vaches laitières). Lorsque les quantités de concentré distribuées sont faibles, les possibilités d'atteindre 3,5% de lipides supplémentaires sont difficiles ou impossibles à atteindre en pratique. Les mélanges extrudés contiennent environ 25% de lipides, les concentrés enrichis en huiles 4 à 5% de lipides. Le schéma choisi a été de distribuer en premier lieu le mélange à base de graines extrudées à concurrence de 10% de la ration, et de compléter si nécessaire par des concentrés enrichis en huiles. La contrainte est de ne pas dépasser 5% d'acides gras dans la ration.

La conversion de réduction d'émission de méthane en réduction d'émission de CO₂e a été faite avec un pouvoir de réchauffement global (PRG) de 25 pour le méthane, comparé à 1 pour le CO₂, ce qui correspond aux valeurs les plus récentes du GIEC (2006) faisant autorité dans la communauté scientifique. Comme les valeurs pour l'inventaire national sont basées réglementairement sur les anciennes valeurs du GIEC (1996) de 21 pour le méthane, comparé à 1 pour le CO₂, une comparaison des valeurs obtenues avec ces deux valeurs (25 et 21) a été réalisée dans le paragraphe 7a.

Effets sur les émissions induites

Les calculs ci-dessus concernent uniquement la variation de méthane entérique. Comme cela a été précisé au paragraphe 3.1, on ne considèrera pas d'impact des stratégies sur les GES produits par les effluents. En revanche, la supplémentation avec des sources lipidiques entraîne une diminution de la part des céréales dans les aliments concentrés, et une modification de la part des tourteaux (en plus ou en moins selon qu'on utilise des huiles ou des graines). On a considéré que les matières premières affectées par la sous-action étaient un mélange correspondant à leur emploi actuel par l'industrie de l'alimentation animale (pour les céréales, 45% blé, 35% maïs, 20% orge, SNIA, 2010 ; pour les tourteaux, colza 45%, soja 40%, tournesol 15%, SNIA, 2007). Les variations de production de GES associées au changement de composition, liées au changement d'utilisation des sols (remplacement des céréales par les sources de lipides, variation de l'apport de tourteaux) peuvent être appréciées par des données d'impact de la production de différents aliments obtenus par analyse de cycle de vie, soit par l'INRA, soit par l'ADEME (qui s'appuie notamment sur le guide Ges'tim pour ce type de données) (Annexe 3). La solution retenue est de prendre les données utilisées dans Dia'terre® lorsqu'elles sont disponibles, les données INRA dans les autres cas. En pratique, on prend les valeurs utilisées dans Dia'terre pour les céréales, les tourteaux et le son⁴, les valeurs INRA pour les graines extrudées et les huiles (Mosnier et al., 2011 ; Nguyen et al., 2012b, 2013, et non publié ;

³ Les lipides recouvrent une série de composés solubles dans différents solvants organiques : phospholipides, triglycérides, pigments... Les acides gras représentent une fraction importante des lipides. Ce sont eux qui réduisent la production de méthane. Pour des fourrages, une teneur de 2,5% de lipides correspond souvent à une teneur de 1,5% d'acides gras. Mais les huiles ou aliments riches en lipides comme les graines oléagineuses sont riches en triglycérides, eux-mêmes contenant 95% d'acides gras. Donc on assimilera les teneurs en lipides ajoutés aux teneurs en acides gras ajoutés.

⁴ Pour le son, valeur corrigée dans le référentiel 1.37 par l'administrateur de Dia'terre® en raison d'une erreur dans la valeur publiée dans la version 1.33 (communication personnelle)

Garcia-Launay et al., publication en cours). Ces valeurs comprennent l'ensemble des émissions nécessaires à la production des aliments et à leur acheminement jusqu'à l'usine de production d'aliments composés, et incluent l'ensemble des émissions liées à la production d'intrants pour les cultures (engrais, pesticides...). Dans l'inventaire national des émissions de GES fait par le CITEPA, les valeurs sont attribuées à la section Agriculture, sous-section Cultures. En fait, il est difficile de traduire les émissions induites par cette action en modifications de l'inventaire national. En effet, nous n'avons pas d'élément permettant de savoir dans quelle mesure les modifications de nature de la ration (remplacement de céréales et de colza par des graines oléagineuses) se feront par des modifications des surfaces cultivées au niveau national ou par des importations. Par ailleurs, les émissions induites sont dues au N₂O et au CO₂ ; or les inventaires nationaux sont calculés réglementairement à partir d'un pouvoir de réchauffement global de 1 et 310 respectivement pour le CO₂ et le N₂O (GIEC 1996) alors que les valeurs actuellement retenues par la communauté scientifique (GIEC 2006) sont de 1 et 298 pour ces deux gaz. Nous avons retenu dans nos calculs ces dernières valeurs. Un calcul complémentaire à partir des valeurs prises pour l'inventaire ne peut être fait car les données INRA et Dia'terre® utilisées pour le calcul des émissions induites ont été calculées avec les coefficients de 2006 et ne peuvent être recalculées avec les coefficients de 1996.

• Quantification de l'atténuation

Le calcul de l'apport de sources de lipides est réalisé pour chaque catégorie d'animaux, indépendamment de la nature de la ration (type de fourrage ou de concentré) :

- Evaluer la quantité de matière sèche moyenne ingérée (INRA, 2007) et la quantité d'acides gras ingérée par jour (hypothèse : 1,5% d'AG dans une ration classique, évaluation d'après Doreau et al., 2011) ;
- Evaluer la quantité de concentré ingérée par jour (Observatoire des Vaches Laitières, Institut de l'Elevage, pour les vaches laitières ; à dire d'experts (les auteurs du rapport) pour les autres catégories d'animaux) ;
- Si elle est inférieure à 1 kg, pas de supplément lipidique ; si elle est supérieure, apporter le mélange extrudé à raison de 10% de la ration maximum, et en quantité non supérieure à la quantité moyenne de concentré ingérée par jour ;
- Si avec ce supplément la teneur en acides gras de la ration est inférieure à 5%, substituer au concentré classique un concentré enrichi en huiles jusqu'à atteindre une valeur de 5% d'acides gras dans la ration ;
- Avec la formulation établie pour l'aliment concentré, calculer la variation de quantités de céréales et de tourteaux ;
- Calculer le supplément d'acides gras par rapport à la ration classique, et compter l'atténuation de méthane sur la base de 4% d'atténuation (valeur moyenne) pour 1% de lipides ajoutés. La limite basse et la limite haute sont de 3,2 et 4,8% d'atténuation pour 1% de lipides ajoutés ;
- Convertir le méthane économisé en CO₂e sur la base d'un pouvoir de réchauffement global de 25.

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

Les émissions de méthane et de CO₂ chiffres par catégorie d'animaux figurent dans l'Annexe 4 :

- Pourcentage d'atténuation, lié à l'apport de lipides (de 12 à 15% pour la majorité des catégories, en fonction du niveau de distribution de lipides comme précisé ci-dessus) ;
- Atténuation moyenne d'émissions de méthane et de CO₂e. Les valeurs sont par exemple de 401 kgCO₂e/an pour une vache laitière, entre 240 et 320 kgCO₂e/an pour les vaches allaitantes et les jeunes bovins de 1 à 2 ans, et inférieures à 240 kgCO₂e/an pour les autres catégories ;
- Atténuations d'émission de CO₂e aux limites basse et haute (mini et maxi) définies ci-dessus.

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

• Situation actuelle

Actuellement, comme précisé dans la section 1.a, la supplémentation lipidique concerne une faible partie des ruminants forts producteurs (vaches laitières fortes productrices et taurillons essentiellement). Cette proportion est estimée à moins de 5%. Dans l'avenir, sans incitation, l'évolution pourrait être faible du fait du surcoût engendré par ces produits. La suppression des quotas laitiers pourrait conduire certains éleveurs à accroître la productivité animale ; inversement d'autres éleveurs seront conduits à désintensifier leur production pour réduire les intrants. L'obtention d'un "projet domestique" relatif à l'utilisation de graine de lin extrudée pourrait accroître son utilisation à l'avenir, dans le cadre de contractualisation entre éleveurs et industriels laitiers ou de la viande.

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

Dans les conditions proposées, les sources de lipides peuvent être distribuées aux animaux sans danger pour leur santé et sans diminutions de leurs performances, sans atteinte négative sur la qualité des produits. Elle nécessitera toutefois une

formation particulière pour les éleveurs, qui devront changer de méthode de distribution des aliments concentrés. Cette formation pourra être assurée par les firmes d'alimentation animale, comme c'est déjà le cas actuellement.

- Assiette maximale technique (AMT)

Pour chaque catégorie d'animaux, l'assiette maximale technique a été calculée à partir de l'effectif total, en soustrayant un pourcentage de l'année correspondant aux périodes pendant lesquelles les animaux ne reçoivent pas de concentré, ou en reçoivent des quantités inférieures à 1 kg/jour (tarissement pour les vaches laitières, 4 mois de l'année pour 60% des vaches allaitantes avant réforme...). Ces chiffres ont été établis à dire d'experts (les signataires de ce rapport). L'AMT est donc exprimée en équivalents animaux.

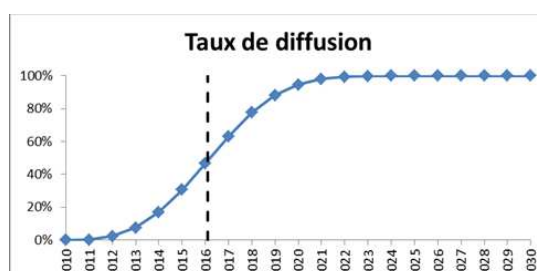
L'effectif total et l'AMT pour chaque catégorie d'animaux figurent dans l'Annexe 4. Pour l'ensemble du troupeau français, l'AMT est de **6 595 038** équivalents animaux, pour un effectif total de **18 716 055** animaux.

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

On peut considérer que l'apport de lipides insaturés est applicable dès maintenant (il est déjà pratiqué de manière marginale), et que l'objectif de 100% de l'assiette maximale technique peut être atteint dès 2022, avec un accroissement suivant une courbe sigmoïde, avec un point d'inflexion situé en 2016. En effet, l'utilisation de lipides insaturés dans la ration, sous forme extrudée ou incorporés dans des aliments concentrés, est opérationnelle dès maintenant au plan technique, et il n'existe pas de frein à leur emploi. L'objectif de 100% de l'assiette en **2022** semble à l'heure actuelle réaliste car il n'y a pas de segment de marché du lait ou de la viande qui interdise l'emploi des sources de lipides préconisées. On ne peut toutefois pas préjuger des évolutions sociétales futures pouvant conduire à limiter l'utilisation des lipides dans l'alimentation animale. Si une des sources lipidiques (colza, soja ou lin) devient d'accessibilité limitée pour une raison quelconque, il sera possible de reporter l'application de l'action sur une des autres sources (voir section 7.a).

Le scénario d'évolution peut être représenté d'après la courbe ci-dessous:

Figure 2. Cinétique de diffusion



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)

Le potentiel d'atténuation sans les émissions induites correspondant à l'AMT (PA-AMT) est calculé à partir du potentiel d'atténuation unitaire (PAU) et de l'AMT pour chaque catégorie d'animaux (i) :

$$PA-AMT = \sum_i PAU_i \times AMT_i$$

Les émissions induites (EI-AMT) liées aux changements de nature des aliments de la ration (substitution entre sources lipidiques, céréales et tourteaux) sont calculées à partir de l'émission induite unitaire (EIU) positive ou négative calculée à partir des coûts CO₂e de chaque aliment et des variations de quantités apportés de chaque aliments, et de l'AMT pour chaque catégorie d'animaux (i) :

$$EI-AMT = \sum_i EIU_i \times AMT_i$$

Les calculs donnent les résultats suivants :

Le potentiel d'atténuation moyen annuel sans les émissions induites correspondant à l'AMT est de **1 892 978**MgCO₂e (limites basse et haute **1 515 383**et **2 271 574** MgCO₂e).

Les émissions induites liées au changement de nature des aliments de la ration sont de **863 210** MgCO₂e (donc augmentation d'émission).

Le potentiel d'atténuation moyen annuel avec les émissions induites correspondant à l'AMT est de **1 029 768** MgCO₂e (limites basse et haute **651 173**et **1 408 364** MgCO₂e).

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

Le potentiel d'atténuation moyen cumulé sans émissions induites est de **26 973 366** MgCO_{2e} (limites basse et haute **21 578 693** et **32 368 039** MgCO_{2e})

Le potentiel d'atténuation moyen cumulé avec émissions induites est de **14 673 340** MgCO_{2e} (limites basse et haute **9 278 667** et **20 068 013** MgCO_{2e})

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

- **Inventaire des modifications induites par la sous-action**

Les substitutions d'aliments ont entraîné des modifications de coût.

- **Estimations des coûts/bénéfices**

Les coûts des matières premières ont été établis selon les données d'Agreste (2010) sauf pour les huiles (pas de données dans Agreste) pour lesquelles le coût a été donné par Valorex (communication personnelle). Le coût des mélanges extrudés a été calculé à dire d'experts (auteurs du présent rapport) en considérant une perte de 2% de matière première à l'extrusion, un coût d'extrusion de 70 €/t et un coût de transport de l'usine d'extrusion à l'usine de fabrication d'aliments de 15 €/t.

Le coût correspondant au potentiel annuel d'atténuation de l'AMT est de **505,9** M €

Le coût cumulé de l'atténuation entre 2010 et 2030 est de **7209,2** M €

- **Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)**

On considère que pour l'apport de lipides, comme pour tout autre aliment ou additif modifiant la ration, le développement de la technique et la formation des éleveurs sont assurés par les firmes d'alimentation du bétail, qui jouent un rôle de conseil en élevage. En conséquence, il n'y a pas de coût de transaction public ou privé.

- **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**

Le coût unitaire par animal dépend de la catégorie. Il est reporté dans l'Annexe 4 ; il atteint 109 € pour les vaches laitières, et est compris entre 47 et 78 € pour les autres animaux de plus de 12 mois ; il est bien sûr lié à la quantité de lipides apportée.

Le coût correspondant au potentiel annuel d'atténuation de l'AMT est de **505,9** M€.

Le coût cumulé de l'atténuation entre 2010 et 2030 est de **7209,2** M€.

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

L'assiette maximale technique (AMT) définie par catégorie d'animaux est précisée dans l'Annexe 4 et expliquée dans la section 5.1.b. Elle a été calculée en multipliant l'effectif Agreste pour chaque catégorie par un coefficient dépendant de la proportion de temps pendant lequel les animaux reçoivent une quantité d'aliment concentré suffisante pour qu'il soit possible de distribuer des quantités significatives de suppléments lipidiques.

L'atténuation unitaire définie par catégorie d'animaux est précisée dans l'Annexe 4 et la section 5.1.a. Le pourcentage d'atténuation des émissions varie de 7,2 à 15,6 en fonction du type d'animal, en raison de différences importantes dans les quantités d'aliment concentré consommées, et donc des possibilités d'inclusion de suppléments lipidiques.

L'atténuation annuelle sans émissions induites (valeur moyenne) pour l'AMT est de **1 892 978** MgCO_{2e}. Les émissions induites liées au changement de nature des aliments de la ration sont de **863 210** MgCO_{2e} (donc augmentation d'émission). L'atténuation annuelle avec émissions induites (valeur moyenne) pour l'AMT est de **1 029 768** MgCO_{2e} (section 5.1.c).

Il est prévu d'atteindre 100% de l'AMT en 2022, en raison de l'absence de contraintes liées à la sous-action, et à l'acceptation probablement rapide par les éleveurs.

L'atténuation sans émissions induites escomptée entre 2010 et 2030 est de **26 973 366** MgCO_{2e}. L'atténuation avec émissions induites escomptée entre 2010 et 2030 est de **14 673 340** MgCO_{2e} (section 5.1.c). L'atténuation sans émissions induites est due à la réduction d'émissions sur la ferme (calculée par une méthode à proposer au CITEPA, suite au projet collaboratif "Mondferent" mentionné section 4.1). Le poste concerné de l'inventaire est le poste "fermentation entérique" de

la section Agriculture, sous-section Elevage. Les émissions induites, représentant **12 300 026** MgCO_{2e} d'émissions supplémentaires, devraient être ajoutées à l'inventaire de la section Agriculture, sous-section Cultures si on suppose que les modifications des aliments constituant la ration des bovins ne se répercutent que sur les aliments produits en France. En fait, les modifications de consommation de tourteau de soja ne sont pas à répercuter sur l'inventaire français, et pour les autres aliments il n'est pas possible de savoir dans quelle mesure les changements proviendront de modifications de production au niveau français ou d'importations. Il n'est pas possible de distinguer dans ce chiffre la part du N₂O et la part du CO₂ car les valeurs utilisées dans Dia'terre® ne le précisent pas.

Le coût annuel (valeur moyenne) pour l'AMT est de **505,9 M€** (section 5.1.d).

Le coût cumulé (valeur moyenne) entre 2010 et 2030 est de **7209,2 M€** (section 5.2.d).

Le coût par MgCO_{2e} économisé est de **267,3 €** pour l'atténuation sans émissions induites, et de **491,3 €** pour l'atténuation avec émissions induites.

5.2. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 2 - Nitrate

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire

Comme cela a été décrit dans la section 5.1.a., le potentiel d'atténuation unitaire a été calculé d'abord pour chaque catégorie de bovins. Mais comme l'utilisation de nitrate est circonscrite aux animaux recevant des rations à base d'ensilage de maïs, les seules catégories de bovins retenues sont les vaches laitières et les taurillons en finition (qui constituent un sous-ensemble de la catégorie jeunes bovins de 1 à 2 ans).

● Inventaire des effets sur les émissions

Les différents essais réalisés ont montré qu'une dose de 2,2 à 2,6% de nitrate ajoutés à la ration (équivalents NO₃ sur la base de la matière sèche totale ingérée) entraînait une baisse de production de méthane de 16 à 31% (voir Annexe 2). En raison du risque de surdosage sur la santé de l'animal, nous préconisons pour le calcul d'atténuation moyenne et minimale un apport de nitrate égal à 1% de la ration (le maximum recommandable afin d'éliminer le risque est à notre avis de 1,5%), et seulement pour des animaux recevant des régimes carencés en azote fermentescible, essentiellement à base d'ensilage de maïs. La diminution de méthane attendue est de 10%, car la linéarité de la réponse est probable (on peut évaluer des limites basse et haute de la diminution de méthane à 8 et 12%). On a considéré que l'apport se ferait sous forme de nitrates de calcium et d'ammonium (nom commercial Calcinit®, comprenant 63% de nitrate), source utilisée comme fertilisant et employée majoritairement jusqu'ici dans les expérimentations sur ruminants, bien qu'on puisse penser qu'à l'avenir d'autres sources (nitrate de potassium déjà à l'étude, ammonitrate) puissent être utilisées.

Afin d'éviter un accroissement de l'azote fermentescible des rations, conduisant à une augmentation de l'excrétion azotée urinaire, l'apport de nitrate se substituera à un autre apport d'azote fermentescible de la ration. Il s'agit essentiellement de tourteau, excédentaire en azote fermentescible, de manière moins fréquente d'urée. Comme il nous est impossible de calculer la réduction d'apport de tourteau (le bilan de l'azote fermentescible dans le rumen étant très dépendant de la nature des aliments de la ration), nous ferons l'hypothèse d'une substitution entre nitrate et urée sur la base de leur valeur PDIN⁵ (INRA, 2007). La valeur PDIN du kg d'urée est de 1472 g ; nous avons évalué celle du Calcinit® à 589 g par kg de matière sèche ou 489 g par kg brut, sur la base du nombre d'atomes d'azote qui seront intégrés dans des molécules d'ammoniac.

La conversion de l'atténuation du méthane en CO_{2e} a été réalisée, comme pour la sous-action "Lipides insaturés", en considérant un pouvoir de réchauffement global du méthane égal à 25. Le coût CO₂ de la fabrication du nitrate sera considéré comme négligeable par rapport au coût CO₂ de l'alimentation, en particulier parce que le nitrate se substitue à une partie de l'urée de la ration, donc à une autre production industrielle d'additif, dont le coût CO₂ peut être considéré comme proche.

● Quantification de l'atténuation

Le calcul des quantités de nitrate à distribuer et de l'atténuation est réalisé pour chaque catégorie d'animaux de la manière suivante :

- Distribuer du nitrate (équivalent NO₃) à raison de 1% de la ration (limites basse et haute fixées à 1 et 1,5%) ;
- Estimer l'atténuation des émissions à 10% de l'émission de méthane (limites basse et haute évaluées à 8 et 12%) ;
- Convertir le méthane économisé en CO_{2e} sur la base d'un pouvoir de réchauffement global de 25.

⁵ PDIN : protéines digestibles dans l'intestin, lorsque la synthèse de protéines microbienne est limitée par l'apport d'azote fermentescible dans le rumen (système d'évaluation de la valeur azotée des aliments pour ruminants, INRA, 2007)

Les résultats fournis sont la moyenne, la limite basse correspondant à 1% de nitrate et 8% d'atténuation et la limite haute correspondant à 1,5% de nitrate et 12% d'atténuation. En conséquence, la limite basse du coût sera égale au coût moyen.

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

Une distribution de 1% de nitrate dans la ration correspond à 1,58% de Calcinit®. Elle correspond à une diminution de 0,53% d'urée. L'atténuation est considérée comme constante quelle que soit la ration de l'animal.

Par animal et par an, le potentiel d'atténuation exprimé en kg de CO₂ est de :

- 289 kgCO₂e/an en moyenne pour une vache laitière (limites basse et haute de 232 et 521 kgCO₂e/an) ;
- 203 kgCO₂e/an en moyenne pour un jeune bovin issu du troupeau laitier ou du troupeau allaitant (limites basse et haute de 162 et 365 kgCO₂e/an).

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

- **Situation actuelle**

Actuellement, il n'y a pas de nitrate commercialisé pour l'alimentation animale.

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

En raison du risque potentiel pour la santé de l'animal, il faut éviter une distribution trop élevée aux animaux, ou une mise à disposition en libre-service. Il semble indispensable que la distribution soit sous le contrôle des firmes d'alimentation du bétail, et que le produit soit inclus dans un aliment concentré et non vendu en l'état.

En raison de l'apport d'azote fermentescible par le nitrate, il est impératif de restreindre l'assiette aux animaux recevant habituellement (ou qui devraient recevoir) un supplément d'azote fermentescible sous forme d'urée, ou des quantités de tourteau permettant de combler le déficit d'azote fermentescible, soit une partie des vaches laitières et des jeunes bovins en finition du troupeau laitier ou du troupeau allaitant.

- **Assiette maximale technique (AMT)**

Pour les vaches laitières, l'assiette est calculée avec les étapes suivantes :

- Effectif de la catégorie selon Agreste ;
- On défalque 2/12^e pour tenir compte de 2 mois de tarissement pendant lesquels les vaches ne reçoivent pas de concentré ;
- On prend uniquement la proportion d'animaux dans les élevages où l'ensilage de maïs représente plus de 15% de la surface fourragère principale (Institut de l'Élevage, 2012).

Pour les jeunes bovins (taurillons), l'assiette est calculée avec les étapes suivantes :

- Effectif des catégories "Mâles 1-2 ans" des troupeaux laitier et allaitant selon Agreste ;
- On considère qu'entre 1 et 2 ans on a 50% de jeunes bovins en finition (retenus pour la sous-action) et 50% de bœufs (non retenus). Les jeunes bovins sont 2 fois plus nombreux que les bœufs, mais ne restent que 6 mois.
- On considère que 80% des jeunes bovins en finition sont engraisés avec de l'ensilage de maïs.

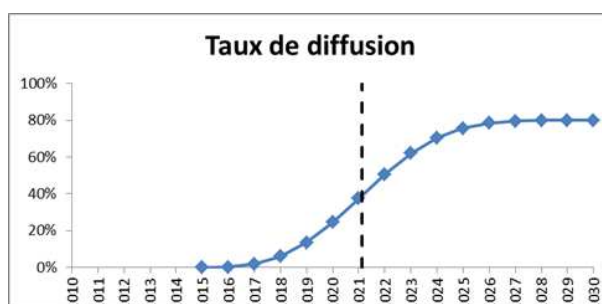
L'assiette maximale technique est de 2 990 000 vaches laitières, 200 000 taurillons du troupeau laitier et 279 000 taurillons du troupeau allaitant, soit un total de 3 469 000 bovins.

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

On peut considérer que l'apport de nitrate sera applicable dans 5 ans au plus tôt. Cet objectif pourra être atteint avec la contribution de firmes d'aliments, car il nécessite la mise en œuvre et l'application sur le terrain d'une technologie nouvelle. Une synthèse sur les conditions d'utilisation de nitrate dans l'alimentation des ruminants a été publiée en 2008 (Leng, 2008). Il est très probable que l'assiette maximale technique ne sera jamais atteinte en totalité. Nous avons retenu une couverture de l'assiette de 80% en 2030 (et un point d'inflexion de la sigmoïde en 2022), en raison du refus définitif probable de nombre d'agriculteurs d'utiliser une technique apparaissant comme industrielle, qui plus est lorsqu'il s'agit de nitrate, mot à connotation négative. Certes les firmes d'alimentation du bétail choisiront un nom commercial plus avenant, mais cela pourrait ne pas suffire. En outre, les produits issus de l'agriculture biologique et certaines AOP, dont l'importance va en croissant, ce qui est une tendance lourde, ou certains produits à label n'accepteront pas cette technique. Enfin, il n'est pas exclu que des accidents répétés en exploitation agricole liés à une mauvaise application du procédé conduisent à la limitation de son usage, voire à son interdiction. Nous ne retenons toutefois pas cette hypothèse dans le calcul.

Le scénario d'évolution peut être représenté d'après la courbe de la Figure 3.

Figure 3. Cinétique de diffusion



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)

Le potentiel d'atténuation correspondant à l'AMT (PA-AMT) est calculé à partir du potentiel d'atténuation unitaire (PAU) et de l'AMT pour chaque catégorie d'animaux (i):

$$PA-AMT = \sum_i PAU_i \times AMT_i$$

Le potentiel d'atténuation moyen annuel correspondant à l'AMT est de **601 690 MgCO_{2e}** (limites basse et haute : **481 352** et **1 083 041 MgCO_{2e}**).

En 2030, si 80% de l'AMT sont atteints, le potentiel d'atténuation moyen sera de **481 352 MgCO_{2e}** (limites basse et haute : **385 061** et **866 387 MgCO_{2e}**).

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

Le potentiel d'atténuation moyen cumulé est de **4 452 106 MgCO_{2e}** (limites basse et haute : **3 561 685** et **8 013 790 MgCO_{2e}**).

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

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

Le coût du nitrate est difficile à évaluer car il n'est pas encore commercialisé pour une introduction dans la ration des animaux. Le produit commercialisé sous le nom de Calcinit® est importé de Chine, se trouve à des prix variant entre 230 et 2050 €/t pour des livraisons de 20 à 25 t (site www.alibaba.com), sans qu'il soit possible d'avoir des précisions sur la qualité du produit. Un produit certifié a été récemment acheté par l'INRA en petite quantité à 1160 €/t. Nous avons retenu le prix de 500 €/t.

Il faut ensuite évaluer la quantité d'urée économisée sur la base de l'apport d'azote fermentescible exprimée en g PDIN. Le coût de l'urée a été pris à 860 €/t.

Les coûts calculés sont les coûts de l'apport de nitrate sous forme de Calcinit® moins les coûts évités d'urée.

- Estimations des coûts/bénéfices

Le coût correspondant au potentiel annuel d'atténuation de l'AMT est de **23,0 M€** (limites basse et haute : **23,0** et **34,5 M€**).

Le coût correspondant à l'atténuation en 2030 (80% de l'AMT) est de **18,4 M€** (limites basse et haute : **18,4** et **27,6 M€**).

Le coût cumulé de l'atténuation entre 2010 et 2030 est de **170,1 M€** (limites basse et haute : **170,1** et **255,1 M€**).

- Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)

On considère que pour l'apport de nitrate, comme pour tout aliment ou additif modifiant la ration, le développement de la technique et la formation des éleveurs sont assurés par les firmes d'alimentation du bétail, qui jouent un rôle de conseil en

élevage. Cette formation portera en particulier sur les risques relatifs à un surdosage des produits dans l'alimentation, et sur les économies possibles de tourteau ou d'urée. En conséquence, il n'y a pas de coût de transaction public ou privé.

- **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**

Le coût unitaire annuel de la sous-action, par animal, est de 11,6 € pour une vache laitière, 6,8 € pour un jeune bovin du troupeau laitier et 5,7 € pour un jeune bovin du troupeau allaitant.

Le coût correspondant au potentiel annuel d'atténuation de l'AMT est de **23,0 M€** (limites basse et haute : **23,0** et **34,5 M€**).

Le coût correspondant à l'atténuation en 2030 (80% de l'AMT) est de **18,4 M€** (limites basse et haute : **18,4** et **27,6 M€**).

Le coût cumulé de l'atténuation entre 2010 et 2030 est de **170,1 M€** (limites basse et haute : **170,1** et **255,1 M€**).

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

L'atténuation unitaire (valeur moyenne) est de 289 kgCO₂e/an pour une vache laitière et 203 kgCO₂e/an pour un jeune bovin issu du troupeau laitier ou du troupeau allaitant (section 5.2.a).

L'assiette maximale technique (AMT) est de 1 810 600 vaches laitières, 160 000 taurillons du troupeau laitier et 223 300 taurillons du troupeau allaitant, soit un total de 2 193 900 bovins (section 5.2.b).

L'atténuation annuelle (valeur moyenne) pour l'AMT est de **601 690 MgCO₂e** (section 5.2.c).

Il est prévu d'atteindre 80% de l'AMT en 2030, non pas en raison d'une diffusion lente mais en raison d'une non-admissibilité de la technique dans certains cahiers des charges (agriculture biologique...).

L'atténuation annuelle (valeur moyenne) pour l'AMT en 2030 est de **481 352 MgCO₂e** (section 5.2.c).

L'atténuation escomptée entre 2010 et 2030 est de **4 452 106 MgCO₂e** (section 5.2.c). Elle est entièrement due à la réduction d'émissions sur la ferme (calculée par une méthode à proposer au CITEPA). Le poste concerné de l'inventaire est exclusivement le poste "fermentation entérique" de la section Agriculture, sous-section Elevage.

Le coût annuel (valeur moyenne) pour l'AMT est de **23,0 M€** (section 5.2.d), ce qui représente **18,4 M€** pour un maximum atteint de 80% de l'AMT.

Le coût cumulé (valeur moyenne) entre 2010 et 2030 est de **170,1 M€** (section 5.2d).

Le coût par MgCO₂e économisé est de **38,2 €**

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

Le potentiel d'atténuation sans les émissions induites pour l'ensemble de l'action est de **2 374 304 MgCO₂e/an** pour la réalisation maximale de l'AMT (100% pour les lipides insaturés et 80% pour le nitrate) et de **31 425 472 MgCO₂e** pour l'ensemble de la période 2010-2030.

Le potentiel d'atténuation avec les émissions induites pour l'ensemble de l'action est de **1 511 094 MgCO₂e/an** pour la réalisation maximale de l'AMT (100% pour les lipides insaturés et 80% pour le nitrate) et de **19 125 446 MgCO₂e** pour l'ensemble de la période 2010-2030.

Le coût par MgCO₂e économisé est de **220,8 €** sans les émissions induites et de **347,0 €** avec les émissions induites.

Le coût de l'ensemble de l'action est de **524,3 M€/an** pour la réalisation maximale de l'AMT (100% pour les lipides insaturés et 80% pour le nitrate) et de **7379,3 M€** pour l'ensemble de la période 2010-2030.

7. Discussion

7.a. Sensibilité des résultats

Plusieurs analyses de sensibilité différentes ont été réalisées. Elles concernent la valeur du pouvoir de réchauffement global du méthane, la méthode de calcul des émissions induites, la nature des graines oléagineuses apportées et des tourteaux auxquels elles se substituent et le coût des matières premières. Le niveau d'atténuation des émissions directes par suite de l'apport de lipides n'a pas fait l'objet d'analyse de sensibilité. En effet, malgré une forte variabilité entre expérimentations dans la réponse des émissions de méthane à l'apport lipidique, il a été considéré qu'une variabilité similaire pourrait être observée sur le terrain, qui serait reflétée par la réponse moyenne utilisée ci-dessus.

Pouvoir de réchauffement global du méthane – sous-actions "Lipides insaturés" et "Nitrate"

Cette analyse a comparé la valeur la plus récente (25 selon le GIEC 2006) prise dans le calcul de référence de cette fiche avec la valeur plus ancienne (21 selon le GIEC 1996) prise réglementairement dans le calcul des inventaires (voir section 5.1.a).

Tableau 1. Atténuation et coût des sous-actions calculés en fonction de deux valeurs de PRG

	Atténuation des émissions directes* (MgCO ₂ e/an)	Atténuation des émissions incluant les émissions induites* (MgCO ₂ e/an)	Coût MgCO ₂ e net économisé (€)
Référence (PRG = 25)			
Lipides insaturés	1 892 978	1 029 768	491,3
Nitrate	481 352	481 326	38,2
Total	2 374 304	1 511 094	347,0
PRG = 21			
Lipides insaturés	1 590 102	726 892	696,0
Nitrate	404 335	404 335	45,5
Total	1 994 437	1 131 227	434,0

* En considérant 80% de l'AMT pour la sous-action Nitrate.

L'atténuation directe est plus faible avec un PRG de 21 (d'un rapport 21/25), mais la différence entre les deux modes de calcul est nettement plus marquée lorsqu'on considère l'atténuation incluant les émissions induites car ces dernières n'ont pas été modifiées (voir section 5.1.a). En conséquence, le coût du Mg de CO₂e économisé (incluant les émissions induites) est fortement accru lorsqu'on considère un PRG de 21 pour le CH₄. On peut toutefois tabler sur le fait que le PRG du méthane à considérer pour les inventaires nationaux sera réactualisé avant 2030.

Mode de calcul des émissions induites – sous-action "Lipides insaturés"

Par souci de cohérence avec les autres actions de l'étude, nous avons utilisé dans les calculs ci-dessus les valeurs d'émission par kg d'aliment utilisées par Dia'terre®, considérées comme la source principale des données agricoles de l'étude, et l'INRA lorsqu'il n'y avait pas de valeur dans Dia'terre®. Mais par souci de cohérence interne à l'action, nous avons fait le calcul avec uniquement les valeurs INRA, provenant de données publiées à partir de travaux utilisant la méthodologie de l'INRA-UMRSAS (Rennes), en particulier celles publiées par Nguyen et al. (2012b) et Mosnier et al. (2011). En effet, les valeurs d'émission pour les céréales sont nettement plus faibles selon l'INRA que selon les données présentées dans Dia'terre®, ce qui crée un biais.

Tableau 2. Atténuation et coût de l'action, calculés en fonction de deux sources de références pour les émissions induites

	Atténuation des émissions induites (MgCO ₂ e/an)	Atténuation des émissions incluant les émissions induites (MgCO ₂ e/an)	Coût MgCO ₂ e net économisé (€)
Référence (calculs Dia'terre® + INRA)	863 210	1 029 768	491
Calculs INRA seul	298 160	1 594 818	317

Rappel : atténuation directe = 1 892 978 MgCO₂e/an

Les résultats obtenus avec la méthode de calcul présentée dans la section 5 (Dia'terre® + INRA) sont très supérieurs à ceux qui auraient été obtenus en ne prenant que les valeurs INRA. Il y a actuellement des questionnements importants sur l'empreinte carbone de certaines matières premières, comme le tourteau de soja (comment prendre en compte l'effet de la déforestation), et il est possible que les empreintes carbone soient totalement modifiées d'ici quelques années. Il serait par ailleurs intéressant de savoir comment ont été calculées les valeurs Dia'terre®, qui sont issues de Ges'tim (Institut de l'Élevage, 2011), afin d'expliquer la différence avec les valeurs INRA.

Nature des graines oléagineuses apportées et des tourteaux remplacés – sous-action "Lipides insaturés"

Indépendamment du prix relatif des graines de colza et de lin, différents facteurs peuvent faire varier leur proportion relative. Ainsi, leur disponibilité sur le marché peut être liée à l'utilisation des surfaces pour la culture des oléagineux, à une très forte demande d'une de ces graines pour d'autres usages que l'incorporation dans les aliments pour bovins. Cela ne changera pas l'atténuation par l'action, mais cela changera la substitution entre sources de matières grasses, céréales et tourteaux, donc les émissions induites, ainsi que les coûts de toutes les matières premières, donc les coûts de l'action. Nous avons fait des simulations entraînant respectivement l'utilisation exclusive de graine de colza puis l'utilisation exclusive de graine de lin dans le mélange extrudé, avec les deux modes de calcul des émissions induites (Dia'terre® + INRA ou INRA seul).

Tableau 3. Atténuation et coût de l'action, calculés en fonction de la nature des graines oléagineuses et des références pour l'induit

Apport de graines oléagineuses	Atténuation des émissions induites (MgCO ₂ e/an)	Atténuation nette (MgCO ₂ e/an)	Coût de l'action à 100% AMT (M€/an)	Coût MgCO ₂ e net économisé (€)
Calcul Dia'terre® + INRA				
Référence (mélange de graines 50% colza, 50% lin)	- 863 210	1 029 768	505,9	491
100% graine de colza	- 887 338	1 005 641	437,9	435
100% graine de lin	- 839 083	1 053 896	573,9	545
Calcul INRA				
Référence (mélange de graines 50% colza, 50% lin)	- 298 160	1 594 818	505,9	317
100% graine de colza	-322 288	1 570 690	437,9	278
100% graine de lin	-274 032	1 618 946	573,9	355

Rappel : atténuation directe = 1 892 978 MgCO₂e/an

Comme on pouvait s'y attendre, l'utilisation de la graine de colza est moins onéreuse pour une atténuation similaire. Ce dernier résultat est toutefois à considérer avec précaution puisque les données françaises (Martin et al., 2008) ont montré que le lin peut entraîner une atténuation de l'émission de méthane plus forte que celle qui a été prise dans cette étude ; un autre essai (Martin et al., 2011) a montré qu'à long terme la graine de lin était efficace pour réduire le méthane, mais pas la graine de colza. Enfin, les promoteurs de la graine de lin (filiale Bleu-Blanc-Cœur, Valorex) annoncent des conséquences positives de son emploi sur la production laitière et les performances de reproduction des vaches, mais nous n'en avons pas tenu compte car ce n'est pas attesté par des expérimentations.

Nous avons considéré que la nature des tourteaux consommés en moins suite à l'apport de graines oléagineuses était la même que celle des tourteaux initialement consommés, soit 40% de soja et 60% de tourteaux métropolitains (colza, tournesol). Une autre hypothèse, souhaitable *a priori* mais dont la mise en application est difficile à évaluer et dépendra des rapports de prix de différents tourteaux, consiste à supposer que la diminution de tourteaux affecte uniquement les tourteaux importés, donc le soja. Le calcul a été réalisé avec les deux modes de calcul des émissions induites (Dia'terre® + INRA ou INRA seul).

Tableau 4. Atténuation et coût de l'action, calculés en fonction du type de tourteaux économisés et des références pour l'induit

Tourteaux économisés	Atténuation des émissions induites (MgCO ₂ e/an)	Atténuation nette (MgCO ₂ e/an)	Coût de l'action à 100% AMT (M€/an)	Coût MgCO ₂ e net économisé (€)
Calcul Dia'terre® + INRA				
Référence (mélange 40% soja, 45% colza, 15% tournesol)	- 863 210	1 029 768	505,9	491
100% tourteau de soja	- 94 079	1 798 899	406,6	226
Calcul INRA				
Référence (mélange 40% soja, 45% colza, 15% tournesol)	-298 160	1 594 818	505,9	317
100% tourteau de soja	440 338	2 333 316	406,6	174

Rappel : atténuation directe = 1 892 978 MgCO₂e/an

La nature des tourteaux a un impact extrêmement élevé sur les émissions induites. En effet, l'émission liée au tourteau de soja est 3,5 fois plus élevée que celle liée au tourteau de colza, en raison de la prise en compte, admise par la communauté scientifique, de la déforestation de l'Amazonie, et donc du déstockage du carbone qui s'ensuit, liée à une partie de la production de soja importé par la France. Lorsque le calcul des émissions induites est réalisé par la méthode INRA, celles-ci sont réduites par la mise en place de l'action, et l'atténuation nette incluant les émissions induites est plus élevée que l'atténuation directe. Cela a un effet important sur le coût par Mg de CO₂e économisé.

Coût des matières premières – sous-action "Lipides insaturés"

Le prix de l'ensemble des matières premières peut varier très fortement ; l'exemple des dernières années l'a montré. Il y a de très nombreux scénarios, nous en avons sélectionné certains qui nous ont semblé plausibles et de nature à modifier sensiblement les résultats.

Nous avons testé de fortes variations du prix relatif des matières grasses, des céréales et des tourteaux, ainsi que l'effet d'une augmentation globale des prix de toutes les matières premières. Nous avons considéré que ces variations ne modifieraient pas les conditions de développement de l'action. En conséquence, l'atténuation globale n'est pas modifiée.

Tableau 5. Coût de l'action, calculé en fonction du prix des matières premières agricoles

	Coût de l'action à 100% AMT (M€/an)	Coût MgCO _{2e} net économisé (€)
Référence (prix 2010)	505,9	491
Accroissement de prix de l'ensemble des sources de lipides de 20%	723,0	702
Accroissement de prix de l'ensemble des céréales de 20%	403,7	392
Accroissement de prix de l'ensemble des tourteaux de 20%	436,7	424
Accroissement de prix de l'ensemble des matières premières de 20%	551,6	536

Un accroissement de 20% du prix des céréales ou des tourteaux réduit le coût de la sous-action. Un accroissement de prix plus élevé est même possible, dans des conditions de spéculation, dans le cas d'utilisation de ces matières premières à d'autres fins (biocarburants) ou en cas de raréfaction (pression sur le soja en raison de la très forte demande liée à l'augmentation de consommation des produits animaux dans les pays émergents ; FAO, 2009). Le prix du colza et du lin pourrait être moins variable que celui des céréales. On remarque toutefois que les variations de prix ont un impact plus faible que l'incertitude sur l'empreinte carbone des matières premières.

Coût des matières premières – sous-action "Nitrate"

On considère que le coût du kg d'urée variera peu dans l'avenir, car il s'agit d'un additif dont l'usage est établi depuis longtemps. Par contre pour le nitrate, l'hypothèse que nous avons faite est très discutable, dans la mesure où le produit n'est pas encore commercialisé et où le prix des additifs est souvent plus un coût d'opportunité qu'un coût dérivé du coût de production. Nous proposons une fourchette de prix comprise entre 230 € (prix minimum obtenu sur le web) et 860 € (prix de l'urée) par kg de Calcinit®.

Tableau 6. Coût de l'action, calculé en fonction du prix de l'additif utilisé

	Coût de l'action à 80% AMT (M€/an)	Coût MgCO _{2e} net économisé (€)
Référence (Calcinit® à 500 €/t)	18,4	38,2
Calcinit® à 860 €/t	60,8	126,4
Calcinit® à 230 €/t	-13,4	-27,9

Un prix faible de la source de nitrate pourrait entraîner un gain financier pour l'éleveur, dans le cas où l'apport d'azote fermentescible dans la ration est moins cher avec le nitrate qu'avec l'urée. Dans le cas où la couverture de l'apport en azote fermentescible est assuré par du tourteau, ce qui est économiquement peu efficace mais très pratiqué, le gain (très difficile à chiffrer) pourrait être encore plus élevé. Mais dans l'hypothèse d'une formule-retard à diffusion lente dans le rumen, le surcoût entraînerait une augmentation de prix.

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

• Comptabilisation de l'effet

Tel qu'il est mis en œuvre actuellement (émissions forfaitaires par animal), le mode de calcul "CITEPA" ne permet pas de rendre compte de l'atténuation escomptée par cette action. Une concertation avec le CITEPA permettrait cependant une prise en compte au moins pour les lipides.

• Vérifiabilité de la mise en œuvre

Un suivi de la mise en œuvre peut se faire à partir de données fournies par les firmes productrices de suppléments lipidiques ou de nitrate. Toutefois, le contrôle ne sera possible que si ces fabricants différencient les quantités produites pour les ruminants de celles destinées aux monogastriques dans le cas des lipides, et le nitrate en tant qu'engrais et en tant qu'additif pour ruminants.

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

L'ajout de lipides insaturés, coûteux pour l'éleveur, pourrait être favorisé par une reconnaissance par le marché de la qualité spécifique du lait et de la viande produits (rémunération de l'amélioration de la composition en acides gras qui compenserait le surcoût). Une démarche de ce type valorise déjà l'incorporation de graine de lin *via* une allégation "santé" (produits présentant un profil lipidique enrichi en oméga 3, plus conforme aux recommandations nutritionnelles actuelles).

7.d. Vulnérabilité et adaptabilité de l'action au changement climatique

A priori, la mise en œuvre de cette action ne dépend pas du changement climatique, et le problème de vulnérabilité ne se pose pas pour un changement de composition de la ration.

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

A l'heure actuelle, aucun essai *in vivo* publié n'a combiné l'utilisation de lipides insaturés avec celle de nitrate. A notre connaissance, deux essais sont en cours (Nouvelle Zélande associée au Pays de Galles et INRA Clermont-Theix) mais les résultats seront disponibles dans quelques mois. En l'absence de tels résultats et à la lumière des connaissances sur les mécanismes d'action, on ne peut que faire l'hypothèse d'effets indépendants de ces deux stratégies. Nous proposons donc l'utilisation simultanée des deux stratégies, avec des effets cumulatifs, mais avec des assiettes différentes.

A priori, il n'y a pas d'interaction entre cette action et l'Action 8 portant sur les apports protéiques dans l'alimentation animale. Pour la sous-action "Lipides insaturés", la substitution entre matières premières a été calculée de manière à ne pas affecter l'apport protéique global des ruminants. Pour la sous-action "Additifs", l'apport de nitrate a été réalisé en substitution à une autre source d'azote fermentescible de manière à ne pas modifier l'apport protéique global.

Une interaction est possible avec l'Action 1 "Fertilisation des grandes cultures" en raison de la substitution entre matières premières pour lesquelles les réductions de fertilisation en azote minéral peuvent être différentes, mais celle-ci est impossible à calculer car on ne sait pas dans quelle mesure les modifications de composition des rations dans la sous-action "Lipides insaturés" affecteront la répartition des surfaces de grandes cultures en France. Pour sa part, la fertilisation des grandes cultures en azote organique ne sera pas affectée par l'action "méthane entérique" qui ne modifie pas sensiblement les quantités d'azote excrétées.

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

Lipides insaturés

L'effet des lipides sur la santé humaine est de mieux en mieux connu. Bien que des méta-analyses portant sur des études épidémiologiques aient montré que la consommation de lait n'avait pas d'effet négatif sur la santé humaine (Givens et al., 2010), il est souhaitable, par précaution, d'éviter l'incorporation dans la ration des ruminants de sources lipidiques entraînant un accroissement du risque cardio-vasculaire, à savoir les acides gras saturés à chaîne moyenne et l'acide palmitique. Bien que l'acide stéarique n'ait certainement pas d'effet délétère, son emploi pourrait être mal accepté au niveau du corps médical et du consommateur. Il en est de même des graisses animales, par ailleurs fortement saturées, même si leur innocuité était prouvée. Les sources d'acides gras insaturés que nous préconisons ne présentent donc pas d'effet négatif pour le consommateur.

Il n'existe pas d'effet connu négatif de l'utilisation de lipides dans la ration sur la santé animale.

Nitrate

Les freins à l'utilisation de nitrate pourraient être l'absence d'acceptabilité par l'éleveur ou le consommateur, en raison de la connotation négative du mot "nitrate". Le risque pour la santé de l'animal n'existerait, dans les conditions d'emploi que nous avons décrites, que si l'éleveur ne les respecte pas et dépasse très largement la dose proposée. Ce risque est toutefois réel et peut conduire à la mort de l'animal. En effet, il est établi que le non-respect par l'agriculteur de préconisations techniques est courant. Les causes en sont la négligence ou la non-transmission de consignes (cas du remplacement d'un agriculteur en congés), du désir de maximiser les performances du troupeau en dépassant les normes prescrites (cas peu probable pour le nitrate) ou d'expérimenter de nouvelles pratiques. Un risque particulier est le non-respect d'une période d'adaptation à la distribution de nitrate.

8. Conclusions

Ces résultats montrent en premier lieu la possibilité d'une atténuation importante des émissions suite à l'apport de lipides, trois fois plus élevée que celle avec le nitrate en atténuation cumulée, et en second lieu le coût très élevé de cette mesure, en particulier par rapport au nitrate. Toutefois, dans le cas de la sous-action "Lipides", il faut souligner la très grande sensibilité des résultats, d'une part aux variations de coût des matières premières, d'autre part aux émissions induites (empreinte carbone liée à la production de ces matières premières). Ces dernières, dans la plupart des modalités de calcul, compensent en partie les émissions directes. Il est à noter que l'atténuation directe des émissions de méthane est prise en compte dans le sous-secteur Elevage, mais que les atténuations (ou émissions supplémentaires) induites sont imputables au sous-secteur Cultures pour la partie non importée, et à des inventaires de pays étrangers pour les aliments importés (soja brésilien en particulier). La sous-action "Lipides" pourrait se développer rapidement, car des initiatives ont déjà été prises en ce sens par des acteurs industriels de la filière bovine, promouvant l'utilisation de la graine de lin.

Jusqu'à présent, la totalité des expérimentations réalisées avec utilisation de nitrate comme additif alimentaire a été concluante, dans le sens d'une atténuation des émissions de méthane. Ces résultats pourront être validés, ou non, dans un très proche avenir. Si le nitrate, dont l'autorisation de mise sur le marché n'est pas acquise en raison de risques pour l'animal liés à un surdosage, est commercialisé à un prix raisonnable, il pourrait constituer une technique efficace d'atténuation. Jusqu'à présent, les autres pistes d'atténuation du méthane entérique n'ont pas été retenues. Il est possible que dans quelques années un additif ou un mélange d'additifs se révèlent efficaces.

Références bibliographiques citées

- ADEME, 2011. Guide des valeurs Dia 'terre ©.
- Agreste, 2010. La statistique, l'évaluation et la prospective agricole. Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt.
- CITEPA, 2010. Emissions dans l'air en France. Substances relatives à l'accroissement de l'effet de serre. Synthèse CITEPA, Paris, 24 p.
- Doreau, M., Ferlay A., 1994. Digestion and utilisation of fatty acids by ruminants. *Animal Feed Science and Technology* 45, 379-396.
- Doreau, M., Martin, C., Eugène, M., Popova, M., Morgavi, D.P., 2011. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. In : *Gaz à effet de serre en élevage bovin : le méthane*. Doreau M., Baumont R., Perez J.M. (Eds). Dossier, INRA Productions Animales 24, 461-474.
- Givens, D.I. (2010) Milk and meat in our diet: good or bad for health? *Animal* 4, 1941-1952
- Grainger, C., Beauchemin, K.A., 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal Feed Science and Technology* 166-167, 308-320.
- Hulshof, R. B. A., Berndt, A., Gerrits, W. J. J., Dijkstra, J., Van Zijderveld, S. M., Newbold, J. R., Perdok, H. B. 2012. Dietary nitrate supplementation reduces methane emission in beef cattle fed sugarcane based diets. *Journal of Animal Science* 90, 2317-2323.
- Institut de l'Elevage, 2012. Observatoire de l'alimentation des vaches laitières.
- Leng, R.A., 2008. The potential of feeding nitrate to reduce enteric methane production in ruminants. Report, Commonwealth Government of Australia, Canberra.
- Martin, C., Rouel, J., Jouany, J.P., Doreau, M., Chilliard, Y., 2008. Methane output from dairy cows in response to dietary supplementation of crude linseed, extruded linseed or linseed oil. *Journal of Animal Science* 86, 2642-2650.
- Martin, C., Pomiès, D., Ferlay, A., Rochette, Y., Martin, B., Chilliard, Y., Morgavi, D.P., Doreau, M., 2011. Methane output and rumen microbiota in dairy cows in response to long-term supplementation with linseed or rapeseed of grass silage- or pasture-based diets. *Proceedings of the New Zealand Society for Animal Production* 71, 242-247.
- Mosnier, E., van der Werf, H.M.G., Boissy, J., Dourmad, J.Y., 2011. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal* 5, 1972-1983.
- Nguyen, T.T.H., Bouvarel, I., Ponchant, P., van der Werf, H.M.G., 2012b. Using environmental constraints to formulate low-impact poultry feeds. *Journal of Cleaner Production* 28, 215-224
- Nguyen, T.T.H., van der Werf, H.M.G., Eugène, M., Veysset, P., Devun, J., Chesneau, G., Doreau, M., 2012a. Effect of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livest. Sci.*, 145, 239-251.
- Nguyen, T.T.H., Doreau, M., Corson, M.S., Eugène, M., Delaby, L., Chesneau, G., Gallard, Y., van der Werf, H.M.G., 2013. Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. *Journal of Environmental Management*, accepté.
- Popova, M., Morgavi, D.P., Doreau, M., Martin, C., 2011. Production de méthane et interactions microbiennes dans le rumen. In : *Gaz à effet de serre en élevage bovin : le méthane*. Doreau M., Baumont R., Perez J.M. (Eds). Dossier, INRA Productions Animales 24, 447-460.
- Sauvant, D., Giger-Reverdin, S., Serment, A., Broudiscou, L., 2011. Influences des régimes et de leur fermentation dans le rumen sur la production de méthane par les ruminants. *INRA Productions Animales* 24, 433-446.
- SNIA 2007, cité par FranceAgrimer.
- SNIA 2010, cité par FranceAgrimer.
- Van Zijderveld, S.M., Gerrits, W.J.J., Dijkstra, J., Newbold, J.R., Hulshof, R.B. A., Perdok, H.B., 2011. Persistency of methane mitigation by dietary nitrate supplementation in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 94, 4028-4038.
- Vermorel, M., Jouany, J.P., Eugène, M., Sauvant, D., Noblet, J., Dourmad, J.Y., 2008. Evaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France. *INRA Productions Animales* 21, 403-418.

Annexe 1. Justification de l'emploi de lipides insaturés et des choix techniques réalisés

Annexe rédigée par M. Doreau, avec l'avis de plusieurs chercheurs de l'UMR Herbivores de l'INRA (J. Agabriel et A. Ferlay en particulier), et la contribution de C. Launay (INZO) et P. Weill (Valorex) pour les paragraphes 2 et 3.

1. Nature des acides gras et quantité de lipides à utiliser

Toutes les sources de lipides réduisent les émissions de méthane lorsqu'elles se substituent à des glucides dans la ration. Une méta-analyse (Grainger et Beauchemin, 2011) n'a pas permis de mettre en évidence de différence statistique entre sources de lipides, en raison d'une grande variabilité de réponse. Toutefois, la diminution moyenne de méthane est plus élevée pour les acides gras à chaîne moyenne et l'acide linoléique (Doreau et al., 2011). Ceci s'explique par l'effet spécifique de ces acides gras sur certaines populations bactériennes favorisant la production nette d'hydrogène dans le rumen (bactéries cellulolytiques, protozoaires). En moyenne, selon les analyses bibliographiques les plus récentes (Beauchemin et al., 2009 ; Martin et al., 2010 ; Grainger et Beauchemin, 2011 ; Doreau et al., 2011), la production de méthane diminuerait de 4% par point de lipides supplémentaire dans la ration, à mêmes quantités ingérées.

Nous préconisons l'emploi de sources de matières grasses insaturées. En effet, l'ajout de lipides saturés entraîne un léger accroissement de ces lipides dans les produits animaux, ce qui peut contribuer à détériorer la valeur "santé" des produits animaux. Et même si la détérioration de la valeur nutritionnelle du lait ou de la viande est marginale, cela contribue à donner une mauvaise image aux produits. Pour cela, les huiles de coprah et de palmiste, riches en acides gras à 12 et 14 carbones, sont rejetées bien que ces acides gras aient l'effet le plus négatif sur la production de méthane. Il en est de même de l'huile de palme, disponible sous forme de savons de calcium faciles d'emploi. Par ailleurs, l'empreinte GES de l'huile de palme est très élevée : 2800 gCO₂e/kgMS, contre 2100 et 1500 pour l'huile de colza et l'huile de soja (Nguyen et al., 2012b ; Mosnier et al., 2011).

Il est classiquement admis qu'avec des rations contenant moins de 5% d'AG, le risque de perturbation de la digestibilité (diminution de la digestion des fibres) est faible (Doreau et al., 1987). Par ailleurs, les modifications peu souhaitables de la composition en acides gras du lait (excès d'acides gras *trans*) sont limitées à cette dose de lipides ajoutés. Si on considère que les rations classiques contiennent moins de 2% d'acides gras (la valeur 1,5% a été retenue dans l'étude), on peut envisager une supplémentation de 3,5% d'acides gras dans la ration totale, ce qui correspond à une baisse de production de méthane de 14% en moyenne selon la bibliographie. Le niveau de supplémentation de 3,5% d'acides gras présente l'inconvénient d'un risque d'excès d'acides gras *trans*⁶, en particulier en production de viande, si l'apport de lipides est réalisé uniquement à partir d'acides gras polyinsaturés (lin, soja, tournesol...). En conséquence, il est logique d'associer une source polyinsaturée à une source monoinsaturée comme le colza.

2. Contraintes d'utilisation des matières premières

Afin d'enrichir significativement la ration en lipides, on peut envisager différentes sources : huiles, graines oléagineuses crues ou extrudées, lupin, sous-produits d'agrocultures.

L'apport de lipides peut être fait sous forme de suppléments lipidiques seuls : graines extrudées, savons de calcium, drèches de maïs, tourteaux gras ; ou incorporés dans un concentré : huiles essentiellement. Dans le cas d'une vache laitière consommant 20 kg de matière sèche par jour et appelée à recevoir 500 g de supplément lipidique, cela correspond à 1,1 kg de graine de colza extrudée, 1,3 kg de graine de lin extrudée, 2,5 kg de graine de soja extrudée, 5 kg de drèches de maïs ou de lupin. Les drèches de maïs et le lupin contiennent de 25 à 35% de protéines, ce qui fait que dans la majorité des cas, même si ces aliments remplacent le tourteau de soja, la ration pourrait être excédentaire en azote s'ils constituaient la seule source de lipides ajoutés.

Actuellement, les concentrés enrichis en lipides ne comprennent pas plus de 2,5% de lipides ajoutés, pour des raisons de technologie de fabrication. Ce sont des huiles qui sont ajoutées. L'utilisation de graines crues ne permettrait pas un taux d'incorporation plus élevé. Ce serait possible avec des graines extrudées, plus coûteuses, mais à l'heure actuelle cela n'est pas réalisé en formulation pour des raisons de coût.

L'incorporation de lipides dans une pierre à lécher n'a semble-t-il pas été pratiquée. Cela nécessiterait une étude préalable, pour éviter que la pierre soit trop dure ou trop molle. La forte variabilité de consommation entre animaux rend en outre problématique l'utilisation de cette pratique, qui pourrait entraîner une surconsommation de lipides par certains animaux.

⁶ Même s'il est très probable que les acides gras *trans* du lait, formés en majorité de l'isomère *trans* 11 dans le cas de l'apport de lin, n'ont pas d'effet négatif sur la santé humaine, contrairement à des sources d'origine industrielle (margarines).

3. Disponibilité des matières premières

En termes de sources oléagineuses, le lin est moins utilisé que d'autres sources, en raison de son coût plus élevé, qui est lui-même lié en partie à une faible productivité à l'hectare : 20 à 25 q/ha, contre 37 q/ha pour le colza et 25 pour le tournesol (CETIOM). A dire d'expert, les surfaces cultivées en lin en France pourraient passer sans problème de 14 000 ha à 200 000 ha. C'est une forte augmentation, mais cela ne semble pas irréaliste, et 200 000 ha ne représentent qu'une faible part des surfaces cultivées : 1,6 Mha pour le colza et 600 000 ha pour le tournesol actuellement (CETIOM). Le Canada pour sa part cultive 750 000 ha de lin, et 70% de sa production est exportée.

Actuellement en alimentation animale, ce sont les huiles qui sont les plus incorporées dans des aliments concentrés, surtout pour les aliments pour monogastriques : soja en premier, puis colza, et palme à un degré moindre. D'autres produits comme l'huile de colza hydrogénée ont été inclus dans les aliments concentrés, mais sont moins utilisés actuellement. Les graines crues en tant que telles sont moins employées car moins bien valorisées que l'huile et le tourteau séparément. Les graines extrudées, pour leur part, sont utilisées seules. Ce sont des produits à forte valeur ajoutée, qui dans le cas du lin et du colza, riches en matières grasses (40% ou plus), doivent pour des raisons technologiques, être co-extrudés avec au moins du son, parfois du son et du tourteau de tournesol, ce dernier ayant pour objectif d'accroître la teneur en azote de l'aliment. Les graines de soja, qui contiennent 20% de matières grasses, sont extrudées seules.

Les tourteaux gras peuvent être produits à la ferme par pression à froid (20 à 30% de lipides) ou en usine avec traitement thermique (10% de lipides). Cette dernière solution s'est pratiquée mais s'est arrêtée car non rentable, en partie parce que le produit passait mal en formulation ; un produit "polyvalent" (lipides + protéines) est moins recherché qu'un produit "spécialisé" (lipides ou protéines). Au niveau de la ferme, un certain nombre d'agriculteurs utilisent l'huile de colza brute dans leur tracteur, et distribuent les tourteaux gras aux animaux. Cette pratique est bien perçue au niveau des éleveurs qui renforcent l'autonomie protéique de leur exploitation et font des économies de carburant ; on soulignera toutefois la faible valeur PDI du tourteau, dont les protéines sont très dégradables dans le rumen car il n'a pas été traité thermiquement ; le risque d'oxydation avec les matières grasses polyinsaturées existe, et peut nécessiter la mise à l'abri de l'air. L'avenir de cette pratique semble quantitativement limité, en raison d'une faible valorisation de la graine de colza par l'éleveur ; en outre, l'utilisation d'huile dans le tracteur est une démarche individuelle qui ne peut pas être généralisée.

Certains aliments contiennent environ 10% de matières grasses. Les drêches de maïs sont disponibles en France actuellement dans 3 usines (une dans les Pyrénées Atlantiques, deux dans le Nord). Au niveau de l'UE, il existe d'autres sources (Espagne). L'évolution ultérieure est mal connue, et sera probablement liée aux choix politiques relatifs aux agrocarburants ; il est probable que leur utilisation sera limitée, en raison d'un avenir incertain des biocarburants de première génération. Il ne semble pas prudent de retenir cette source de lipides, même pour n'apporter qu'une partie du supplément lipidique pour les raisons évoquées plus haut. Le lupin est actuellement une production marginale : 5 000 ha en France (UNIP) ; il ne semble pas réaliste de le retenir pour les mêmes raisons.

Parmi les sources secondaires, il y a les tourteaux de germes de maïs, disponibles en faible quantité ; leur utilisation à grande échelle semble difficile.

A côté de ces ingrédients susceptibles d'entrer dans la composition d'aliments concentrés, il faut mentionner les lipides distribués purs. Les plus connus sont les savons de calcium d'huile de palme, mais des huiles végétales hydrogénées sont également disponibles. Ces matières premières riches en acides gras saturés ne sont pas retenues en raison de leur impact potentiel négatif pour la santé humaine. On peut par contre se demander si les savons de calcium d'huile de colza ne seraient pas une solution, mais ce type de produit, technologiquement envisageable, semble avoir été abandonné par les fabricants de savons de calcium. En l'état actuel des choses, il ne semble pas possible de le proposer. La société britannique commercialisant les savons de calcium d'huile de palme propose des mélanges entre ces savons de calcium et des lipides du lin, mais nous n'avons pas de référence sur ce produit.

4. Proposition : sources de lipides retenues

De ces différents éléments, il ressort qu'en pratique, l'enrichissement des concentrés en huiles insaturées, et la distribution de graines extrudées sont les deux solutions à retenir. Ne proposer qu'une seule de ces solutions manquerait de souplesse et ne permettrait pas d'obtenir dans tous les cas une supplémentation lipidique suffisante sans problèmes collatéraux.

Nous proposons donc un double apport de lipides, avec 3,5% de lipides ajoutés (ce qui devrait pouvoir se faire sans problème majeur) par des graines extrudées de colza et de lin (50/50) sous forme de mélanges extrudés contenant 70% de graines et 30% de son (technologie actuellement pratiquée), et en augmentant la teneur en lipides des concentrés, sous forme d'huile de soja et de colza (50/50).

L'utilisation des graines extrudées est proposée en priorité car elle est plus souple et permet un taux d'incorporation de lipides élevé avec une quantité totale de concentré limitée. En pratique, elle a été retenue pour tous les cas où les animaux reçoivent des quantités journalières de concentré faibles. L'apport de concentré enrichi en huile est proposé essentiellement pour les vaches laitières, les vaches de réforme et les jeunes bovins en engraissement ou finition. Il a été rendu nécessaire

par une contrainte que nous avons imposée : 10% maximum de graines extrudées dans la ration. Cette contrainte n'a pas de justification d'ordre scientifique mais est supposée permettre une acceptation plus facile de la part des éleveurs, et entraîne une moindre dépendance à un produit unique dans le cas d'une forte consommation journalière.

Dans ce cas des huiles incorporées dans le concentré, le colza et le soja ont été retenus car ce sont les deux sources de lipides insaturés actuellement les plus disponibles sur le marché. Dans le cas des graines extrudées, le lin et le colza ont été retenus. L'utilisation de graines de lin extrudées fait actuellement l'objet d'un "projet domestique" soutenu par le ministère chargé de l'environnement et d'un agrément au niveau des Nations Unies ; il est promu par la démarche Bleu-Blanc-Cœur visant à améliorer la valeur nutritionnelle des produits animaux. Le colza lui a été associé pour quatre raisons : 1) au niveau d'incorporation de lipides que nous préconisons, l'utilisation exclusive de lin pourrait conduire à une présence excessive d'acides gras *trans* dans le lait et la viande, alors que le colza n'en produit pas ; 2) l'utilisation exclusive du lin entraînerait un accroissement des surfaces cultivées en lin très supérieures à ce qui est raisonnablement envisageable. Les quantités de graine de lin nécessaires pour la mise en œuvre de l'action dans les conditions de cette étude nécessitent la mise en culture de lin de 400 000 ha supplémentaires, ce qui est bien supérieur aux prévisions les plus optimistes à l'heure actuelle pour le territoire français (voir paragraphe 3), et nécessitera selon toute probabilité des importations de graines ; 3) le coût de la graine de colza est plus faible que celui de la graine de lin, en partie en raison d'une productivité par ha supérieure (voir paragraphe 3) ; 4) l'utilisation de deux sources de lipides permet de s'affranchir des risques liés à l'accroissement de coût d'une matière première, ou de sa pénurie.

Malgré la forte probabilité d'un effet d'atténuation de la production de méthane plus élevé pour le lin que pour le colza⁷, le même niveau d'atténuation a été retenu pour les différentes sources utilisées. Les proportions relatives des différentes sources qui ont été retenues pour les calculs peuvent donc être modifiées sans conséquence pour le niveau d'atténuation potentielle, en fonction des fluctuations des coûts et des disponibilités des matières premières sur le marché.

Références bibliographiques citées

- Beauchemin K.A., McAllister T.A., McGinn, S.M., 2009. Dietary mitigation of enteric methane from cattle. CAB Reviews: Persp. Agric. Vet. Sci. Nutr. Nat. Res. 4, CABI, Wallingford, Royaume-Uni, 4, 1-18.
- Doreau M., Martin C., Eugène M., Popova M., Morgavi D.P., 2011. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. In : Gaz à effet de serre en élevage bovin : le méthane. Doreau M., Baumont R., Perez J.M. (Eds). Dossier, INRA Prod. Anim. 24, 461-474.
- Grainger C., Beauchemin K.A., 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be slowed without lowering their production? Anim. Feed Sci. Technol., 166-167, 308-320.
- Martin C., Morgavi D.P., Doreau M., 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. Animal, 4, 351-365.
- Mosnier E., van der Werf H. M. G., Boissy J., Dourmad J.Y., 2011. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using life cycle assessment. Animal, 5, 1972-1983.

⁷ Voir paragraphe 1. L'article Doreau et al. (2011) montre toutefois la variabilité des résultats, et plusieurs publications (2 relevées dans cet article et 2 récentes) ne montrent pas d'effet atténuateur du lin sur la production de méthane.

Annexe 2. Effets d'un additif à base de nitrate sur la production de méthane entérique

Annexe rédigée par Michel Doreau et Jessie Guyader, avec l'apport de Philippe Faverdin et Cécile Martin

Le méthane est produit dans le rumen à partir de l'hydrogène grâce à des enzymes produites par les archaea méthanogènes, un groupe bien spécifique de microorganismes (Popova et al., 2011,⁸). L'hydrogène est produit lors de la dégradation des glucides par les bactéries et protozoaires du rumen. Le nitrate constitue une voie alternative d'utilisation de l'hydrogène, très compétitive, ce qui fait qu'en présence de nitrate la production de méthane est réduite. Cet effet a été démontré *in vivo* dans quatre essais publiés (Van Zijderveld et al., 2010 ; Nolan et al., 2010 ; Van Zijderveld et al., 2011 ; Hulshof et al., 2012), deux sur bovins et deux sur ovins, trois avec du nitrate de calcium dont un à long terme, et un avec du nitrate de potassium. Une diminution de 16 à 31% de la production de méthane par kg de matière sèche ingérée a été observée pour une dose de nitrate (équivalent NO₃) de 2,2 à 2,6% de la matière sèche de la ration, soit en moyenne 10% de réduction pour 1% de nitrate ajouté. Ces essais ont été réalisés pour trois d'entre eux avec la société Provimi (Cargill), qui a enregistré en 2010 un brevet sur l'association de nitrate et de sulfates pour réduire la production de méthane chez les ruminants. Lors du récent congrès international "Greenhouse gases and animal agriculture" (GGAA), tenu en juin 2013, quatre communications supplémentaires ont été présentées sur l'effet du nitrate sur les émissions de méthane entérique⁹. Toutes les quatre vont dans le même sens que les quatre publications citées ci-dessus (Tableau A2-1).

Tableau A2-1. Calcul de l'atténuation des émissions de CH₄ en fonction du type d'animal et de ration

Référence	Type d'animal	Type de ration	Forme de nitrate	% NO ₃ dans la ration	Baisse de CH ₄ /kgMS (%)	Baisse CH ₄ /kgMS par % de nitrate
Nolan et al., 2010	Moutons à l'entretien	Foin	KNO ₃	2,6	23,1	8,9%
Van Zijderveld et al., 2010 [‡]	Agneaux en croissance	65% ensilage maïs 14% paille	Nitrate de Ca et NH ₄	2,55	31%	12,2%
Van Zijderveld et al., 2011 [‡]	Vaches laitières	53% ensilage maïs 34% concentré	Nitrate de Ca et NH ₄	2,24	16,5%	7,3%
Hulshof et al., 2012 [‡]	Bouvillons en croissance	60% canne à sucre 40% concentré	Nitrate de Ca et NH ₄	2,2	27%	12,3%
El-Zaiat et al., 2013	Agneaux en croissance	60% concentré 40% fourrage	Nitrate de Ca encapsulé	2,75	33%	12,0%
Sakhtivel et al., 2013	Buffles en croissance	50% paille 50% concentré	Nitrate de Na et K	2	15%	7,5%
Velazco et al., 2013 [‡]	Bouvillons à l'engrais	70% orge 8,5% ensilage maïs	Nitrate de Ca [†]	1,9	32%	16,8%
Veneman et al., 2013 [‡]	Vaches laitières	Ensilage maïs Foin luzerne Tourteau soja	Non précisé [†]	2	18,3%	9,1%

[‡] Essais réalisés en collaboration avec la société Cargill, codétentrice du brevet sur l'utilisation de nitrate comme additif

[†] En fait, il s'agit certainement de nitrate de Ca et NH₄, produit étudié par Cargill

Le principe est la réduction du nitrate en nitrites, puis des nitrites en ammoniac. Si la production de nitrites est plus rapide que leur conversion en ammoniac, les nitrites s'accumulent dans le rumen sont absorbés dans le sang et se fixent à l'hémoglobine pour former de la méthémoglobine, complexe qui ne transporte plus l'oxygène contrairement à l'hémoglobine (Popova et al., 2011). Dans des cas extrêmes, la méthémoglobinémie peut conduire à la mort de l'animal. Dans l'essai de Veneman et al. (2013), une méthémoglobinémie jugée excessive a été observée chez certains animaux en alimentation restreinte, nécessitant l'utilisation de bleu de méthylène¹⁰ à titre curatif (C.J. Newbold, communication personnelle). Par ailleurs, l'apport de nitrate dans une ration riche en azote fermentescible peut entraîner un excès d'ammoniac dans le rumen, dangereux dans les cas extrêmes. Dans tous les cas, l'apport de nitrate entraîne une augmentation de l'azote urinaire et donc de la production d'ammoniac et de protoxyde d'azote s'il n'est pas compensé par la diminution d'une autre source d'azote fermentescible.

⁸ Les mécanismes en jeu ont été détaillés par Morgavi et al., 2010. Des aspects plus généraux sont fournis par Doreau et al., 2011.

⁹ Communications d'une page dans *Advances in Animal Biosciences*, 2013, vol. 4, par Veneman et al. (p. 335), El Zaiat et al. (p. 346), Sakhtivel et al. (p. 414), Velazco et al. (p. 579).

¹⁰ Le bleu de méthylène active la NADPH méthémoglobine réductase qui catalyse la transformation de méthémoglobine en hémoglobine.

Indépendamment du risque pour l'animal, il faut souligner la mauvaise image probable des nitrates en tant qu'additif alimentaire. Plusieurs cahiers des charges de production du lait refusent déjà l'utilisation de l'urée dans les rations de vaches laitières, qui semble pourtant moins risquée que celle des nitrates. Le mot nitrate est associé à la pollution des eaux ; son usage va en apparence à l'encontre de la préconisation de la réduction de l'utilisation des engrais azotés minéraux comme engrais. Il n'y a à notre connaissance pas d'étude du transfert dans le lait des nitrates consommés par la vache. Toutefois, l'introduction de nitrates (et même de nitrites) dans les denrées alimentaires comme la viande fumée ne pose pas de problème de santé publique, et plusieurs publications à caractère médical font état de l'effet favorable des nitrates sur la santé humaine (Benjamin, 2000). Une récente communication d'El-Zaiat et al. (2013) ne montre pas d'augmentation de résidus de nitrate dans la viande lorsque du nitrate est apporté dans la ration. Quoi qu'il en soit, l'utilisation de nitrate dans l'alimentation des ruminants risque de se heurter à de fortes réticences de la part des éleveurs et de l'ensemble de la société civile, en particulier s'il y a un risque potentiel pour l'animal.

L'idée retenue dans l'étude a néanmoins été de proposer le nitrate comme solution pour réduire la production de méthane, mais avec des garde-fous importants : 1) utilisation seulement dans les rations carencées en azote fermentescible, en remplacement de l'urée si celle-ci est apportée dans la ration ; 2) à une dose nettement inférieure à la dose la plus efficace, et pour laquelle les risques pour la santé animale sont très peu probables ; 3) ingestion étalée au cours de la journée. Cela devrait limiter les risques¹¹, car il faut tenir compte d'une mauvaise utilisation ou d'un surdosage par l'éleveur.

Dans l'attente de connaissances précises sur l'effet de source de nitrate à diffusion lente (une première communication par El Zaiat et al. (2013) donne quelques informations), l'étalement de l'ingestion nécessite au minimum l'incorporation dans le concentré (et non la distribution en l'état), et que ce concentré ne soit pas consommé rapidement. Cette pratique devrait être adoptée par l'industrie de l'alimentation animale. Cela exclut l'utilisation pour les vaches allaitantes et les génisses d'élevage qui reçoivent ou recevraient au maximum 1 à 2 kg de concentré par jour, avec en outre une difficulté de mélange entre fourrage (foin ou ensilage d'herbe) et concentré. Pour les vaches laitières et les taurillons à l'engraissement, cibles de cette technique, il est préférable de limiter aux animaux recevant de l'ensilage de maïs (carencé en azote fermentescible), avec si possible une ration offerte en mélange. Une méthode envisageable pour étaler l'ingestion de nitrate serait leur incorporation directe dans l'ensilage lors de la confection du silo ; toutefois elle entraînerait certainement des pertes par lessivage ou action bactérienne, ce qui reste toutefois à vérifier.

La dose que nous préconisons est de 1% de la ration, ce qui peut entraîner une baisse de production de méthane de 10% (plage de 8 à 12% réaliste). Toutefois, une dose maximale de 1,5% peut être envisageable sous réserve d'acquisition d'expérience sur l'innocuité. Une dose plus élevée pourrait être admissible pour des sources à diffusion lente dans le rumen. Bien qu'il n'y ait pas eu d'étude de type dose-réponse, on peut penser à une linéarité de la réponse, dans la mesure où le nitrate peut utiliser l'hydrogène en proportion de sa concentration, en raison de sa plus haute affinité pour l'hydrogène que le CO₂. La comparaison des études réalisées, publiées ou non (Van Zijderveld, 2011), le confirme. Bien qu'il n'y ait qu'un seul essai *in vivo* à long terme, on peut penser que le mode d'action du nitrate se poursuit sur le long terme car il est indépendant des modifications de l'écosystème microbien, bactéries et protozoaires. Toutefois, il est possible que le nitrate ait en plus une action directe sur l'écosystème microbien en réduisant le nombre d'archées méthanogènes. Ceci reste à confirmer. Nous préconisons aussi une utilisation exclusive dans des rations permettant une ingestion étalée. Enfin, il faut remarquer que la réduction de la production de méthane grâce au nitrate ne se traduit pas par une amélioration de l'efficacité d'utilisation de la ration, l'hydrogène capté n'étant pas utilisé par l'animal.

La source sur laquelle sont basées les estimations de coût est un produit commercialisé à des fins de fertilisation, le nitrate de calcium (Calcinit® de formule 5Ca(NO₃)₂, NH₄NO₃, 10H₂O). Ce produit contient 75% de nitrate dans la matière sèche. A l'avenir, d'autres sources peuvent être envisagées, telles que l'ammonitrate ou le nitrate de potassium, mais l'expérience manque sur ces produits. Il est possible que dans l'avenir des produits avec des spécifications de pureté liées à un usage en alimentation animale soient commercialisés.

L'assiette (nombre d'animaux concernés) est définie à partir des estimations de l'Observatoire de l'Alimentation des vaches laitières, publiées par l'Institut de l'Elevage et réalisées à partir des enquêtes Agreste. Les cas-types OTEX sont répartis en "plus de 30% de maïs dans la SFP" et "10 à 30% de maïs dans la SFP". Les premiers correspondent à 40-45% de maïs dans la matière sèche ingérée, les seconds à 20-25% de maïs, selon les systèmes. Un calcul fait par Ph. Faverdin (comm. personnelle) montre que pour un système à 43% de maïs fourrage dans la SFP, l'ensilage de maïs représentait 61% de la consommation de fourrage, mais seulement 47% de l'ingestion totale, sur la base de la matière sèche (MS). Ce type de ration est généralement déficitaire en azote fermentescible, et nécessiterait en moyenne un apport de 1% d'urée dans la MS (évaluation approximative), ce qui correspondrait à 2,5% de nitrate¹². Cela signifie que si la proportion maximum de nitrate dans la ration est fixée à 1% pour éviter tout risque pour l'animal, elle est adaptée aux systèmes ayant plus de 10% de maïs

¹¹ Les conditions d'emploi du nitrate dans l'alimentation des ruminants ont été détaillées dans un rapport très complet : Leng, 2008.

¹² Le produit actuellement commercialisé (pour d'autres fins) est du nitrate de calcium de formule 5Ca(NO₃)₂, NH₄NO₃, 10 H₂O. Sa valeur azotée (azote fermentescible) en valeur PDIN a été estimée à 598 g/kg, contre 1472 g/kg pour l'urée qu'il remplacerait. En d'autres termes, 1 kg d'urée peut être remplacé par 2,5 kg de nitrate de calcium.

dans la SFP, et à certains systèmes mixtes lait et viande. Par sécurité, les systèmes ayant plus de 15% de maïs fourrage dans la SFP (ce qui correspondrait à 20% d'ensilage de maïs dans l'ingéré, exprimé en MS), ont été retenus.

Références bibliographiques citées

- Benjamin, 2000. Nitrates in the human diet - good or bad? *Ann. Zootech.*, 49, 207-216.
- Doreau M., Martin C., Eugène M., Popova M., Morgavi D.P., 2011. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. In : *Gaz à effet de serre en élevage bovin : le méthane*. Doreau M., Baumont R., Perez J.M. (Eds). Dossier, INRA Prod. Anim., 24, 461-474.
- El-Zaiat HM, Patino HO, Soltan YA, Morsy AS, Araujo RC, Louvandini H, Abdalla AL., 2013. Additive effect of nitrate and cashew nut shell liquid in an encapsulated product fed to lambs on enteric methane emission and growth performance. *Advances in Animal Biosciences*, 2013, vol. 4: p. 346.
- Hulshof, R. B. A., Berndt, A., Gerrits, W. J. J., Dijkstra, J., Van Zijderveld, S. M., Newbold, J. R., Perdok, H. B. 2012. Dietary nitrate supplementation reduces methane emission in beef cattle fed sugarcane based diets. *Journal of Animal Science* 90: 2317-2323.
- Leng R.A., 2008. The potential of feeding nitrate to reduce enteric methane production in ruminants. Report, Commonwealth Government of Australia, Canberra.
- Morgavi D.P., Forano E., Martin C., Newbold C.J., 2010. Microbial ecosystem and methanogenesis in ruminants. *Animal*, 4, 1024-1036.
- Nolan, J. V., R. S. Hegarty, J. Hegarty, I. R. Godwin, and R. Woodgate. 2010. Effects of dietary nitrate on fermentation, methane production and digesta kinetics in sheep. *Animal Production Science* 50: 801-806.
- Popova M., Morgavi D.P., Doreau M., Martin C., 2011. Production de méthane et interactions microbiennes dans le rumen. In : *Gaz à effet de serre en élevage bovin : le méthane*. Doreau M., Baumont R., Perez J.M. (Eds). Dossier, INRA Prod. Anim., 24, 447-460.
- Sakhtivel PC, Kamra DN, Agarwal N, Chaudhary LC, Chaturvedi VB, 2013. Effect of nitrate and nitrate reducing bacteria on methane production in growing Murrah buffaloes. *Advances in Animal Biosciences*, 2013, vol. 4: p. 414.
- Van Zijderveld S.M., Gerrits W.J.J., Apajalahti J.A., Newbold J.R., Dijkstra J., Leng R.A., Perdok H.B., 2010. Nitrate and sulfate: Effective alternative hydrogen sinks for mitigation of ruminal methane production in sheep. *J. Dairy Sci.*, 93, 5856-5866.
- Van Zijderveld S.M., 2011. Dietary strategies to reduce methane emissions from ruminants. PhD, Université de Wageningen, Pays-Bas.
- Van Zijderveld S.M., Gerrits W.J.J., Dijkstra J., Newbold J.R., Hulshof R.B. A., Perdok H.B., 2011. Persistency of methane mitigation by dietary nitrate supplementation in dairy cows. *J. Dairy Sci.*, 94,4028-4038.
- Velazco JI, Bremner G, Li L, Lujben K, Hegarty RS, Perdok H 2013. Short-term emission measurements in beef feedlot cattle to demonstrate enteric methane mitigation from dietary nitrate. *Advances in Animal Biosciences*, 2013, vol. 4: p. 579.
- Veneman JB, Muetzel S, Perdok HB, Newbold CJ, 2013. Dietary nitrate but not linseed oil decreases methane emissions in lactating dairy cows fed a maize silage based diet. *Advances in Animal Biosciences*, 2013, vol. 4: p. 335.

Annexe 3. Calcul des émissions induites

L'apport de lipides en substitution à des céréales, comme source d'énergie, et à des tourteaux (puisque les graines oléagineuses sont également riches en protéines), se traduit par des modifications de l'empreinte carbone (émissions de GES) liée à la production de ces matières premières. Cette empreinte est calculée à partir de résultats acquis.

Le référentiel officiel en France est Dia'terre®, développé par l'ADEME, et les valeurs sont essentiellement issues des données du logiciel Ges'tim développé par l'Institut de l'Élevage. Les valeurs Dia'terre® (Tableau A3-1) sont publiées dans le manuel de référence Ges'tim (Gac et al., 2010). Toutefois, Dia'terre® fournit des valeurs pour les céréales et les tourteaux, mais pas pour les graines oléagineuses.

Parallèlement, l'INRA a effectué différentes analyses de cycle de vie et a calculé des empreintes carbone avec le logiciel SimaPro, la base de données de l'UMR SAS (INRA Rennes) et des données générales de la base Ecoinvent, à partir d'itinéraires techniques de référence. Les valeurs INRA (Tableau A3-1) sont la moyenne des résultats obtenus dans différentes publications scientifiques récentes (Nguyen et al., 2012a, 2012b, 2013) ou récapitulés dans des publications de synthèse (Mosnier et al., 2011, actualisé par Garcia-Launay et al., publication en cours). Les valeurs INRA et Dia'terre® sont voisines pour les tourteaux, mais les valeurs INRA sont plus élevées pour les céréales.

Tableau A3-1. Empreinte carbone des aliments (en kgCO_{2e}/kg) selon deux référentiels

	Dia'terre®	INRA	
		Valeur	Source
Orge	320	490	Moyennes de résultats publiés par : Nguyen et al. (2012b, 2012, 2013), Mosnier et al. (2011) et Garcia-Launay et al. (en cours)
Blé	350	540	
Maïs	296	500	
Son de blé	140 *	250	
Tourteau de colza	460	450	
Tourteau de soja	1 580	1 530	
Tourteau de tournesol	295	310	
Huile de colza		2 070	Moyenne des données de Mosnier et al. (2011) et Garcia-Launay et al. (en cours)
Huile de soja		1 500	Nguyen et al. (2012b)
Graine de lin extrudée		1 080	Nguyen et al. (2013 et non publié)
Graine de colza extrudée		1 100	

* La valeur Dia'terre pour le son de blé n'est pas celle qui figure dans le document disponible, mais une valeur modifiée ultérieurement

Dans le cadre de l'étude, il a été décidé de prendre les valeurs Dia'terre® afin d'être homogène pour l'ensemble des actions de l'étude. Mais dans le cas de cette action pour laquelle les valeurs disponibles pour les huiles et graines oléagineuses sont seulement celles de l'INRA, le fait de prendre les valeurs Dia'terre® pour les céréales et tourteaux, et INRA pour les huiles et graines oléagineuses nuit à la cohérence intra-action, et introduit un biais dans la mesure où les deux référentiels donnent des valeurs différentes pour les céréales. Aussi, une analyse de sensibilité a comparé les deux modes de calcul, et a mis en évidence des émissions induites plus faibles avec le référentiel INRA.

Références bibliographiques citées

- Gac, A., Cariolle, M., Deltour, L., Dollé, J.B., Espagnol, S., Flénet, F., Guingand, N., Lagadec, S., Le Gall, A., Lellahi, A., Malaval, C., Ponchant, P. and Tailleur, A. 2010. GES'TIM. Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre. Version 1.2. Institut de l'Élevage, Paris, 156 p.
- Mosnier E., van der Werf H. M. G., Boissy J., Dourmad J.Y., 2011. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using life cycle assessment. *Animal*, 5, 1972-1983.
- Nguyen T.T.H., Bouvarel I., Ponchant P., van der Werf H.M.G., 2012b. Using environmental constraints to formulate low-impact poultry feeds. *Journal of Cleaner Production* 28, 215-224.
- Nguyen T.T.H., van der Werf H.M.G., Eugène M., Veysset P., Devun J., Chesneau G., Doreau M., 2012a. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science* 145, 239-251.
- Nguyen T.T.H., Doreau M., Corson M.S., Eugène M., Delaby L., Chesneau G., Gallard Y., van der Werf H.M.G., 2013. Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. *Journal of Environmental Management*, 120, 127-137.

Annexe 4. Assiette et atténuation d'émission par catégories d'animaux - sous-action Lipides insaturés

	Effectif Agreste	Assiette Maximale Technique	Emissions par animal (kgCH ₄ /an)	Atténuation d'émissions					Coût unitaire (€)
				Moyenne			Mini	Maxi	
				%	kgCH ₄ /an	kgCO _{2e} /an	kgCO _{2e} /an	kgCO _{2e} /an	
TROUPEAU LAITIER									
Vaches LAITIÈRES	3 728 555	3 107 129	115,75	13,8	16,0	401	321	481	109
Génisses >24mois Renouveaulement	833 983	104 248	73,8	11,8	8,7	217	174	260	52
Génisses 12-24 mois Renouveaulement	1 160 303	483 460	55,74	13,0	7,3	181	145	218	47
Génisses 0-12 mois	921 670	0	24,25						
Mâles > 2 an	173 077	72 115	63,9						
dont bœuf fin d'hiver		28 846	63,9	7,2	4,6	115	92	138	47
dont bœuf finition		43 269	63,9	12,1	7,8	194	155	233	78
Mâles 1-2 ans	364 956	367 956	66,93						
dont Jeunes bovins		200 000	81,12	12,9	10,5	262	210	314	61
dont Bœufs		167 956	50,03						
Mâles 0-12 mois	631 231	0	38						
TROUPEAU ALLAITANT									
Vaches ALLAITANTES	4 230 666	820 749	81,36						
dont réformes		211 533	81,36	13,0	10,6	264	211	317	78
dont lactation		609 216	81,36	12,1	9,8	246	197	295	71
Génisses >24mois Renouveaulement	1 016 996	0	63,04						
Génisses >24mois Boucherie	251 289	150 773	66,28	12,4	8,2	205	164	246	54
Génisses 12-24 mois Renouveaulement	1 017 974	0	52,37						
Génisses 12-24 mois Boucherie	280 437	93 479	58,39	14,7	8,6	215	172	258	47
Génisses 0-12 mois	1 941 141	404 404	23,08	14,5	3,4	84	67	101	20
Mâles > 2 an	298 157	104 079	75,9						
dont taureaux service		45 000	92,0	12,5	11,5	288	231	346	73
dont bœufs		59 079	63,9	13,4	8,6	215	172	258	78
Mâles 1-2 ans	536 175	332 710	65,57						
dont JB		279 167	81,12	15,6	12,7	317	253	380	61
dont Bœufs		53 543	50,03	14,5	7,2	181	145	217	52
Mâles 0-12 mois	1 329 445	553 935	28,01	15,3	4,3	107	86	128	24
TOTAUX	18 716 055	6 595 038							

Action 8

Réduire les apports protéiques dans les rations animales pour limiter les teneurs en azote des effluents et les émissions de N₂O associées

Auteurs

Philippe Faverdin (INRA-PHASE)
Florence Garcia-Launay (INRA-PHASE)
Marc Benoit (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Michel Doreau (INRA-PHASE)
Katja Klumpp (INRA-EFPA)

Relecteurs scientifiques externes

Chaouki Benchaar (Agriculture et Agroalimentaire Canada)
Eric Froidmont (Centre wallon de Recherches agronomiques)

Relecteurs techniques externes

Jean-Baptiste Dollé (Institut de l'Élevage)
Didier Gaudré (IFIP)

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

Les animaux d'élevage consomment beaucoup d'azote essentiellement sous forme de protéines végétales, mais ils les transforment avec un rendement assez faible, compris en général entre 10 et 30% de l'azote ingéré. De ce fait, les quantités d'azote alimentaire nécessaires pour produire du lait ou de la viande sont élevées, et conduisent à des rejets importants. Les composés azotés contenus dans les effluents animaux contribuent, après transformation, aux émissions de N₂O, en plus de leurs effets négatifs sur la qualité de l'air (cas du NH₃), la potabilité de l'eau, l'eutrophisation et l'acidification des milieux. Les quantités de N₂O associées à la gestion des effluents et émises à l'échelle de la France en 2010 s'élèvent à 16 660 Mg (CITEPA, 2012), soit 5 164 600 MgCO_{2e}/an pour l'ensemble du secteur de l'élevage. Les variations d'apports azotés chez les vaches laitières et les porcs expliquent en grande partie les variations d'azote excrété, en particulier urinaire, et les émissions associées de protoxyde d'azote (N₂O) et d'ammoniac (NH₃) en prenant en compte les modes de logement des animaux (Portejoie et al., 2004 ; Le et al., 2009). Ces émissions interviennent en bâtiment, au pâturage, ou encore pendant les phases de stockage et d'épandage des effluents. Pour réduire ces émissions, les niveaux d'azote ingéré et donc excrété peuvent être diminués conjointement en ajustant mieux la quantité de protéines apportées aux besoins des animaux, et en améliorant la qualité des protéines et donc leur rendement d'utilisation. D'autres réductions peuvent être obtenues par le biais de la gestion des effluents.

L'objectif de cette action est de réduire la quantité d'azote excrétée par les animaux d'élevage en modifiant le niveau et la qualité des apports alimentaires azotés, afin de réduire les émissions de N₂O associées avec des méthodes de rationnement qui affectent peu ou pas la production. L'action comparera donc les émissions de la situation actuelle avec celles associées à une alimentation protéique réduite grâce à un apport plus précis par rapport aux besoins et/ou par un meilleur équilibre en acides aminés. L'action porte sur les ateliers "bovins lait" et "porcs" de l'exploitation agricole.

Les volailles n'ont pas été incluses dans l'action. Les mécanismes sont pourtant voisins de ceux observés chez les porcs (Bouvarel et al., 2010), mais l'élevage de volailles dispose cependant de moins de marge de manœuvre. En effet, les pratiques de réduction des apports azotés sont soit déjà mises en œuvre, soit difficilement applicables parce que les performances peuvent être réduites de façon importante, l'indice de consommation dégradé et la composition corporelle altérée avec des carcasses plus grasses. Les bovins viande n'ont pas été inclus dans l'action par manque de références sur les pratiques d'alimentation des élevages. Les équidés et les petits ruminants n'ont pas été pris en compte, bien que les niveaux d'apports azotés soient importants en production d'agneaux de bergerie ou chez les chèvres laitières, en raison des effectifs faibles de ces filières au regard de l'élevage français, l'ensemble de toutes ces catégories ne représentant que 11% des excréments azotés des herbivores réparties en une très large diversité de systèmes de production.

L'action est organisée en deux sous actions, la première en élevage laitier et la seconde en élevage porcin. En élevage laitier, l'action porte exclusivement sur l'alimentation des vaches laitières. Elle consiste à réduire les apports azotés dans les rations hivernales, sans variation de production laitière. En élevage porcin, l'action concerne les pratiques d'alimentation des truies en production, des porcelets sevrés (dits en post-sevrage) et des porcs en engraissement. Elle consiste à améliorer l'efficacité de l'utilisation des protéines en améliorant l'équilibre en acides aminés des protéines *via* l'incorporation d'acides aminés de synthèse (Canh et al., 1998 ; Quiniou et al., 2011) et en ajustant en dynamique les apports aux besoins en acides aminés des porcs en engraissement *via* un plan d'alimentation multiphase.

2. Description de l'action

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

Les émissions intervenant sur l'exploitation (directes) ou dans les espaces physiquement liés (indirectes) sont influencées par les teneurs en azote des rations. L'azote est majoritairement excrété sous deux formes : l'azote fécal composé de protéines non digérées, de protéines endogènes et des résidus d'azote microbien, et l'azote urinaire composé principalement d'urée, déchet non toxique fabriqué pour éliminer l'ammoniaque issu du catabolisme des protéines. Si l'azote fécal est relativement stable, l'azote urinaire essentiellement ammoniacal est très instable et se volatilise facilement en ammoniac (Bussink et Oenema, 1998). L'évolution de l'azote ammoniacal des effluents dépend des conditions de stockage, en particulier si elles sont anaérobies (lisier) ou aérobies (fumier). Dans le cas d'une gestion sous la forme de lisier, donc en conditions anaérobies, les pertes d'azote ont lieu principalement sous la forme d'ammoniac. Des émissions de N₂O peuvent également avoir lieu à la surface du caillebotis par nitrification en conditions aérobies. Dans le cas des litières, les réactions de nitrification et de dénitrification entraînent des émissions importantes de N₂ et de N₂O. Ainsi l'azote urinaire conduit à des émissions de NH₃ et de N₂O. Une faible partie de l'ammoniac est secondairement transformée en N₂O et son émission contribue donc également à un effet de serre. Les mesures de réduction des apports azotés et donc de l'excrétion d'azote

pourraient être utilisées à la fois pour réduire les émissions de GES (N₂O), mais aussi et en priorité pour abattre les émissions d'ammoniac vers l'air, compte tenu de ses effets sur la santé humaine, l'acidification et l'eutrophisation.

Les émissions induites en amont de l'exploitation concernent principalement les émissions associées à la production des matières premières des aliments. Les bovins viande ont des rendements faibles de transformation des protéines des aliments en protéines de la viande, mais ils consomment surtout des protéines "locales", majoritairement non consommables par l'homme, produites par les prairies qui peuvent stocker du carbone. A l'opposé, les vaches laitières, les porcs ou les poules présentent des rendements élevés, mais consomment beaucoup plus de tourteaux par animal, notamment de soja dont le coût GES lié au changement d'usage des terres est généralement important. La production du tourteau de soja brésilien utilisé majoritairement en France, en particulier, est associée à 70% à la conversion de la forêt brésilienne en cultures (Prudêncio da Silva et al., 2010) dont le coût GES est estimé dans les références les plus récentes à 740 MgCO_{2e}/ha (PAS2050, 2011). Des mesures de réduction des apports azotés devraient permettre de réduire l'incorporation de matières premières riches en protéines, et de tourteau de soja en particulier, et de réduire par voie de conséquence les émissions de GES induites associées à cette production.

2.b. Sous-actions et éventuelles options techniques instruites

Sous-action "Réduire la teneur en protéines des rations des vaches laitières"

Cette sous-action concerne potentiellement tous les ruminants qui reçoivent des quantités importantes de compléments protéiques, ce qui ne vise principalement que des vaches laitières et des jeunes bovins. Cependant, la connaissance des pratiques alimentaires et les possibilités de contrôle de cette information sont trop faibles pour imaginer une quantification des effets en jeunes bovins. Pour les ruminants, l'action ne va donc prendre en compte que les vaches laitières qui reçoivent des compléments protéiques spécifiques dont il est facile de maîtriser la distribution. L'alimentation hivernale peut être réduite en protéines pratiquement sans perte de production dans de nombreuses situations si l'on évite une suralimentation protéique. Vérité et Delaby (1998) ont montré que des teneurs de 100 g de PDIE/UFL dans les rations de vaches laitières permettaient une efficacité optimale de l'utilisation des protéines. Au-delà de ce seuil, les sécrétions de protéines dans le lait augmentent peu, l'efficacité alimentaire se dégradant (moins de lait/kg de MS ingéré), alors que l'excrétion d'azote dans l'urine par kg de lait produit augmente rapidement (Figure 8-1).

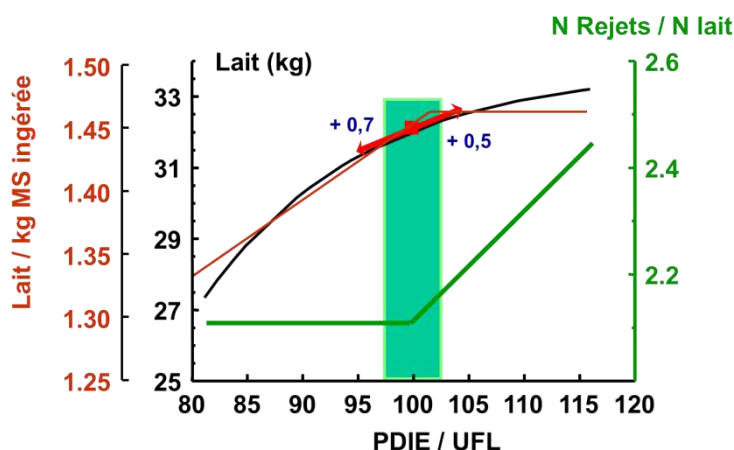


Figure 8-1. Evolution de la production de lait (courbe noire) et des indicateurs d'efficacité alimentaire (courbe rouge) et de rejet d'azote (courbe verte) montrant un optimum vers une densité protéique de la ration de 100 g de PDIE/UFL (en supposant PDIN=PDIE) (d'après Vérité et Delaby 1998).

L'action supposera donc un équilibre PDIE=PDIN des rations qui évite tout excès d'azote dégradable mal valorisé et tout risque de carence d'azote dégradable pour les microbes. Cet objectif est facilement réalisable avec des régimes à base d'ensilage de maïs en période hivernale.

L'utilisation des acides aminés de synthèse est également possible et permet d'accroître légèrement l'efficacité d'utilisation des sources protéiques. Cependant, ces actions étaient surtout connues à hauts niveaux protéiques auxquels la plupart des essais ont été réalisés et pour lesquels les préconisations de leur utilisation étaient faites. Un essai récent semble indiquer que cette pratique pourrait fonctionner même à bas niveau d'apport protéique (Haque et al., 2012), ce qui rendrait cette option envisageable à terme. L'impact en ruminants est plus réduit qu'en monogastriques et son adoption plus coûteuse en raison de la nécessité de protéger les acides aminés de la dégradation par les microbes dans le rumen.

Il est donc possible d'alimenter correctement des vaches laitières avec des rations hivernales à base d'ensilage de maïs en visant un objectif maximal de 14% de MAT. Ce chiffre correspond à la traduction d'une ration bien équilibrée pour les deux critères précédents (100 g PDIE/UFL et PDIE=PDIN). Si l'on fait l'hypothèse que des rations hivernales de vaches laitières ont une concentration énergétique de 0,90 à 0,95 UFL par kg de MS (parfois moins en systèmes plus économes) et sachant que la teneur PDIN des rations correspond en moyenne aux 2/3 de celle des matières azotées, on peut estimer la teneur en matières azotées de la ration en prenant $MAT=(0,925*100)/0,66$, soit 140 g de MAT. Cette teneur moyenne peut être modulée en pratique au sein du troupeau en fonction du stade de lactation, notamment par le biais de rations semi-complètes. On notera que s'il est possible d'équilibrer une ration avec 14% de MAT, toutes les rations avec 14% de MAT ne sont pas équilibrées pour autant, et le choix des matières protéiques doit être raisonné. Le recours à des matières protéiques à faible dégradabilité (tourteaux tannés) peut s'avérer nécessaire avec certains types de rations pour atteindre l'objectif recherché. Les possibilités d'aller en dessous de 14% ne seront pas étudiées faute de pouvoir les quantifier actuellement dans le scénario français.

Sous-action "Réduire la teneur en protéines des rations des porcs et des truies"

Les deux options techniques explorées dans cette sous-action sont : i) **Utilisation accrue des acides aminés avec alimentation biphasé des porcs à l'engrais (2PAA+)** et ii) **Utilisation accrue des acides aminés avec alimentation multiphasé des porcs à l'engrais (MPAA+)**. En effet, deux pratiques d'alimentation peuvent être mobilisées pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote par le porc et donc en réduire l'excrétion. La première consiste à ajuster l'apport de protéines et d'acides aminés au cours du temps en fonction de l'évolution du potentiel de croissance des animaux ou de leur état physiologique. Appliquée chez le porc en engraissement, cette approche consiste à pratiquer une alimentation dite "multiphasé" dans laquelle la composition de l'aliment distribué est modifiée régulièrement (au moins dix fois) pour adapter les apports de protéines (et d'acides aminés) et d'énergie selon le stade et le potentiel des animaux. La seconde pratique d'alimentation consiste à améliorer l'équilibre en acides aminés de la ration, afin de réduire sa teneur en protéines tout en apportant chacun des acides aminés indispensables en quantité suffisante. La substitution de matières premières riches en protéines par des céréales associées à des acides aminés de synthèse permet de réaliser cette "économie" de protéines. Les pratiques actuelles correspondent très majoritairement à une alimentation biphasé des porcs à l'engrais avec des apports d'acides aminés permettant de respecter les niveaux de protéines édités par le CORPEN (Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement) en 2003. Une utilisation accrue des acides aminés pour toutes les catégories d'animaux, associée éventuellement à une formulation multiphasé de l'aliment distribué aux porcs à l'engrais, peut donc contribuer à réduire les émissions de GES en amont de l'exploitation mais aussi sur l'exploitation. Dans cette sous-action "porcs", l'utilisation accrue des acides aminés pour réduire les teneurs en protéines des aliments est appliquée aussi bien aux truies qu'aux porcs en post-sevrage et en engraissement.

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

Bouvarel I., Dourmad J.Y., Gac A., 2010. Les stratégies d'alimentation des animaux au sein de l'exploitation et du territoire et leurs incidences environnementales. In "Elevages et Environnement", S. Espagnol et P. Leterme (Eds). Quae et Educagri Editions, 260 p.

Place S.E., Mitloehner F.M., 2010. Invited review: Contemporary environmental issues: A review of the dairy industry's role in climate change and air quality and the potential of mitigation through improved production efficiency. *Journal of Dairy Science*, 93, 3407-3416.

Peyraud J.L., Cellier P. (coord.), F. Aarts, F. Béline, C. Bockstaller, M. Bourblanc, L. Delaby, C. Donnars, J.Y. Dourmad, P. Dupraz, P. Durand, P. Faverdin, J.L. Fiorelli, C. Gagné, A. Girard, F. Guillaume, P. Kuikman, A. Langlais, P. Le Goffe, S. Le Perchec, P. Lescoat, T. Morvan, C. Nicourt, V. Parnaudeau, J.L. Peyraud, O. Réchauchère, P. Rochette, F. Vertes, P. Veysset, 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, rapport, INRA (France), 503 p.

Schils R.L.M., Eriksen J., Ledgard S.F., Vellinga Th.V., Kuikman P.J., Luo J., Petersen S.O., Velthof G.L., 2012. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from herbivore production systems. *Animal*
Available on CJO2011 doi:10.1017/S175173111100187X

Van Duinkerken G., Andre G., Smits M.C.J., Monteny G.J., Sebek L.B.J., 2005. Effect of Rumen-Degradable Protein Balance and Forage Type on Bulk Milk Urea Concentration and Emission of Ammonia from Dairy Cow Houses. *J. Dairy Sci.* 88, 1099-1112.

Vellinga T.V., de Haan M.H.A., Schils R.L.M., Evers A., van den Pol-van Dasselaar A., 2011. Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. *Livestock Science* 137, 185-195.

L'expertise scientifique collective "Elevage et azote" vient très récemment d'étudier ces voies d'actions pour réduire les émissions d'azote et accroître l'efficacité. Une synthèse a également été présentée dans l'ouvrage du RMT "Elevages et Environnement" par Bouvarel et al. (2010). La synthèse de Place et Mitloehner (2010) propose de limiter les apports azotés pour réduire les rejets d'azote urinaire et les émissions associées, notamment en utilisant l'alimentation de précision dans les élevages. Ces effets sont validés par des mesures en fermes, y compris dans les émissions calculées par hectare lorsque l'on joue sur la complémentation protéique (Arriaga et al., 2009). La synthèse de Schils et al. (2012) propose une revue sur les pistes de réduction des émissions de N₂O, dont l'alimentation, avec une mise en avant très forte des bénéfices de l'utilisation de l'ensilage de maïs en remplacement de l'herbe. Il faut noter cependant que ce ne sont pas les émissions par ha qui sont réduites, mais celles par kg de lait, l'ensilage de maïs permettant d'intensifier la production par ha (Chatellier et Vérité, 2003). De plus, l'augmentation de temps passé en bâtiment s'il y a moins de pâturage tend à accroître les stockages d'effluents et les émissions d'ammoniac. Vellinga et al. (2011) ont étudié les options de réduction des émissions les plus acceptables pour les éleveurs laitiers aux Pays-Bas, parmi lesquelles figure l'utilisation d'aliments concentrés de manière plus ciblée. Toutes ces études convergent cependant pour conclure qu'une réduction des rejets azotés en bâtiments constitue une voie intéressante de réduction des émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniac.

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

Deux mécanismes sous-jacents quant aux émissions de GES peuvent être décrits quand on réduit les apports azotés des vaches laitières et des porcs. D'une part, la réduction des apports azotés affecte directement la quantité d'azote excrétée par les animaux et donc par voie de conséquence, les émissions de N₂O et de NH₃ en bâtiment, au stockage et à l'épandage. D'autre part, la réduction des apports azotés est susceptible d'influer sur les émissions de méthane entérique et les émissions de méthane lors du stockage des effluents.

3.1. Influence de l'alimentation azotée sur l'excrétion d'azote et les émissions de NH₃ et N₂O

Les émissions d'azote liées aux déjections animales en bâtiments, au stockage et lors des épandages sont surtout proportionnelles à l'azote ammoniacal total présent dans ces effluents (TAN), quelle que soit l'espèce animale considérée. Cette quantité d'azote ammoniacal est très liée à la quantité du principal déchet du métabolisme de l'azote des animaux que constitue l'urée chez les mammifères. Si cette quantité d'azote urinaire est élevée et varie assez peu chez les monogastriques (70-80% de l'azote total excrété), elle est beaucoup plus variable chez les ruminants, allant de 30 à 80% de l'azote total excrété suivant le type de ration (Faverdin et Peyraud, 2010).

L'alimentation protéique a fait l'objet de nombreuses études en alimentation animale, car c'est avec l'apport d'énergie l'un des facteurs clés de l'efficacité des rations pour les animaux d'élevage. Le fait d'augmenter le rapport protéine sur énergie permet en général d'améliorer les performances zootechniques, mais le supplément d'azote protéique animal ou dans le lait est excrété pratiquement totalement sous forme d'urée dans l'urine. Contrairement à l'azote fécal, cette forme d'azote est très instable et se transforme rapidement en azote ammoniacal qui peut évoluer, suivant le type de bâtiment et le mode de gestion des effluents, en ammoniac dans l'air ou en protoxyde d'azote. De même lors des épandages, cette forme reste très instable et peut être perdue sous forme d'ammoniac. Les dispositifs d'enfouissement rapides des lisiers ou d'injections directes dans le sol permettent de mieux conserver ces formes d'azote. Des coefficients d'atténuation sont disponibles pour quantifier les réductions possibles de ces émissions.

Dans le cas des ruminants, l'alimentation azotée est complexe, car elle concerne à la fois l'animal mais aussi l'écosystème microbien. En effet, pour leurs propres synthèses, les microbes fabriquent des protéines à partir de l'énergie et de l'azote qui peuvent être dégradés dans le rumen. Les microbes dégradent généralement les fractions rapidement digestibles de protéines pour utiliser l'énergie et libèrent de l'ammoniaque dans le milieu. Si les microbes utilisent l'azote des protéines de l'aliment, ils peuvent aussi partir d'azote ammoniacal apporté par de l'azote sous forme non protéique (urée, nitrate, ammoniaque) d'origine exogène (ration) ou endogène (animal). Les excès d'ammoniaque dans le milieu ruminal passent vers le sang où ils sont détoxiqués très rapidement en urée par le foie, l'ammoniaque étant très toxique pour l'organisme. Inversement, l'urée de l'organisme peut être réutilisée par les microbes *via* un recyclage par la salive ou directement au travers de la paroi ruminale, l'urée diffusant très facilement. Ces protéines synthétisées par les microbes constituent une part importante (50 à 80%) des protéines digérées par le ruminant, mais elles restent toujours proportionnelles à la quantité d'énergie fermentée dans le rumen par ces microbes. Si les besoins des ruminants sont élevés (cas des vaches laitières fortes productrices en particulier), il faut accroître la quantité de protéines qui vont pouvoir échapper à la digestion par les

microbes. Cela peut se faire en apportant soit des protéines moins dégradables (généralement suite à un traitement technologique de type tannage ou chauffage), soit plus de protéines globalement, mais avec un rendement plus faible.

Pour réduire les excréments d'azote sans trop dégrader les performances, il est donc possible en plus pour les ruminants :

- d'augmenter la proportion d'aliment peu dégradable dans le rumen pour accroître les apports de protéines directement à l'animal ;

- de créer une légère subcarence en azote dégradable pour les microbes de façon à ce qu'ils réutilisent une partie de l'urée endogène pour synthétiser leurs protéines. Ce mécanisme est particulièrement efficace sur le plan environnemental, car il peut conduire à réduire très fortement l'excrétion d'urée par l'animal.

Ce contrôle de la teneur et de la composition des matières protéiques chez les ruminants n'est cependant pas toujours possible. Au pâturage, la teneur en azote de l'herbe jeune est souvent élevée, voire très élevée à certaines périodes de l'année (printemps, automne) ou lorsque la proportion de légumineuses dans les pâtures est importante. Au pâturage, les restitutions ont lieu généralement en quasi-totalité à la pâture et ne sont pas stockées, ce qui limite les émissions gazeuses d'après les données expérimentales, même si la méthode IPCC 1996, qui attribue aux rejets azotés un facteur d'émission au pâturage très élevé, ne conduit pas à la même conclusion. En bâtiment, l'alimentation avec de l'herbe ensilée ou avec de l'affouragement en vert conduit à apporter des quantités importantes d'azote dégradable. Cependant, le changement de système fourrager sort du cadre défini pour cette étude car il modifie l'ensemble de la structure de l'exploitation bien au-delà du seul approvisionnement en aliments, et le remplacement de l'herbe par l'ensilage de maïs par exemple ne sera pas retenu ici. C'est avec des rations à base d'ensilage de maïs et avec des vaches laitières ou des jeunes bovins à l'engrais qu'il est le plus facile de modifier la complémentation pour réduire les quantités de TAN dans les effluents.

En pratique, il est possible d'éviter tout excès d'azote dégradable et de réduire à 14% la teneur en matières azotées totales (MAT=Nx6,25) des rations de vaches laitières par une complémentation adaptée lorsque les vaches en stabulation reçoivent de l'ensilage de maïs comme fourrage principal, sans affecter significativement les performances de production. Les excréments urinaires s'en trouvent directement modifiés (Vérité et Delaby, 1998).

Chez les porcs, de nombreuses études ont établi qu'alimenter des porcs à l'engrais avec des régimes à teneur abaissée en protéines réduit l'excrétion d'azote (Bourdon et al., 1995 ; Portejoie et al., 2004 ; Osada et al., 2011 ; Quiniou et al., 2011), mais ne modifie pas l'ingestion journalière si la teneur en énergie n'est pas modifiée. Si les teneurs en acides aminés essentiels sont maintenues, ces régimes à teneur abaissée en protéines ne modifient pas non plus le gain quotidien ou l'indice de consommation. Cette pratique est efficace puisqu'une diminution de la teneur en protéines de 20 à 12% peut diminuer de 67% les émissions d'ammoniac mesurées au stockage du lisier (pendant 18 jours, Portejoie et al., 2004). Plus récemment, Osada et al. (2011) ont conclu à une diminution de 39% des émissions de GES avec un régime à basse teneur en protéines. En compilant les résultats de plusieurs expérimentations quantifiant l'effet d'aliments à teneurs réduites en protéines sur l'excrétion d'azote (Canh et al., 1998 ; Portejoie et al., 2004 ; Leek et al., 2007 ; Le et al., 2009), on met en évidence un effet systématique du contenu en protéines de l'aliment ingéré sur les teneurs en azote total et en azote ammoniacal total des effluents (Figure 8-2).

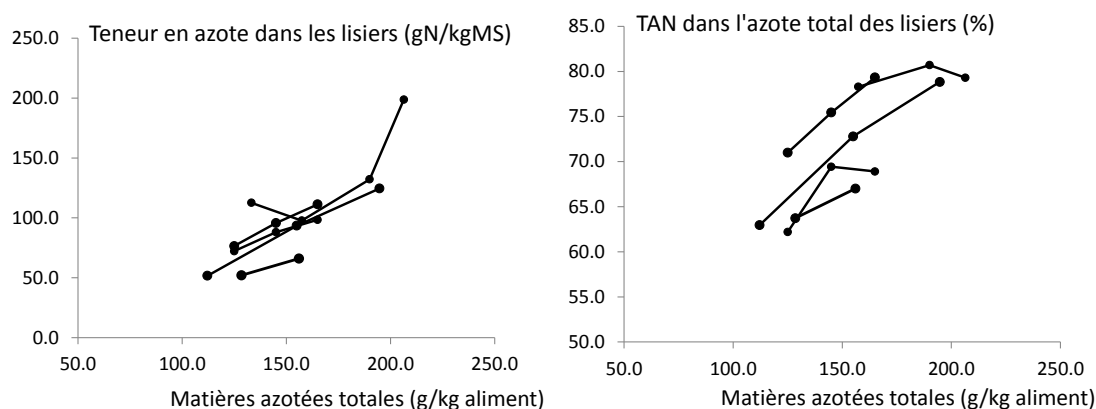


Figure 8-2. Variations des teneurs en azote total et de la proportion d'azote total ammoniacal (TAN) dans les lisiers en fonction de la proportion de matières azotées totales dans l'aliment ingéré. Les points relient chacun des niveaux d'une même publication (Canh et al., 1998 ; Portejoie et al., 2004 ; Leek et al., 2007 ; Le et al., 2009)

3.2. Impact indirect de l'alimentation azotée sur les émissions de CH₄

Au niveau entérique en ce qui concerne les ruminants, ce point pourrait être discuté à partir des travaux de modélisation de Bannink et al. (2010), portant sur l'incidence des rapports sucres et protéines des fourrages sur la production de méthane

(les herbes très fertilisées engendrant une moindre émission de CH₄), et/ou des résultats opposés de l'équipe de l'IBERS sur les variétés plus riches en sucres et moins en azote. Cependant, des données expérimentales récentes montrent que les émissions de CH₄ par kg de MS ingérée ne sont pas affectées par le seul changement de complémentation azotée (Edouard et al., 2011) des vaches laitières. Comme les travaux sur les fourrages sont contradictoires et que ceux sur la complémentation ne montrent pas d'effet, cette étude considèrera qu'il n'y a pas d'effet significatif sur les émissions entériques jusqu'à la publication de travaux convergents sur ce sujet. Le changement de rationnement azoté sera donc supposé ne pas modifier les émissions de méthane entérique.

Au niveau des émissions de méthane lors du stockage des effluents **des ruminants et des porcs**, on ne considère que des émissions forfaitaires pour les aspects relevant de la nutrition azotée. Il est cependant important de savoir s'il est pertinent de moduler ces émissions en fonction des pratiques de rationnement protéique. La question des modifications de CH₄ produit par les effluents peut se poser suivant deux mécanismes possibles :

- La réduction d'apport azoté, si elle est trop forte, peut modifier la digestibilité du régime et augmenter la quantité de MO non digérée (MOND) qui peut générer des émissions supplémentaires de CH₄. Il est néanmoins possible d'imaginer des pratiques qui n'affectent pratiquement pas la production et la digestion. Des mesures pour réduire les émissions d'ammoniac pourraient être plus ambitieuses et accepter ce risque, mais elles ne seront pas abordées dans ce scénario car l'assiette risque d'être faible, sauf mesure incitative forte.
- La diminution de la concentration d'ammoniac dans les lisiers peut accroître les émissions de CH₄ du lisier. La publication de Jarret et al. (2011) semble confirmer ce phénomène pour le lisier de porc. Cela reviendrait à augmenter le facteur de conversion du méthane (MCF) lorsque la teneur en protéines des régimes diminue. La publication citée calcule une augmentation du MCF de 44 à 55% dans l'essai (valeurs plus faibles que celles de l'IPCC), sans modification significative de biodégradabilité de l'effluent (B0). Les teneurs en TAN, les modifications de pH associées pourraient expliquer ce phénomène cité par ailleurs dans la bibliographie (Vedrenne et al., 2008). Cet effet peut varier avec la durée de stockage et perdre de son importance avec des stockages longs, ce qui est cohérent avec le retard à l'émission de CH₄ des lisiers riches en TAN. Néanmoins, ce point est important car il peut être de nature à réduire les effets espérés de la réduction de protéines sur les GES, avec un transfert de pollution de N₂O vers CH₄. Cet effet n'a pas été rapporté pour des lisiers de bovins, mais ceux-ci sont plus dilués et la concentration en TAN devrait atteindre des seuils faibles à partir desquels ces effets ne semblent pas significatifs. Compte tenu du nombre encore réduit de données sur ces interactions et la difficulté de chiffrer l'impact sur les émissions, cet effet ne sera pas pris en compte dans les calculs, mais il est possible que l'estimation puisse être surévaluée en ce qui concerne les scénarios pour les porcs si ce phénomène se confirmait.

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

La référence CITEPA pour le calcul des émissions pour l'inventaire national reste basée sur la méthodologie de l'IPCC 1996 (Figure 8-3). Les propositions de 2006 ne sont pas encore effectives, mais permettraient d'aller plus loin que les précédentes pour mieux prendre en compte les effets des émissions d'azote. Pour que les actions proposées puissent être prises en compte dans les inventaires, il faudra que le calcul des excréments d'azote des ruminants soit plus sensible aux pratiques de complémentation en aliments protéiques et que les normes CORPEN intègrent les effets de l'alimentation multiphase et de la supplémentation en AA en production porcine, ce qui est moins complexe car le biphasé est déjà pris en compte.

Par ailleurs, et de façon un peu étonnante, le CITEPA calcule les émissions d'ammoniac (Ngasm) pour les impacts GES (N₂O) avec la méthode (IPCC 1996) qui est une méthode différente de celle utilisée pour le calcul des émissions d'ammoniac dans le même inventaire (EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009, updated June 2010). Cette dernière méthode est beaucoup plus précise car elle prend mieux en compte les différentes formes de l'excrétion d'azote (TAN et non TAN) pour prévoir les émissions d'ammoniac. De plus, les coefficients utilisés sont beaucoup plus précis et récents, ils permettent également d'intégrer les effets des différentes méthodes d'épandage des effluents dans ces émissions. En gardant le principe actuel du CITEPA, cette étude calculera également les émissions en remplaçant les valeurs d'émissions d'ammoniac dans la méthode IPCC 1996 par celles calculées avec la méthode EMEP/EEA, qui est également la méthode retenue pour le calcul des émissions de NH₃ dans les inventaires nationaux, mais pas pour le calcul des GES et qui sera dénommée EMEP dans la suite de la fiche. Pour les vaches laitières, la méthode actuelle tend à sous-estimer les émissions annuelles de NH₃ et N₂O, avec en plus une forte surestimation des émissions au pâturage (20% de l'azote excrété est volatilisé) et une forte sous-estimation des émissions en bâtiment et à l'épandage. La méthode actuelle indique que toute excrétion d'azote au pâturage conduit à une émission de GES au moins aussi élevée que celle en bâtiment, ce qui semble

contraire à toutes les données et méthodes proposées actuellement (IPCC 2006 diminue ce coefficient qui passe de 20% à 7%). Pour le calcul avec la méthode actuelle CITEPA, le N₂O aura une valeur de 310 CO₂e, alors qu'il aura la future valeur proposée par l'IPCC pour la méthode EMEP.

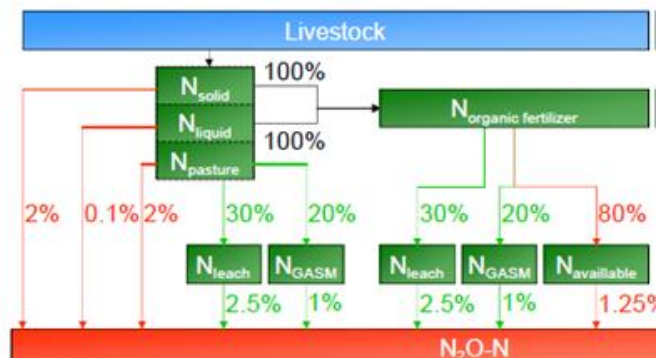


Figure 8-3. Schéma du calcul des émissions de N₂O dans la méthode actuelle du CITEPA (OMINEA 2012, Rapport des inventaires nationaux 2010)

4.1. Méthode de calcul des facteurs d'émission

Pour l'instant, les méthodes des inventaires appliquent des facteurs d'émission sur des facteurs d'excrétion calculés à partir des valeurs du CORPEN.

Pour les ruminants laitiers, les inventaires se basent sur les valeurs du CORPEN (1999) et ne détaillent pas très précisément les pratiques alimentaires de complémentation au cours de l'année et leurs impacts sur les émissions. Les valeurs utilisées sont plutôt calculées sur des apports proches des recommandations d'alimentation par l'INRA, qui ne sont pas toujours suivies en pratique, ce qui donne plus de poids dans les pratiques d'alimentation à la nature du fourrage qu'à celui de la complémentation protéique. Pour les bovins laitiers, qui passent le plus de temps en bâtiments, il serait possible d'utiliser l'urée du lait comme indicateur des pratiques azotées, comme cela a été montré dans le passé (Faverdin et Vérité, 1998, 2003 ; van Duinkerken et al., 2011). Il est possible de montrer que cet indicateur, couplé aux données de production de lait, permet de connaître avec une bonne précision les flux d'urée et d'estimer indirectement les teneurs en protéines des régimes. A défaut d'appliquer cette méthode de façon exhaustive, car les données ne sont pas accessibles actuellement pour toute la France et elle ne permet pas de chiffrer les changements d'utilisation d'aliments associés pour calculer les coûts, la présente étude reprendra les fiches de l'observatoire de l'alimentation des vaches laitières utilisées par le CITEPA, mais en les traduisant de façon beaucoup plus fine en rations au cours de l'année pour calculer les excréments azotés très précisément. Les excréments d'azote fécal et urinaire seront calculés à partir des équations issues de la méta-analyse d'essais de digestibilité sur vaches laitières réalisés à l'INRA (Maxin et Faverdin, 2006) et utilisées dans le modèle MELODIE (Chardon et al., 2012). Cette méthode précisera également les temps passés en bâtiment liés à chaque régime. Elle utilisera ensuite comme le CITEPA l'enquête "Bâtiments d'élevage" pour associer les % de fumier et lisier en fonction des régimes pour calculer les flux d'azote vers les différents effluents.

Pour les porcs, les valeurs forfaitaires d'excrétion d'azote (CORPEN, 2003) considèrent actuellement deux pratiques d'alimentation des porcs à l'engrais : l'utilisation d'un aliment unique ou l'alimentation biphase (deux aliments). Chez les truies, deux situations sont également considérées : l'utilisation d'un aliment unique et l'utilisation d'un aliment gestation et d'un aliment lactation. Les teneurs en protéines des aliments sont fixes dans chacune de ces situations. Pour améliorer la prise en compte de l'alimentation azotée dans les calculs d'émissions, il faudrait considérer les situations d'alimentation multiphase et prendre en compte la diminution possible des teneurs en protéines des aliments *via* l'incorporation accrue d'acides aminés industriels.

4.2. Méthode de calcul des effectifs

Les effectifs d'animaux sont ceux fournis par Agreste (2010). Les catégories d'animaux en élevage porcin sont : les porcelets, les jeunes porcs de 20 à 50 kg, les truies de 50 kg et plus, les verrats de 50 kg et plus, les porcs à l'engrais de 50 kg et plus. Ces effectifs correspondent à des effectifs instantanés, relevés au moment des enquêtes dans les élevages. Ils ne rendent donc pas compte de la production annuelle de porcs, un porc à l'engrais de 50 kg et plus étant présent pendant moins de 100 jours sur l'exploitation, et une place d'engraissement accueillant en moyenne environ 2,3 porcs par an. Pour contourner ce problème des effectifs instantanés pour les porcelets, jeunes porcs et porcs à l'engrais, nous avons

uniquement utilisé dans nos calculs les effectifs de truies productives. Les potentiels d'atténuation unitaires sont calculés par truie et par an et tiennent compte des émissions associées à l'élevage des porcelets et des porcs à l'engrais produits par truie et par an, selon les données de productivité des truies et de mortalité en post-sevrage et en engraissement issues des bases de données GTTT et GTE de l'IFIP (IFIP, 2010). Les calculs de potentiel d'atténuation à l'échelle du territoire français portent donc sur les effectifs de truies productives qui sont calculés à partir des données Agreste (2010) d'effectifs de truies présentes (facteur de correction 0,85), soit 951 459 truies. Les verrats et les truies non productives ne sont pas pris en compte car leurs effectifs apparaissent faibles, que les références existantes (notamment CORPEN, 2003) ne tiennent pas compte de ces catégories d'animaux et que ces animaux sont issus pour la plupart d'élevages de multiplication ou de sélection.

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

5.1. Potentiel d'atténuation et coût de la sous-action 1 – Vaches laitières

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

Les émissions de N₂O et de NH₃ ont été calculées uniquement pour les vaches laitières dont les rations dépassent 14% de MAT et en ramenant leur ration à 14% de MAT. La difficulté de la définition de la notion de potentiel d'atténuation unitaire vient de la diversité des pratiques alimentaires et de l'existence d'une grande variété de rations hivernales, probablement allant de 10 à 18% de MAT (valeurs extrapolées à partir des teneurs en urée des laits, cf. plus loin). Le potentiel unitaire est donc défini ici comme l'impact moyen pour ramener les rations des vaches laitières ayant plus de 14% de MAT à une valeur de 14%.

- Inventaire des effets sur les émissions

Estimation des impacts GES liés aux émissions issues de l'exploitation

L'inventaire des effets sur les émissions est réalisé *via* la méthodologie proposée par l'Agence européenne de l'environnement (EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009, updated June 2010). C'est une méthodologie de type Tier 2 qui tient compte des deux filières de gestion des effluents, lisier et fumier. Que ce soit pour les lisiers ou les fumiers, les émissions sont estimées en pourcentage de l'azote ammoniacal des effluents. La méthodologie de l'Agence européenne de l'environnement utilise en effet une approche de flux de masse basée sur le concept d'un flux d'azote ammoniacal parcourant le système de gestion des effluents. L'approche de flux de masse est menée sur la base des kg d'azote, eux-mêmes convertis en azote ammoniacal pour faire le calcul des émissions. Cela permet à la méthodologie de traduire les conséquences de changements de régimes alimentaires sur les émissions gazeuses azotées, puisque les excréments d'azote et d'azote ammoniacal répondent un peu différemment à ces changements.

Les quantités d'azote fécal et urinaire excrétées ont été finement calculées pour estimer au plus près les effets des options techniques retenues sur les émissions de N₂O et de NH₃. La réduction des quantités d'azote ammoniacal dans les effluents conduit à une réduction des réactions de nitrification et dénitrification et donc des émissions directes de N₂O en bâtiment, au stockage et à l'épandage, ainsi qu'à une réduction des émissions d'ammoniac et donc des émissions indirectes de N₂O.

Par contre, l'action substituant des aliments concentrés protéiques par des aliments concentrés de type énergétique, elle ne modifie pas les consommations totales d'aliments, ni le rapport fourrage-concentré, ni les temps en bâtiments ou à l'extérieur. Les volumes d'effluents ont donc été supposés inchangés, n'entraînant aucune modification des travaux d'épandage et des consommations d'énergie associées.

Effets en amont de l'exploitation

Les émissions amont liées à l'utilisation des aliments sont modifiées par l'utilisation d'aliments moins riches en protéines et utilisant moins de tourteaux de soja. On notera toutefois que ces émissions induites ne peuvent pas être comptabilisées dans le cadre des inventaires nationaux, car de nombreuses matières premières riches en protéines sont importées et que la modification d'utilisation de matières premières dans les formulations d'aliments peut ne pas modifier les productions de ces matières premières en France.

Les variations de production de GES associées au changement de composition des aliments et liées au changement d'utilisation des sols sont estimées par des données d'impact de la production des matières premières utilisées par analyse du cycle de vie. Les données utilisées ici pour les matières premières concentrées sont issues d'une synthèse bibliographique compilant les estimations faites dans des études d'Analyse du Cycle de Vie à l'INRA (Nguyen et al., 2012a,

2012b, non publié ; Mosnier et al., 2011 ; Garcia-Launay et al., en cours de publication) de même que les estimations de l'Ademe via le logiciel Dia'Terre. Les valeurs retenues sont celles de Dia'Terre lorsqu'elles sont disponibles, et les données INRA dans les autres cas. En pratique, on prend les valeurs de Dia'Terre pour les céréales, les tourteaux et le son, les aliments composés (VL18 et VL40), un concentré énergétique à base de céréales a été calculé à partir des valeurs unitaires de chaque céréale. Ces valeurs comprennent l'ensemble des émissions nécessaires à la production des aliments et à leur acheminement jusqu'à l'usine de production d'aliments composés, et incluent l'ensemble des émissions liées à la production d'intrants pour les cultures (engrais, pesticides, etc.). Elles ont été ramenées au kg de matière sèche, car tous les calculs des rations vaches laitières ont été faits dans cette unité.

• Quantification de l'atténuation

Pour estimer le potentiel unitaire d'atténuation de la mesure considérée, l'étude de l'action a procédé tout d'abord à un recalcul plus complet des régimes de l'observatoire de l'alimentation des vaches laitières (Institut de l'élevage 2011, Observatoire de l'alimentation des vaches laitières (15 rations-types) pour aller plus loin sur l'alimentation des VL). Ces rations-types correspondent à des régimes moyens d'exploitations spécialisées bovins lait appartenant à des sous-catégories des Otex (orientation technico-économique des exploitations agricoles) du RICA basées sur les régions et les parts de surfaces de maïs dans le système fourrager. Un tableau propose une quantification de ces exploitations en termes d'effectif national (Institut de l'élevage, 2012). Pour les sous-catégories des Otex utilisées par l'IDELE qui n'ont pas de rations-types décrites, une des rations-types leur a été associée en fonction de leur similitude de composition de la surface fourragère principale (SFP) et de région. Chaque fiche d'alimentation a ensuite été traduite pour calculer les différents types d'aliments concentrés utilisés et pour représenter un calendrier annuel de rations permettant de faire correspondre globalement les quantités annuelles de ce calendrier d'alimentation aux données des fiches. Cette ration a ensuite été simulée grâce au module "troupeau" du modèle MELODIE (Chardon et al., 2012) qui utilise très largement le modèle développé pour Graz'in (Faverdin et al. 2011) pour calculer les consommations, productions et excréctions associées à cette ration. La teneur moyenne de la ration hivernale a ainsi pu être estimée. Ensuite, les compositions des rations en bâtiments ont été ajustées pour obtenir des teneurs de 14%, 15% et 16% de MAT en modifiant les proportions des compléments protéiques et énergétiques de la ration. Les excréctions correspondantes à chaque situation ont alors été calculées par modélisation afin d'estimer l'impact de réduction de la complémentation dans chaque situation. Bien entendu, les situations les plus excédentaires et celles pour lesquelles les vaches reçoivent le plus longtemps des régimes conservés sont celles pour lesquelles les modifications d'excrétion sont les plus importantes.

Les calculs ont également permis de calculer le temps annuel passé en bâtiments en fonction de la ration-type. Cette durée a permis de calculer les quantités d'azote rejetées au pâturage et en bâtiments, en différenciant les formes urinaires (assimilées au TAN) et les formes fécales.

Le devenir de l'azote n'étant pas le même suivant les systèmes de gestion des effluents, la part en bâtiment a pris en compte les proportions de systèmes fumier et de systèmes lisier. Les données CITEPA issues de l'enquête "Bâtiments" de 2007 sur la partition lisier-fumier des effluents produits ont été utilisées. Elles ont cependant été adaptées pour les différents régimes types en utilisant des valeurs modulées en fonction des régions des Otex concernées. (Tableau 8-1). Les données moyennes pondérées sont équivalentes aux valeurs utilisées par le CITEPA.

Tableau 8-1. Répartition des effluents de type fumier ou lisier (%) en fonction des systèmes de production considérés
xxx l'alimentation des bovins (Institut de l'Elevage, 2012).

N° cas-type	OTEX / système	Systèmes fourragers /		
		Région	% fumier	% lisier
1	Spécialisé de plaine	Lait >30% maïs – hors Ouest	49,4	50,7
2		Lait >30% maïs – Ouest	49,4	50,7
3		Lait 10-30% maïs – hors Ouest	47,9	52,1
4		Lait 10-30% maïs – Ouest	47,9	52,1
5		Lait <10% maïs – hors Ouest	49,7	50,4
6		Lait <10% maïs – Ouest	49,7	50,4
7	Spécialisé de montagne et piémont	Maïs	54,6	45,4
8		Herbagers Massif Central	61,4	38,6
9		Herbagers Alpes du Nord	65,1	35,0
10		Herbagers FC	59,3	40,8
11		Herbagers autres montagnes	51,9	48,1
12	Spécialisé de plaine Grande culture et PCE	Plaine GC >30% maïs	49,7	50,3
13		Plaine PCE >30% maïs	49,3	50,7
14		Plaine PCE 10-30% maïs	53,5	46,5
15		Plaine PCE <10% maïs	48,1	51,9

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

Les calculs des émissions ont pris en compte les deux méthodes présentées en partie 3, à savoir la méthode CITEPA, calée sur les méthodes GIEC 1996, et la méthode EMEP 2009 également utilisée par le CITEPA pour les émissions d'ammoniac. Pour cette seconde méthode, la connaissance des valeurs TAN excrétées grâce au calcul des rations a permis un calcul plus précis. Pour les données d'émissions à l'épandage, le calcul a intégré les données du CITEPA sur les différents modes d'épandage utilisés en France pour les effluents des bovins. Les résultats sont récapitulés dans le Tableau 8-2. Pour les systèmes concernés par l'application de la mesure, la réduction d'émissions de GES de ce poste N₂O des effluents varie de 7 à 11% pour le calcul avec la méthode EMEP suivant les cas-types.

Tableau 8-2. Récapitulatif des estimations des atténuations potentielles unitaires de la sous-action "Vaches laitières"

	CO ₂ (kgCO ₂ e/VL/an)	N ₂ O (kgCO ₂ e/VL/an)		NH ₃
Références sur lesquelles s'appuient les quantifications	Dia'Terre	CITEPA	EMEP	
Emissions sur l'exploitation				
Emissions N ₂ O directes et indirectes		70,1	123,6	
Emissions amont				
Production des matières premières des aliments	171,1			
Sous-totaux	171,1	70,1	123,6	

On notera que la méthode actuelle CITEPA sous-estime fortement les gains possibles de GES. Il est important de remarquer que cette action réduit de façon importante les émissions de NH₃. Elle présente l'intérêt de ne pas cibler qu'un gain sur les GES. La méthode CITEPA actuelle ne met en évidence qu'un effet moyen de 0,3 kgNH₃/VL/an, alors que la méthode **EMEP prévoit une réduction de 4,3 kgNH₃/VL/an**.

Pour les ruminants, les effets sont ceux attendus et largement décrits dans la synthèse récente de l'expertise collective "Élevage et azote" (Peyraud, Cellier et al., 2012). Les effets de la réduction de la teneur en azote des régimes vaches laitières sur les émissions d'ammoniac ont été démontrés (van Duinkerken et al., 2005, 2011 ; Aguerre et al., 2010). L'économie vient en grande partie du fait que l'on substitue en moyenne 150 kg de tourteaux de soja par vache et par an par 150 kg de concentré production et de concentrés énergétiques moins onéreux. Cette action induit une baisse également des émissions indirectes de GES en amont au niveau de la production des matières premières, car le soja a une valeur GES très supérieure à celle des autres aliments.

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

Potentiellement, toutes les vaches laitières (3 743 390 en 2010) sont éligibles à l'adoption de cette action pendant les périodes d'alimentation en bâtiments. Cependant, un nombre important de vaches laitières ne sont pas suralimentées en azote pendant ces périodes. La difficulté vient donc de l'estimation des vaches alimentées actuellement avec des régimes plus riches en matières azotées que les 14% préconisés dans cette étude pour obtenir le meilleur compromis entre production et environnement, pour lesquelles un changement de pratique serait souhaitable.

En fonction de cette teneur moyenne, une distribution moyenne a été simulée pour calculer la part des vaches qui dans ce type de ration pouvait atteindre soit 15% de MAT, soit 16% de MAT ou plus en phase hivernale. Cette distribution était centrée sur la teneur moyenne hivernale calculée de cette ration et sur un écart-type relatif de 0,1 estimé à partir de la distribution des courbes de concentration en urée des laits des vaches en phase hivernale qui traduit indirectement l'alimentation azotée des vaches laitières. Ensuite, trois rations ont été calculées à partir de cette ration-type en modulant la complémentation protéique des rations conservées : une ration-objectif à 14%, une ration à 15% et une ration à 16%. Pour chacune de ces 3 rations, le logiciel MELODIE a ensuite été réutilisé pour calculer les consommations, productions et excréments associés afin d'appliquer sur les excréments la méthode d'inventaire CITEPA et la méthode EMEP. Une atténuation moyenne pondérée à partir des proportions estimées des vaches suralimentées a été calculée. Plusieurs rations-types partageaient de concentrations moyennes des régimes hivernaux inférieurs à 14% de MAT avec des quantités faibles de tourteaux de soja ou de concentrés protéiques utilisés. Il a donc été considéré qu'il n'était pas possible en moyenne de réduire les apports protéiques de ces rations-types sans affecter significativement la production. Ces rations-types concernaient à chaque fois des systèmes très herbagers (<10% de maïs dans la SFP).

Les données d'urée récupérées auprès des contrôles laitiers de trois départements par élevage (Doubs, Orne (Figure 8-4), Territoire de Belfort, communication personnelle) par mois d'hiver (décembre et janvier), sur plusieurs années récentes ont

permis d'avoir une autre vision des vaches ayant un taux de MAT des régimes supérieurs à 14% (taux d'urée supérieur à 210-200 mg/L). A défaut d'être représentatif de toute la France, cela montre la diversité des situations et permet donc d'estimer les gains possibles avec une approche qui ne passe pas par l'utilisation des données des cas-types et donne une idée de la dispersion statistique des pratiques. Dans ces deux cas, environ 50% des élevages dépassent le seuil recommandé de 14% (48 à 55%) en période hivernale et que l'on peut généralement atteindre sans perte de production. Ce chiffre est cohérent avec celui des simulations effectuées en partant des rations qui indiquent que 52% des effectifs sont affectés par une réduction possible de la complémentation protéique de la ration.

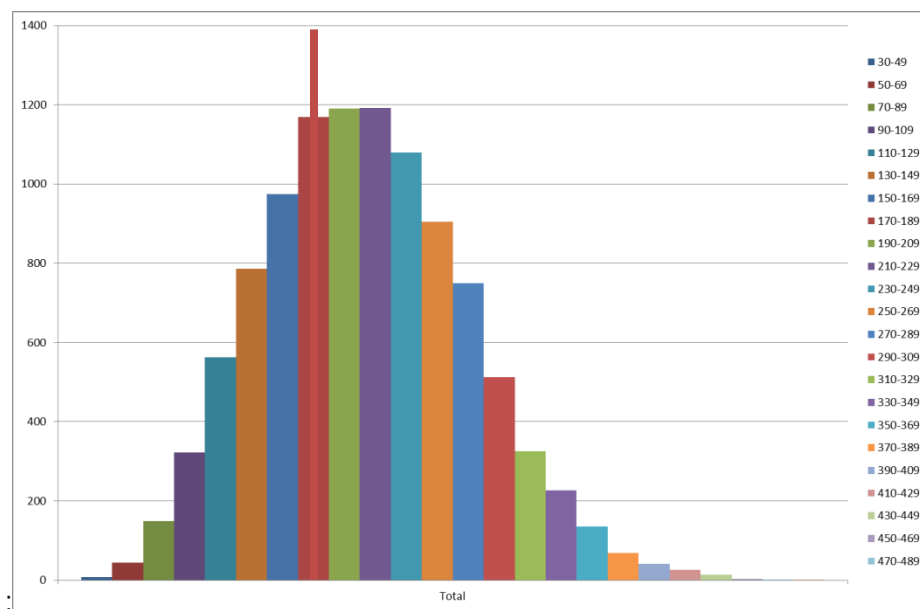


Figure 8-4. Fréquences de concentrations en urée des laits (mg/l) de tank des élevages de l'Orne, toutes rations confondues (n = 10491) sur 2 années successives pendant les mois de décembre et janvier (hivernage). (Faverdin et Vérité, 1998)

Le trait rouge indique des concentrations supérieures à 210 mg d'urée/L, correspondant en première approximation à des teneurs de rations supérieures à 14% de MAT.

L'hypothèse faite suppose que les rations des vaches au-dessus de 14% sont affectées dans la même proportion par la stratégie de réduction pour une ration donnée, et que les vaches rationnées en dessous de 14% ne voient pas augmenter leur complémentation azotée.

Développement de l'action

Pour cette action, il est probable qu'à défaut de contraintes sur les bilans N des exploitations ou de mesure fortes pour réduire les émissions d'ammoniac, l'adoption de cette mesure sera surtout dépendante des coûts des matières premières protéiques, en particulier du tourteau de soja, mais les autres sources alternatives ont un prix très corrélé à ce tourteau. Ceci peut paraître curieux car les éleveurs concernés auraient le plus souvent un intérêt économique à adopter cette mesure. Cependant, la prise en compte d'une marge de sécurité sur ce facteur reste une stratégie dominante chez beaucoup d'éleveurs qui ne veulent pas prendre le moindre risque (mauvaise estimation de la valeur des aliments, par exemple). Il est également possible que dans certaines situations, cela puisse compliquer un peu les pratiques de rationnement, mais il n'est pas possible de généraliser ce problème ni de le quantifier. L'hypothèse prend en compte qu'une sensibilisation importante et un contexte économique lié au renchérissement des matières premières favoriseront cette tendance. Cependant, en fonction du contexte, l'adoption de cette mesure peut être plus ou moins rapide.

Pour les vaches laitières, il n'est possible d'estimer les gains potentiels qu'en les déclinant par grand type de ration. La situation initiale prend en compte le fait que 48% des vaches appliquent déjà la mesure proposée. Le choix global d'une sigmoïde d'adoption rapide a été fait, car il n'y a pas de frein technologique à l'adoption de cette mesure. La cinétique d'adoption a donc utilisé la formule :

$$\alpha(t) = \alpha(0) + (\alpha_{max} - \alpha(0)) \times e^{\left[\frac{-(t-t_0)}{\tau}\right]^{1/\beta}}$$

avec $\tau=8$, $\alpha_{max}=100\%$, $t_0=2010$, $\beta=12$, et $\alpha(0)$ propre à chaque ration-type en fonction de la teneur moyenne des rations hivernales calculées (arrondies à 0,5% près). Les rations en moyenne à moins de 13,5% de MAT n'ont pas été considérées comme potentiellement concernées par l'action.

Tableau 8-3. Tableau des valeurs de $\alpha(0)$ de la cinétique d'adoption en fonction des teneurs en MAT des rations de départ

% MAT	$\alpha(0)$
14.0	68.2%
14.5	50.0%
15.0	31.8%
15.5	17.2%

La réduction totale estimée pour la France entre 2010 et 2030 est de 1 842 440 MgCO_{2e} avec la méthode actuelle CITEPA (sous réserve de bien moduler le calcul des excréments d'azote en fonction de rations) et de 3 247 140 MgCO_{2e} avec la méthode de calcul "expert" EMEP.

La cinétique proposée ci-dessus est donc la moyenne des cinétiques d'adoption des différents régimes-types. En moyenne, en 2010, 1 785 836 vaches laitières (près de 48%) sont déjà au seuil ou en dessous du seuil recommandé.

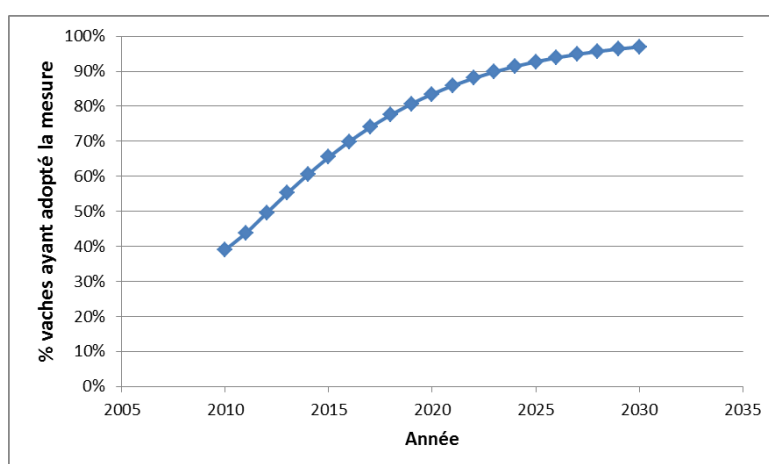


Figure 8-4. Représentation de la cinétique d'adoption choisie pour la réduction des apports de matières azotées aux vaches laitières entre 2010 et 2030.

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)

L'assiette maximale technique est de 100% pour cette action. Le potentiel d'atténuation en 2030 est pratiquement celui de l'AMT, l'application de la cinétique d'adoption proposée conduisant à 98,2% des vaches supposées avoir adopté la mesure en 2030. Le potentiel d'atténuation de l'année 2030 est de 132,5 MgCO_{2e} pour la méthode CITEPA, et de 233,6 MgCO_{2e} pour la méthode EMEP.

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

Le potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion est de 1 842 447 MgCO_{2e} pour l'estimation par la méthode CITEPA et de 3 247 142 MgCO_{2e} par la méthode EMEP.

Tableau 8-4. Impact de la réduction des apports de matières azotées aux vaches laitières au cours de la cinétique d'adoption sans et avec les émissions induites

Année	2011	2015	2020	2025	2030
Effectifs vaches laitières (Millions)	3.743	3.743	3.743	3.743	3.743
Taux adoption, %	51.9	70.8	86.5	94.5	98.2
Nouvelles vaches adoptant la mesure (Millions) depuis 2010	0.157	0.863	1.451	1.752	1.890
Effectif total ayant adopté la mesure (millions)	1.943	2.645	3.237	3.538	3.676
Atténuation unitaire CITEPA (kgCO ₂ e/VL)	70.1	70.1	70.1	70.1	70.1
Atténuation échelle France CITEPA (milliers de MgCO ₂ e)	11.0	60.5	101.7	122.8	132.5
Atténuation unitaire EMEP (kgCO ₂ e/VL)	123.6	123.6	123.6	123.6	123.6
Atténuation échelle France EMEP (milliers de MgCO ₂ e)	19.5	106.7	179.3	216.5	233.6
Atténuation unitaire CITEPA avec les émissions induites par les aliments (kgCO ₂ e/VL)	241.2	241.2	241.2	241.2	241.2
Atténuation échelle France CITEPA avec les émissions induites par les aliments (milliers de MgCO ₂ e)	37.8	208.1	349.8	422.4	455.8
Atténuation unitaire EMEP avec les émissions induites par les aliments (kgCO ₂ e/VL)	294.7	294.7	294.7	294.7	294.7
Atténuation échelle France EMEP avec les émissions induites par les aliments (milliers de MgCO ₂ e)	46.4	254.3	427.5	516.2	557.027

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

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

En fait, cette action pour les vaches laitières a normalement peu de coûts induits et il s'agit principalement de coûts de substitution entre matières premières alimentaires ; il n'y a pas de coûts d'équipements spécifiques à prévoir. Une légère perte de production en période hivernale (0,3 €/L en 2010) ainsi qu'une baisse du taux protéique (0,1 à 0,3 g suivant les situations de départ avec un coût marginal de 0,006 € du g/L de taux protéique) sont possibles et ont été chiffrées en utilisant le modèle MELODIE (Chardon et al., 2012), basé sur le modèle GRAZIN (Faverdin et al., 2011) et sur la courbe de réponse de Vérité et Delaby (1998). Avec ce même modèle, il a été possible de quantifier les variations d'ingestion associées. Les coûts des aliments retenus dans l'étude à partir des données Agreste ont été ramenés au kg de MS.

- Estimations des coûts/bénéfices

Le coût moyen de l'adoption de la mesure est légèrement négatif (-11,6 €/VL/an), mais varie suivant les rations de 8 € à -84 € par vache et par an. Sous réserve de bien cibler les élevages où il faut appliquer cette mesure, il n'y a *a priori* pas de frein économique à l'adoption de cette mesure.

Pour une modification moyenne de ration sur l'ensemble des systèmes français concernés, les simulations de rations arrivent à des variations faibles des consommations d'aliments concentrés (+24 kg d'aliments concentrés par an en moyenne, généralement pour compenser la densité énergétique plus forte du tourteau de soja), mais à une réduction du coût de l'achat des aliments concentrés d'environ 25,1 € par vache/an (Tableau 8-5).

Tableau 8-5. Variation de coût du coût de la ration en fonction de la variation de consommation et du prix des aliments

Aliment	Coût aliment (€/kg MS)	Variation de consommation (kg MS)	Variation de coût (€)
Tourteaux de soja	0.407	-170	-69
Orge	0.180	72	13
VL18	0.314	66	21
Concentré Energétique	0.200	59	12
Concentré Protéique	0.364	-6	-2
Blé	0.200	2	0
Total		24	-25

Cependant, les légères modifications de revenus liées aux productions de lait et de taux protéique du lait induites par les réductions d'apports de protéines (-13,5 €/vache/an) réduisent cette économie à 11,6 €/vache/an (Tableau 8-6).

Tableau 8-6. Coût de la mesure de réduction des apports de matières azotées aux vaches laitières par animal ayant adopté la mesure et au total de la période 2010-2030

Coût de la mesure (€/VL/an)	-11,6
Coût Investissement (€/VL/an)	0
Coût Total (€/VL/an)	-11,6
Coût Total cumulé (Millions €)	-304,79

- **Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)**

Pour réduire des apports de compléments protéiques, il n'y a pas de besoin de formation particulière *a priori*, et certains conseils insistent déjà sur ce point, d'autres moins lorsqu'ils privilégient la production maximale de lait sans prendre le moindre risque. Cependant, si cette option technique n'est pas appliquée partout aujourd'hui malgré son avantage économique (modeste, mais réel d'environ 700 € par an pour un élevage de 60 vaches laitières), il est possible qu'elle ne sera réellement généralisée qu'avec un effort de communication important sur le côté gagnant-gagnant (économie et environnement) de la gestion des apports azotés dans les exploitations, et sur le fait que les enjeux environnementaux ne sont pas opposés à une optimisation économique.

- **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**

Le coût unitaire, exprimé par vache ayant adopté la mesure et par an, est de -11,6 €/vache/an. Le coût en 2030 est de -21,93 M€. Le coût cumulé entre 2010 et 2030 est de -304,79 M€.

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

Pour la sous-action "alimentation des vaches laitières" :

- L'atténuation unitaire est de 70,1 kgCO₂e/vache/an avec la méthode actuelle CITEPA, et de 123,6 kgCO₂e/vache/an avec la méthode EMEP pour le calcul des émissions de NH₃.
- L'assiette maximale technique est de 3,743 millions de vaches laitières (cf. section 5.1.b.), avec 98,2% atteints en 2030, mais avec 48% des vaches déjà concernées par la mesure en 2010.
- L'atténuation annuelle potentielle en 2030 est de 132 548 MgCO₂e/an avec l'estimation CITEPA, et de 233 604 MgCO₂e/an avec la méthode EMEP.
- L'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 est de :
 - 3 247 142 MgCO₂e avec la méthode EMEP (et 1 842 440 MgCO₂e selon la méthode CITEPA 2010) pour les émissions intervenant sur l'exploitation agricole et sur les espaces qui lui sont physiquement liés. Le poste concerné de l'inventaire est le poste "gestion des déjections" de la section Agriculture, sous-section Elevage.
 - et 4 495 649 MgCO₂e pour les émissions induites amont.
- Le coût total annuel moyen pour l'AMT est de -23,08 M€/an.
- Le coût cumulé entre 2010 et 2030 est de -304,79 M€ et le coût moyen escompté sur les 20 années est de -15,2 M€/an.
- Le coût par MgCO₂e économisé est de -165,43 €/Mg pour la méthode CITEPA et de -93,87 €/Mg pour la méthode EMEP.

5.2. Potentiel d'atténuation et coût de la sous-action 2 - Porcs

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire

Les émissions directes de N₂O et indirectes de N₂O à partir des émissions de NH₃ ont été calculées pour 3 catégories d'animaux, à savoir les truies, les porcs en post-sevrage et les porcs en engraissement, puis le potentiel d'atténuation unitaire a été calculé par truie et par an en additionnant les émissions produites par les truies, les porcs en post-sevrage et les porcs en engraissement en accord avec la productivité des truies et les taux de mortalité en post-sevrage et en engraissement de la GTTT et de la GTE (IFIP, 2010). Tous les calculs seront donc faits sur la base de la truie environnée, c'est-à-dire d'une truie productive moyenne en lui associant toute sa suite en termes d'animaux produits par an (28,2 porcelets/truie/an) avec leur évolution au stade post-sevrage (27,6 porcelets/truie/an), puis en croissance-finition (26,6 porcs/truie/an).

● Inventaire des effets sur les émissions

Les deux options techniques explorées dans cette sous-action ont les mêmes effets attendus sur les émissions des différents gaz, avec des différences attendues dans l'ampleur de ces effets.

Effets liés aux émissions directes et indirectes issues de l'exploitation

Comme pour la sous-action "vaches laitières", l'inventaire des effets sur les émissions est réalisé *via* la méthodologie actuelle du CITEPA et également avec celle proposée par l'Agence européenne de l'environnement (EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009, updated June 2010) pour mieux prendre en compte les émissions liées aux fractions azotées des effluents. Des quantités par défaut d'azote excrété et des proportions par défaut d'azote ammoniacal sont proposées, mais nous avons calculé ces quantités pour estimer au plus près les effets des options techniques retenues sur les émissions de N₂O et de NH₃. Les quantités d'azote excrété sont calculées par différence entre les quantités ingérées (par animal pour les porcs en post-sevrage et en engraissement et par animal et par an pour les truies) et les quantités fixées par les animaux, comme préconisé dans le rapport CORPEN (2003). Les proportions d'azote ammoniacal ont été calculées sur la base d'une petite synthèse bibliographique rassemblant des expérimentations portant sur des porcs de 50 kg et plus (Canh et al., 1998 ; Portejoie et al., 2004 ; Leek et al., 2007 ; Le et al., 2009) en système lisier (section 3.1). Ce travail de synthèse a permis de moduler la proportion d'azote ammoniacal en fonction de la teneur en matières azotées totales de l'aliment distribué. Les aliments des truies, porcs en post-sevrage et porcs en engraissement sont formulés (2 aliments par catégorie) à moindre coût, avec la teneur en protéines libres, et avec des niveaux minimums d'apports en acides aminés digestibles en accord avec les références existantes (INRAPorc, 2006 ; Ajinomoto Eurolysine, 2011). Ces niveaux minimums d'apports en acides aminés digestibles sont différents pour les porcs en engraissement selon que l'on suit un plan d'alimentation biphasé ou un plan d'alimentation multiphasé. Les teneurs en matières azotées totales des aliments formulés sont disponibles dans le Tableau 8A-2, en annexe.

La réduction des quantités d'azote ammoniacal dans les effluents conduit à une réduction des réactions de nitrification et dénitrification et donc des émissions directes de N₂O en bâtiment, au stockage et à l'épandage, ainsi qu'à une réduction des émissions d'ammoniac et donc des émissions indirectes de N₂O.

Effets en amont de l'exploitation

Les émissions amont liées à la formulation des aliments sont modifiées par la formulation d'aliments moins riches en protéines dans les deux options techniques explorées. On notera toutefois que ces émissions induites ne peuvent pas être comptabilisées dans le cadre des inventaires nationaux, car de nombreuses matières premières riches en protéines sont importées et que la modification d'utilisation de matières premières dans les formulations d'aliments peut ne pas impacter les productions de ces matières premières en France. Ainsi, la formulation des aliments avec utilisation accrue des acides aminés et avec plan d'alimentation biphasé ou multiphasé entraîne une modification de la composition des aliments. L'incorporation du tourteau de soja en particulier est réduite, au profit des céréales et des acides aminés de synthèse.

Les variations de production de GES associées au changement de composition des aliments et liées au changement d'utilisation des sols sont estimées par des données d'impact de la production des matières premières utilisées par analyse du cycle de vie. Les données utilisées ici pour les matières premières concentrées sont issues d'une synthèse bibliographique compilant les estimations faites dans des études d'Analyse du Cycle de Vie à l'INRA (Nguyen et al., 2012a, 2012b, non publié ; Mosnier et al., 2011 ; Garcia-Launay et al., en cours de publication), de même que les estimations de l'Ademe *via* le logiciel Dia'Terre. Un certain nombre de matières premières sont apparues indisponibles dans Dia'Terre, telles que l'huile de soja, la graine de soja extrudée et les acides aminés industriels. **Les valeurs retenues sont celles de Dia'Terre lorsqu'elles sont disponibles, les données INRA dans les autres cas.** En pratique, on prend les valeurs de Dia'Terre pour les céréales, les tourteaux et le son, les valeurs INRA pour les huiles et les acides aminés industriels (Mosnier et al., 2011 ; Nguyen et al. 2012a, 2012b et non publié ; Garcia-Launay et al., publication en cours). Ces valeurs

comprennent l'ensemble des émissions nécessaires à la production des aliments et à leur acheminement jusqu'à l'usine de production d'aliments composés, et incluent l'ensemble des émissions liées à la production d'intrants pour les cultures (engrais, pesticides, etc.) et au changement d'usage des sols.

• Quantification de l'atténuation

Les deux options techniques seront explorées sur la base d'un élevage-type qui représente l'élevage "moyen" en France et qui permet donc de calculer les émissions moyennes par truie environnée et par an en France. Il correspond aux performances et aux pratiques moyennes d'un élevage porcin en France. Pour cela, cet élevage a les caractéristiques suivantes :

- Il s'agit d'un élevage naisseur-engraisseur (environ 70% des élevages en France en 2010) qui élève donc des truies, avec leurs porcelets, des porcs en post-sevrage et des porcs en engraissement. Cela permet donc de tenir compte de la production de porcelets et de porcs par truie et par an.

- La gestion des effluents se fait sous forme de lisier et de fumier, en proportions équivalentes aux moyennes nationales rapportées dans l'enquête Bâtiments d'élevage porcins (Agreste, 2008) pour les différents stades physiologiques (truies gestantes, truies allaitantes, post-sevrage, porcs charcutiers).

- Les performances des animaux correspondent aux performances moyennes des animaux en France en 2010 (bases de données GTTT et GT, IFIP, 2010) à l'exception des quantités d'aliments consommées, obtenues par enquête dans des élevages conventionnels (Durmad et al., 2012 et soumis).

Pour calculer la situation 2010, on utilise cet élevage-type et on considère que 20% des porcs sont engraisés avec un aliment unique et que 80% des porcs sont engraisés selon un plan d'alimentation biphasé. Pour cette situation 2010, on considère également que les niveaux de protéines des aliments sont conformes aux valeurs édictées par le CORPEN (CORPEN, 2003). Pour estimer les émissions sur l'exploitation selon les deux options techniques explorées (2PAA+ et MPAA+), c'est cet élevage-type qui est utilisé (pas de variations de proportions lisier *versus* fumier, ni des performances des animaux). Les options techniques sont supposées ne pas entraîner de variation des performances des animaux, conformément à ce qui a été observé expérimentalement quand on réduit la teneur en protéines des aliments (Bourdon et al., 1995 ; Portejoie et al., 2004). L'ensemble de la démarche des calculs est représenté à la Figure 8-5.

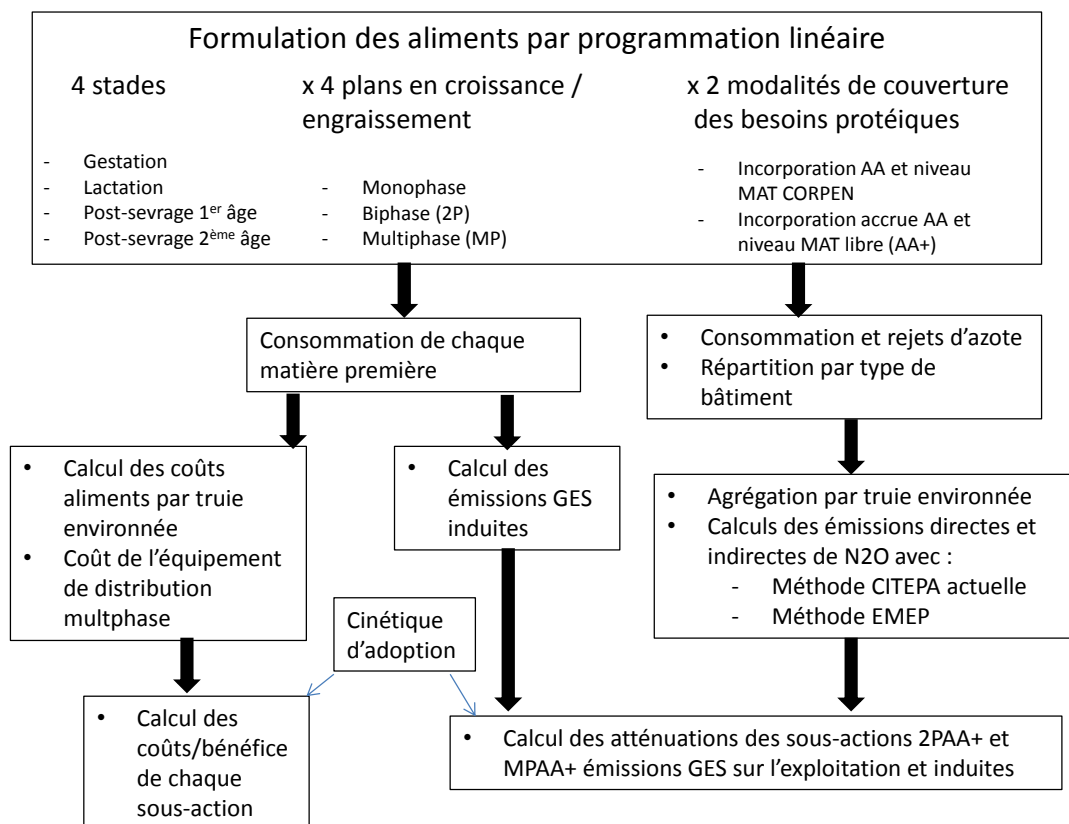


Figure 8-5. Schéma représentant les différentes étapes du calcul de l'action alimentation protéiques des porcs pour le calcul de l'atténuation (AA : acides aminés de synthèse ; MAT : matières azotées totales).

Dans tous les cas (situation 2010 et options techniques 2PAA+ et MPAA+), le calcul des émissions est réalisé selon les étapes suivantes :

- Formulation des aliments à moindre coût, dans le respect des teneurs minimums en acides aminés essentiels définies pour couvrir les besoins des différents stades physiologiques et de croissance des animaux (INRAPorc, 2006 ; Ajinomoto Eurolysine, 2011).
- Calcul des teneurs en matières azotées totales des différents aliments formulés, et des quantités d'azote ingéré par animal (pour les porcs en post-sevrage et en engraissement) et par animal et par an (pour les truies).
- Calcul des quantités d'azote fixé et d'azote excrété (différence entre azote ingéré et azote fixé) par animal (pour les porcs en post-sevrage et en engraissement) et par animal et par an (pour les truies).
- Calcul du pourcentage d'azote ammoniacal dans l'azote excrété en fonction de la teneur en matières azotées totales moyenne des aliments pour chaque catégorie d'animal ; puis calcul des quantités d'azote total et d'azote ammoniacal déposées en bâtiment (cumul des quantités calculées pour les truies, les porcs en post-sevrage et les porcs en engraissement). Partition des quantités d'azote ammoniacal entre les quantités gérées en lisier et les quantités gérées en fumier, selon les proportions moyennes nationales de chaque filière pour chaque catégorie (Agreste, 2008).

L'ensemble des calculs suivants ont repris la démarche CITEPA et EMEP, comme pour la sous-action "vaches laitières", pour calculer les quantités de N₂O et de NH₃ issues des quantités d'azote excrété sous forme fécale et urinaire avec les différentes étapes :

- Calcul des pertes de N-NH₃ en bâtiment par multiplication des quantités d'azote ammoniacal avec le facteur d'émission pour les filières lisier et fumier, en incluant l'immobilisation de l'azote dans la litière des animaux pour la filière fumier.
- Calcul des quantités d'azote total et d'azote ammoniacal au début du stockage des effluents, par différence entre les quantités initiales et les quantités perdues lors des émissions en bâtiment.
- Calcul des émissions de NH₃, N₂O, NO et N₂ au stockage en fonction des facteurs d'émission et des quantités d'azote ammoniacal en début de stockage.
- Calcul des quantités d'azote total et d'azote ammoniacal épandues en soustrayant les émissions pendant le stockage.
- Calcul des émissions à l'épandage en utilisant les facteurs d'émission et les quantités d'azote ammoniacal épandues.
- Somme de toutes les émissions aux différentes étapes du système de gestion des effluents et conversion des valeurs en poids des composés : N₂O et NH₃.

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

Tableau 8-7. Atténuation potentielle unitaire : Sous-action "Réduire la teneur en protéines des rations des porcs et des truies" / Option "2PAA+"

	CO ₂ (kgCO ₂ e/truie/an)	N ₂ O (kgCO ₂ e/truie/an)		NH ₃ (kgNH ₃ /truie/an)	
		CITEPA	EMEP	CITEPA	EMEP
Emissions sur l'exploitation Emissions directes + indirectes		275,9	510,3	6,28	21,27
Emissions amont Production des matières premières des aliments	306,3				
Sous-totaux	306,3	275,9	510,3		

¹ Les estimations par truie et par an tiennent compte des émissions associées à l'élevage des porcelets et des porcs à l'engrais produits par truie et par an.

Tableau 8-8. Atténuation potentielle unitaire : Sous-action "Réduire la teneur en protéines des rations des porcs et des truies" / Option "MPAA+"

	CO ₂ (kgCO ₂ e/truie/an)	N ₂ O (kgCO ₂ e/truie/an)		NH ₃ (kgNH ₃ /truie/an)	
		CITEPA	EMEP	CITEPA	EMEP
Emissions sur l'exploitation Emissions directes + indirectes		380,7	691,7	8,68	29,36
Emissions amont Production des matières premières des aliments	374,1				
Sous-totaux	374,1	380,7	691,7		

Avec la méthode "expert" EMEP pour les calculs des émissions, sans les émissions induites, l'atténuation potentielle est de 510 kgCO₂e/truie/an pour l'option technique 2PAA+, et de 692 kgCO₂e/truie/an pour l'option technique MPAA+.

L'utilisation des acides aminés de synthèse et l'alimentation en plusieurs phases sont des stratégies nutritionnelles de réduction de l'excrétion d'azote chez les porcs et donc de réduction des émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote qui sont bien identifiées dans la bibliographie (Ball et Möhn, 2003 ; Aarnink et Verstegen, 2007). Nos résultats d'estimation des émissions sur l'exploitation et en amont de l'exploitation montrent que l'incorporation d'acides aminés industriels dans des régimes à teneur réduite en protéines réduit à la fois les émissions directes de N₂O et les émissions de GES associées à la production des matières premières des aliments pour porcs. Les émissions directes et les émissions induites sont minimisées avec l'option MPAA+, ce qui suggère que les effets d'une incorporation accrue d'acides aminés dans les aliments et ceux d'une alimentation multiphase des porcs charcutiers sont partiellement additifs. Cela peut s'expliquer par le fait que ces deux pratiques d'alimentation (MP et AA+) cherchent à ajuster au mieux les apports alimentaires aux besoins des animaux, en termes d'énergie et d'acides aminés avec des approches complémentaires.

Plusieurs facteurs d'incertitude peuvent influencer ces estimations d'atténuation potentielle. Ce sont en particulier les niveaux de performance des animaux (productivité des truies, indices de consommation), qui ont un impact important sur les émissions (Garcia-Launay et al. en cours de publication). Cela étant, ces facteurs de variation ont un impact comparable sur la situation de référence et sur les deux options techniques, ce qui aboutit à une sensibilité faible du potentiel d'atténuation.

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

• Situation actuelle

Les effectifs porcins s'élèvent en 2010 à 13 860 000 dont 1 119 000 truies présentes (Agreste, 2010), mais dont seulement 85% en moyenne sont productives, soit 951 450 truies. Actuellement, la plupart des élevages gèrent leurs effluents sous forme de lisier (92% et 88% des places en post-sevrage et en engraissement, 87% des places en gestation et 94% des places en maternité ; Agreste, 2008) et l'alimentation se fait à plus de 80% en biphase pour les truies et le post-sevrage. Chez les porcs charcutiers, 83% des effectifs sont alimentés en biphase, et encore 17% des porcs avec un seul aliment. L'utilisation d'un plan d'alimentation multiphase reste à ce jour très marginale.

Les niveaux de matières azotées totales des aliments suivent aujourd'hui les références éditées par le CORPEN (2003). Les aliments sont donc formulés avec incorporation d'acides aminés industriels mais avec une teneur en matière azotée totale minimale qui est supérieure à celle que l'on peut obtenir dans les options 2PAA+ et MPAA+.

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

Pour les porcs, il est clair que le conseil va vite, et si l'intérêt économique est présent, la diffusion peut être aussi bonne que pour l'aliment biphase aujourd'hui très répandu. La mise en place de ces mesures nécessitera d'avoir accès à des acides aminés de plus en plus compétitifs et nombreux, et de pouvoir intégrer ces types d'alimentation dans les normes CORPEN.

Des investissements sont nécessaires au niveau de l'exploitation pour mettre en œuvre l'option technique MPAA+. Les équipements nécessaires en multiphase sont en effet un mélangeuse, un ensemble de gestion (ordinateur + logiciel), un groupe d'entraînement, des canalisations et des nourrisseurs adaptés.

• Assiette maximale technique (AMT)

Compte-tenu de l'intérêt économique d'incorporer des acides aminés de synthèse dans les aliments, on peut considérer que pour l'option technique 2PAA+ qui consiste, par rapport à la situation actuelle, à avoir un recours accru aux acides aminés, l'assiette maximale technique est de 100% des effectifs. Quasiment toutes les truies et les porcelets sont alimentés en biphase en France, et 83% des porcs en engraissement le sont également. Dans le cadre de cette étude, nous avons choisi une assiette maximale technique de 100% en MPAA+, équivalente à celle de l'option 2PAA+, qui permet de comparer ces deux options sur une base identique. Cela suppose que tous les élevages en biphase passent au multiphase ce qui semble réaliste, mais également que ceux qui actuellement ne sont pas en biphase adoptent également le multiphase. Ainsi l'assiette maximale technique porte sur les effectifs totaux de truies productives en élevage (cf. section 4.2).

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

On peut supposer, malgré les larges fluctuations observées ces dernières années, que les prix des matières premières vont continuer à être élevés dans les prochaines décennies, et que le tourteau de soja va rester structurellement plus cher que le blé ou les autres céréales métropolitaines. Cette tendance devrait favoriser une utilisation accrue des acides aminés de synthèse et donc une réduction des teneurs en protéines des aliments.

Concernant le passage à l'alimentation multiphase, les coûts d'investissement sont non négligeables, et en conséquence la mise en œuvre de cette action dépendra de l'éventuel soutien financier des pouvoirs publics à l'investissement. Le passage au biphasé des 17% de porcs charcutiers alimentés aujourd'hui avec un seul aliment devrait résulter d'une évolution spontanée.

Les cinétiques de diffusion proposées sont très différentes pour les deux options techniques considérées. Pour l'option technique 2PAA+, il n'y a pas d'obstacle particulier à l'adoption de cette mesure, et l'on peut s'attendre à ce que son adoption soit rapide. En effet, l'augmentation de la disponibilité en certains acides aminés comme la valine, et le niveau élevé de coût des matières premières protéiques devraient inciter les fabricants d'aliments à incorporer des teneurs plus importantes d'acides aminés et à réduire donc les teneurs en protéines des aliments. La mise en œuvre de l'option technique MPAA+ nécessite quant à elle un investissement sur l'exploitation. Elle implique également un suivi plus rapproché des performances des animaux qu'en biphasé, et un ajustement régulier du mélange distribué. On peut donc supposer que sa cinétique de diffusion soit plus tardive, et en partie fonction des éventuelles incitations publiques. Ces deux cinétiques (Figure 8-6) reposent sur l'utilisation de l'équation présentée pour la sous-action précédente :

$$\alpha(t) = \alpha(0) + (\alpha_{max} - \alpha(0)) \times e^{\left[\frac{-(t-t_0)}{\tau}\right]^{1/\beta}}$$

avec $\alpha_{max}=100\%$, $t_0=2010$, et $\alpha(0) = 0.1\%$ pour les 2 scénarios, mais avec $\tau=4.4$, $\beta=1.1$, pour l'adoption de la mesure 2PAA+, et avec $\tau=15.8$ et $\beta=7.67$ pour l'adoption de la mesure MPAA+.

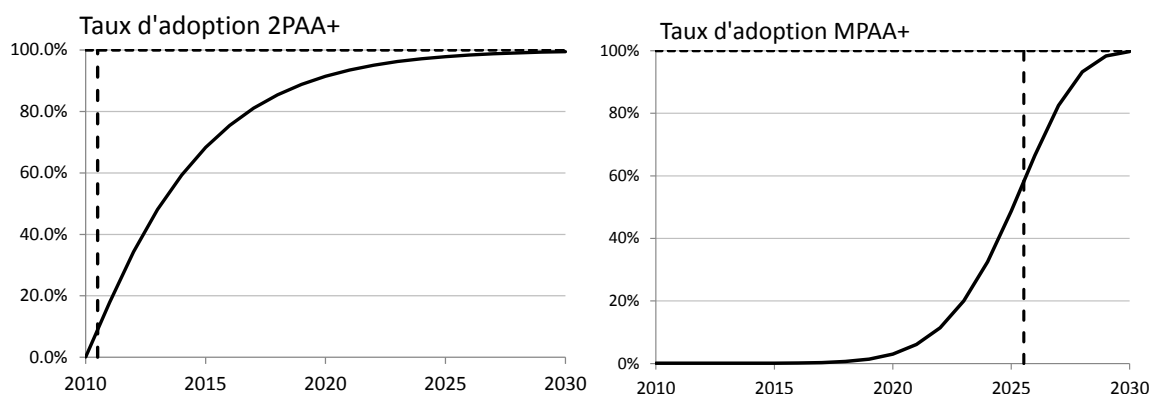


Figure 15.6. Cinétiques de diffusion des options techniques 2PAA+ et MPAA+ entre 2011 et 2030

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, sans les émissions induites

L'atténuation potentielle en 2030 porte sur 99,3% de l'AMT et donc sur un effectif de 944 987 truies pour chacune des deux options techniques. Ainsi, l'atténuation à l'échelle du territoire français, sans prise en compte des émissions induites, est avec la méthode CITEPA de 260 750 MgCO_{2e}/an pour l'option 2PAA+ et de 361 372 MgCO_{2e}/an pour l'option MPAA+, alors qu'avec la méthode EMEP elle est de 482 202 MgCO_{2e}/an pour l'option 2PAA+ et de 656 584 MgCO_{2e}/an pour l'option MPAA+.

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

Si l'on prend en compte la cinétique de diffusion des deux options techniques entre 2010 et 2030, les résultats s'inversent par rapport à la situation en 2030, quelle que soit la méthode de calcul. Avec la méthode EMEP, on trouve une atténuation moyenne à l'échelle du territoire français de 370 413 MgCO_{2e}/an en 2PAA+ et de 185 965 MgCO_{2e}/an en MPAA+. Cette différence de résultat au profit de l'option 2PAA+ (alors que l'option MPAA+ correspond à une atténuation potentielle unitaire plus élevée qu'en 2PAA+, cf. section 4.b.) résulte des différences de cinétique de diffusion des deux options, la cinétique de diffusion de l'option 2PAA+ étant beaucoup plus précoce que celle de MPAA+.

Cumulées sur 20 ans, les atténuations potentielles à l'échelle du territoire sont estimées avec la méthode CITEPA à 4 006 008 MgCO_{2e} avec 2PAA+ et 2 047 039 MgCO_{2e} avec MPAA+ d'ici à 2030 et avec la méthode EMEP à 7 408 259 MgCO_{2e} avec 2PAA+ et 3 719 301 MgCO_{2e} avec MPAA+.

Tableau 8-9. Sous-action "Réduction des apports protéiques chez les porcs" : évolution des atténuations de GES (sans et avec les émissions induites en amont) pour les options "2PAA+" et "MPAA+" avec les deux méthodologies de calcul, CITEPA et EMEP

	2011	2015	2020	2025	2030
Effectif « 2PAA+ »	951	564 579	845 435	924 588	944 987
Atténuation unitaire "2PAA+" (kgCO₂e/truie/an) CITEPA	275.9	275.9	275.9	275.9	275.9
Atténuation échelle France « 2PAA+ » (milliers de MgCO₂e/an) CITEPA	0.263	155.784	233.280	255.121	260.750
Atténuation échelle France « 2PAA+ » avec émissions induites (milliers de MgCO₂e/an) CITEPA	0.554	328.702	492.217	538.301	550.177
Atténuation unitaire « 2PAA+ » (kgCO₂e/truie/an) EMEP	510.3	510.3	510.3	510.3	510.3
Atténuation échelle France « 2PAA+ » (milliers de MgCO₂e/an) EMEP	0.486	288.090	431.403	471.793	482.202
Atténuation échelle France « 2PAA+ » avec émissions induites (milliers de MgCO₂e/an) EMEP	0.777	461.007	690.339	754.972	771.629
Effectif « MPAA+ »	951	1 091	28 813	463 278	949 214
Atténuation unitaire « MPAA+ » (kgCO₂e/truie/an) CITEPA	381	381	381	381	381
Atténuation échelle France « MPAA+ » (milliers de Mg de CO₂e) CITEPA	0.362	0.415	10.969	176.373	361.372
Atténuation échelle France « MPAA+ » avec émissions induites (milliers de Mg de CO₂e) CITEPA	0.718	0.823	21.747	349.670	716.440
Atténuation unitaire « MPAA+ » (kgCO₂e/truie/an) EMEP	692	692	692	692	692
Atténuation échelle France « MPAA+ » (milliers de Mg de CO₂e) EMEP	0.658	0.754	19.931	320.456	656.584
Atténuation échelle France « MPAA+ » avec émissions induites (milliers de Mg de CO₂e) EMEP	1.014	1.162	30.709	493.752	1 011.651

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

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

Les modifications de composition des aliments induites par les deux options techniques entraînent des modifications de coût d'alimentation. Les coûts des matières premières ont été établis selon les données de l'IFIP (2010) qui sont spécifiques de l'alimentation porcine sauf pour l'huile de colza et la graine de soja extrudée (issus de La Dépêche, 2010). Dans le contexte actuel des prix des matières premières, les deux options techniques permettent de réduire sensiblement le coût des aliments, *via* la diminution d'incorporation du tourteau de soja. Le Tableau 8-10 indique que la variation de coût de l'aliment est de -49,2 €/truie/an pour l'option technique 2PAA+ et de -81,0 €/truie/an pour l'option technique MPAA+.

Tableau 8-10. Quantités d'aliments, d'azote, coûts alimentaires et GES induits associés à la production d'une truie productive et de sa suite pendant un an pour le scénario 2010 de référence (20% monophasé et 80% biphasé) et des variations induites pour les 2 scénarios, biphasé enrichi en acides aminés (2PAA+) et multiphasé enrichi en acides aminés (MPAA+).

	Réf 2010	Variation	
		2PAA+	MPAA+
Matières premières (kg/truie environnée/an)			
Blé	4015.8	+7.8	-85.4
Maïs_Ouest	1703.1	-595.8	-816.1
Orge	542.4	+1331.6	+1800.6
Triticale	0.0	0.0	0.0
Son de blé tendre	120.4	+37.6	+170.9
Pois	292.1	-292.1	-292.1
Tourteau de colza	1010.7	-170.7	-472.5
Tourteau de soja 48 CW BR	0.0	0.0	0.0
Tourteau de soja 48 Moyenne BR	753.8	-342.6	-333.2
Huile de colza	27.7	-1.0	-1.0
Graine de soja extrudée CW BR	0.0	0.0	0.0

Graine de soja extrudée Moyenne BR	0.0	0.9	0.9
L-Lysine HCL	23.3	+13.3	+10.7
L-thréonine	6.4	+5.8	+4.9
DL-méthionine	1.3	+1.7	+1.6
L-tryptophane	0.8	+1.0	+0.6
Valine	0.3	-0.3	-0.3
Phytase	0.9	0.0	0.0
P monocalcique	22.0	-1.2	+2.4
Sel	35.2	0.0	0.0
Carbonate de calcium	150.8	+4.1	+8.3
COV	44.0	0.0	0.0
Lactosérum déshydraté	56.7	0.0	0.0
Quantité d'aliment ingéré (kg/truie environnée/an)	8807.7	0.0	0.0
N ingéré (kg/truie environnée/an)	225.4	-25.9	-35.7
MAT aliment (g/kg)	160.0	-18.4	-25.4
Coût aliment (€/t)	221.5	-5.6	-9.2
Coût aliment (€/truie environnée/an)	1950.6	-49.2	-81.0
GES aliment (gCO ₂ eq/kg)	466.3	-34.8	-42.5
GES aliment (kgCO ₂ eq/truie environnée/an)	4107.2	-306.3	-374.1

L'option technique 2PAA+ ne nécessite pas d'équipement particulier, l'essentiel des élevages étant déjà équipés pour l'aliment biphase. Concernant les coûts d'investissement liés au passage en multiphase, l'annuité équivalente constante a été estimée à 29,46 €/truie/an sur la base de devis estimatifs établis auprès des professionnels du secteur pour un élevage comportant 6 salles d'engraissement de 210 places chacune, conduisant à un coût de 276,5 €/truie réparti sur 12 ans.

Les coûts unitaires de l'option technique 2PAA+ sont de de -49,2 €/truie/an, car seules les variations de prix des aliments sont concernées. Les coûts de l'option technique MPAA+ sont de -81 €/truie/an pour l'aliment et de +29,46 €/truie/an pour le matériel, soit un coût net de -51,6 €/truie/an.

● Estimations des coûts/bénéfices

Pour l'option technique 2PAA+, le coût correspondant au potentiel annuel d'atténuation de l'AMT est de -46,78 M€/an. Le coût cumulé de l'atténuation entre 2010 et 2030 est de -713,9 M€.

Pour l'option technique MPAA+, le coût correspondant au potentiel annuel d'atténuation de l'AMT est de -49,09 M€/an. Le coût cumulé de l'atténuation entre 2010 et 2030 est de -277,4 M€.

● Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)

On considère que pour l'augmentation des niveaux d'incorporation des acides aminés industriels, il n'y a pas de besoin de formation particulier. Concernant la mise en place d'un plan d'alimentation multiphase, le développement et la formation des éleveurs sont assurés par les fournisseurs de ces équipements, qui proposent des outils (notamment logiciels) pour piloter ces systèmes.

● 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

Le coût unitaire est exprimé par truie et par an, en considérant qu'une truie produit 28,2 porcelets sevrés par an. Il est de -49,2 €/truie/an pour l'option technique 2PAA+ et de -51,6 €/truie/an pour l'option technique MPAA+.

Pour l'option technique 2PAA+, le coût correspondant au potentiel annuel d'atténuation de l'AMT est de -46,78 M€/an. Le coût cumulé de l'atténuation entre 2010 et 2030 est de -713,9 M€.

Pour l'option technique MPAA+, le coût correspondant au potentiel annuel d'atténuation de l'AMT est de -49,09 M€/an. Le coût cumulé de l'atténuation entre 2010 et 2030 est de -277,4 M€.

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

Option technique 2PAA+ :

- L'atténuation unitaire est respectivement de 275,9 et 510,3 kgCO₂e/truie/an avec les méthodes CITEPA et EMEP.

- L'assiette maximale technique est de 951 459 truies productives (cf. section 5.2.b).
- L'atténuation annuelle potentielle à l'AMT sans prise en compte des émissions induites est respectivement de 262 536 et 485 504 MgCO_{2e}/an avec les méthodes CITEPA et EMEP.
- L'atténuation totale cumulée sur la période 2010-2030 est respectivement de 8 452 597 et 11 854 848 MgCO_{2e} avec les méthodes CITEPA et EMEP,
 - dont respectivement 4 006 008 et 7 408 259 MgCO_{2e} avec les méthodes CITEPA et EMEP pour les émissions intervenant sur l'exploitation agricole et sur les espaces qui lui sont physiquement liés. Le poste concerné de l'inventaire est le poste "gestion des déjections" de la section Agriculture, sous-section Elevage ;
 - et 4 446 589 MgCO_{2e} pour les émissions induites amont.
- Le coût total annuel moyen pour l'AMT est de -46,8 M€.
- Le coût cumulé entre 2010 et 2030 est de -713,9 M€.
- Le coût par Mg de CO_{2e} économisé (hors émissions induites) est respectivement de -178,2 et -96,4 € avec les méthodes CITEPA et EMEP.

Option technique MPAA+ :

- L'atténuation unitaire est respectivement de 380,7 et 691,7 kgCO_{2e}/truite/an avec les méthodes CITEPA et EMEP.
- L'assiette maximale technique est de 951 459 truies productives (cf. section 5.2.b).
- L'atténuation annuelle potentielle à l'AMT sans prise en compte des émissions induites est respectivement de 362 227 et 658 136 MgCO_{2e}/an avec les méthodes CITEPA et EMEP.
- L'atténuation cumulée sur la période 2010-2030 est respectivement de 4 058 365 et 5 730 628 MgCO_{2e} avec les méthodes CITEPA et EMEP,
 - dont respectivement 2 047 039 et 3 719 301 MgCO_{2e} avec les méthodes CITEPA et EMEP pour les émissions intervenant sur l'exploitation agricole et sur les espaces qui lui sont physiquement liés. Le poste concerné de l'inventaire est le poste "gestion des déjections" de la section Agriculture, sous-section Elevage ;
 - et 2 011 327 MgCO_{2e} pour les émissions induites amont.
- Le coût total annuel moyen pour l'AMT est de -49,09 M€.
- Le coût cumulé entre 2010 et 2030 est de -277,4 M€.
- Le coût du Mg de CO₂ évité (hors émissions induites) est respectivement de -135,51 et -74,58 €/MgCO_{2e} avec les méthodes CITEPA et EMEP.

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

La méthodologie prévoit de retenir les sous-actions les plus efficaces sur l'ensemble de la période pour établir l'action globale de la fiche, donc ici les sous-actions vaches laitières et porcs biphase +AA. On notera cependant, qu'en toute logique, la sous-action multiphase avec AA devrait progressivement prendre la place de l'action biphase+AA dans le courant de la période 2010 à 2030, au fur et à mesure que la technologie et les équipements seront bien maîtrisés, l'atténuation potentielle annuelle à l'AMT de la sous-action multiphase+AA étant plus importante.

Tableau 9-11. Récapitulatif des effets de l'action "Réduction des apports protéiques dans l'alimentation des vaches laitières et des porcs"

	Effet moyen annuel	Effet cumulé sur la période 2010-2030
Emissions GES à partir de l'exploitation (MgCO_{2e})		
- Méthode CITEPA	292 422	5 848 447
- Méthode EMEP	532 770	10 655 400
Emissions GES en amont de l'exploitation (MgCO_{2e})		
- Méthode Dia'Terre	447 111	8 942 220

7. Discussion

7.a. Sensibilité des résultats aux hypothèses retenues pour les calculs

Les scénarios à effectifs et prix constants retenus pour ce calcul sont bien entendu très discutables pour le chiffrage de cette action. S'il est possible d'imaginer que la réduction des effectifs de vaches laitières sur la période 2010-2030 limite la portée de cette action, l'augmentation du différentiel de prix entre les aliments protéiques et énergétiques peut à l'opposé rendre cette action plus attractive et son adoption plus rapide. L'évolution des effectifs de vaches laitières comme de truies peut être très rapide en France dans les prochaines années. La fin des quotas laitiers pourrait permettre d'imaginer de produire plus, voire même d'accroître les effectifs laitiers comme cela est envisagé dans certains pays. Les analyses en France sont actuellement moins optimistes, et la possibilité de convertir des exploitations mixtes d'élevage en exploitations de grandes cultures suite à une évolution attractive des prix des céréales peut accélérer la réduction des effectifs laitiers et porcins en France.

Les effets sur les émissions indirectes amont liées à l'utilisation des matières premières sont supérieurs aux effets de réduction de GES liés aux excréments d'azote, mais ils sont très sensibles à la méthode retenue pour le calcul de changement d'usage des sols (Middelhaar et al., 2013). Les méthodes actuelles qui ont été retenues dans ce travail pénalisent beaucoup le soja brésilien. Il est possible que ces méthodes évoluent pour répartir plus largement l'impact de l'usage des sols et de la déforestation avec des méthodes conséquencielles et non plus attributionnelles. Cette alternative modifie considérablement les valeurs GES des aliments et pourrait réduire fortement l'effet positif obtenu sur les effets induits dans le calcul pour cette étude.

L'analyse d'incertitude n'a pas été réalisée pour ce calcul compte tenu de sa complexité. Néanmoins, il est possible de considérer que les erreurs sur les calculs des excréments d'azote sont faibles, aussi bien en porcs qu'en bovins, par rapport à celles liées aux facteurs d'émissions directes et indirectes des émissions de N₂O. Ces incertitudes pour le N₂O sont généralement considérées comme très élevées, et le document de l'EMEP/EEA (2010) considère un intervalle d'incertitude compris entre -50 et +100%, sans que l'on sache si l'agrégation à l'échelle nationale peut réduire ou non cette incertitude. Cette incertitude étant la plus grande, elle sera considérée comme celle des émissions calculées dans cette étude, aussi bien en porcs qu'en bovins, faute de pouvoir étudier plus spécifiquement l'ensemble des incertitudes et de leur propagation dans les calculs de cette étude. Si on applique cette incertitude à la méthode EMEP qui évalue plus précisément les émissions de N₂O, on peut estimer les réductions des émissions globales de GES de cette action comprises entre 5 327 700 et 21 310 800 MgCO₂e sur la période 2010 à 2030. En appliquant cette incertitude en 2030, l'atténuation serait comprise entre 116 800 et 467 200 MgCO₂e/an pour la sous-action "vaches laitières", et entre 241 100 et 964 400 MgCO₂e/an pour la sous-action "porcs". Concernant l'incertitude des effets induits en amont, l'incertitude est difficile à indiquer car elle se double d'une controverse méthodologique actuellement pour l'allocation des émissions liées aux changements d'usage des sols qui modifie beaucoup les valeurs du tourteau de soja et donc les conclusions sur les effets induits qui pourraient presque s'annuler.

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

• Comptabilisation de l'effet

La méthode EMEP/EEA est déjà utilisée par le CITEPA pour le calcul des émissions de NH₃ dans le cadre d'un autre inventaire. Il suffirait de faire valider son utilisation pour la comptabilisation des émissions gazeuses d'azote pour le calcul des GES.

En ce qui concerne l'alimentation multiphase, la méthode du CITEPA permettrait sa prise en compte dans l'absolu. Mais les données de référence CORPEN, utilisées par le CITEPA pour faire les calculs, ne traduisent pas son effet.

• Vérifiabilité de la mise en œuvre

La principale difficulté pour la prise en compte dans l'inventaire national, quelle que soit la méthode, concerne la disponibilité de données fiables concernant les pratiques d'alimentation, en particulier pour les ruminants. Dans le cas des vaches laitières, les teneurs en urée du lait pourraient constituer un indicateur des pratiques de complémentation azotée lorsque les animaux sont en bâtiments sous réserve de mieux valider son interprétation. Pour l'alimentation en porcs, les données techniques sont plus fiables et doivent permettre de prendre en compte plus rapidement cet effet.

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

Pour les vaches. L'augmentation du prix des matières premières protéiques (tourteau de soja) peut favoriser le développement de l'action, qui est freiné par une stratégie fréquente chez les éleveurs, consistant à prendre une marge de sécurité sur le contenu en azote des rations pour éviter tout risque de limitation de la production.

Pour les porcs. La diffusion du biphasé a été rapide, parce qu'elle a été favorisée par le conseil agricole, et que son adoption permettait à l'éleveur de réduire les quantités d'azote organiques dans le cadre de la directive "Nitrates" (limités à 170 kg/ha). Il devrait en être de même pour le multiphasé, étant donné son intérêt pour l'éleveur. L'augmentation du différentiel de prix entre les aliments protéiques et énergétiques peut rendre cette technique plus attractive. Son adoption nécessitera toutefois d'avoir accès à des acides aminés industriels plus compétitifs et nombreux (ex. valine) et de pouvoir intégrer ces types d'alimentation dans les normes CORPEN, mais aussi de mettre en place un soutien à l'investissement et un suivi plus rapproché des performances des animaux.

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

Les deux sous-actions ne présentent pas réellement d'interactions potentielles entre elles, mais il peut être intéressant de les comparer en raison de leurs similitudes. La sous-action sur les porcs conduit à une réduction plus forte des émissions de GES que celle sur les vaches laitières, alors qu'environ moitié moins de truies sont concernées. Cet effet provient du fait que les truies et leur suite sont concernées et ce pratiquement pendant toutes les phases de production, alors que pour les vaches, la distribution de compléments protéiques n'intervient principalement que pendant les périodes où les animaux sont en bâtiments, ce qui réduit considérablement l'importance de l'action par rapport aux porcs. Les écarts de consommations annuelles d'aliments induits par les actions en truies et vaches laitières montrent bien des réductions beaucoup plus fortes de l'utilisation des tourteaux pour les truies environnées. De plus, les fractions d'azote urinaire sont plus importantes en porcs qu'en vaches, ce qui accroît les émissions gazeuses.

En matière d'interaction avec d'autres actions, la réduction de l'excrétion d'azote *via* les pratiques d'alimentation explorées peut diminuer la valeur fertilisante des effluents épandus (Sorensen et Fernandez, 2003). L'action a comptabilisé toutes les émissions avec les méthodes actuelles de stockage et d'épandage et en supposant qu'il n'y a pas de substitution avec les pratiques d'apports de fertilisants minéraux azotés. La réduction des apports protéiques diminue non seulement l'azote total dans les effluents, mais aussi la proportion d'azote ammoniacal dans l'azote total, qui est aussi la fraction la plus rapidement disponible pour les plantes (cf. section 2.a. et Canh et al., 1998 ; Portejoie et al., 2004 ; Leek et al., 2007 ; Le et al., 2009). Cependant, la disponibilité mesurée de l'azote pour les plantes reste élevée même avec une teneur réduite en protéines du régime (Gerdemann et al., 1999 ; Sorensen et Fernandez, 2003), ce qui semble indiquer que la réduction des teneurs en protéines des aliments pour porc a peu d'impact sur la valeur fertilisante de l'effluent. Néanmoins, des évolutions visant à mieux conserver l'azote ammoniacal dans les effluents et mieux prendre en compte l'apport réel d'azote organique pour ajuster les apports de fertilisants minéraux pourraient contribuer à réduire les émissions calculées et peut-être à accroître les coûts.

Une action non étudiée visant à une meilleure conservation de l'azote ammoniacal au stockage et à l'épandage conduirait possiblement à un moindre effet de cette action (moindres pertes de NH_3) si et seulement si les pratiques de fertilisation minérale associées étaient ajustées en conséquence.

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

Sous-action "Réduction des apports protéiques chez les vaches laitières"

Le principal effet associé à cette sous-action est de réduire globalement les émissions d'ammoniac en élevage. La mise en place du protocole de Göteborg sur les réductions d'ammoniac doit inciter à regarder cette sous-action avec d'autant plus d'intérêt qu'elle est multi-impacts. L'ammoniac intervient à la fois dans les processus d'acidification, d'eutrophisation (*via* la redéposition et la transformation en nitrate), de toxicité terrestre, de réchauffement climatique (*via* la transformation en N_2O), et sur la santé humaine (particules fines). En vaches laitières, cette réduction pour les rations concernées par une réduction des apports protéiques, allait de 10 à 25% des émissions annuelles comprises entre 23 et 40 kg d'azote ammoniacal par vache et par an suivant les rations (-6,2 kg de NH_3 en moyenne). Cette réduction des apports protéiques conduit également à réduire les quantités d'azote excrété d'un peu moins d'une dizaine de kg d'azote par vache et par an, et donc les risques de lessivage de nitrate soit par les quantités d'azote épandu, soit par la retombée d'ammoniac, la volatilisation de l'azote supplémentaire est importante (sous forme de NH_3).

Bien entendu, le second effet de cette mesure est d'accroître l'autonomie protéique des exploitations. Cela peut conduire à une moindre importation des aliments riches en protéines et à favoriser l'utilisation des ressources produites en métropole. Cela se reflète également dans les gains de GES liés à l'utilisation des matières premières dans l'alimentation et qui s'expliquent essentiellement par une réduction de l'importation de tourteaux de soja brésilien.

Sous-action "Réduction des apports protéiques chez les porcs"

Les deux options techniques explorées dans cette étude réduisent sensiblement les émissions de N₂O sur l'exploitation et les émissions de GES associées à la production des matières premières des aliments. Outre ces résultats sur le changement climatique, les deux options réduisent de façon substantielle les émissions de NH₃ sur l'exploitation comme pour les vaches laitières, avec les mêmes impacts associés. Des travaux récents d'Analyse de Cycle de Vie (Garcia-Launay et al., 2013) ont par ailleurs montré l'efficacité de ces pratiques d'alimentation pour réduire l'impact de la production porcine sur le changement climatique et sur l'eutrophisation mais également sur l'acidification, et dans une moindre mesure sur l'écotoxicité terrestre. L'efficacité de ces pratiques d'alimentation apparaît robuste, quelle que soit la filière de gestion des effluents ou les niveaux de prix des matières premières. Dans cette étude, les deux options permettent une réduction de 27 et 37 kg d'azote par truie environnée et par an et sont donc de nature à réduire aussi fortement les risques de lessivage de nitrate.

Ces pratiques contribuent par ailleurs à la compétitivité des élevages puisqu'elles permettent une réduction intéressante des coûts d'alimentation. On peut raisonnablement penser que l'application de l'une ou l'autre des deux options techniques explorées ne modifiera pas la production porcine puisqu'alimenter des porcs à l'engrais avec des régimes à teneur abaissée en protéines mais équilibrés en acides aminés essentiels (Bourdon et al., 1995 ; Portejoie et al., 2004 ; Osada et al., 2011 ; Quiniou et al., 2011) ne modifie pas l'ingestion journalière, le gain quotidien et l'indice de consommation si la teneur en énergie n'est pas modifiée. Si les ratios entre les teneurs en acides aminés et la teneur en énergie nette restent optimaux, ces régimes à teneur réduite en protéines ne modifient pas la composition des carcasses (Le Bellego et al., 2002 ; Quiniou et al., 2011).

Ces deux actions présentent donc des effets bénéfiques sur la qualité de l'air et sur celle de l'eau, sans transfert de pollution de l'eau vers l'air ou inversement. Si leur impact en termes de GES reste limité, elles prennent toute leur place dans un dispositif global de réduction des émissions à risques pour l'environnement, sans altérer la production.

8. Conclusions

Cette action fait partie des actions de type gagnant-gagnant dont on peut penser qu'il est facile de les mettre en œuvre. Il faut cependant considérer que des freins existent, difficiles à quantifier, au moins pour les vaches laitières, car autrement la quasi-totalité des vaches laitières aurait probablement déjà adopté cette mesure. Le renchérissement des protéines alimentaires favorisera clairement le développement de cette action. Elle reste cependant d'une ampleur limitée globalement en termes d'impacts sur les GES, mais la prise en compte d'une méthode plus précise dans le calcul des inventaires suffirait à en augmenter la portée. Pour les vaches laitières, la teneur en urée des laits permettrait probablement d'estimer l'évolution des pratiques d'alimentation azotée. En porcs, les suivis techniques permettront probablement de quantifier l'évolution de ces pratiques.

On notera qu'en porc comme en vache laitière, les coûts par Mg de CO₂e épargné sont très proches entre les sous-actions étudiées, de l'ordre de -80 à -90 €/MgCO₂e pour les émissions calculées avec la méthode EMEP, ce qui semble cohérent car les mécanismes des deux sous-actions sont assez voisins et peuvent expliquer cette convergence.

En prenant en compte les chiffres issus de la méthode EMEP, les effets globaux sont de plus de 10,7 millions de Mg de CO₂e pendant la période cumulée de l'étude 2010-2030 avec une forte incertitude liée aux émissions de N₂O, auquel il faudrait éventuellement ajouter les 9 millions de Mg de CO₂e induits en amont par les sources d'aliments utilisées, même si ces effets pourraient ne pas concerner les inventaires français et être remis en cause par des méthodes de calcul différent des changements d'usage des sols.

Références bibliographiques citées

- Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A., 2007. Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science* 109, 194-203.
- AGRESTE (2008). Enquête sur les bâtiments d'élevage porcin de novembre 2008. Téléchargé le 12/10/2012 sur http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_porcin2010T5.pdf
- AGRESTE, 2010. Statistique Agricole Annuelle Bovins – Porcins – Ovins – Caprins. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/saa2012T9.pdf>
- Aguerre, M.J.; Wattiaux, M.A.; Hunt, T.; Larget, B.R., 2010. Effect of dietary crude protein on ammonia-N emission measured by herd nitrogen mass balance in a freestall dairy barn managed under farm-like conditions. *Animal*, 4 (8): 1390-1400.
- Arriaga H., Pinto M., Calsamiglia S., Merino P., 2009. Nutritional and management strategies on nitrogen and phosphorus use efficiency of lactating dairy cattle on commercial farms: An environmental perspective. *Journal of Dairy Science*, 92, 204-215.
- Ajinomoto Eurolysine S.A.S., 2011. Formulating pig grower diets with no minimum crude protein - Essential amino acids requirements; energy systems and low protein diets. Go to essentials, Information N°37, 39 p. Téléchargeable sur <http://ajinomoto-eurolysine.fr/telechargement-bulletins-techniques.html>
- Ball, R.O., Möhn, S., 2003. Feeding strategies to reduce greenhouse gas emissions from pigs. *Advances in Pork Production* 14, 301-311.
- Bannink A., Smits M.C.J., Kebreab E., Mills J.A.N., Ellis J.L., Klop A., France J., Dijkstra J., 2010. Simulating the effects of grassland management and grass ensiling on methane emission from lactating cows. *Journal of Agricultural Science*, 148, 55-72.
- Bourdon, D., Dourmad, J.Y., Henry, H., 1995. Réduction des rejets azotés chez le porc en croissance par la mise en oeuvre de l'alimentation multiphase, associée à l'abaissement du taux azoté., *Journées de la Recherche Porcine*, Paris, pp. 269-278.
- Bouvarel I., Dourmad J.Y., Gac A., 2010. Les stratégies d'alimentation des animaux au sein de l'exploitation et du territoire et leurs incidences environnementales. In « Elevages et Environnement », S. Espagnol et P. Leterme (Eds). Quae et Educagri Editions, 260pp.
- Bussink D.W., Oenema O., 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, 19-33.
- Canh, T.T., Aarnink, A.J.A., Schutte, J.B., Sutton, A., Langhout, D.J., Verstegen, M.W.A., 1998. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science* 56, 181-191.
- Chardon X., Rigolot C., Baratte C., Espagnol S., Raison C., Martin-Clouaire R., Rellier J.-P., Le Gall A., Dourmad J.Y., Piquemal B., Leterme P., Paillat J.M., Delaby L., Garcia F., Peyraud J.L., Poupa J.C., Morvan T., Faverdin P., 2012. MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal*, 6, 1711-1721.
- Chatellier, V.; Vérité, R., 2003. L'élevage bovin et l'environnement en France : le diagnostic justifie-t-il des alternatives techniques ? *Productions Animales*, 16 (4): 231-249.
- CITEPA, 2012. Rapport National d'inventaire pour la France au titre de la convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto. 1364pp.
- CORPEN, 1999. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager. Influence de l'alimentation et du niveau de production. Groupe "Alimentation animale" Sous groupe Vaches laitières".
- CORPEN, 2003. Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium - cuivre et zinc des porcs. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites. In: Ministère de l'agriculture, de la pêche et des affaires rurales, durable, M.d.l.é.e.d.d. (Eds.), p. 41 pp.
- Dourmad J.Y., Ryschawy J., Trousson T., Bonneau M., Gonzalez J., Houwers H.W.J., Hviid M., Zimmer C., Nguyen T.L.T., Morgensen L., 2012. Evaluation of the environmental sustainability of different European pig production systems using life cycle assessment. *Soumis dans Animal*.
- Dourmad, J.Y., Ryschawy, J., Trousson, T., Bonneau, M., Gonzalez, A.M., Houwers, H.W.J., Hviid, M., Zimmer, C., Nguyen, T.L.T., Morgensen, L., 2012. Evaluation of the environmental sustainability of different European pig production systems using life cycle assessment. . 8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Saint-Malo, France, p. 98.
- Edouard, N., Hassouna, M., Robin, P., Faverdin, P. 2011. Effect of diet protein level on nitrogen excretion and greenhouse gases emissions in lactating dairy cows. 8th International Symposium on the Nutrition of Herbivores, Aberystwyth, Wales UK, p534.
- EMEP/EEA, 2010. Emission inventory guidebook 2009, updated June 2010. 4.B Animal husbandry and manure management. 73 pp.
- Faverdin, P., C. Baratte, R. Delagarde, and J. L. Peyraud. 2011. GrazIn: a model of herbage intake and milk production for grazing dairy cows. 1. Prediction of intake capacity, voluntary intake and milk production during lactation. *Grass and Forage Science* 66:29-44.
- Faverdin, P. and J. L. Peyraud. 2010. Nouvelles conduites d'élevage et conséquences sur le territoire : cas des bovins laitiers. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* (1):89-100.
- Faverdin P., Vérité R. , 1998. Utilisation de la teneur en urée du lait comme indicateur de la nutrition protéique et des rejets azotés chez la vache laitière. *Renc. Rech. Ruminants.*, 5, 209-212.
- Faverdin P., Vérité R. 2003. Modèle dynamique de simulation des flux d'azote et de l'urémie chez la vache laitière. *Renc. Rech. Ruminants*, 10, 159-162.
- France Agrimer (2009). Filière porcine : cheptel / abattages / consommation / échanges. Les cahiers de FranceAgriMer 2009. Téléchargé sur http://www.franceagrimer.fr/content/download/3130/17002/file/porcs_20103.pdf
- Garcia-Launay, F., van der Werf, H., Nguyen, T.T.H., Le Tutour, L., Dourmad, JY. 2013. L'incorporation d'acides aminés dans les aliments permet de réduire les impacts environnementaux de la production porcine. 45^{èmes} Journées de la Recherche Porcine, 5-6 février 2013.
- Garcia-Launay, F., van der Werf, H., Nguyen, T.T.H., Le Tutour, L., Dourmad, JY. Evaluation of the environmental implications of the utilization of feed-use of amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Soumis à Livestock Science*.
- Gerdemann, M.M., Machmüller, A., Frossard, E., Kreuzer, M., 1999. Effect of different pig feeding strategies on the nitrogen fertilizing value of slurry for *Lolium multiflorum*. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162, 401-408.
- Haque M.N., Rulquin H., Andrade A., Faverdin P., Peyraud J.L., Lemosquet S., 2012. Milk protein synthesis in response to the provision of an "ideal" amino acid profile at 2 levels of metabolizable protein supply in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 95, 5876-5887.

- IFIP (2010). Gestion Technico-économique : Evolution des résultats moyens nationaux - naisseurs-engraisseurs. Téléchargé le 10/10/2012 sur <http://www.itp.asso.fr/PagesStatics/resultat/pdf/retro/gte03.pdf>
- IFIP (2010). Gestion Technique des troupeaux de truies: Evolution des résultats moyens nationaux de 1970 à 2011. Téléchargé le 10/10/2012 sur <http://www.itp.asso.fr/PagesStatics/resultat/pdf/retro/00gqtt.pdf>
- InraPorc, 2006. Un outil pour évaluer des stratégies alimentaires chez le porc. Version 1.0.4.0. INRA-UMR SENAH, www.rennes.inra.fr/inraporc
- Institut de l'Elevage, 2012. Alimentation des bovins : rations moyennes et autonomie alimentaire. Collection résultats. <http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/alimentation-des-bovins-rations-moyennes-et-autonomie-alimentaire.html>
- Institut de l'Elevage, 2011. Observatoire de l'alimentation des vaches laitières (15 rations-types) pour aller plus loin sur l'alimentation des VL (données 2007). <http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/observatoire-de-l'alimentation-des-vaches-laitieres.html>
- IPCC, 1996. Revised 1996, IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Workbook. Module 4. Agriculture. 65 pp.
- Jarret G., Martinez J., Dourmad J.Y., 2011. Pig feeding strategy coupled with effluent management - fresh or stored slurry, solid phase separation - on methane potential and methane conversion factors during storage. *Atmospheric Environment*, 45, 6204-6209.
- Le, P.D., Aarnink, A.J.A., Jongbloed, A.W., 2009. Odour and ammonia emission from pig manure as affected by dietary crude protein level. *Livestock Science* 121, 267-274.
- Leek, A.B.G., Hayes, E.T., Curran, T.P., Callan, J.J., Beattie, V.E., Dodd, V.A., O'Doherty, J.V., 2007. The influence of manure composition on emissions of odour and ammonia from finishing pigs fed different concentrations of dietary crude protein. *Bioresource Technology* 98, 3431-3439.
- Maxin G., Faverdin P., 2006. Modélisation des bilans entrées/sorties des éléments carbone, azote, eau et minéraux chez la vache laitière. Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du diplôme d'ingénieur. ESITPA.
- Middelhaar C., Cederberg C., Vellinga T., Werf H.G., Boer I.M., 2013. Exploring variability in methods and data sensitivity in carbon footprints of feed ingredients. *Int J Life Cycle Assess*, 18, 768-782.
- Mosnier, E., van der Werf, H.M.G., Boissy, J., Dourmad, J.-Y., 2011. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal* 5, 1972-1983.
- Nguyen, T.T.H., Bouvarel, I., Ponchant, P., van der Werf, H.M.G., 2012a. Using environmental constraints to formulate low-impact poultry feeds. *Journal of Cleaner Production* 28, 215-224.
- Nguyen, T.T.H., van der Werf, H.M.G., Eugène, M., Veysset, P., Devun, J., Chesneau, G., Doreau, M., 2012b. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science* 145, 239-251.
- Osada, T., Takada, R., Shinzato, I., 2011. Potential reduction of greenhouse gas emission from swine manure by using a low-protein diet supplemented with synthetic amino acids. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-67, 562-574.
- PAS2050, 2011. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standard, Department for Environment Food and Rural Affairs and Carbon Trust. British Standards Institute, London, 45 pp.
- Peyraud J.L., Cellier P., (coord.), F. Aarts, F. Béline, C. Bockstaller, M. Bourblanc, L. Delaby, C. Donnars, J.Y. Dourmad, P. Dupraz, P. Durand, P. Faverdin, J.L. Fiorelli, C. Gaigné, A. Girard, F. Guillaume, P. Kuikman, A. Langlais, P. Le Goffe, S. Le Perchec, P. Lescoat, T. Morvan, C. Nicourt, V. Parnaudeau, J.L. Peyraud, O. Réchauchère, P. Rochette, F. Vertes, P. Veysset, 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France), 503 pages.
- Place S.E., Mitloehner F.M., 2010. Invited review: Contemporary environmental issues: A review of the dairy industry's role in climate change and air quality and the potential of mitigation through improved production efficiency. *Journal of Dairy Science*, 93, 3407-3416.
- Portejoie S., Dourmad J.Y., Martinez J., Lebreton Y., 2004. Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, 91, 45-55.
- Prudêncio da Silva, V., van der Werf, H.M.G., Spies, A., Soares, S.R., 2010. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *Journal of Environmental Management* 91, 1831-1839.
- Quiniou, N., Primot, Y., Peyronnet, C., Quinsac, A., 2011. Interest of using synthetic amino acids, including L-Valine, for formulating low crude protein pig diets based on rapeseed meal. Annual Meeting of the European Association of Animal Production, Stavanger, p. 17.
- Schils R. L. M., Eriksen J., Ledgard S. F., Vellinga Th. V., Kuikman P. J., Luo J., Petersen S. O. and Velthof G. L., 2012. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from herbivore production systems. *animal*, Available on CJO2011 doi:10.1017/S175173111100187X
- Sørensen, P., Fernandez, J.A., 2003. Dietary effects on the composition of pig slurry and on the plant utilization of pig slurry nitrogen. *The Journal of Agricultural Science* 140, 343-355.
- van Duinkerken G., Andre G., Smits M. C. J., Monteny G. J. and Sebek L. B. J., 2005. Effect of Rumen-Degradable Protein Balance and Forage Type on Bulk Milk Urea Concentration and Emission of Ammonia from Dairy Cow Houses. *J. Dairy Sci.* 88, 1099-1112.
- van Duinkerken, G.; Smits, M.C.J.; Andre, G.; Sebek, L.B.J.; Dijkstra, J., 2011. Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of Dairy Science*, 94 (1): 321-335.
- Vedrenne F., Beline F., Dabert P., Bernet N., 2008. The effect of incubation conditions on the laboratory measurement of the methane producing capacity of livestock measurement wastes. *Bioresource Technology*, 99, 146-155.
- Vellinga, T.V., de Haan, M.H.A., Schils, R.L.M., Evers, A., van den Pol-van Dasselaar, A., 2011. Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. *Livestock Science* 137, 185-195.
- Vérité R., Delaby L., 1998. Conduite alimentaire et rejets azoté chez la vache laitière. Interrelations avec les performances. *Renc. Rech. Ruminants*, 5, 185-192.

Annexe

Tableau 8A-1. Empreintes carbone des matières premières des aliments, en gCO₂e/kg

	Dia'Terre	INRA
Orge	320	490
Blé	350	540
Maïs	296	500
Son de blé	140	250
Tourteau de colza	460	450
Tourteau de tournesol	295	310
Tourteau de soja	1580	1530
Pois	123	370
Pulpe de betterave déshydratée	307	
VL18	616	
VL40	1046	
Concentré énergétique céréale	331	
Huile de colza		2070
Huile de soja		1500
Graine de soja extrudée		1670
l-lysine / l-threonine		4300
l-tryptophan / l-valine		8540
dl-méthionine		3050

Mode de calcul des valeurs INRA : logiciel SimaPro, base de données ecoinvent + base INRA UMRSAS, Rennes

Les valeurs INRA proposées sont :

- pour les céréales, le son, le pois et les tourteaux de soja et colza : une moyenne de résultats publiés par Nguyen et al., 2011 ; Mosnier et al., 2011 ; Nguyen et al., 2012 ; Nguyen et al., 2013 ; Garcia-Launay et al., en cours ;
- pour l'huile de soja : la valeur de Nguyen et al., 2011 ;
- pour l'huile de colza : la moyenne des données de Mosnier et al., 2011 et Garcia-Launay et al., en cours ;
- pour la graine de soja extrudée : la valeur de Garcia-Launay et al., en cours ;
- pour les acides aminés : les valeurs de Garcia-Launay et al., en cours.

La valeur Dia'Terre pour le son de blé n'est pas celle qui figure dans le document disponible, mais une valeur modifiée ultérieurement.

Tableau 8A-2. Teneurs en matières azotées totales et incorporation de tourteau de soja dans les aliments formulés pour la sous-action "porcs"

Aliments	MAT (g/kg)			Incorporation tourteau soja (kg/t)		
	Situation actuelle	Option 2PAA+	Option MPAA+	Situation actuelle	Option 2PAA+	Option MPAA+
Gestation	140.0	115.5	115.5	58.1	0.0	0.0
Lactation	165.0	175.1	175.1	85.0	126.3	126.3
Post-sevrage 1 ^{er} âge	200.0	205.7	205.7	298.7	300.0	300.0
Post-sevrage 2 ^e âge	180.0	175.5	175.5	200.0	200.0	200.0
Croissance	165.0	147.7	150.0	103.9	29.9	36.6
Engraissement	150.0	127.4	105.9	18.8	5.1	0.0

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.

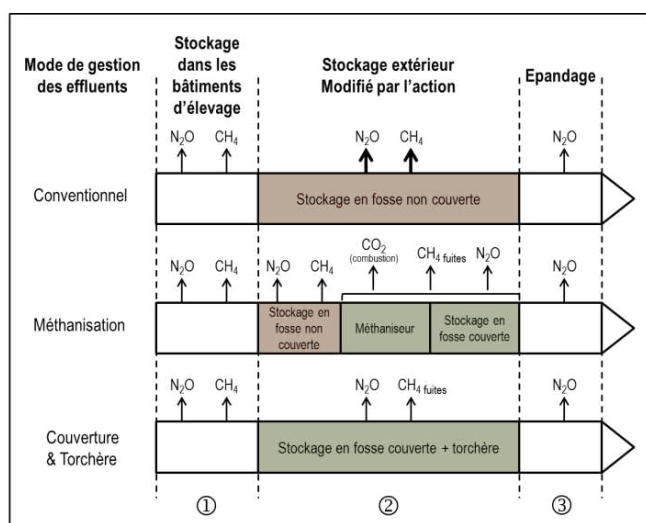


Figure 1. Trajectoires de gestion des déjections animales et principales émissions de GES associées.

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 racleage 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 comptabilisés 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.

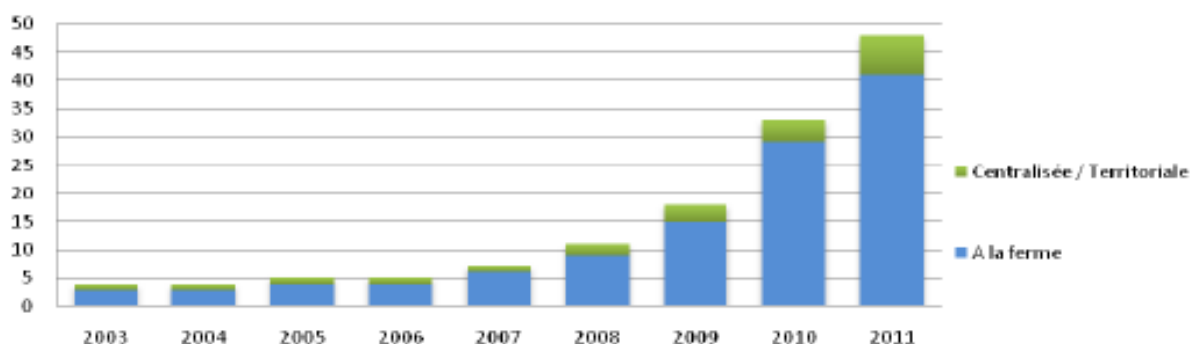


Figure 2. Evolution du nombre d'unités de méthanisation agricoles et territoriales en France

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.

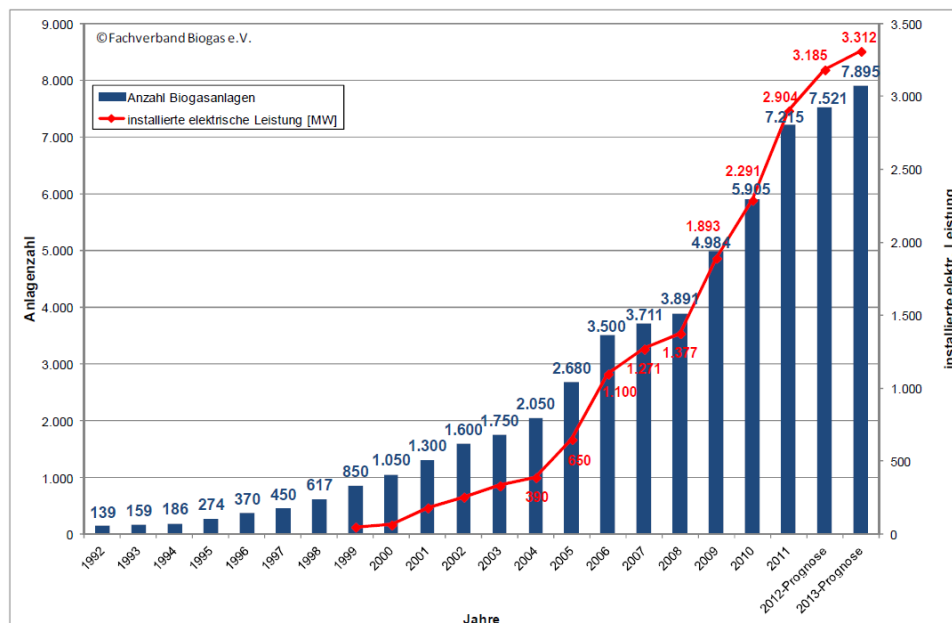


Figure 3. Evolution du nombre d'unités de méthanisation agricoles et territoriales en Allemagne.

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.

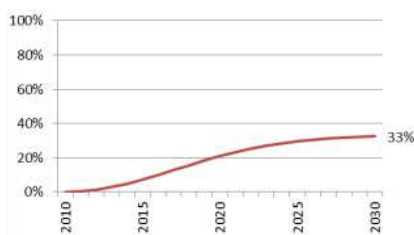


Figure 4. Cinétique de diffusion de la sous-action "méthanisation"

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.

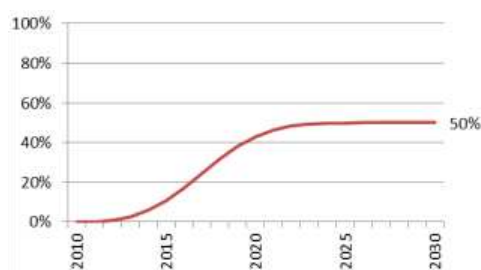


Figure 5. Cinétique de diffusion de la sous-action "couverture/torchère"

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., Djufhuus, 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

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.

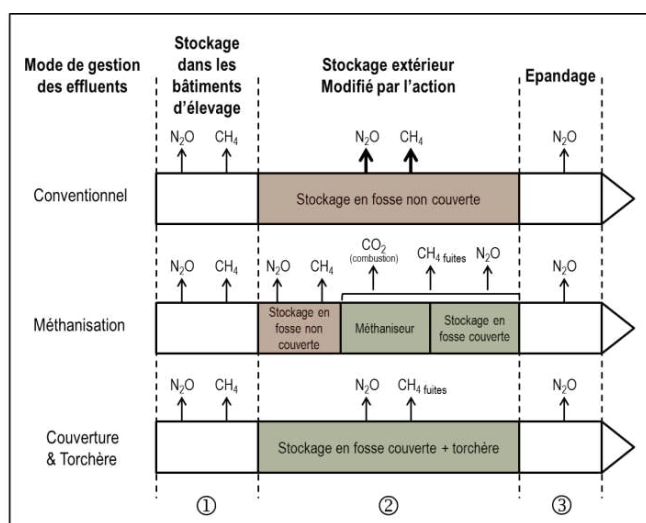


Figure 1. Trajectoires de gestion des déjections animales et principales émissions de GES associées.

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 racleage 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 kWhé 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.

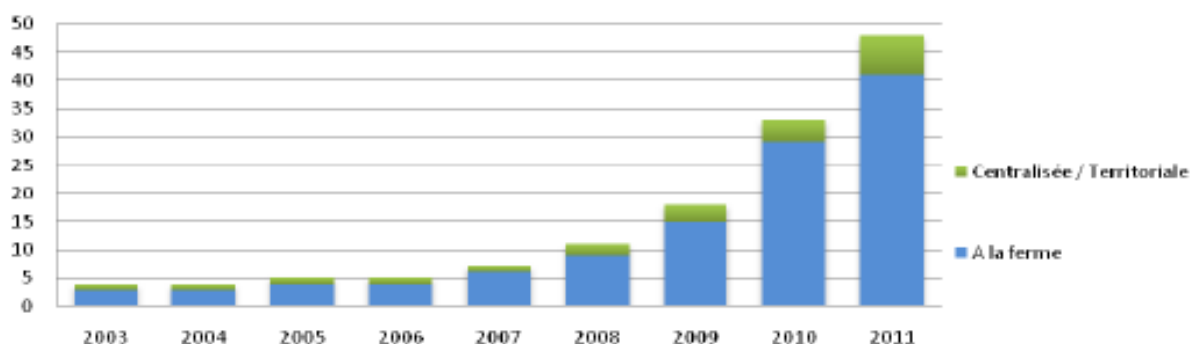


Figure 2. Evolution du nombre d'unités de méthanisation agricoles et territoriales en France

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.

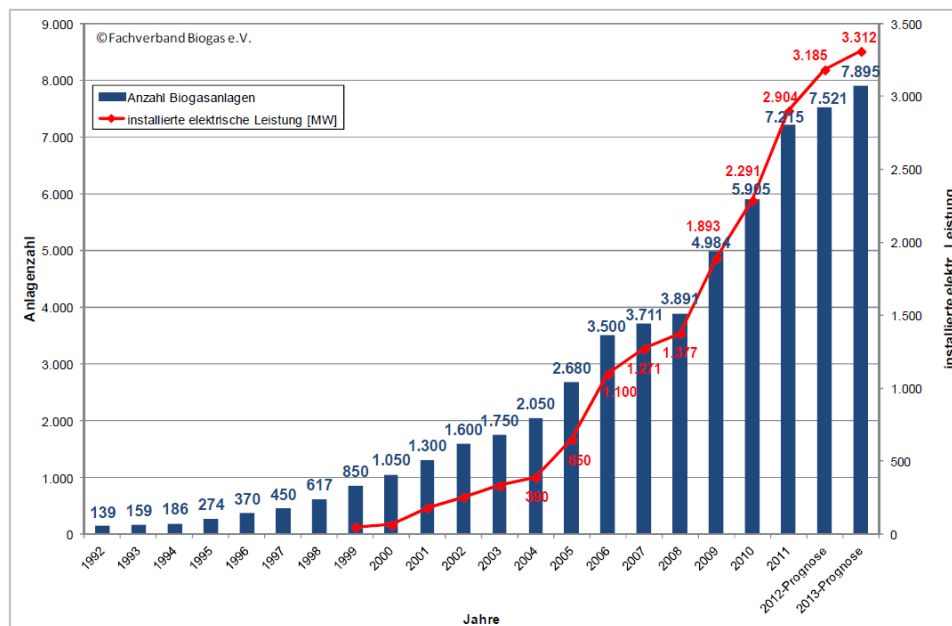


Figure 3. Evolution du nombre d'unités de méthanisation agricoles et territoriales en Allemagne.

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.

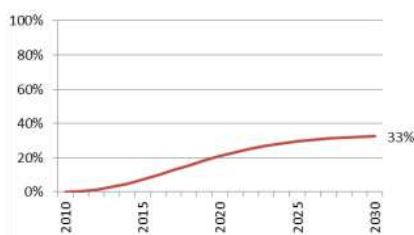


Figure 4. Cinétique de diffusion de la sous-action "méthanisation"

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.

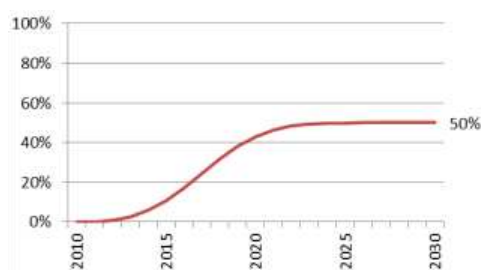


Figure 5. Cinétique de diffusion de la sous-action "couverture/torchère"

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

Action 10

Réduire, sur l'exploitation, la consommation d'énergie fossile des bâtiments et équipements agricoles pour limiter les émissions de CO₂ directes

Auteurs

Mélynda Hassouna (INRA-EA)

Pierre Dupraz (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Fabrice Béline (IRSTEA)

Paul Robin (INRA-EA)

Elisabeth Samson (INRA-SAE2)

Jean-Philippe Steyer (INRA-EA)

Extraction et traitement de données

Lénaïc Pardon (INRA-DEPE)

Elisabeth Samson (INRA-SAE2)

Relecteurs techniques externes

Jean-Luc Bochu (Solagro)

Sylvain Doublet (Solagro)

Nous remercions également les personnes qui suivent pour les informations transmises : Cédric Garnier et Sarah Martin (ADEME), Gérard Amand (ITAVI), Ariane Grisey (CTIFL), Etienne Chantoiseau et Gérard Chassériaux (Unité EPHOR Agrocampus Ouest), Nouraya Akkal (UMR SAS), Etienne Mathias et Edith Martin (CITEPA).

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

D'après le CITEPA, les émissions de GES liées aux consommations d'énergie fossile de l'agriculture, de la sylviculture et de la pêche s'élèvent à 11 millions de tonnes équivalent CO₂ (MgCO_{2e}). L'agriculture contribue majoritairement à ces émissions et c'est pourquoi cette action concerne les émissions de GES liées aux consommations d'énergie directe de l'exploitation. Seront prises en compte les consommations d'énergie fossile (gaz et fioul) des bâtiments d'élevage, des serres et des engins agricoles donnant lieu à des émissions directes de GES sur l'exploitation. Etant donnée la faible part d'énergie fossile consommée par les bâtiments porcins et bovins, on ne considérera que les bâtiments de volailles de chair, qui contribuent majoritairement aux consommations de gaz du secteur agricole avec les serres chaudes (maraîchage et ornement). L'objectif de l'action est d'évaluer le potentiel d'atténuation obtenu par l'application de différentes solutions techniques propres aux trois postes évoqués ci-dessus : les bâtiment d'élevage de volailles, les serres chaudes et les engins agricoles (les tracteurs uniquement).

2. Description de l'action

L'agriculture présente à la fois des consommations d'énergie directes, correspondant aux produits énergétiques consommés sur l'exploitation, et indirectes lorsqu'il s'agit de l'énergie consommée lors de la fabrication et du transport des intrants de l'exploitation (Vert (coord.) and Portet, 2010). Actuellement, la consommation énergétique directe de l'agriculture représente 2,4% de la consommation énergétique nationale, soit 3 650 ktep (RICA 2007, enquête énergie 2012). Les principales sources énergétiques sont les énergies fossiles (gaz, gazole, fioul) et l'électricité. A l'échelle de l'exploitation, elles alimentent les engins agricoles, les bâtiments d'élevage (chauffage, ventilation, éclairage, tank à lait), les séchoirs et les serres. Etant donnée la part financière liée à ces consommations et ses fluctuations voire son augmentation, de nouveaux équipements permettant de réaliser des économies d'énergie ou de produire de l'énergie renouvelable sur l'exploitation sont désormais disponibles. Parallèlement, la mise en place de ces leviers d'action induit une diminution des émissions directes de GES de l'exploitation liées à la consommation des énergies fossiles. Cependant, les consommations d'énergie indirectes (i.e. celles liées à la fabrication et au transport des intrants, engrais et aliments pour animaux par exemple) peuvent aussi être affectées par l'utilisation de nouvelles techniques ou la modification des pratiques permettant de réduire le poste énergie directe (effet induit).

Au niveau de la ferme France, le premier poste de consommation directe d'énergie correspond à l'énergie utilisée dans les engins agricoles (Vert J. (coord.) and Portet F., 2010). Le second poste concerne les bâtiments agricoles : serres, locaux d'élevage, séchoirs, ateliers lait.

L'objectif de l'action "Energie" est l'évaluation de l'impact sur les émissions de GES de la mise en place de certaines solutions techniques sur l'exploitation pour diminuer les consommations directes d'énergie.

Pour cette action, les émissions de GES considérées sont celles liées à la combustion des énergies fossiles utilisées par l'activité agricole. Les émissions liées aux consommations énergétiques pour la production et la fabrication des intrants (fertilisants, produits phytosanitaires, matériel et bâtiment) ne feront pas partie des émissions ciblées car en dehors de l'exploitation. De même, ne seront pas considérées dans cette étude des solutions qui permettront la diminution des consommations électriques, cette diminution ayant uniquement un impact sur les émissions induites de GES (les solutions permettant uniquement une diminution des émissions induites sont en dehors du champ de l'étude).

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

La combustion d'énergie fossile (produits bruts ou dérivés issus du pétrole, du gaz et du charbon) donne majoritairement lieu à des émissions de GES sous forme de CO₂ (cas d'une combustion complète), mais elle peut aussi donner lieu, dans le cas d'une combustion incomplète, à des émissions d'oxyde d'azote. Le protoxyde d'azote (N₂O) est l'un des oxydes d'azote pouvant se former en cas de combustion avec de l'air comme comburant.

Les facteurs d'émission utilisés dans cette fiche sont ceux donnés par l'ADEME (Ademe, 2010b) et correspondent à ceux utilisés pour les calculs d'inventaire du CITEPA (CITEPA, 2012). Ces facteurs d'émission sont des facteurs d'émission de GES et non pas d'émissions de CO₂ seul (Ademe, 2010a). Les facteurs d'émission donnés par l'IPCC 2006 (IPCC, 2006) ont très peu évolué par rapport à 2000 en ce qui concerne ceux utilisés dans nos calculs, et les modalités de calculs sont restées identiques.

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

D'après les résultats obtenus par l'ADEME (Ademe, 2011a) avec l'outil ClimAgri, les consommations directes d'énergie de l'agriculture sont majoritairement sous forme de fioul et de gaz (2 459 ktep et 806 ktep respectivement). Les postes "cultures" et "élevages" sont les plus énergivores. Pour le poste "cultures", le fioul et le gaz sont utilisés pour les engins agricoles (les tracteurs essentiellement) et le chauffage des serres. Une partie de l'énergie est également consommée dans les séchoirs à grain. Cependant celle-ci étant faible comparée aux consommations des engins agricoles et des serres, nous avons choisi d'écarter ce poste même si des leviers d'action existent (Services Coop de France et al., 2011a, b).

Pour l'élevage, le chauffage des bâtiments, essentiellement en élevage de volailles de chair, est essentiellement réalisé avec du propane. Pour les élevages de porcs et de bovins, les consommations d'énergie sont majoritairement de nature électrique. En élevage de porcs, des énergies fossiles sont également utilisées pour le chauffage et le fonctionnement des groupes électrogènes. Des solutions existent ou sont en voie de développement pour diminuer ces consommations. Cependant, une première estimation du potentiel d'atténuation de ces consommations d'énergie fossile (et donc des émissions directes) sur la base des données fournies par l'IFIP (IFIP et al., 2007) (43 kWh d'énergie directe consommée par porc produit, dont environ 20% sous forme d'énergie fossile) montre que ce potentiel est 10 fois inférieur à celui calculé pour les élevages de volailles. En élevage bovin, de l'énergie fossile essentiellement sous forme de fioul est consommée pour les soins aux animaux (utilisation de tracteurs pour alimentation, paillage, curage). Le potentiel d'atténuation sera donc indirectement évalué dans cette fiche dans la sous-action portant sur les tracteurs. Le gaz est aussi très utilisé en élevage de veaux pour le chauffage de l'eau pour l'alimentation. Comme pour les porcs, une première estimation du potentiel d'atténuation de ces consommations d'énergie fossile (et donc des émissions directes) sur la base des données fournies par l'IDELE (IFIP et al., 2007) (113 kWh d'énergie directe consommée par veau produit) montre que ce potentiel est environ 10 fois inférieur à celui calculé pour les élevages de volailles (avec des hypothèses hautes sur les facteurs d'atténuation, l'assiette et les consommations d'énergie fossile).

Les substitutions des énergies fossiles par des énergies renouvelables produites sur l'exploitation peuvent également être envisagées comme levier d'action, mais les coûts des investissements sont très importants et les rendent difficiles à mettre en place sur le terrain (notamment pour l'éolien et le solaire). L'utilisation du bois comme énergie de substitution n'a pas été évaluée dans cette fiche, le bois étant essentiellement produit en dehors de l'exploitation, cette solution ne rentrait pas dans le périmètre de l'étude. La méthanisation peut constituer une solution technique pertinente pour produire de l'énergie pouvant se substituer au propane par exemple (chauffage des bâtiments d'élevage). La méthanisation est traitée dans une autre fiche (Action 9).

Cette action sera donc divisée en plusieurs sous-actions correspondant aux différents postes identifiés (serres, engins agricoles et bâtiments d'élevage de volailles de chair). A chaque poste vont correspondre plusieurs solutions techniques qui constitueront le "grain", c'est-à-dire le niveau, qui permet de faire les calculs (d'assiette, de potentiel d'atténuation et de coût).

Les sous-actions identifiées et rentrant dans le périmètre de l'étude sont les suivantes :

- Réduire la consommation d'énergie liée au chauffage des bâtiments d'élevage avicoles (modification du mode de chauffage, amélioration de l'isolation) ;
- Réduire la consommation d'énergie liée au chauffage des serres (utilisation de matériel de stockage de l'eau chaude, amélioration de l'isolation) ;
- Réduire la consommation d'énergie des engins agricoles (bancs d'essai moteur, formation à l'éco-conduite).

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

On trouve dans la littérature plusieurs études sur la question de l'énergie en agriculture. La plupart de ces études aborde la question par une entrée économique et mentionne juste son enjeu environnemental sans aborder la quantification des émissions de GES. Dans l'étude "Prospective Agriculture énergie 2030 : l'agriculture face aux défis énergétiques" (Vert (coord.) and Portet, 2010), un bilan des connaissances a été réalisé et celui-ci a permis d'identifier les grands enjeux pour l'agriculture française dans les prochaines décennies. Ce rapport a également mis en évidence le poids important des consommations d'énergie indirectes dans le bilan énergétique de la ferme France. Dans cette étude, 4 scénarios d'évolution à l'horizon 2030 ont été proposés. Pour l'ensemble de ces scénarios, deux des objectifs opérationnels étudiés rejoignent ceux proposés dans cette fiche : "Réduire les consommations de fioul et de gaz des exploitations" et "Concevoir et promouvoir des bâtiments et des équipements agricoles économes en énergie". Néanmoins, les différents scénarios analysés reposent sur des hypothèses fortes sur le plan économique et sur les évolutions technologiques, avec notamment des hypothèses sur le développement des énergies renouvelables et des biocarburants. Il en est de même pour les études "Projections des émissions/absorptions de GES dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020" (de Cara and Thomas, 2008) et "Analyse économique de la dépendance de l'agriculture à l'énergie" (ADEME, 2012).

La question des consommations d'énergie en agriculture et des émissions de GES inhérentes est au centre des outils ClimAgri® (Ademe, 2011a) et Dia'terre® (Ademe, 2011b) développés par l'ADEME. ClimAgri est un outil et une démarche de diagnostic énergie-gaz à effet de serre pour l'agriculture et la forêt, à l'échelle des territoires, et Dia'terre® concerne les exploitations agricoles. Dia'terre® est notamment utilisé dans le cadre du Plan de Performance Energétique du Ministère en charge de l'agriculture (voir section 5.1.b).

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

L'ADEME a financé il y a quelques années deux études sur l'utilisation rationnelle de l'énergie (URE) dans les serres (CTIFL et al., 2007) et les bâtiments d'élevage (IFIP et al., 2007). Ces études ont permis, grâce à des enquêtes dans des exploitations, d'évaluer les consommations d'énergie de ces deux postes par type de production, et de donner la répartition des effectifs par type d'énergie consommée. A la fin de ces rapports, des orientations techniques permettant de diminuer les consommations d'énergie (fossile et électrique) ont été analysées, et certaines préconisées.

Pour améliorer la performance énergétique en agriculture, plusieurs outils permettant l'évaluation des consommations d'énergie et des émissions de GES du secteur agricole ont été développés, notamment les outils ClimAgri® (Ademe, 2011a) et Dia'terre® (Ademe, 2011b). Ces outils ont mobilisé une partie des connaissances acquises au cours des projets consacrés à l'utilisation rationnelle de l'énergie financés par l'ADEME.

Pour les serres, les consommations d'énergie par unité de surface utilisées dans cette fiche sont issues de l'étude ADEME, Utilisation rationnelle de l'énergie dans les serres (CTIFL et al., 2007). Les valeurs retenues sont les suivantes : 160 kWh en ornemental et 315 kWh en maraîchage. Selon Brajeul et al. (2011) et le RICA 2010, les surfaces de serres chauffées (hors tunnels hors gel) s'élèvent à 1 300 ha pour le maraîchage et à 1 237 ha pour l'ornemental. Différents leviers d'action permettant de diminuer ces consommations ont pu être identifiés sur la base du rapport ADEME (2008) et des Certificats d'économie d'énergie (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/6-le-secteur-de-l-agriculture.html>). Cependant, certaines solutions ont été écartées après discussions avec le CTIFL (Centre Technique Interprofessionnel des Fruits et Légumes) et l'unité EPHOR (unité Environnement Physique de la plante HORTicole, Agrocampus Ouest) car jugées trop coûteuses à mettre en place (par exemple la pompe à chaleur) ou applicables à une assiette trop réduite ; elles ne font donc pas partie des solutions retenues dans notre étude.

Toujours pour les serres, les facteurs d'atténuation pour les solutions retenues proviennent soit des indications portées sur les Certificats d'économie d'énergie, soit directement d'informations transmises par le CTIFL et l'unité EPHOR. Deux solutions ont pu donner lieu à un chiffrage de potentiel d'atténuation : l'installation de ballon d'eau chaude standard ou de type open buffer (7% d'atténuation attendue) et l'installation d'un double écran thermique (entre 5 et 22% d'atténuation attendue). Un gain non négligeable pourrait aussi être obtenu par l'entretien des sondes et des chaudières déjà en place, le remplacement des plus anciennes, et la mise en place d'une aide technique pour le choix des films plastiques, mais pour ces solutions plus simples et rapides à mettre en œuvre, aucune donnée chiffrée concernant les facteurs d'atténuation n'est disponible pour le moment (CTIFL et al., 2007).

Pour les bâtiments d'élevage de volailles, les consommations de gaz propane par animal produit proviennent d'une étude de l'ITAVI (ITAVI, 2010) et sont données pour les principales filières d'élevage de volailles de chair. Les chiffres montrent une variabilité importante des consommations de propane entre productions. Nos évaluations seront donc réalisées pour les 10 principales filières volailles de chair dont les effectifs proviennent des statistiques agricoles 2010.

Différentes solutions techniques pour diminuer les consommations d'énergie des élevages avicoles sont proposées dans le rapport ADEME, Utilisation de l'énergie dans les bâtiments d'élevage (IFIP et al., 2007), et certaines ont été reprises dans le Guide des bonnes pratiques environnementales d'élevage du RMT Elevage, Environnement (Institut de l'Elevage et al., 2010). L'utilisation d'échangeurs de chaleur air-air fait partie des solutions retenues et devant l'intérêt de la filière (pour le moment en production standard essentiellement) pour cette solution, l'optimisation technique des échangeurs s'accélère depuis quelques années. Pour les échangeurs, la réduction des consommations d'énergie, et *a fortiori* des émissions de GES, sera fonction du matériel mis en place et du nombre d'échangeurs (réduction entre 15 et 50%). La variabilité des performances est importante car ces chiffres sont basés sur très peu d'études et sur du matériel en cours de développement. D'autres appareils de chauffage de nouvelle génération tels que les aérothermes peuvent permettre selon l'ITAVI une atténuation de l'ordre de 25%. Selon l'ITAVI (ITAVI, 2008b), 70% des pertes d'énergie par convection en élevage avicole se font par le toit. De plus, les pertes radiatives constituent la majorité des calories perdues en début de lot, période à laquelle la consommation de propane est la plus élevée et où le renouvellement d'air est le plus faible. C'est pourquoi l'amélioration de l'isolation (et étanchéité) des bâtiments d'élevage avicole fait aussi partie des solutions retenues dans cette fiche, avec un facteur d'atténuation variant entre 30 et 50%.

Encore une fois, d'autres solutions plus simples et plus économes comme l'optimisation des réglages ou la modification des pratiques d'élevage (démarrage en poussinière) pourraient permettre également une économie d'énergie substantielle. Mais malheureusement, même si ces bonnes pratiques sont recommandées dans le Guide des bonnes pratiques d'élevage, aucune étude ne permet aujourd'hui d'évaluer les facteurs d'atténuation.

Pour les engins agricoles, les effectifs de tracteurs ont été estimés sur la base des recensements de matériels réalisés en 2005 par (<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Gaf07p029-30.pdf>) et des données du bureau de coordination du machinisme agricole (<http://www.pardessuslahaie.net/frontend.php/bcma/18>). Nous avons choisi de nous focaliser sur les tracteurs, car le parc des autres engins utilisés pour le travail mécanisé en agriculture et les consommations de fioul associées sont très mal connues. Selon Vigier et al. (2012), 10% des émissions du secteur 1A4c calculées par le CITEPA seraient dues à d'autres engins que les tracteurs, comme ceux de la sylviculture et des coopératives agricoles ou entreprises de travaux agricoles. Cette donnée valide notre choix et nous avons conservé cette hypothèse par la suite.

Les deux mesures retenues pour les tracteurs sont : la formation à l'éco-conduite et le passage sur banc d'essai moteur. Ces deux mesures sont celles préconisées par l'association AILE (Association d'Initiatives Locale pour l'Energie et l'Environnement) impliquée dans le projet européen Efficient 20 (<http://fr.efficient20.eu>) qui a pour objectif la diminution de 20% de la consommation de carburant des tracteurs et la création d'une base de données sur les consommations à l'échelle européenne. En France, le passage sur banc d'essai moteur fait partie des actions donnant droit à des Certificats d'économie d'énergie (http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/agri_se_01.pdf). La réduction attendue est de l'ordre de 10%. Pour l'éco-conduite, d'après les études et tests réalisés sur le terrain, selon l'association AILE, le bénéfice attendu est de l'ordre de 20%.

Comme pour les postes précédents, d'autres actions très simples qui impliqueraient les constructeurs de matériels pourraient être mises en place (compteur pour évaluer les consommations par type d'utilisation, amélioration des manuels d'utilisation), adaptation des moteurs aux travaux mais aucune étude n'est disponible actuellement pour évaluer le facteur d'atténuation.

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 GES liées aux consommations d'énergie fossile du secteur agricole sont comptabilisées dans la catégorie Energie (1A4C). Cette section traite des émissions liées à la combustion des énergies fossiles pour les activités agricoles, sylvicoles et aquacoles, et englobe à la fois les sources fixes (notamment le chauffage) et les sources mobiles (engins agricoles). Dans ses calculs d'inventaires, le CITEPA se base sur les consommations d'énergie fossile annuelles données (par type de combustible) par le Comité professionnel du pétrole (CPDP). Cependant, les calculs d'inventaires réalisés dans cette étude pour les consommations de gaz des serres et des bâtiments d'élevage ont mis en évidence des différences importantes avec les résultats du CITEPA basé sur les consommations données par le CPDP. Le CPDP donne pour 2005 une consommation de gaz pour les activités agricoles (serres + bâtiments d'élevage) d'environ 260 ktep et pour 2011, 230ktep. Nos estimations réalisées sur la base de consommations relevées en 2005 et 2006 (CTIFL et al., 2007 ; IFIP et al., 2007) aboutissent à 526 ktep. En outre, cette valeur est certainement sous-estimée car elle ne prend pas en compte les tunnels hors gel et l'utilisation de gaz en élevages bovins et porcins. Par conséquent, les diminutions d'émissions quantifiées dans cette étude ne pourraient être prises en compte que si le CITEPA modifiait ses modalités de calculs ou si le CPDP revoit ces estimations de consommations par type d'énergie pour le secteur agricole.

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

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

La sous-action 1 concerne l'atténuation des émissions de GES liées au chauffage des bâtiments d'élevage de volailles de chair. Pour ce faire, des modifications du mode de chauffage peuvent être envisagées (installation de matériels de nouvelle génération ou d'échangeurs de chaleur) et l'isolation améliorée.

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

● Inventaire des effets sur les émissions

Les solutions techniques auront un effet sur les émissions directes de GES liées à la consommation de propane, et un effet induit sur les émissions de GES en amont de l'exploitation liées à l'exploitation et l'acheminement du gaz. Les facteurs d'émission utilisés sont ceux du bilan carbone® et sont donnés en Annexe (Tableau 1).

Certaines solutions comme les échangeurs de chaleur et l'isolation peuvent également avoir des répercussions sur les conditions d'ambiance et les émissions de GES et d'ammoniac des effluents. En effet, des essais sur des bâtiments d'élevage équipés d'échangeurs de chaleur ([http://www.synagri.com/ca1/PJ.nsf/ATWEB0101/DC37FBACD6150009C1257A77002A0949/\\$FILE/Aviculture-r%C3%A9cup%C3%A9ration-de-chaleur-Enqu%C3%AAt%C3%A9-%C3%A9leveurs-2012.pdf?OpenElement](http://www.synagri.com/ca1/PJ.nsf/ATWEB0101/DC37FBACD6150009C1257A77002A0949/$FILE/Aviculture-r%C3%A9cup%C3%A9ration-de-chaleur-Enqu%C3%AAt%C3%A9-%C3%A9leveurs-2012.pdf?OpenElement)) ont montré pour certains élevages une amélioration des conditions d'ambiance (moins de NH₃), une litière plus sèche (moins de CH₄) et aussi moins d'effluents à sortir du bâtiment (induisant une économie de carburant). Par contre, certains éleveurs ont également noté une augmentation du taux de poussières dans l'air (impact sur la santé de l'éleveur et des animaux). De tels effets pourraient également être observés avec l'installation d'une dalle bétonnée dans les bâtiments (amélioration de l'isolation). Aujourd'hui, la prise en compte de ces effets n'est pas possible car aucune donnée quantitative n'existe. Néanmoins, des projets financés par l'ADEME (AFAV) et le CASDAR ("Néo-Dinde", Modélisation Energie) permettront à moyen terme d'obtenir des données concernant ces effets.

Pour les échangeurs, une légère surconsommation d'électricité a également été observée dans certains élevages.

● Quantification de l'atténuation

Pour chaque filière et chaque solution technique, le potentiel d'atténuation unitaire a été évalué de la manière suivante :

Potentiel d'atténuation unitaire (émissions directes CO₂e ; en kg CO₂e/animal produit) = Consommation d'énergie de la filière (kWh/animal produit) x FE propane (émissions directes ; en kg CO₂e/kWh) x Facteur d'atténuation (%)

Les résultats obtenus pour les 10 principales filières de volailles de chair sont illustrés sur les Figures 1 et 2. L'atténuation potentielle unitaire des émissions induites en amont de l'exploitation est d'environ 10% de l'atténuation potentielle unitaire des émissions directes de GES.

Ces résultats ont été obtenus à partir des consommations d'énergie moyenne par filière données en Annexe (Tableau 2) et des facteurs d'atténuation pour chaque option technique donnés au Chapitre 2.c et récapitulés dans le Tableau 3 (en Annexe). Les Tableaux 4 et 5 reprennent les atténuations potentielles unitaires des émissions directes et indirectes calculés pour les différentes filières.

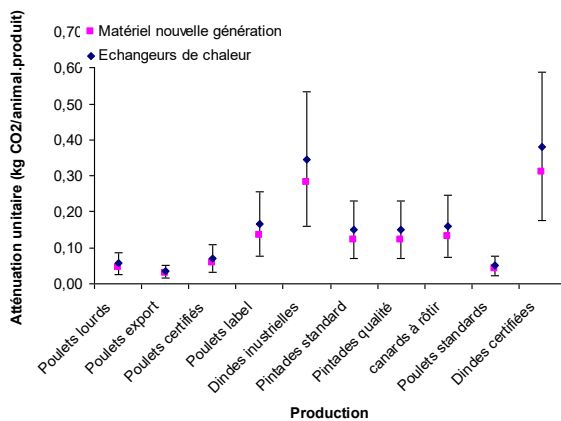


Figure 1. Atténuation potentielle unitaire des émissions de GES pour des bâtiments d'élevage de volailles de chair par l'installation de matériels de chauffage nouvelle génération ou d'échangeurs de chaleur.

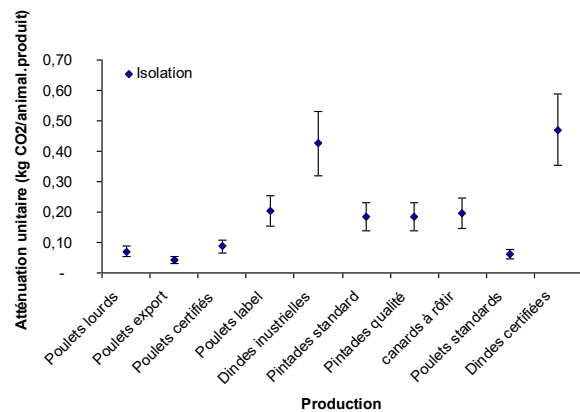


Figure 2. Atténuation potentielle unitaire des émissions de GES pour des bâtiments d'élevage de volailles de chair par l'amélioration de l'isolation

● Conclusion : atténuation potentielle unitaire de la sous-action

En moyenne pour l'ensemble des filières, les atténuations potentielles par kg de poids vif (PV) sont : $46.10^{-6} \pm 24.10^{-6}$ MgCO₂e/kgPV (pour les échangeurs de chaleur), $37.10^{-6} \pm 20.10^{-6}$ MgCO₂e /kgPV pour le matériel de chauffage nouvelle génération et $56.10^{-6} \pm 30.10^{-6}$ MgCO₂e/kgPV pour l'isolation. Ces valeurs moyennes sont données par kg de poids vif afin de tenir compte de la variabilité du poids des animaux en fin de lot entre les filières, et correspondent à une performance

moyenne pour chaque solution technique. La variabilité inter-filière des résultats obtenus pour chaque solution technique est importante, d'où la pertinence de la prendre en compte dans les calculs. Celle-ci s'explique par des consommations de gaz très variables d'une filière à une autre. Ces consommations dépendent des durées d'élevage, des densités animales, des espèces et du type de bâtiment, donc des caractères spécifiques de chaque filière. Quelle que soit la solution technique proposée, on obtient l'atténuation potentielle unitaire la plus importante pour les productions ayant les durées d'élevage les plus longues (avec les consommations de gaz les plus élevées). Les potentiels les plus faibles sont obtenus pour la filière standard poulet et les plus élevés pour la filière dinde (certifiée et standard).

Pour chaque filière, on peut également avoir une variabilité importante induite par les performances des matériels installés ou les modifications réalisées. Par exemple, l'efficacité de l'isolation dépendra des matériaux isolants utilisés et de leur épaisseur, et du positionnement sur le bâtiment (on gagnera plus à isoler la toiture que le sol, en isolant le tout plutôt qu'une seule partie). Cette variabilité a pu être prise en compte grâce à l'analyse de la bibliographie sur les échangeurs et l'isolation. Ainsi, l'atténuation moyenne est pour les échangeurs au maximum de 71.10^{-6} MgCO_{2e}/kgPV (facteur d'atténuation 50%) et au minimum de 21.10^{-6} MgCO_{2e}/kgPV (facteur d'atténuation 15%), et pour l'isolation au maximum de 71.10^{-6} MgCO_{2e}/kgPV (facteur d'atténuation 50%) et au minimum de 41.10^{-6} MgCO_{2e}/kgPV (facteur d'atténuation 15%). Par contre, en ce qui concerne l'installation de matériel de chauffage de nouvelle génération, la variabilité n'a pas pu être évaluée, une seule valeur de facteur d'atténuation ayant été trouvée dans la littérature.

Les trois solutions techniques proposées peuvent être appliquées simultanément dans un même bâtiment, mais il est bien évident que l'atténuation globale ne sera pas la somme des atténuations unitaires.

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

- Situation actuelle

Depuis 2009, le secteur de l'agriculture est concerné par le Plan de performance énergétique (PPE). Ce plan s'inscrit dans le cadre du second pilier de la PAC et des programmes de développement rural hexagonal. Dans le cadre du PPE, le gouvernement propose un soutien aux exploitants agricoles pour des investissements permettant la réduction des consommations d'énergie sur l'exploitation. Avant le dépôt d'une demande, un diagnostic énergétique de l'exploitation permet d'identifier les solutions à mettre en place. Parmi les solutions éligibles, on trouve l'amélioration de l'isolation ou l'installation d'échangeurs. La sélection des projets est réalisée par la DDAF et la DDEA et se fait sur appel à candidature.

En outre, depuis 2009 le Plan de modernisation des bâtiments d'élevage (<http://agriculture.gouv.fr/le-plan-de-modernisation-des-10703>) apporte un soutien à la compétitivité des filières animales. Une subvention, pouvant être cofinancée par l'Union européenne, peut être accordée pour la mise en place de solutions permettant d'améliorer les performances économiques de l'exploitation en améliorant l'utilisation des facteurs de production, notamment par l'adoption de nouvelles technologies et par l'innovation.

Grâce à ces différentes actions gouvernementales et aux différents progrès techniques réalisés, l'installation de matériel tels que les échangeurs est de plus en plus répandue. En 2012, selon l'ITAVI, environ 20% des élevages en volailles de chair sont équipés d'échangeurs de chaleur. Etant donné que le PPE est un dispositif récent, on considèrera qu'environ 5% des élevages étaient équipés d'échangeurs de chaleur en 2010. On gardera le même effectif de départ en ce qui concerne les équipements de chauffage de nouvelle génération et l'isolation (on considère que les bâtiments les plus récents ont déjà ces équipements et une isolation adaptée).

Néanmoins, afin de conserver l'homogénéité des calculs réalisés dans les différentes fiches de l'étude et de respecter les limites imposées, ces aides n'ont pas été prises en compte dans les différents calculs économiques présentés ci-dessous.

- Conditions nécessaires à la mise en place de l'action et détermination de l'assiette maximale technique (AMT)

Il n'y a pas de critère spécifique concernant la mise en place de cette action, toutes les solutions retenues peuvent être mises en place dans tous les bâtiments d'élevage de volailles de chair, qu'ils soient à ventilation naturelle ou dynamique et quelle que soit leur dimension.

L'assiette maximale technique sera donc l'ensemble des animaux produits pour les 10 principales productions (Tableau 6, en Annexe). Toutes filières confondues, cela représente 895 842 754 animaux produits par an.

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

Le scénario retenu pour l'ensemble des solutions techniques est de type sigmoïde car il correspond au type retenu pour la dynamique de propagation d'une innovation. L'équation est la suivante :

$$(t) = \alpha_0 + (\alpha^- - \alpha_0) ([1 - e] \wedge -((t - t_0)/\tau) \wedge (1/\beta)))$$

Les paramètres sont les suivants :

Pour les échangeurs		
Année de départ :	t_0	2010
Fin de projection :	that	2030
Taux de diffusion initial :	α_0	5,00%
Taux de diffusion tangentiel :	α	80,00%
Nombre d'années pour atteindre l'inflexion :	τ	4
Pente au point d'inflexion :	β	2

Pour l'isolation et le matériel de chauffage nouvelle génération		
Année de départ :	t_0	2010
Fin de projection :	that	2030
Taux de diffusion initial :	α_0	5,00%
Taux de diffusion tangentiel :	α	80,00%
Nombre d'années pour atteindre l'inflexion :	τ	6
Pente au point d'inflexion :	β	3

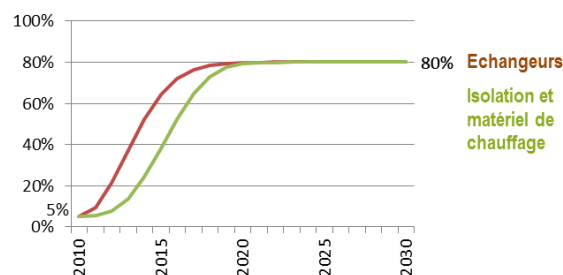


Figure 3. Scénario de diffusion

Pour les échangeurs, le point d'inflexion (2013) a été déterminé sur la base du nombre de bâtiments déjà équipés en 2012 (20% du parc). D'autre part, nous avons considéré que 80% de l'AMT seront atteints en 2030, car d'autres innovations techniques seront proposées et certains bâtiments d'élevage seront amenés à disparaître ou cesseront d'être utilisés.

Pour l'isolation et les matériels de chauffage nouvelle génération, nous avons fait la même hypothèse sur le pourcentage de l'AMT atteint en 2030. Le point d'inflexion pour ces deux solutions a été positionné en 2019. Pour l'isolation, des travaux plus importants pouvant conduire à une cessation d'activité temporaire nous ont amenés à choisir une dynamique plus lente que pour l'option "modification du chauffage".

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

Pour évaluer le potentiel d'atténuation national en 2030 et sur la période 2010-2030 pour chaque solution technique, nous avons évalué, pour chaque filière, le potentiel national en calculant un potentiel annuel ensuite lissé suivant les cinétiques retenues, puis nous avons agrégé année par année les résultats obtenus par filière pour chaque solution.

Potentiel annuel par filière (kgCO₂e/an) = Effectif national de la filière (animaux produits par an) x potentiel unitaire par énergie fossile (kgCO₂e/animal produit)

Les atténuations (émissions directes de GES) en 2030 et cumulées entre 2010 et 2030 par filière sont données en Annexe (Tableaux 7 et 8) et sont présentées sur les Figures 4 et 5 afin d'illustrer la variabilité entre filières.

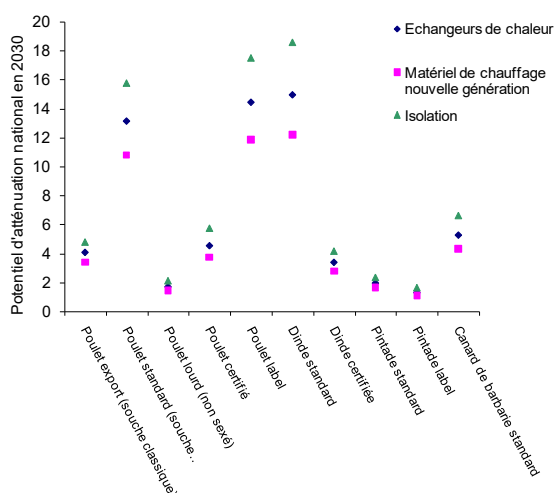


Figure 4. Potentiel d'atténuation de l'année 2030 en appliquant la sous-action sur l'AMT pour chacune des 3 solutions proposées pour les différentes filières volailles de chair

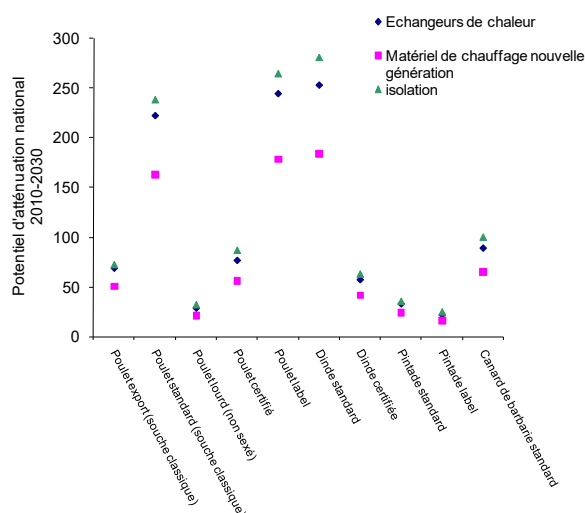


Figure 5. Potentiel d'atténuation cumulé pour chacune des 3 solutions proposées pour les différentes filières volailles de chair sur la période 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion

Le potentiel global d'atténuation (toutes filières confondues, émissions directes) en 2030 est de 65.10³ MgCO₂e pour les échangeurs, 53.10³ MgCO₂e pour le matériel de chauffage nouvelle génération et 79.10³ MgCO₂e pour l'isolation (sur la base

d'un facteur d'atténuation moyen des consommations d'énergie de 33% pour les échangeurs, 26% pour le matériel de chauffage nouvelle génération et 40% pour l'isolation). Avec les mêmes hypothèses, le potentiel global d'atténuation (toutes filières confondues) sur la période 2010-2030 est $1\,098.10^3$ MgCO_{2e} pour les échangeurs, 802.10^3 MgCO_{2e} pour le matériel de chauffage nouvelle génération et $1\,201.10^3$ MgCO_{2e} pour l'isolation.

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

• Estimations des coûts/bénéfices techniques

Les coûts totaux ou bénéfices comprennent à la fois les coûts d'investissement et les coûts liés aux consommations d'énergie (les subventions pouvant être accordées dans le cadre des différents programmes de l'Etat ne sont pas prises en compte). Pour ces derniers, le prix du gaz considéré provient de la base de données PEGASE et correspond au prix du gaz naturel pour une entreprise hors TVA, soit 0,047 €/kWh.

Le coût de l'investissement pour les **échangeurs de chaleur** varie selon le modèle d'échangeur retenu. Dans des bâtiments de surface modeste (autour de 500 m²), les matériels proposés sur le marché ont un prix 2010 de l'ordre de 5 300 € HT hors pose. On peut considérer un tarif augmenté de 100% en intégrant le coût de la pose (Nicolas, 2010). Pour des bâtiments plus grands, de l'ordre de 1 200 m², l'investissement varie de 25 000 à 35 000 € ; l'investissement moyen atteint 30 000 €. L'amortissement est sur 7 ans. L'investissement moyen pour un bâtiment de 1 200 m² a été ramené par animal produit en tenant compte de la densité moyenne par production.

Pour le **matériel de chauffage nouvelle génération** (aérothermes et radiants nouvelle génération), l'évaluation de l'investissement se réfère au "référentiel de prix des bâtiments et équipements avicoles pour reproducteurs de type *Gallus* et volailles de chair" (ITAVI, 2008a) et au guide des bonnes pratiques environnementales d'élevage. En rénovation, l'installation complète de 24 à 28 radiants à pyrolyse de 5000 W avec régulation et relevage varie de 9 008 € à 11 000 € (bâtiment de 1 200 m²). L'installation complète de 3 générateurs d'air chaud intérieurs gaz (de 60 à 65 kW) coûte entre 4 917 et 7 583 €. Si les générateurs d'air chaud sont à l'extérieur, pour une puissance entre 60 et 85 kW, l'investissement coûte entre 10 858 € et 13 270 €. Dans nos calculs, nous avons retenu pour les aérothermes des coûts d'investissements moyens avec un amortissement sur 15 ans. Comme pour les échangeurs, l'investissement moyen a été ramené par animal produit en tenant compte de la densité moyenne par production.

Le coût d'investissement pour améliorer l'**isolation** d'un bâtiment existant est assez variable. Pour un bâtiment de 1 200 m² standard, le coût varie en fonction de l'endroit isolé (toiture, soubassements...) (Institut de l'Elevage et al., 2010). Dans notre estimation, nous avons retenu le coût d'isolation de la toiture, des soubassements, des pans et des pignons. Le coût varie de 29 à 57 €/HT/m² et il atteint en moyenne 43 €/HT/m². L'amortissement est sur 15 années. L'investissement moyen a été ramené par animal produit en tenant compte de la densité moyenne par production.

En conclusion, le coût unitaire moyen pour chaque solution (donné ici en €/kgPV pour tenir compte de la variabilité du poids des animaux entre les filières) sont : $0,0007 \pm 0,0092$ €/kgPV pour les échangeurs, $-0,0244 \pm 0,0112$ €/kgPV pour le matériel de chauffage nouvelle génération, $-0,0165 \pm 0,0135$ €/kgPV pour l'isolation.

Dans les calculs économiques, nous avons considéré une valeur unitaire par animal produit (afin de réaliser des estimations plus précises par filière avant d'agréger l'ensemble afin d'obtenir les coûts globaux (pour l'ensemble des filières) par solution technique.

Les coûts/bénéfices totaux (investissements + économie d'énergie) pour chaque solution technique et pour les 10 filières concernées sont donnés dans les Tableaux 9, 10 et 11 (en Annexe). Le coût par animal correspond à l'annuité constante équivalente en euros 2010. Le coût en 2030 est le coût par animal multiplié par l'effectif animal concerné en 2030 (identique à celui de 2010). Les coûts cumulés 2010-2030 sont obtenus à partir de la cinétique et de l'ACEA et sont donnés en euros courants.

Le coût global **2030** (toutes filières confondues, émissions directes) en 2030 est **1,6 M€** pour les échangeurs, **-37,44 M€** pour le matériel de chauffage nouvelle génération et **-21,27 M€** pour l'isolation (sur la base des hypothèses de cinétique, d'AMT atteinte en 2030, de facteurs d'atténuation et des coûts d'investissement moyen). Avec les mêmes hypothèses, le coût global (toutes filières confondues) sur la période 2010-2030 est **27,12 M€** pour les échangeurs, **-566,9 M€** pour le matériel de chauffage nouvelle génération et **-322,05 M€** pour l'isolation.

• Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)

Pour calculer les coûts de transaction privés (CTP) pour cette sous-action, les exploitations produisant des volailles de chair ont été sélectionnées dans la base RICA 2010. Dans cette base, les variables suivantes sont décrites : nombre de têtes de volailles produites (poulets de chair, dindes, canards), formation générale du chef d'exploitation selon 5 modalités (pas de diplôme, formation de niveau CAP, formation de niveau BEP, formation de niveau baccalauréat, formation supérieure au baccalauréat).

A partir du tableau des coefficients de PBS 2007, une PBS volailles est estimée pour chaque exploitation. Le tableau des coefficients de PBS estime une valeur de 952 € pour 100 unités de poulets de chair produits, et une valeur de 2 089 € pour 100 têtes d'autres volailles.

On calcule les CTP en € par € de PBS de l'exploitation selon le niveau d'études du chef d'exploitation en appliquant le modèle décrit ci-dessus. La moyenne de CTP pondérée par le poids de chaque exploitation dans l'échantillon est calculée. Le CTP par unité de volaille produite ainsi obtenu est égal à 0,0000015 € par poulet de chair produit et 0,0000035 € pour les autres volailles produites. D'après nos estimations, les CTP sont négligeables par rapport aux coûts unitaires en raison des volumes produits car cette sous-action intéresse la totalité de la production de volailles de chair. Les coûts de transaction privés sont relativement faibles puisque la totalité de l'élevage est concernée.

● **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**

La variabilité entre filières des coûts unitaires pour chaque solution est importante. Ces coûts sont majoritairement des gains (coûts négatifs) pour les exploitants (sauf pour les échangeurs) et sont d'autant plus faibles que la durée d'élevage est longue. Au prix 2010, les solutions techniques "matériel de chauffage nouvelle génération" et "amélioration de l'isolation" sont toujours bénéficiaires. La solution technique "échangeur de chaleur" présente des coûts unitaires positifs pour les filières dindes, poulets et pintades label et poulets certifiés (variant de 0,0003 à 0,014 €/kgPV). Cependant il faut garder à l'esprit que les coûts d'investissement varient de plus ou moins 20%, et que les variations des performances en termes d'économie d'énergie sont également du même ordre.

De manière globale (toutes filières confondues), c'est la solution "matériel de chauffage nouvelle génération" qui présente les coûts les plus faibles (donc les gains les plus forts), avec un coût global en 2030 de -37,4 M€ et cumulé sur 2010-2030 de -566,9 M€. Ces chiffres s'expliquent par le fait que pour toutes les filières concernées le coût unitaire est négatif. La solution "isolation" présente des gains plus faibles (-21,2 M€ pour les coûts en 2030 et -322,1 M€ pour les coûts cumulés sur 2010-2030) car globalement les coûts unitaires sont plus élevés que pour la solution "matériel de chauffage nouvelle génération". Ce dernier élément s'explique par des hypothèses sur les coûts d'investissement moyens plus faibles pour le matériel de chauffage de nouvelle génération que pour les 2 autres solutions techniques. La solution "échangeur de chaleur" est une solution présentant des coûts globaux positifs : 1,6 M€ pour les coûts en 2030 et 27,1 M€ pour les coûts cumulés sur 2010-2030. Cette situation s'explique par des coûts d'investissement plus importants que pour les autres solutions induisant des coûts unitaires par filière majoritairement positifs.

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

Les différentes estimations de coûts et de potentiels d'atténuation sont synthétisées dans le Tableau 13. Le coût par tonne de CO₂ évité est une moyenne pour l'ensemble des filières.

Tableau 13. Tableau de synthèse des potentiels d'atténuation et des coûts (sur l'AMT atteinte en 2030 et pour le cumul 2010-2030)

	Potentiel d'atténuation 2030 (10 ³ MgCO ₂ e)	Potentiel d'atténuation 2010-2030 (10 ³ MgCO ₂ e)	Coût (€/MgCO ₂ e évité)	Coût global en 2030 (millions €)	Coût global sur la période 2010-2030 (millions €)
Echangeurs	64,79 (D) 12,08 (I)	1098,44 (D) 204 (I)	24,7	1,6	27,1
Matériel de chauffage nouvelle génération	52,98 (D) 10,14 (I)	802,26 (D) 153,6 (I)	-706	-37,4	-566,9
Amélioration de l'isolation	79,36 (D) 15,37 (I)	1201,74 (D) 232 (I)	-267	-21,2	-322,0

D : émissions directes ; I : émissions induites

Si on analyse de manière plus détaillée (i.e. par filière) les coûts ramenés à la tonne de CO₂e évité, on constate qu'ils respectent la même hiérarchie que précédemment et permettent de classer les solutions entre elles (Tableau 12 en Annexe). Le renouvellement des matériels de chauffage procure les gains les plus élevés mais avec des atténuations sensiblement plus faibles. L'isolation vient en deuxième position pour les coûts négatifs mais présente des atténuations plus élevées que pour les échangeurs. Seule la solution "échangeurs de chaleur" présente un coût de la tonne de CO₂e évité positif. L'analyse des résultats montre que ce coût est négatif pour les filières ayant les durées d'élevage les plus courtes. Une augmentation du prix du gaz (par rapport au prix 2010) de 36%, toutes choses égales par ailleurs, ramène le coût d'atténuation à zéro pour la filière dinde et multiplie par 3 les gains pour la filière poulet export.

5.2. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 2

La sous-action 2 concerne la réduction des émissions de GES dues au chauffage des serres en production horticole et maraîchère. Les solutions retenues sont : l'installation d'un double écran thermique et l'installation de ballon de stockage d'eau chaude, standard en serre horticole ou de type *open buffer* en serre maraîchère. Les ballons d'eau chaude permettent un découplage partiel ou total de la production et de la consommation d'énergie.

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire

● Inventaire des effets sur les émissions

Les solutions techniques retenues auront un effet sur les émissions directes de GES liées aux consommations d'énergie fossile qui sont de différentes nature dans le cas des serres (gaz naturel, fioul lourd ou domestique, propane ou butane, et charbon) et un effet induit sur les émissions liées à l'extraction, au raffinage et à l'acheminement de ces énergies. Les facteurs d'émissions utilisés sont donnés dans le Tableau 1 (en Annexe).

● Quantification de l'atténuation

Pour calculer les potentiels d'atténuation unitaire pour chaque type de production et solution technique retenue, nous avons utilisé les consommations d'énergie moyenne par production données à la section 2.c, et des facteurs d'atténuation récapitulés dans le Tableau 14 (en Annexe).

Les résultats obtenus pour les productions maraîchères et ornementales sont illustrés sur les Figures 6 et 7, et les données numériques concernant les émissions directes et induites sont données dans les Tableaux 15 et 16 (en Annexe). Pour chaque type de production le potentiel d'atténuation a été évalué pour chaque type d'énergie fossile de la manière suivante :

$$\text{Potentiel d'atténuation unitaire (émissions directes CO}_2\text{e, en kgCO}_2\text{e/m}^2\text{)} = \text{Consommation d'énergie de la filière (kWh)} \\ \times \text{FE énergie fossile (émissions directes, en kgCO}_2\text{e/kWh)} \times \text{Facteur d'atténuation (\%)}$$

Le potentiel d'atténuation unitaire des émissions induites en amont de l'exploitation varie en fonction du type d'énergie entre 11 et 22% du potentiel d'atténuation des émissions directes de GES (même modalité de calcul que pour les émissions directes avec les facteurs d'émission appropriés).

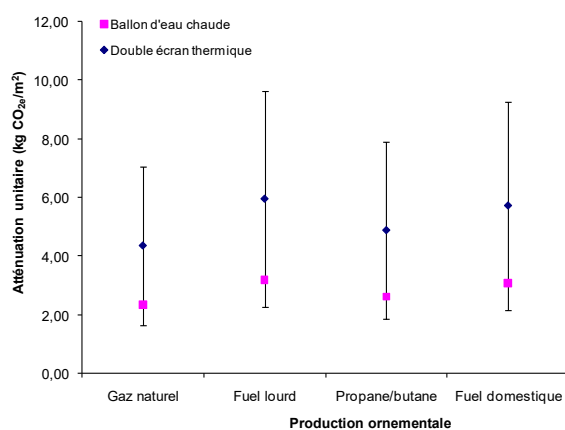


Figure 6. Atténuation potentielle unitaire des émissions de GES pour des serres en production ornementale par l'installation d'un double écran thermique et d'un ballon d'eau chaude

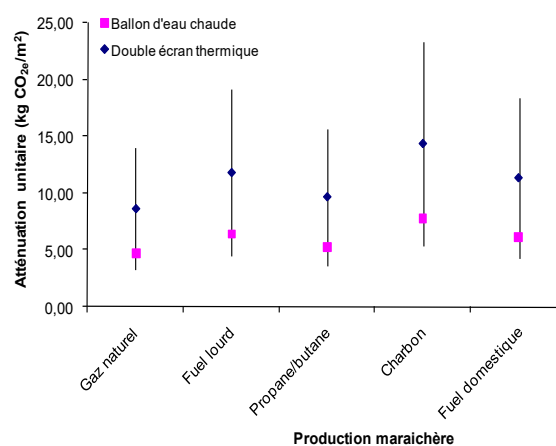


Figure 7. Atténuation potentielle unitaire des émissions de GES pour des serres en production maraîchère par l'installation d'un double écran thermique et d'un ballon d'eau chaude

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

Le potentiel d'atténuation varie entre les 2 filières et également en fonction du type d'énergie utilisée. Pour la filière ornementale, le potentiel unitaire moyen est de $2,80 \pm 0,39$ kgCO_{2e}/m² (ballon) et de $5,22 \pm 0,74$ kgCO_{2e}/m² (écran thermique), et en filière maraîchère de $6,38 \pm 1,05$ kgCO_{2e}/m² (ballon) et de $11,8 \pm 1,94$ kgCO_{2e}/m² (écran thermique) - sur la base d'un facteur d'atténuation de 7% pour les ballons et de 13% pour le double écran thermique.

Le facteur d'atténuation pour le double écran thermique varie entre 5 et 22% (le minimum étant une valeur indiquée par des experts de l'unité EpHor à Angers, et le maximum la valeur retenue dans le certificat d'énergie AGRI-TH-01 et AGRI-TH-02

(<http://www.developpement-durable.gouv.fr/6-le-secteur-de-l-agriculture.html>). Si l'on considère les valeurs maximales et minimales du facteur d'atténuation, on obtient un potentiel moyen d'atténuation variant entre 1,98 et 8,48 kgCO₂e/m² pour l'ornemental, et entre 4,44 et 19,16 kgCO₂e/m² pour le maraîchage. On notera un potentiel moyen d'atténuation plus fort en maraîchage qu'en horticulture, les consommations d'énergie des serres maraîchères étant plus élevées que celles des serres horticoles. Il aurait été pertinent de tenir compte de la variabilité nord-sud des consommations d'énergie, mais ce niveau de finesse des calculs n'aurait pas pu être atteint pour toutes les données utiles aux évaluations qui suivent.

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

• Situation actuelle

En 2005, une loi fixant les orientations de la politique énergétique a été votée, et dans ce cadre ont été créés les Certificats d'économies d'énergie (CEE) (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Principes-du-dispositif.html>). Cette loi impose aux fournisseurs d'énergie des économies d'énergie sous forme de CEE. Ceux-ci sont attribués, sous certaines conditions, aux acteurs éligibles (obligés mais aussi d'autres personnes morales non obligées) réalisant des opérations d'économies d'énergie correspondant à des opérations couramment réalisées pour lesquelles une valeur forfaitaire de CEE à attribuer a été définie. Ces actions peuvent être menées dans tous les secteurs d'activité (résidentiel, tertiaire, industriel, agricole, transport...). L'installation des ballons d'eau chaude fait partie des opérations standardisées d'économies d'énergie. Deux fiches précisent les conditions de délivrance des certificats et le montant forfaitaire de certificats à délivrer (AGRI-TH-01 et AGRI-TH-02 ; <http://www.developpement-durable.gouv.fr/6-le-secteur-de-l-agriculture.html>).

Depuis octobre 2012, FranceAgriMer propose des aides financières pour moderniser les serres et notamment pour améliorer leur efficacité énergétique. Les ballons d'eau chaude et l'écran thermique font partie des dépenses éligibles.

L'ensemble de ces dispositifs et l'augmentation des coûts énergétiques ont favorisé l'installation de ballons dans les serres.

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

Il n'y a pas de critère spécifique pour l'installation de ces différentes solutions techniques.

Les ballons d'eau chaude et le double écran thermique peuvent être installés dans l'ensemble des serres chaudes en maraîchage et en ornemental, soit 2 537 ha.

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

Nous supposons dans la suite des calculs que 100% de l'AMT auront été atteints en 2030 pour les deux solutions.

Le scénario retenu pour l'ensemble des solutions techniques est là encore de type sigmoïde.

$$(t) = \alpha_0 + (\alpha - \alpha_0) \left(\frac{1 - e^{-((t - t_0)/\tau)^{1/\beta}}}{1 - e^{-1}} \right)$$

Les paramètres sont les suivants :

Pour le ballon d'eau chaude		
Année de départ :	t ₀	2010
Fin de projection	that	2030
Taux de diffusion initial	α ₀	60,00%
Taux de diffusion tangentiel	α	100,00%
Nombre d'années pour atteindre l'inflexion	τ	8
Pente au point d'inflexion	β	3

Pour le double écran thermique		
Année de départ	t ₀	2010
Fin de projection	that	2030
Taux de diffusion initial	α ₀	20,00%
Taux de diffusion tangentiel	α	100,00%
Nombre d'années pour atteindre l'inflexion	τ	8
Pente au point d'inflexion	β	3

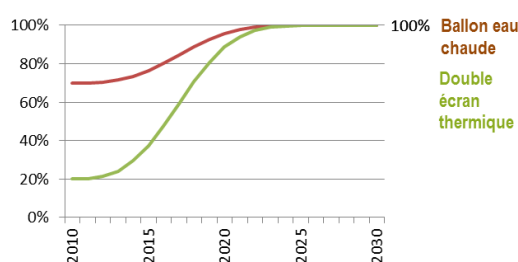


Figure 8. Scénario de diffusion

Selon Brajeul et al. (2011), 65% de serres maraîchères possèdent un ballon et 65% des ballons installés seraient de type *open buffer*. En serre horticole, environ 80% des serres étaient équipées d'un ballon. Pour les écrans thermiques, nous avons considéré que 20% des serres étaient équipées en 2010 pour les 2 filières.

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

Pour évaluer le potentiel d'atténuation national en 2030 et sur la période 2010-2030 pour chaque solution technique, nous avons évalué pour chaque filière le potentiel national par type d'énergie consommée en calculant un potentiel annuel ensuite lissé en suivant la cinétique retenue, puis nous avons agrégé année par année les résultats obtenus par type d'énergie fossile pour chaque filière et chaque solution.

Potentiel annuel par filière et par type d'énergie fossile consommée (kgCO_{2e}/an) = Proportion de l'effectif national par type d'énergie fossile pour la filière (%) x Effectif national de la filière (m²) x Potentiel unitaire par énergie fossile (kgCO_{2e}/m²)

Les atténuations de GES de l'année 2030 et sur la période 2010-2030 pour les deux solutions techniques appliquées aux deux filières sont données dans les Tableaux 17 et 18.

Tableau 17. Potentiel d'atténuation de l'année 2030 en appliquant chacune de 2 solutions techniques pour les serres sur l'AMT correspondante

	Potentiel d'atténuation en 2030 (10 ³ MgCO _{2e})			
	Ballon de stockage d'eau		Double écran thermique	
	Emissions directes	Emissions induites	Emissions directes	Emissions induites
Maraîchage	22,02	4,32	40,70	7,99
Ornemental	6,14	0,97	11,42	1,91

Tableau 18. Potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion pour chacune de 2 solutions techniques pour les cultures sous serres chaudes

	Potentiel d'atténuation cumulé 2010-2030 (10 ³ MgCO _{2e})			
	Ballon de stockage d'eau		Double écran thermique	
	Emissions directes	Emissions induites	Emissions directes	Emissions induites
Maraîchage	294,13	57,71	543,60	106,68
Ornemental	81,95	12,92	152,46	25,58

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

• Estimations des coûts/bénéfices techniques

Pour les écrans thermiques, les coûts d'installation moyens sont les suivants : 7 €/m² en maraîchage, 12 €/m² en horticulture ornementale.

Pour les ballons d'eau chaude, le coût d'installation moyen varie de 4 à 6 €/HT/m² de surface couverte. Les coûts cumulés sont obtenus à partir de la cinétique et de l'ACEA calculée sur 10 ans, et sont donnés en euros courants.

Les coûts/bénéfices pour les deux solutions techniques appliquées dans les 2 filières sont donnés Tableau 19.

Tableau 19. Estimations des coûts/bénéfices pour les 2 solutions techniques retenues en culture sous serres chaudes

	Maraîchage		Ornemental	
	Ballon de stockage	Double écran thermique	Ballon de stockage	Double écran thermique
Coût/m² en 2030 (€)	-0,16	-1,69	0,25	-1,07
Coût AMT en 2030 (millions €)	-0,83	-8,77	0,62	-2,65
Coût cumulé sur 2010-2030 (millions €)	-11,13	-117,16	8,25	-35,37

• Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)

Les coûts de transaction privés (CTP) sont estimés pour les productions de plants d'ornement et pour les productions maraîchères sous abri. Le modèle d'estimation des CTP est appliqué dans la base RICA 2010 d'une part aux exploitations ayant des productions de plantes en pots et de fleurs coupées produites sous abri, et d'autre part aux exploitations ayant les surfaces en production sous abri suivantes : concombre, tomate, melon, fraise, chou-fleur, carotte, autres légumes. On estime les CTP de chaque exploitation selon le niveau de formation générale du chef d'exploitation, et on estime le CTP/€ de ces productions en appliquant aux surfaces cultivées le coefficient de PBS standard, soit 73 080 €/ha en moyenne nationale pour les productions maraîchères et 198 000 €/ha en production ornementale. Les CTP obtenus sont les suivants : CTP serre ornementale = 0,0006 €/m² et CTP serre maraîchère = 0,0004 €/m².

- 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

L'analyse de résultats par filière montrent que quelle que soit la solution technique proposée en maraîchage, les évaluations réalisées montrent des gains pour l'exploitant (-0,2 €/m² pour le ballon de stockage et -1,9 €/m² pour le double écran thermique). Pour la filière ornementale, le double écran thermique apporte des gains (-1,3 €/m²) et le ballon de stockage est faiblement coûteux (0,2 €/m²). Ces gains sont à moduler et sont décroissants selon un gradient géographique nord-sud. Les coûts ramenés à l'AMT pour le double écran thermique sont nettement supérieurs à ceux du ballon de stockage, quelle que soit la filière :

- coût global en 2030 pour le double écran thermique : -8,77 M€ en maraîchage et -2,65 M€ en ornemental ;
- coût global en 2030 pour le ballon d'eau chaude : -0,83 M€ en maraîchage et 0,62 M€ en ornemental.

Cela s'explique par une AMT et un facteur d'atténuation plus faibles pour les ballons d'eau chaude que pour le double écran thermique.

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

Les deux solutions retenues sont globalement associées à des gains. Cependant, le double écran thermique est la solution permettant le gain le plus fort par tonne de CO₂e évité et l'atténuation des émissions directes et induites la plus forte quelle que soit la filière (Tableau 20). L'intérêt du ballon de stockage dépend davantage de la filière et de la latitude.

Tableau 20. Synthèse des coûts et potentiels d'atténuation pour les 2 solutions techniques retenues en culture sous serres chaudes

	Potentiel d'atténuation 2030 (10 ³ MgCO ₂ e)	Potentiel d'atténuation 2010-2030 (10 ³ MgCO ₂ e)	Coût (€/MgCO ₂ e évité)	Coût global en 2030 (millions €)	Coût global sur la période 2010-2030 (millions €)
Ballon d'eau chaude	33,45	446,58	-7,7	-0,21	-2,88
Double écran thermique	62,02	828,32	-221,5	-11,42	-152,54

5.3. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 3

5.3.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

Les solutions techniques auront un effet sur les émissions directes de GES liées à la consommation de fioul et un effet induit sur les émissions de GES liées à la production du fioul. Les facteurs d'émission utilisés sont ceux du Tableau 1 (en Annexe).

- Quantification de l'atténuation

Pour calculer les potentiels d'atténuation unitaires des tracteurs pour chaque solution technique retenue, nous avons utilisé des consommations moyennes annuelles de fioul pour 2 catégories de tracteurs (moins de 80 chevaux et plus de 80 chevaux). Les consommations horaires ont été considérées comme étant égales à la puissance divisée par 10 (association AILE, communication personnelle). Comme les 2 catégories de puissance sont des catégories moyennes, nous avons retenu une consommation de 5l/h pour les tracteurs <80 ch et 10l/h pour les >80 ch. Le nombre d'heures d'utilisation est en moyenne de 500 heures par an. Les facteurs d'atténuation pour l'éco-conduite et le banc d'essai moteur sont récapitulés dans le Tableau 21 (en Annexe).

Les atténuations potentielles unitaires des émissions directes et induites sont présentées dans les Tableaux 22 et 23.

Tableau 22. Atténuation potentielle unitaire des émissions de GES pour l'éco-conduite

Eco-conduite	Atténuation potentielle unitaire émissions directes (kgCO ₂ e/tracteur/an)	Atténuation potentielle unitaire émissions induites (kgCO ₂ e/tracteur/an)
Tracteurs <80 ch	1338	147
Tracteurs >80 ch	2944	323

Tableau 23. Atténuation potentielle unitaire des émissions de GES pour le diagnostic sur banc d'essai moteur

Banc d'essai moteur	Atténuation potentielle unitaire émissions directes (kgCO ₂ e/tracteur/an)	Atténuation potentielle unitaire émissions induites (kgCO ₂ e/tracteur/an)
Tracteurs <80 ch	669	73
Tracteurs >80 ch	1472	161

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

L'atténuation unitaire totale (émissions directes et induites) pour l'éco-conduite est plus élevée que pour le banc d'essai (en moyenne 1 633 kgCO₂e/tracteur/an pour le banc d'essai et 3 267 kgCO₂e/tracteur/an pour l'éco-conduite), ce qui est en accord avec les facteurs d'atténuation utilisés. La différence entre les deux catégories de puissance provient de l'hypothèse d'une consommation horaire divisée par deux entre les deux catégories.

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

- **Situation actuelle**

D'après les informations disponibles datant de 2007, 3 000 tracteurs sont passés au banc d'essai par an. Comparé à l'effectif national (plus d'un million de tracteurs), ce chiffre est relativement bas. Nous avons donc considéré qu'en 2010, 5% des tracteurs avaient déjà été passés au banc d'essai en supposant que le nombre de bancs d'essai avait augmenté depuis 2007 et que les plus vieux tracteurs ne seraient pas concernés. Nous avons fait la même hypothèse pour l'éco-conduite (5% en 2010).

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

A priori, tous les tracteurs utilisés sont concernés par ces deux options. Pour évaluer le nombre de tracteurs réellement en service et éviter de surestimer les consommations de fioul liées aux tracteurs, nous avons fait le lien entre le parc de tracteurs national et les émissions de GES calculées par le CITEPA dans la catégorie 1A4C (10 103.10³ MgCO₂e pour le secteur 1A4c). Ce secteur comprend les émissions de GES liées aux consommations d'énergie fossile de l'agriculture, de la sylviculture et de la pêche, et les émissions liées aux consommations de gaz (526.10³ MgCO₂e). Nous avons donc, pour ne pas trop surestimer les émissions dues aux tracteurs, considéré comme Vigier et al. (2012) que 10% de ces émissions provenaient d'autres engins, comme ceux de la sylviculture et des coopératives agricoles ou entreprises de travaux agricoles.

$$\text{Emissions liées à l'utilisation du fioul dans les tracteurs} \approx (10\ 103.10^3 \text{ MgCO}_2\text{e} \times 90\%) - 526.10^3 \text{ MgCO}_2\text{e} = 8\ 566.10^3 \text{ MgCO}_2\text{e}$$

$$\text{Proportion de tracteurs utilisés (\%)} = 8\ 566.10^3 \text{ MgCO}_2\text{e} / (\text{Nbre total tracteurs } <80 \text{ ch} \times \text{FE CO}_2\text{e tracteurs } <80 \text{ ch} (10^3 \text{ MgCO}_2\text{e/an/tracteur}) + \text{Nbre total tracteurs } >80 \text{ ch} \times \text{FE CO}_2\text{e tracteurs } >80 \text{ ch} (10^3 \text{ MgCO}_2\text{e/an/tracteur}))$$

Sur la base de l'équation précédente, le nombre de tracteurs effectivement en service correspond à 80% de l'effectif national.

Pour l'éco-conduite, tous les tracteurs utilisés sont concernés. Pour le banc d'essai, d'après l'association AILE, le passage au banc d'essai est pertinent pour les tracteurs les plus récents. De plus, d'après la CUMA de l'Aube (ITAVI, 2008b), un tracteur sur deux présente un débit en carburant trop important. N'ayant aucune information sur l'âge des tracteurs dans les exploitations, on considèrera que les tracteurs les plus récents représentent 1/3 de l'effectif national.

- **Assiette maximale technique (AMT)**

Pour l'éco-conduite, sur la base de l'équation, l'AMT correspond à environ 80% de l'effectif national de tracteurs donné par le recensement de matériels réalisé en 2005 (<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Gaf07p029-30.pdf>). D'après ce recensement, on trouve en France 493 500 tracteurs <80ch et 556 500 tracteurs >80ch. D'après nos calculs, le nombre de tracteurs effectivement utilisés est de 394 800 tracteurs <80 ch (0,8 x 493 500) et 445 200 (0,8 x 556 500) tracteurs >80 ch.

Pour le banc d'essai, l'AMT sera de 131 600 tracteurs <80 ch et 148 400 tracteurs >80 ch (1/3 des tracteurs utilisés).

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

Le scénario de diffusion retenu pour les deux solutions techniques est également de type sigmoïde, avec un point d'inflexion en 2016. L'équation de la sigmoïde est :

$$(t) = \alpha_0 + (\alpha - \alpha_0) \left(\frac{1 - e^{-((t-t_0)/\tau)^{1/\beta}}}{1 + e^{-((t-t_0)/\tau)^{1/\beta}}} \right)$$

Les paramètres sont les suivants :

Année de départ	t ₀	2010
Fin de projection	that	2030
Taux de diffusion initial	α ₀	5,00%
Taux de diffusion tangentiel	α	80,00%
Nombre d'années pour atteindre l'inflexion	τ	6
Pente au point d'inflexion	β	3

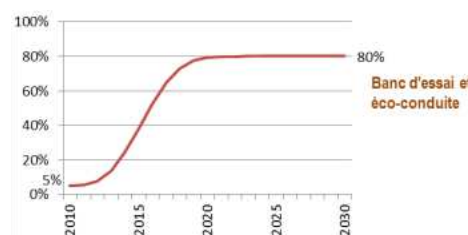


Figure 9. Scénario de diffusion

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

Les atténuations de GES de l'année 2030 et sur la période 2010-2030 pour les deux solutions techniques appliquées aux deux catégories de tracteurs sont données Tableaux 24 et 25. Ces potentiels sont basés sur l'hypothèse d'un nombre de bancs d'essai suffisant pour passer 80% de tracteurs de l'AMT entre 2010 et 2030.

Tableau 24. Potentiel d'atténuation de l'année 2030 en appliquant chacune de 2 solutions techniques pour les 2 catégories de tracteurs sur l'AMT correspondante

	Tracteurs <80 CV		Tracteurs >80 CV	
	Banc d'essai	Eco-conduite	Banc d'essai	Eco-conduite
Atténuation en 2030 (10 ³ MgCO _{2e}) :				
Emissions directes	66	396,3	163,8	983,1
Emissions induites	7,2	43,4	17,9	107,7

Tableau 25. Potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion pour chacune de 2 solutions techniques pour les 2 catégories de tracteurs

	Tracteurs <80 CV		Tracteurs >80 CV	
	Banc d'essai	Eco-conduite	Banc d'essai	Eco-conduite
Atténuation 2010-2030 (10 ³ MgCO _{2e}) :				
Emissions directes	999,831	6 000,479	2 480,768	14 886,296
Emissions induites	109,598	657,587	271,896	1631,375

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

• Estimations des coûts/bénéfices techniques

Pour évaluer les coûts, nous avons pris en compte, en plus des coûts liés aux économies de consommations de fuel, le coût de passage au banc d'essai (200 €) et de formation à l'éco-conduite (220 €). Nous avons considéré que le passage au banc d'essai devait se faire toutes les 3 000 heures (soit tous les 6 ans), et que pour l'éco-conduite un recyclage était effectué tous les 6 ans. Les résultats obtenus sont présentés dans le Tableau 26. Les coûts cumulés sont obtenus à partir de la cinétique et de l'ACEA calculée sur 6 ans ; ils sont donc en euros courants. Le coût du carburant est identique à celui considéré dans les autres actions et correspond au coût défiscalisé payé par les agriculteurs, soit 0,4706 €/HT. Pour la solution banc d'essai ne sont pas inclus les coûts liés à la mise en place des bancs d'essai (hors périmètre de l'étude).

Tableau 26. Estimations des coûts/bénéfices pour les 2 solutions techniques retenues pour les tracteurs

	Tracteurs < 80 CV		Tracteurs > 80 CV	
	Banc d'essai	Eco-conduite	Banc d'essai	Eco-conduite
Coût (€/tracteur/an)				
ACEA	-79,49	-193,33	-197,14	-428,63
Atténuation émissions directes (kgCO _{2e} /tracteur/an)	669	1 338	1 472	2 944
Atténuation émissions induites (kgCO _{2e} /tracteur/an)	73	147	161	323
AMT (nombre de tracteurs)	131 600	394 800	148 400	445 200
Coût AMT en 2030 (millions €)	-7,84	-57,24	-21,94	-143,12
Coût cumulé entre 2010 et 2030 (millions €)	-118,81	-866,81	-332,25	-2 167,13

- **Autres coûts (coûts de transaction privés, publics)**

Les coûts de transaction privés (CTP) sont estimés pour l'ensemble du parc des tracteurs. Dans la base RICA 2010, toutes les exploitations sont retenues. Le CTP est estimé selon le modèle décrit précédemment et en retenant dans la base la PBS 2007 (nom de la variable dans le RICA : pbuce). Si l'on fait l'hypothèse que le CTP s'applique en moyenne à un tracteur sur les trois présents en moyenne dans chaque exploitation, le CTP/tracteur = 167 € pour 6 ans, soit une ACEA = 32 €. Le CTP n'excède pas 15% du gain unitaire présenté Tableau 26. Par contre, il est du même ordre de grandeur que l'investissement (200 € pour 6 ans).

- **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**

Quelle que soit la solution technique proposée, les coûts calculés sont des gains pour les agriculteurs (-145 €/MgCO_{2e} évité pour l'éco-conduite et -127 €/MgCO_{2e} pour le banc d'essai). Les gains sont nettement plus élevés pour l'éco-conduite que pour le banc d'essai, s'expliquant par une AMT 3 fois plus élevée et un facteur d'atténuation 2 fois plus élevé dans le cas de l'éco-conduite. Les coûts globaux en 2030 et cumulés 2010-2030 sont entre 6 et 7 fois plus élevés pour l'éco-conduite que pour le banc d'essai.

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

Les différences de coûts par tracteur entre les deux solutions techniques (Tableau 26) s'annulent lorsque l'on ramène à la tonne de CO_{2e} évité et que l'on considère le coût moyen pour les deux catégories (Tableau 27).

Les hypothèses d'économie de carburant de ces actions sont sujettes à caution car elles dépendent fortement du comportement des agriculteurs (conduite, réglage moteur). Il faut toutefois noter que les gains importants sont quasi proportionnels au prix du carburant, dont la hausse ne peut que favoriser l'adoption de comportements favorables à l'atténuation escomptée.

Tableau 27. Synthèse des coûts et potentiels d'atténuation pour les 2 solutions techniques retenues pour les tracteurs

	Potentiel d'atténuation 2030 (10 ³ MgCO _{2e})	Potentiel d'atténuation 2010-2030 (10 ³ MgCO _{2e})	Coût (€/MgCO _{2e} évité)	Coût global en 2030 (millions €)	Coût global sur la période 2010-2030 (millions €)
Eco conduite	1 529	23 175	-145	-200,36	-3 033,94
Banc d'essai	255	3 862	-127	-29,79	-451,06

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

Pour chacune des sous-actions, différentes solutions techniques ont été retenues. Certaines solutions techniques peuvent être cumulées sur un poste, mais dans ce cas nous n'avons aucun élément permettant de savoir si cumuler les solutions sur un même poste permet de cumuler les atténuations obtenues.

Le Tableau 28 regroupe les solutions de chaque sous-action qui offrent les coûts les plus faibles (ou les gains les plus élevés) par tonne de CO_{2e} évité (Matériel de chauffage, Double écran thermique et Eco-conduite) et également le groupe de techniques qui offre le potentiel d'atténuation le plus élevé (Isolation, Double écran thermique et Eco-conduite). Concernant le groupe de solutions offrant les coûts les plus faibles par tonne de CO_{2e} évité, l'éco-conduite et le banc d'essai, donnant des coûts vraiment très proches, pourraient l'un ou l'autre en faire partie.

Tableau 28. Synthèse du potentiel d'atténuation et du coût cumulés sur la période 2010-2030.

Techniques	Potentiel d'atténuation 2010-2030 (10 ³ MgCO _{2e})	Coût cumulé (2010-2030) (millions €)	Coût par tonne de GES évitée (sur l'ensemble de la période)
Groupe de techniques avec le potentiel d'atténuation le plus élevé			
Isolation	1 433	-152,5	-267
Double écran thermique	828	-322,1	-221
Eco-conduite	23 178	-3 033,9	-145
Total	25 439	-3 508,1	

Groupe de techniques avec les coûts les plus faibles (ou les gains les plus élevés) par tonne de CO ₂ évité			
Matériel de chauffage nouvelle génération	955	-633	-706
Double écran thermique	828	-322,1	-221
Eco-conduite	23 178	-3 033,9	-145
Total	24 961	-3 989	

7. Discussion

7.a. Sensibilité des résultats

Pour chacune des solutions techniques des 3 sous-actions, nous avons analysé la sensibilité au prix des énergies. Les résultats sont présentés Tableaux 29 à 31.

Pour 10% d'augmentation du coût de l'énergie (i.e. une augmentation faible), on observe une augmentation du gain qui peut aller jusqu'à 50% (échangeurs de chaleur pour les poulets). Par contre, une augmentation de 10% des prix de l'énergie n'est pas suffisante pour transformer les coûts en gains pour les échangeurs de chaleur en élevage de dinde standard ou pour les ballons de stockage en culture ornementale.

Une analyse de la sensibilité aux coûts d'investissement pourrait également être réalisée. Cependant, pour les serres et les tracteurs, les prix sont peu variables. Par contre, une variabilité forte existe pour les bâtiments d'élevage de volailles de chair. Par exemple, une augmentation de 16% du prix d'investissement pour les échangeurs donne lieu à une diminution de 50% des gains (Tableau 29) et engendre des coûts pour l'amélioration de l'isolation en filière dinde standard.

Tableau 29. Impact du prix de l'énergie sur le coût par tonne de CO₂e pour les bâtiments d'élevage

Hypothèse de prix	Coût par tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂)					
	Echangeurs		Chauffage nouvelle génération		Isolation	
	Poulet standard	Dinde standard	Poulet standard	Dinde standard	Poulet standard	Dinde standard
Prix énergie 2010 = 0,047 €/kWh	-257,7	175,0	-1 186,5	-377	-417,2	-31,22
Prix énergie 2010 + 10%	-388,1	125,3	-1 316,0	-426,7	-502,6	-80,42
Prix investissement moyen + 16%	-167,0	273,6	-1 169,1	-358,0	-347,28	+42,5

Tableau 30. Impact du prix de l'énergie sur le coût par tonne de CO₂e pour les serres chaudes

Hypothèse de prix	Coût par tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂)			
	Ballon de stockage d'eau chaude		Double écran thermique	
	Maraîchage	Ornemental	Maraîchage	Ornemental
Prix énergie 2010)	-37,84	100,7	-215	-232
Prix énergie 2010 + 10%	-59,09	80,95	-248,1	-332

Tableau 31. Impact du prix de l'énergie sur le coût par tonne CO₂e pour les tracteurs

Hypothèse de prix	Coût par tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂)			
	Banc d'essai		Eco conduite	
	<80 ch	>80 ch	<80 ch	>80 ch
Prix énergie 2010 défiscalisé = 0,4706 €/l	-118.9	-133.9	- 144.5	- 145.6
Prix énergie 2010 défiscalisé + 10%	-136.42	-149.91	-162.08	-161.58
Prix énergie 2010 non défiscalisé = prix 2010 défiscalisé + 101% = 0,949 €/l	-297.60	-296.43	-323.27	308.09

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

- Comptabilisation des effets

L'action énergie est prise en compte, mais elle est sous-estimée car les consommations de gaz des serres et bâtiments d'élevage sont sous-évaluées dans le calcul du CITEPA. Par conséquent, les réductions d'émissions quantifiées dans cette

étude ne pourraient être effectivement prises en compte que si le CITEPA modifiait ses modalités de calculs pour ces postes, ou si le CPDP revoyait ses estimations de consommations de gaz pour le secteur agricole.

- **Vérifiabilité de la mise en œuvre de l'action**

Le contrôle de l'efficacité de la mise en place des solutions techniques proposées est tributaire de plusieurs facteurs :

- une systématisation des bilans énergétiques des exploitations (Dia'terre® - Ges'tim par ex.) ;
- la modification des modalités de calcul des inventaires du CITEPA (ventilation par poste et source d'énergie) ;
- compléter le contenu des enquêtes nationales avec un volet énergie détaillé incluant les équipements en place, et les ventilations par poste.

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

Depuis plusieurs années la tendance à la hausse des prix de l'énergie constitue un contexte favorable à la mise en place et au développement de solutions permettant la réduction des consommations de l'énergie des exploitations. Par ailleurs, une politique de soutien aux investissements a été mise en place.

Les **bâtiments avicoles** peuvent ainsi bénéficier depuis 2009 d'aides *via* :

- le Plan de Performance Énergétique (PPE, inscrit dans le cadre du second pilier de la PAC et du Programme de développement rural hexagonal) qui propose un soutien pour des investissements permettant des économies d'énergie sur l'exploitation ; l'amélioration de l'isolation ou l'installation d'échangeurs de chaleur sont des investissements éligibles ;
- le Plan de Modernisation des Bâtiments d'Élevage (PMBE) qui, pour soutenir la compétitivité des filières, peut subventionner des équipements améliorant l'utilisation des facteurs de production.

Grâce à ces soutiens publics et aux progrès techniques réalisés, l'installation de matériels tels que les échangeurs de chaleur se développe (20% des élevages en volailles de chair en étaient déjà équipés en 2012, selon l'ITAVI).

Les **serres chauffées** peuvent bénéficier :

- du dispositif des Certificats d'Économies d'Énergie (CEE, créés par la loi de 2005 sur les orientations de la politique énergétique) que les vendeurs d'énergie ont l'obligation d'acquérir, en aidant financièrement leurs clients à réaliser des économies d'énergie ; les ballons d'eau chaude font partie des "opérations standardisées" du dispositif ;
- des aides financières proposées (depuis octobre 2012) par FranceAgriMer pour moderniser les serres et notamment améliorer leur efficacité énergétique ; ballons d'eau chaude et écran thermique sont des dépenses éligibles.

Ces dispositifs et l'augmentation des coûts de l'énergie ont déjà favorisé l'installation de ballons dans les serres.

Pour les **tracteurs**, les agriculteurs peuvent bénéficier d'un CEE pour le passage au banc d'essai moteur.

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

Il n'y a pas d'interaction entre sous-actions.

Les sous-actions portant sur les serres et les bâtiments d'élevage pourraient avoir une interaction avec l'Action "Méthanisation". En effet il pourrait être envisagé d'utiliser l'énergie produite par méthanisation pour chauffer les serres et les bâtiments.

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

Parmi les autres effets attendus de l'action, on notera l'impact des diminutions de consommation d'énergie sur les émissions de certains composés comme les particules ou les COV (notamment pour les tracteurs). Cette action pourrait contribuer à l'objectif de diminution (30% pour les particules) fixé dans le cadre du deuxième Plan national santé environnement (<http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/plaqgp10.pdf>).

8. Conclusions

Dans cette fiche ont été évalués les potentiels d'atténuation des émissions de GES par la réduction des consommations énergétiques des bâtiments d'élevage de volaille de chair, des serres chaudes et des tracteurs. Nous avons retenu pour chacun de ces postes des solutions techniques dont l'efficacité a été prouvée (et les résultats publiés) et quantifiée. D'autres

solutions techniques existent ; elles peuvent parfois être très simples (nettoyage des sondes de température, adaptation de la puissance moteur, démarrage en double densité) mais n'ont pas été retenues car aucune donnée quantifiée concernant leur efficacité n'était disponible. Des projets de recherche sont en cours pour certaines d'entre elles, et pour les autres des projets sont à envisager.

Les résultats obtenus dans cette fiche montrent que l'atténuation potentielle la plus élevée est obtenue pour les tracteurs, mais ces chiffres ont été obtenus en faisant l'hypothèse d'un comportement optimal de l'exploitant (respect des règles de l'éco-conduite et réglage du tracteur après passage sur le banc d'essai). Pour les 2 autres sous-actions, les performances sont moindres mais non liées (ou beaucoup moins) au comportement de l'exploitant. En outre, pour la majorité des sous-actions proposées, l'application des techniques retenues permet de générer des gains pour l'exploitant, parfois très conséquents sur la base des hypothèses retenues dans cette fiche. L'analyse de sensibilité fait apparaître une variabilité forte en fonction des coûts d'investissement pour l'agriculteur et des subventions prises en compte. Des coûts tels que le financement des bancs d'essai moteur n'ont pas été évalués et pris en compte.

Références bibliographiques citées

- Ademe, 2010a. Guide des facteurs d'émissions Version 6.1 Calcul des facteurs d'émissions et sources bibliographiques utilisées Introduction Chapitre 1 – Présentation des incertitudes. 9 p.
- Ademe, 2010b. Guide des facteurs d'émissions Version 6.1 Calcul des facteurs d'émissions et sources bibliographiques utilisées Introduction Chapitre 2 – Facteurs associés à la consommation directe d'énergie. 69 p.
- Ademe, 2011a. *CLIMAGRI : La ferme France en 2006 et 4 scénarios pour 2030 : Version 7-11*. Angers: Ademe, 55 p.
- Ademe, 2011b. *Dia'terre - Synthèse du guide de la méthode*. Angers: Ademe, 70 p.
- ADEME, 2012. *Analyse économique de la dépendance de l'agriculture à l'énergie - Evaluation, analyse rétrospective depuis 1990 Scénarios d'évolution à 2020*
- Brajeul E.; Grisey A.; Trotin-Caudal Y.; Le Quillec S.; Grasselly D.; Tisiot R.; Erard P.; Raynal C.; Paris B.; Ronco L.; Langlois A.; Vial F.; F., R., 2011. Viabilité des systèmes de cultures protégées dans un contexte d'agriculture durable : Eco-serre. *Innovations Agronomiques*, 17: 49-65.
- CITEPA, 2012. *Rapport national d'inventaire pour la France au titre de la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto*. Paris: Citepa, 1364 p.
- CTIFL; ASTREDHOR; INH, 2007. *Utilisation rationnelle de l'énergie dans les serres - Situation technico-économique en 2005 et leviers d'action actuels et futurs – Rapport complet*. Paris: Ademe, (n°05 74 C0100), 133 p.
- de Cara, S.c.; Thomas, A.c., 2008. *Projections des émissions/absorptions sze gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010-2020. Rapport final*, 192 p.
http://www.inra.fr/content/download/19058/295197/version/1/file/GES_rapport-final.pdf
- IFIP; ITAVI; Institut de l'Élevage; Chambres d'agriculture de Bretagne et des Pays de la Loire, 2007. *Utilisation rationnelle de l'énergie dans les bâtiments d'élevage. Situation technico-économique en 2005 et leviers d'action actuels et futurs. Rapport complet*. Paris: Ademe, (n°05 74 C0100), 398 p.
- Institut de l'Élevage; IFIP; ITAVI, 2010. *Guide des bonnes pratiques environnementales d'élevage*, (ISBN : 2859692088), 305 p.
- IPCC, 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol1.html> ; <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol2.html> ; <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol3.html> ; <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> ; <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>
- ITAVI, 2008a. Référentiel de prix des bâtiments et équipements avicoles pour reproducteurs de type Gallus et volailles de chair.
- ITAVI, C., CRAPL, 2008b. Les consommations d'énergie dans les bâtiments avicoles - Quelques repères sur les consommations d'énergie et propositions de pistes d'amélioration.
http://www.itavi.asso.fr/elevage/batiment/energie_aviculture_ademe.pdf
- ITAVI, 2010. *Synthèse des consommations de propane et d'électricité en aviculture*.
- Nicolas C., 2010. *Elevage de volailles : la récupération de chaleur par échangeur d'air. Rapport d'étude*, 6.
- Services Coop de France; Arvalis-Institut du végétal; SOLAGRO, 2011a. *Utilisation rationnelle de l'énergie pour le séchage des grains et des fourrages - Situation technico-économique du parc de séchoirs existant et leviers d'actions actuels et futurs - Rapport final séchage des fourrages*. Paris: Ademe, (n°0160C0016), 55 p.
- Services Coop de France; Arvalis-Institut du végétal; SOLAGRO, 2011b. *Utilisation rationnelle de l'énergie pour le séchage des grains et des fourrages - Situation technico-économique du parc de séchoirs existant et leviers d'actions actuels et futurs - Rapport final séchage des grains et semences*. Paris: Ademe, (n°0160C0016), 55 p.
- Vert J. (coord.); Portet F., c., 2010. *Prospective Agriculture énergie 2030 : l'agriculture face aux défis énergétiques* paris: Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire, Centre d'études et de prospective, SSP.
- Vigier, F.; Lacour, S.; Benzai, S., 2012. Comment déterminer les consommations des automoteurs agricoles ? *SceinceEaux & Territoires*, 07: 46-52,

Annexe

Sous-action 1

Tableau 1. Facteurs d'émissions directes (combustion) et induites (production) de GES des combustibles fossiles (ADEME 2010)

	Emissions directes (kgCO ₂ /kWh)	Emissions induites (kgCO ₂ /kWh)
GPL	0.231	0.04
Essence	0.264	0.04
FOL	0.282	0.04
FOD/Gazole	0.271	0.03
Gaz naturel	0.205	0.04
Charbon	0.341	0.07

Tableau 2. Consommations de propane pour le chauffage en bâtiments d'élevage de volailles de chair (ITAVI, 2010)

Production	Type d'énergie	Consommation unitaire	
		kg gaz/animal produit	kWh/animal produit
Poulet export (souche classique)	Propane	0,033	0,45
Poulet standard (souche classique)	Propane	0,048	0,66
Poulet lourd (non sexé)	Propane	0,054	0,75
Poulet certifié	Propane	0,068	0,94
Poulet label	Propane	0,159	2,20
Dinde standard	Propane	0,334	4,61
Dinde certifiée	Propane	0,369	5,09
Pintade standard	Propane	0,144	1,99
Pintade label	Propane	0,145	2,00
Canard de Barbarie standard	Propane	0,154	2,12

Tableau 3. Facteurs d'atténuation des émissions de GES des bâtiments d'élevage de volailles de chair obtenus par modification du chauffage ou amélioration de l'isolation

Type de solution	Potentiel d'atténuation	
Modification du chauffage	Echangeurs de chaleur	Entre 15 et 50%
	Radiants nouvelle génération, Aérothermes	26%
Amélioration de l'isolation		Entre 30 et 50%

Tableau 4. Atténuation potentielle unitaire des émissions de GES en bâtiments d'élevage de volailles de chair par l'amélioration de l'isolation

Solution technique Production	ISOLATION					
	Atténuation potentielle unitaire émissions directes (kgCO ₂ e/animal produit)			Atténuation potentielle unitaire émissions indirectes (kgCO ₂ e/animal produit)		
	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max
Poulets lourds	0.05	0.07	0.09	0.01	0.01	0.02
Poulets export	0.03	0.04	0.05	0.01	0.01	0.01
Poulets certifiés	0.07	0.09	0.11	0.01	0.02	0.02
Poulets label	0.15	0.20	0.25	0.03	0.04	0.05
Dindes standard	0.32	0.43	0.53	0.06	0.08	0.10
Pintades standard	0.14	0.18	0.23	0.03	0.04	0.04
Pintades qualité	0.14	0.19	0.23	0.03	0.04	0.04
Canards à rôtir	0.15	0.20	0.25	0.03	0.04	0.05
Poulets standard	0.05	0.06	0.08	0.01	0.01	0.01
Dindes certifiées	0.35	0.47	0.59	0.07	0.09	0.11

Annexes

Tableau 5. Atténuation potentielle unitaire des émissions de CO₂e en bâtiments d'élevage de volailles de chair par modification des systèmes de chauffage

Production	Atténuation potentielle unitaire émissions directes CO ₂ e (kgCO ₂ e/animal produit)			Atténuation potentielle unitaire émissions indirectes CO ₂ e (kgCO ₂ e/animal produit)		
	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max
Solution	Echangeurs de chaleur					
Poulets lourds	0.026	0.056	0.087	0.005	0.011	0.017
Poulets export	0.016	0.034	0.052	0.003	0.006	0.010
Poulets certifiés	0.033	0.071	0.109	0.006	0.013	0.021
Poulets label	0.076	0.165	0.254	0.015	0.031	0.048
Dindes standard	0.160	0.346	0.533	0.030	0.066	0.101
Pintades standard	0.069	0.149	0.230	0.013	0.028	0.044
Pintades qualité	0.069	0.150	0.231	0.013	0.029	0.044
Canards à rôtir	0.074	0.159	0.245	0.014	0.030	0.047
Poulets standard	0.023	0.050	0.077	0.004	0.009	0.015
Dindes certifiées	0.176	0.382	0.587	0.034	0.073	0.112
Solution	Matériel de chauffage nouvelle génération					
Poulets lourds	-	0.046	-	-	0.009	-
Poulets export	-	0.028	-	-	0.005	-
Poulets certifiés	-	0.058	-	-	0.011	-
Poulets label	-	0.135	-	-	0.026	-
Dindes standard	-	0.282	-	-	0.054	-
Pintades standard	-	0.122	-	-	0.023	-
Pintades qualité	-	0.122	-	-	0.023	-
Canards à rôtir	-	0.130	-	-	0.025	-
Poulets standard	-	0.041	-	-	0.008	-
Dindes certifiées	-	0.311	-	-	0.059	-

Tableau 6. Table de passage des effectifs de volailles de l'enquête avicole 2008 aux effectifs de la SAA 2010

SAA 2008, production avicole	Prod 2008	Prod 2010	Var 2008-2010
	1000 têtes		
Poulets de chair et coquelets	768 350	780 970	1,01642481
Canards gras	35 532	35 706	1,00489699
Canard à rôtir	40 944	44 220	1,08001172
Dindes et dindons	67 739	59 436	0,87742659
Pintades	27 294	29 229	1,0708947
	Enquête production avicole 2008	selon SAA 2008	selon SAA 2010
	Prod (1000 têtes)		
Poulets standard	316 674	344 492	350 150
Poulets lourds	36 843	40 079	40 738
Poulets export	144 840	157 564	160 152
Poulets certifiés	77 156	83 934	85 313
Poulets labels	105 455	114 718	116 603
<i>somme poulets</i>	<i>680 970</i>	<i>740 790</i>	<i>752 957</i>
Coquelets	25 334	27 559	28 012
<i>somme poulets + coquelets</i>	<i>706 304</i>	<i>768350</i>	<i>780 970</i>
<i>Canards à rôtir</i>	<i>37 824</i>	<i>40 944</i>	<i>44 220</i>
Dindes industrielles	57 060	65 618	57 575
Dindes certifiées	1 843	2 120	1 860
<i>somme dindes</i>	<i>58 904</i>	<i>67 739</i>	<i>59 436</i>
Pintades standard	16 434	16 393	17 555
Pintades qualité	10 927	10 900	11 673
<i>somme pintades</i>	<i>27 362</i>	<i>27 294</i>	<i>29 229</i>

Annexes

Tableau 7. Potentiel d'atténuation de l'année 2030 en appliquant chacune de 3 solutions techniques en élevages de volailles sur l'AMT correspondante

	Echangeurs de chaleur		Aérothermes ou radiants dernière génération		Isolation	
	Emissions directes	Emissions induites	Emissions directes	Emissions induites	Emissions directes	Emissions induites
	10 ³ MgCO _{2e}					
Poulet export (souche classique)	4	0,7	3,4	0,6	4,8	1,2
Poulet standard (souche classique)	13	2,4	10,8	2,1	15,8	2,6
Poulet lourd (non sexé)	1,7	0,3	1,4	0,3	2,1	0,3
Poulet certifié	4,5	0,8	3,7	0,7	5,8	1,3
Poulet label	14,4	2,7	11,8	2,3	17,5	3,5
Dinde standard	14,9	2,8	12,1	2,3	18,6	3,4
Dinde certifiée	3,4	0,6	2,8	0,5	4,2	0,8
Pintade standard	2	0,4	1,6	0,3	2,4	0,5
Pintade label	1,3	0,2	1,1	0,2	1,7	0,3
Canard de Barbarie standard	5,3	1	4,3	0,8	6,6	1,3
Total filières	64,8	12	53	10,1	79,4	15,3

Tableau 8. Potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion pour chacune de 3 solutions techniques en élevages de volailles

	Echangeurs de chaleur		Aérothermes ou radiants dernière génération		Isolation	
	Emissions directes	Emissions induites	Emissions directes	Emissions induites	Emissions directes	Emissions induites
	10 ³ MgCO _{2e}					
Poulet export (souche classique)	69,2	12,2	50,9	9,1	72,7	18,2
Poulet standard (souche classique)	222,6	40,1	163,	31,8	238,6	39,8
Poulet lourd (non sexé)	29,	5,7	21,3	4,2	32,4	4,6
Poulet certifié	77,	14,1	56,2	10,7	87,2	19,4
Poulet label	244,7	46	178,8	34,4	264,8	53
Dinde standard	253,3	48,3	184,4	35,3	281,2	52,4
Dinde certifiée	57,6	11,	41,9	8	63,30	12,1
Pintade standard	33,3	6,2	24,3	4,6	35,9	8
Pintade label	22,3	4,3	16,2	3,	25,2	5,3
Canard de barbarie standard	89,4	16,9	65,3	12,5	100,4	20,1
Total filières	1098,4	204,8	802,3	153,6	1201,7	232,7

Tableau 9. Estimations des coûts ou bénéfices liés à l'installation d'échangeurs de chaleur
Un coût négatif correspond à un gain net.

	Coût par animal produit (€)	Atténuation des émissions directes par animal (kgCO _{2e})	Coût d'abattement en 2030 (millions €)	Coût cumulé 2010-2030 (millions €)
Poulet export (souche classique)	-0,009	0,034	-1,028	-17,427
Poulet standard (souche classique)	-0,013	0,050	-3,384	-57,371
Poulet lourd (non sexé)	-0,009	0,056	-0,289	-4,893
Poulet certifié	0,008	0,071	0,525	8,897
Poulet label	0,032	0,165	2,816	47,737
Dinde standard	0,061	0,346	2,614	44,324
Dinde certifiée	0,050	0,382	0,446	7,566
Pintade standard	-0,026	0,149	-0,348	-5,909
Pintade label	0,023	0,150	0,204	3,464
Canard de barbarie standard	0,001	0,159	0,043	0,735
Total filières			1,600	27,123

Annexes

Tableau 10. Estimations des coûts ou bénéfices liés à l'installation de radiants de nouvelle génération
Un coût négatif correspond à un gain net.

	Coût par animal produit (€)	Atténuation des émissions directes par animal (kgCO _{2e})	Coût d'atténuation en 2030 (millions €)	Coût cumulé 2010-2030 (millions €)
Poulet export (souche classique)	-0,038	0,028	-4,567	-69,154
Poulet standard (souche classique)	-0,049	0,041	-12,775	-193,445
Poulet lourd (non sexé)	-0,048	0,046	-1,479	-22,394
Poulet certifié	-0,043	0,058	-2,771	-41,961
Poulet label	-0,071	0,135	-6,175	-93,501
Dinde standard	-0,106	0,282	-4,592	-69,526
Dinde certifiée	-0,121	0,311	-1,074	-16,260
Pintade standard	-0,081	0,122	-1,067	-16,149
Pintade label	-0,059	0,122	-0,519	-7,852
Canard de barbarie standard	-0,073	0,130	-2,421	-36,658
Total filières			-37,439	-566,900

Tableau 11. Estimations des coûts ou bénéfices liés à l'amélioration de l'isolation des bâtiments
Un coût négatif correspond à un gain net.

	Coût/animal produit (€)	Atténuation des émissions directes /animal (kgCO _{2e})	Coût d'atténuation en 2030 (millions €)	Coût cumulé 2010-2030 (millions €)
Poulet export (souche classique)	-0,044	0,040	-5,251	-79,511
Poulet standard (souche classique)	-0,025	0,060	-6,574	-99,541
Poulet lourd (non sexé)	-0,050	0,070	-1,528	-23,137
Poulet certifié	-0,030	0,090	-1,923	-29,124
Poulet label	-0,026	0,200	-2,300	-34,826
Dinde standard	-0,013	0,430	-0,580	-8,779
Dinde certifiée	-0,030	0,470	-0,264	-3,998
Pintade standard	-0,076	0,180	-1,003	-15,187
Pintade label	-0,023	0,190	-0,199	-3,016
Canard de barbarie standard	-0,050	0,200	-1,646	-24,930
Total filières			-21,269	-322,049

Tableau 12. Récapitulatif de l'atténuation escomptée, du coût, et du coût de la tonne de CO_{2e} évité pour chacune des solutions retenues

	Coût de la tonne de CO _{2e} évité (€/MgCO _{2e}) moyenne 2010-2030			Atténuation des émissions directes de GES entre 2010 et 2030 (10 ³ MgCO _{2e})		
	Echangeurs	Matériel de chauffage nouvelle génération	Isolation	Echangeurs	Matériel de chauffage nouvelle génération	Isolation
Poulet export (souche classique)	-251,68	-1357,95	-1092,92	69,24	50,93	72,751
Poulet standard (souche classique)	-257,69	-1186,51	-417,21	222,63	163,04	238,589
Poulet lourd (non sexé)	-168,68	-1052,26	-714,44	29,01	21,28	32,385
Poulet certifié	115,51	-746,72	-334,00	77,03	56,19	87,197
Poulet label	195,12	-523,03	-131,50	244,66	178,77	264,841
Dinde standard	174,97	-377,07	-31,22	253,32	184,39	281,158
Dinde certifiée	131,32	-388,16	-63,16	57,61	41,89	63,306
Pintade standard	-177,63	-663,94	-423,19	33,26	24,32	35,887
Pintade label	155,57	-485,50	-119,73	22,27	16,17	25,188
Canard de barbarie standard	8,23	-561,51	-248,21	89,41	65,28	100,437
Ensemble				1098,44	802,26	1201,74

Sous-action 2

Tableau 14. Facteurs d'atténuation des émissions de GES des serres obtenus par l'installation d'un double écran thermique et d'un ballon d'eau chaude

Type de solution	Potentiel d'atténuation	
	Maraîchage	Ornemental
Ballon d'eau chaude	-	7%
Ballon d'eau chaude type open buffer	7%	-
Double écran thermique	Entre 5 et 22%	Entre 5 et 21%

Tableau 15. Atténuation potentielle unitaire des émissions de CO₂ pour des serres en production ornementale par l'installation d'un double écran thermique et d'un ballon d'eau chaude

	Ornemental							
	Atténuation potentielle unitaire émissions directes CO ₂ (kgCO ₂ /m ² /an)				Atténuation potentielle unitaire émissions indirectes CO ₂ (kgCO ₂ /m ² /an)			
	Ballon	Double écran thermique			Ballon	Double écran thermique		
	Moyenne	Min	Max	Moyenne	Moyenne	Min	Max	Moyenne
Gaz naturel	2.3	1.6	7.0	4.3	0.4	0.3	1.3	0.8
Fuel lourd	3.2	2.3	9.6	6.0	0.4	0.3	1.3	0.8
Propane/butane	2.6	1.8	7.9	4.9	0.5	0.4	1.5	0.9
Fuel domestique	3.1	2.2	9.3	5.7	0.3	0.2	1.0	0.6

Tableau 16. Atténuation potentielle unitaire des émissions de CO₂ pour des serres en production maraîchère par l'installation d'un double écran thermique et d'un ballon d'eau chaude

	Maraîchage							
	Atténuation potentielle unitaire émissions directes CO ₂ (kgCO ₂ /m ² /an)				Atténuation potentielle unitaire émissions indirectes CO ₂ (kgCO ₂ /m ² /an)			
	Ballon	Double écran thermique			Ballon	Double écran thermique		
	Moyenne	Min	Max	Moyenne	Moyenne	Min	Max	Moyenne
Gaz naturel	4.7	3.3	14.0	8.6	0.8	0.6	2.5	1.5
Fuel lourd	6.4	4.5	19.2	11.8	0.8	0.6	2.5	1.5
Propane/butane	5.2	3.6	15.7	9.7	1.0	0.7	3.0	1.8
Charbon	7.8	5.4	23.3	14.4	0.6	0.4	1.7	1.1
Fuel domestique	6.1	4.3	18.4	11.4	0.7	0.5	2.0	1.2

Sous-action 3

Tableau 21. Facteurs d'atténuation des émissions de GES des tracteurs obtenus par l'éco-conduite ou le passage sur banc d'essai moteur

Type de solution	Potentiel d'atténuation
Eco conduite	20%
Banc d'essai moteur	10%

Partie III

Analyse comparée et conclusion

Auteurs

Sylvain Pellerin (INRA-EA)

Laure Bamière (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Denis Angers (Agriculture et Agroalimentaire Canada)

Stéphane De Cara (INRA-SAE2)

Pierre Dupraz (INRA-SAE2)

Extraction et traitement de données

Lénaïc Pardon (INRA-DEPE)

Elisabeth Samson (INRA-SAE2)

Relecteur interne

Isabelle Savini (INRA-DEPE)

Relecteur scientifique externe

Frédéric Roy-Vigneault (Agriculture et Agroalimentaire Canada)

4. Analyse comparée des dix actions proposées

4.1. Atténuation cumulée de l'ensemble des actions et sous-actions

• Calcul sous hypothèse d'additivité entre actions et sous-actions

Sous hypothèse d'additivité, et en appliquant les modes de calcul utilisés par le CITEPA pour l'inventaire national 2010, l'atténuation annuelle cumulée hors émissions induites pour l'ensemble des actions est de 10 Mt CO_{2e} par an en 2030. L'atténuation ainsi calculée représente 9,5% des émissions 2010 du secteur agricole (incluant la consommation d'énergies fossiles, mais hors UTFC), qui se sont élevées à 105 Mt CO_{2e} (CITEPA 2012).

Les équations de calcul mises en œuvre par le CITEPA pour l'inventaire des émissions nationales suivent des recommandations établies au niveau international. Par construction, certaines de ces équations ne permettent pas de rendre compte de l'atténuation escomptée de certaines actions ou sous-actions proposées dans le cadre de cette étude. C'est le cas pour les actions favorisant le stockage de carbone dans les sols et la biomasse *via* des techniques culturales mises en œuvre sans changement d'usage des terres, comme Non-labour ou Agroforesterie. C'est aussi le cas pour les postes d'émissions calculés à partir de valeurs forfaitaires, comme l'émission de méthane entérique par les ruminants, ce qui ne permet pas de rendre compte des modifications proposées des rations alimentaires. Des évolutions sont en cours, grâce à des travaux ayant abouti à des propositions permettant de mieux rendre compte de l'effet des pratiques agricoles dans l'inventaire national (projet "Mondferent"¹ pour les émissions de méthane entérique, par exemple), mais leur mise en œuvre dans l'inventaire nécessite une validation préalable au niveau international. Par construction, le mode de calcul du CITEPA utilisé pour l'inventaire 2010 sous-estime donc l'atténuation globale escomptée des actions et sous-actions analysées ici.

C'est pour cette raison qu'un second mode de calcul a été mis en œuvre par les experts. Les atténuations annuelles en 2030 pour l'ensemble des actions et sous-actions, estimées avec le mode de calcul alternatif proposé par les experts, sont récapitulées dans le Tableau 1. Pour les actions ou sous-actions pour lesquelles plusieurs options techniques alternatives ont été explorées, seule l'une d'entre elles a été reportée (labour un an sur cinq pour l'action Non-labour, par ex.).

Avec le mode de calcul proposé par les experts, toujours sous hypothèse d'additivité, l'atténuation annuelle cumulée des actions et sous-actions hors émissions induites est de 32,3 Mt CO_{2e} par an pour l'année 2030, soit plus de trois fois supérieure au calcul précédent. Ce second chiffre ne peut pas être rapproché des émissions d'origine agricole calculées dans le cadre de l'inventaire national puisque les modes de calcul diffèrent. Un tel rapprochement nécessiterait de recalculer les émissions agricoles de l'année 2030 avec les modes de calcul proposés par les experts, calcul qu'il n'a pas été possible de mener à bien dans le temps contraint de cette étude.

• Essai de calcul en tenant compte des interactions entre actions et sous-actions

La mise en œuvre d'une action ou d'une sous-action est susceptible de modifier le potentiel d'atténuation et/ou le coût d'une autre action ou sous-action du fait d'interactions. Celles-ci peuvent porter sur l'assiette (la mise en œuvre d'une action modifie l'assiette d'une autre action : l'accroissement de la surface en légumineuses diminue l'assiette de l'action portant sur la fertilisation azotée, par ex.) et/ou sur le potentiel d'atténuation ou le coût unitaire (la mise en œuvre d'une action modifie la valeur de variables utilisées pour calculer le potentiel d'atténuation ou le coût d'une autre action : par ex., la réduction des doses d'azote minéral liée à un meilleur ajustement des objectifs de rendement diminue la quantité d'azote minéral qui peut être économisée par l'introduction d'un inhibiteur de nitrification). L'effet sur le potentiel global d'atténuation de la prise en compte de ces interactions dépend en outre de l'ordre dans lequel les actions et sous-actions sont mises en œuvre : par exemple, si le non-labour est appliqué en premier, il n'est alors plus possible d'introduire davantage de légumineuses (du pois en l'occurrence) dans la sole en grandes cultures, le pois nécessitant un labour ; inversement, introduire d'abord les légumineuses limite la mise en œuvre du non-labour. Plusieurs hypothèses de calcul sont donc possibles. La méthode qui a été utilisée ici calcule d'abord les interactions entre sous-actions à l'intérieur d'une action, puis les interactions entre actions, en faisant l'hypothèse que les actions touchant l'assolement sont mises en œuvre en premier.

Les actions présentant des interactions "internes" entre sous-actions sont les actions Fertilisation, Economies d'énergie, et Méthanisation et torchères. Pour les deux premières, les interactions portent sur les consommations de référence des intrants. Ainsi, la dose d'engrais minéral de référence apportée à chaque culture décroît successivement après ajustement de l'objectif de rendement, puis la prise en compte des apports d'azote organique, la suppression du premier apport, l'introduction d'un inhibiteur de nitrification et enfin une meilleure localisation des apports d'engrais. De même, la consommation de référence de gaz des élevages diminue après la mise en œuvre, successivement, de l'isolation, puis d'échangeurs de chaleur, enfin d'un nouveau système de chauffage. Pour les méthaniseurs et torchères, l'interaction porte

¹ Le projet "Mondferent" a pour objectif d'améliorer la méthode d'estimation du méthane entérique émis par les bovins pour augmenter la fiabilité des calculs réalisés pour l'inventaire (convention INRA-MAAF).

sur l'assiette des sous-actions, c'est-à-dire le nombre d'exploitations sur lesquelles elles peuvent être mises en œuvre. Les calculs de ces interactions sont fournis dans les fiches concernées dans la partie II du rapport. Au final, en tenant compte des interactions intra-actions, le potentiel d'atténuation total diminue de 32,3 Mt CO_{2e} par an à 31,5 Mt CO_{2e} par an pour l'année 2030.

Les interactions entre actions portent principalement sur les assiettes (par exemple, les surfaces occupées par des bandes enherbées ou des haies ne sont plus concernées par la gestion de la fertilisation), mais aussi, dans certains cas, sur les "intrants" (les déjections émises sur les prairies lors de l'allongement du pâturage ne sont ainsi plus disponibles pour la méthanisation). Pour évaluer l'impact de ces interactions sur le potentiel d'atténuation annuel en 2030, trois étapes ont été mises en œuvre. L'assolement de référence a été recalculé après application des sous-actions Légumineuses sur cultures, Agroforesterie, Haies et Bandes enherbées. Puis, l'assiette maximale technique atteinte en 2030 a été recalculée pour chacune des autres sous-actions, selon les critères techniques utilisés par les experts pour déterminer l'AMT. Enfin, les potentiels d'atténuation unitaires moyens des différentes sous-actions ont été appliqués à ces nouvelles assiettes. Les interactions "d'intrants" ont été considérées pour les actions portant sur la fertilisation et les effluents d'élevage.

Sous-actions		Potentiel d'atténuation annuel (en Mt CO _{2e} par an) en 2030
Diminuer les apports de fertilisants minéraux azotés		
①	A. Réduire la dose d'engrais minéral en ajustant mieux l'objectif de rendement	2,60
	B. Substituer l'azote minéral de synthèse par l'azote des produits organiques	1,88
	C1. Retarder la date du premier apport d'engrais au printemps	0,42
	C2. Utiliser des inhibiteurs de la nitrification	0,61
	C3. Enfouir dans le sol et localiser les engrais	0,58
②	A. Accroître la surface en légumineuses à graines en grande culture	0,91
	B. Augmenter et maintenir des légumineuses dans les prairies temporaires	0,48
Stocker du carbone dans le sol et la biomasse		
③	Passer à un labour occasionnel 1 an sur 5	3,77
④	A. Développer les cultures intermédiaires semées entre deux cultures de vente dans les systèmes de grande culture	1,08
	B. Introduire des cultures intercalaires en vignes et en vergers	0,14
	C. Introduire des bandes enherbées en bordure de cours d'eau ou en périphérie de parcelles	0,30
⑤	A. Développer l'agroforesterie à faible densité d'arbres	1,53
	B. Développer les haies en périphérie des parcelles agricoles	1,25
⑥	A. Allonger la période de pâturage	0,20
	B. Accroître la durée de vie des prairies temporaires	1,44
	C. Réduire la fertilisation azotée des prairies permanentes et temporaires les plus intensives	0,46
	D. Intensifier modérément les prairies permanentes peu productives par augmentation du chargement animal	0,45
Modifier la ration des animaux		
⑦	A. Substituer des glucides par des lipides insaturés dans les rations	1,89
	B. Ajouter un additif (nitrate) dans les rations	0,48
⑧	A. Réduire la teneur en protéines des rations des vaches laitières	0,23
	B. Réduire la teneur en protéines des rations des porcs et des truies	0,48
Valoriser les effluents pour produire de l'énergie et réduire la consommation d'énergie fossile		
⑨	A. Développer la méthanisation	5,78
	B. Couvrir les fosses de stockage et installer des torchères	3,40
⑩	A. Réduire la consommation d'énergie fossile pour le chauffage des bâtiments d'élevage	0,20
	B. Réduire la consommation d'énergie fossile pour le chauffage des serres	0,08
	C. Réduire la consommation d'énergie fossile des engins agricoles	1,61
Total	(sous hypothèse d'additivité)	32,3

Tableau 1. Potentiel d'atténuation annuel (en Mt CO_{2e} par an) des sous-actions instruites, pour l'année 2030, hors émissions induites (calcul selon la méthode proposée par les experts)

En appliquant ces deux calculs, à savoir la prise en compte des interactions intra-actions puis entre actions, le potentiel d'atténuation cumulé pour l'ensemble des sous-actions diminue de 32,3 à 29,6 MtCO₂e par an, soit une réduction de 8%. L'utilisation de deux autres méthodes de calcul (mise en œuvre des sous-actions par ordre de coûts croissants ou par ordre de potentiels d'atténuation décroissants) conduit à des diminutions plus fortes et donc à des atténuations cumulées plus faibles ; les ordres de grandeur sont néanmoins voisins, respectivement 26,6 et 28,4 MtCO₂e. Les détails des calculs sont fournis en annexe 1.

Au total, la prise en compte des interactions entre actions et sous-actions réduit le potentiel cumulé d'atténuation de 8 à 18% selon le mode de calcul adopté. Ce pourcentage de baisse assez faible s'explique par le fait que les actions et sous-actions proposées portent sur une diversité d'ateliers et de pratiques (productions végétales, productions animales, gestion des effluents...) distincts, donc sans "chevauchements" majeurs.

4.2. Prise en compte des atténuations induites à l'amont et à l'aval

L'objectif principal de l'étude était d'évaluer l'atténuation résultant de la mise en œuvre des actions et sous-actions proposées pour les postes d'émissions intervenant sur le périmètre de l'exploitation agricole et sur les espaces physiquement liés (émissions de N₂O liées à la dénitrification dans les zones humides après transfert du nitrate depuis les parcelles agricoles, par ex.). Les modifications d'émissions induites à l'amont ou à l'aval, liées à des achats ou à la vente de biens modifiés par l'action (émissions de CO₂ liées à la fabrication des engrais minéraux de synthèse, émissions de CO₂ évitées grâce à la production d'énergie sur l'exploitation, par ex.), ont toutefois été également quantifiées pour les postes d'émission majeurs.

La Figure 1 représente, pour l'ensemble des actions, l'atténuation calculée pour l'année 2030 avec ou sans les émissions induites. Les écarts relatifs à la bissectrice les plus importants sont observés pour les actions Fertilisation, Légumineuses (au-dessus de la bissectrice) et Lipides/additifs (au-dessous de la bissectrice). Le détail par sous-action (non représenté sur la figure) montre que dans trois cas seulement (Lipides en alimentation des bovins, Intensification des prairies peu productives et Cultures intercalaires), l'atténuation calculée est réduite lorsque les émissions induites sont incluses. La mise en œuvre de ces 3 sous-actions accroît en effet les émissions induites, en amont de l'exploitation. Dans de très nombreux cas, l'atténuation calculée n'est pas modifiée car la sous-action n'a pas ou très peu d'effet sur les émissions induites (Agroforesterie, Torchères...). La prise en compte des émissions induites accroît en revanche fortement l'atténuation calculée pour les sous-actions relatives à la fertilisation azotée, aux légumineuses, et à l'alimentation azotée des animaux. Cela s'explique du fait des émissions de GES liées, d'une part, à la fabrication des engrais minéraux azotés et, d'autre part, à la production de soja utilisé en alimentation animale. Pour les actions Fertilisation, Légumineuses et Alimentation azotée des animaux, l'atténuation liée aux émissions induites représente respectivement 45%, 91% et 85% de l'atténuation des émissions directes et indirectes. La prise en considération des émissions induites renforce dans ces trois cas l'intérêt de l'action. A l'inverse pour la sous-action Lipides, la prise en compte des émissions induites diminue l'intérêt de l'action puisque la substitution de glucides de la ration (issus de céréales) par des matières premières riches en lipides se traduit par une augmentation des émissions en amont. Pour les autres sous-actions, les effets sur les émissions induites en amont ou en aval sont faibles et leur non-prise en compte modifie peu l'atténuation calculée.

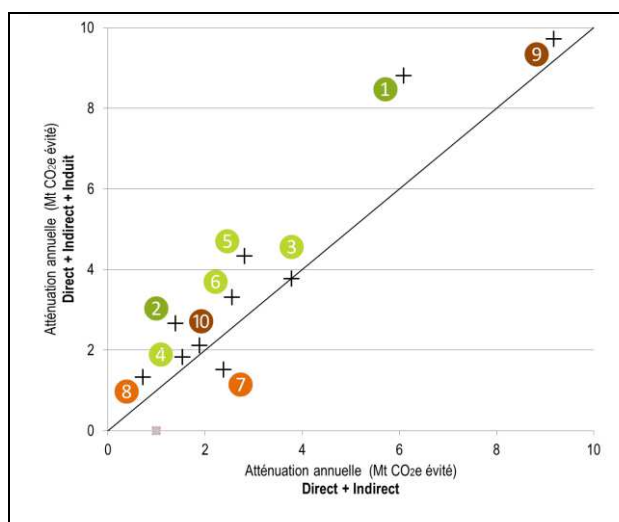


Figure 1. Atténuation annuelle totale par action incluant les émissions induites en fonction de l'atténuation hors émissions induites (en Mt CO₂e par an, calcul pour l'année 2030, mode de calcul proposé par les experts)

- ① Fertilisation
- ② Légumineuses
- ③ Labour 1 an sur 5
- ④ Implantation de couverts
- ⑤ Agroforesterie et haies
- ⑥ Gestion des prairies
- ⑦ Lipides et additifs
- ⑧ Alimentation protéique
- ⑨ Méthanisation et torchères
- ⑩ Economies d'énergie

4.3. Calculs des coûts des actions et sous-actions avec ou sans les subventions publiques

Les coûts des actions et sous-actions ont été calculés selon deux modalités, en incluant ou non les subventions publiques. Les subventions considérées ici sont uniquement celles qui sont indissociables des prix pratiqués (subvention au rachat de

l'électricité produite par méthanisation et défiscalisation des carburants agricoles). Les subventions "facultatifs", telles que les DPU, les aides couplées et les subventions régionales, sont totalement exclues des calculs de coût. Un coût positif représente un manque à gagner pour l'agriculteur. A l'inverse, un coût négatif représente un gain, généralement lié à une économie d'intrants. Pour la plupart des sous-actions, la prise en compte ou non des subventions ne modifie pas ou peu le calcul du coût par tonne de CO₂e évité. L'écart est cependant important pour la sous-action Méthanisation, du fait du subventionnement du rachat de l'électricité produite. Il est également important pour les actions ou sous-actions impliquant une consommation directe importante d'énergie du fait de la subvention implicite que représente la défiscalisation du carburant agricole. Pour la sous-action Méthanisation, le coût pour l'agriculteur de la tonne de CO₂e évité passe de 17,3 € avec subvention à 54,9 € hors subvention. A l'inverse, pour le labour occasionnel, le prix par tonne de CO₂e évité passe de 7,9 € avec défiscalisation du carburant à -12,9 € sans prise en compte de cette défiscalisation. De même, pour la réduction de la consommation d'énergie des engins agricoles, le coût par tonne de CO₂e évité passe de -164 € avec défiscalisation à -317 € sans défiscalisation.

4.4. Prise en compte des coûts de transaction privés

Les coûts de transaction privés (CTP) correspondent, par exemple, au temps passé par l'agriculteur pour rechercher des informations, se former, remplir des documents administratifs relatifs à une action. Le Tableau 2 donne les CTP calculés par unité d'assiette pour les sous-actions adossées à des mesures agro-environnementales existantes, pour lesquelles le modèle de calcul utilisé (cf. section 3.3.2) a été validé². Ces valeurs estimées sont données à titre indicatif. En particulier, il n'a pas été tenu compte du fait que les CTP diminuent au cours du temps par effet d'apprentissage. D'autre part, nous avons indiqué les CTP moyens pour l'ensemble des exploitations concernées, mais ils peuvent varier fortement selon les caractéristiques des exploitations³.

Les CTP calculés varient de 9 € à 72 € par hectare pour les 12 sous-actions pour lesquelles la formule de calcul a été validée ; ils sont négligeables pour les bandes enherbées. Ils sont également négligeables pour les cultures intermédiaires en zone vulnérable (non indiqué dans le tableau), car ces mesures font partie des "Bonnes conditions agricoles et environnementales" (BCAE) et sont donc déjà obligatoires. En effet, la formule très simplifiée de calcul ne rend compte que de deux dimensions génériques de la variabilité des coûts de transaction : la formation de l'agriculteur et la taille de l'activité de production concernée par l'action. La littérature empirique a mis en évidence bien d'autres déterminants comme la complexité technique de l'action considérée et le dispositif d'accompagnement des agriculteurs s'engageant dans de telles actions.

Globalement, il apparaît que les CTP sont du même ordre de grandeur que les coûts calculés hors CTP. Certaines sous-actions à coût hors CTP négatif ont un coût qui devient positif dès lors que les CTP sont pris en compte (la réduction de la dose d'engrais N par ajustement de l'objectif de rendement, par ex.). Cela peut expliquer que certaines actions et sous-actions ne soient pas mises en œuvre spontanément en dépit d'un coût négatif hors CTP. Ce point sera repris plus loin. Dans la suite, compte tenu de l'impossibilité de calculer les CTP de façon homogène et avec la même précision pour l'ensemble des sous-actions, l'analyse sera faite sur la base des coûts hors CTP.

	Coûts (€/ha/an)	Coût de la sous-action hors CTP	CTP	Coût de la sous-action avec CTP
Fertilisation	Réduction de la dose par ajustement de l'objectif de rendement	-9	18	9
	Fertilisation organique	-12	18	6
	Date d'apport de l'azote	-23	19	-4
	Localisation des apports d'engrais	-9	19	10
Légumineuses	Légumineuses en grandes cultures	19	25	44
	Légumineuses en prairies	-31	39	8
Non-labour		3	17.3	20.3
Implantation de couverts	Cultures intermédiaires (en zone non vulnérable)	41	16	57
	Cultures intercalaires	10	72	82
	Bandes enherbées	633	négligeable	633
Gestion des prairies	Durée de pâturage	-26	9	-17
	Intensification	-4	19	15

Tableau 2. Coûts (en €/ha/an), avec ou sans prise en compte des coûts de transaction privés (CTP), des douze sous-actions pour lesquelles il a été possible de les calculer (un coût positif représente un coût pour l'agriculteur, un coût négatif un gain)

² Les CTP des autres actions sont fournis en annexe 2 mais ne sont pas exploitables, la formule étant utilisée en dehors de son domaine de validité.

³ Les valeurs min et max des CTP sont fournies en annexe 2.

4.5. Coût et atténuation comparés des actions et sous-actions

La Figure 2 présente le coût hors CTP de chaque sous-action exprimé en euros par tonne de CO_{2e} évité (axe des ordonnées) en fonction de l'atténuation cumulée exprimée en Mt de CO_{2e} évité (axe des abscisses) ; les sous-actions sont classées par ordre de coût croissant. Pour chaque sous-action, la hauteur du rectangle indique le coût par tonne de CO_{2e} évité et la largeur du rectangle l'atténuation des émissions (en Mt de CO_{2e} évité par an) calculée sur l'assiette atteinte en 2030.

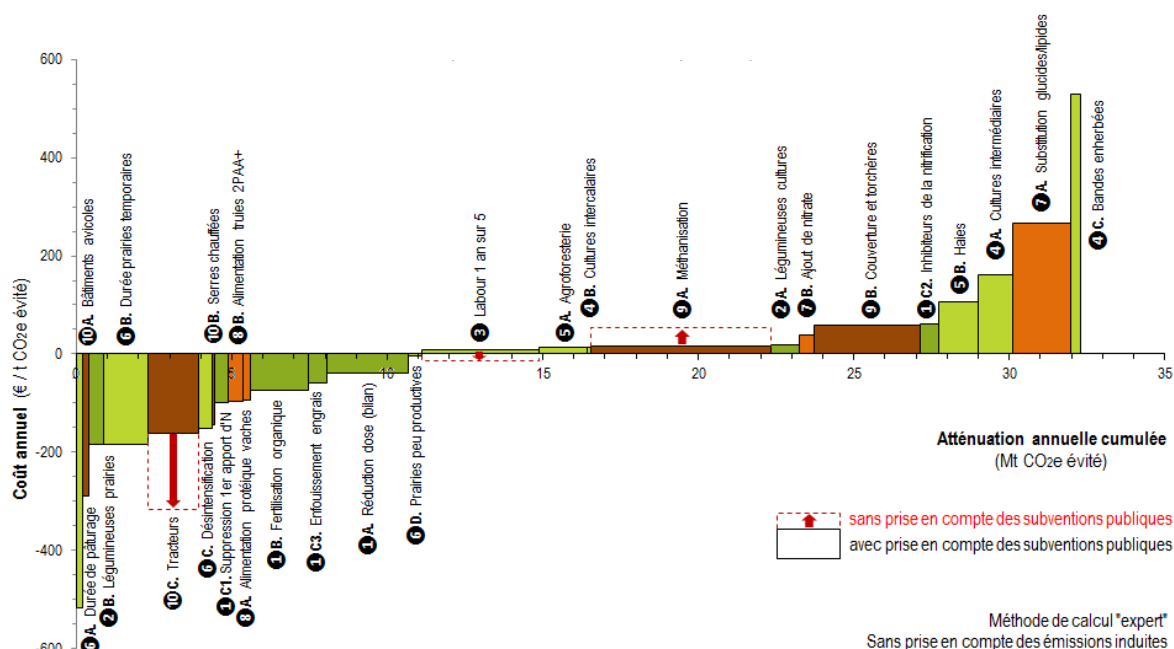


Figure 2. Coût (en euros par tonne de CO_{2e} évité) et potentiel d'atténuation annuelle en 2030 à l'échelle du territoire métropolitain (en Mt de CO_{2e} évité par an) des sous-actions instruites

Coût calculé en incluant, ou non, les subventions indissociables du prix payé ou reçu par l'agriculteur, mais hors coûts de transaction privés. Atténuation calculée hors émissions induites, avec le mode de calcul proposé par les experts, sans prise en compte des interactions entre actions

Le coût représenté est le gain (coût négatif) ou le manque à gagner (coût positif) pour les agriculteurs (non compris les coûts de transaction privés), calculé en incluant les subventions publiques indissociables des prix. Dans le cas des sous-actions pour lesquelles le calcul avec *versus* sans subvention donnait un résultat sensiblement différent, le coût calculé hors subvention est représenté en pointillé. L'atténuation est calculée hors émissions induites, avec les équations de calcul proposées par les experts, sous hypothèse d'additivité et sans prise en compte des interactions entre actions et sous-actions.

Le cumul sur l'axe des abscisses, qui correspond à la mise en œuvre de l'ensemble des sous-actions, est de 32,3 Mt CO_{2e} par an, comme indiqué précédemment. La gamme des coûts par sous-action varie de -500 à + 500 € par tonne de CO_{2e} évité.

Cette représentation graphique permet de décomposer le potentiel d'atténuation global escompté en trois tiers :

- **Un premier tiers de l'atténuation globale escomptée correspond à des sous-actions à coût négatif**, c'est-à-dire donnant lieu à un gain financier pour l'agriculteur (sous les hypothèses adoptées ici). Il s'agit principalement de sous-actions relevant d'**ajustements techniques avec économies d'intrants** sans pertes de production. On trouve dans cette catégorie des sous-actions relatives à la conduite des prairies (allongement de la durée de pâturage, accroissement de la part des légumineuses en prairie, allongement de la durée des prairies temporaires, désintensification des prairies les plus intensives), des sous-actions visant des économies d'énergie fossile (réglage des tracteurs et éco-conduite, isolation et amélioration des systèmes de chauffage des serres et des bâtiments d'élevage), l'ajustement de la fertilisation azotée par application de la méthode du bilan, la modulation des dates et la localisation des apports, une meilleure prise en compte des apports d'azote par les produits organiques, l'ajustement de l'alimentation protéique des animaux (ruminants et monogastriques). La gestion de l'azote, en production végétale (*via* la fertilisation des cultures et des prairies, le développement des légumineuses en prairie) et en production animale (*via* l'alimentation) représente la plus grande part du potentiel d'atténuation associé à ce premier tiers. Viennent ensuite la gestion des prairies et les économies d'énergie fossile.

- **Un deuxième tiers de l'atténuation globale escomptée correspond à des sous-actions à coût modéré (inférieur à 25 euros par tonne de CO_{2e} évité).** Il s'agit de sous-actions nécessitant des investissements spécifiques (méthanisation, par ex.) et/ou modifiant un peu plus fortement le système de culture (réduction du labour, agroforesterie, légumineuses) pouvant occasionner des baisses modérées du niveau de production (-2,1% en labour occasionnel, par ex.), partiellement compensées par des baisses de charges (carburants) ou la valorisation de produits complémentaires (électricité, bois). Le potentiel d'atténuation de ces sous-actions est important, mais son estimation est très sensible aux hypothèses relatives aux assiettes (Agroforesterie, Méthanisation, par ex.) et/ou aux options techniques retenues. Ainsi, l'atténuation calculée pour le non-labour varie entre 0,9 Mt CO_{2e} par an pour l'option travail superficiel et 5,8 Mt CO_{2e} par an pour l'option semis direct continu (données non représentées). Le coût relativement modeste de la sous-action Méthanisation est lié à la prise en compte de la subvention publique dans le tarif de rachat de l'électricité produite ; hors subvention, ce coût passe de 17,3 à 54,9 € par tonne de CO_{2e} évité. Inversement, un calcul sans la subvention que constitue la défiscalisation des carburants agricoles accroît l'intérêt du labour occasionnel ; le coût de cette sous-action devient même négatif, passant de +7,9 à -12,9 € par tonne de CO_{2e} évité.

- **Un troisième tiers de l'atténuation globale escomptée correspond à des sous-actions à coût plus élevé (supérieur à 25 euros par tonne de CO_{2e} évité).** Il s'agit de sous-actions nécessitant un investissement sans retour financier direct (Torchères, par ex.), des achats d'intrants spécifiques (Inhibiteur de nitrification, Lipides insaturés ou additifs incorporés dans les rations des ruminants, par ex.), du temps de travail dédié (Cultures intermédiaires, Haies...) et/ou impliquant des pertes de production plus importantes (ex. bandes enherbées réduisant la surface cultivée), avec peu ou pas de baisses de charges et/ou de valorisation de produits supplémentaires. Le calcul a été réalisé en supposant que la production des cultures intermédiaires ou des bandes enherbées n'est pas valorisée, ce qui conduit à surestimer le coût des deux sous-actions.

La Figure 3, qui est une simplification de la figure précédente, présente le coût par tonne de CO_{2e} évité en fonction du potentiel d'atténuation de chacune des actions, chaque action regroupant les sous-actions se rapportant à un même levier technique sous hypothèse d'additivité. Cette représentation met en évidence les éléments suivants :

- Les leviers d'action portant sur les économies d'énergie fossile, la gestion des prairies, l'alimentation azotée des animaux, le développement des légumineuses et la gestion de la fertilisation azotée représentent globalement un potentiel d'atténuation de l'ordre de 12,6 Mt CO_{2e} par an à coût négatif (de -175 € par tonne de CO_{2e} évité pour l'action Prairie à -59 € par tonne de CO_{2e} évité pour l'action Fertilisation). Au sein de cet ensemble, le levier "fertilisation azotée" représente près de la moitié du potentiel d'atténuation (6,1 Mt CO_{2e}). On peut y ajouter l'action Légumineuses, et une partie de l'action Prairie (sous-action Désintensification des prairies les plus intensives), dont l'atténuation escomptée provient également d'une réduction de l'usage des engrais azotés. La maîtrise de l'alimentation azotée des animaux d'élevage représente le plus faible potentiel d'atténuation (0,7 Mt CO_{2e}), ce que l'on peut expliquer par le fait que des progrès importants ont déjà été réalisés dans ce domaine (alimentation biphase en élevage porcin), et qu'une réduction des teneurs en azote des effluents n'a qu'un effet indirect sur les émissions de GES, après transformation de l'azote ammoniacal en N₂O. La limitation des émissions de NH₃ par volatilisation contribue cependant à réduire globalement les pertes d'azote, et est d'importance majeure en termes de qualité de l'air. L'action Légumineuses représente un potentiel d'atténuation de 1,4 Mt CO_{2e}, ce qui est plus faible que certains chiffres parfois avancés, mais qui s'explique par le fait que l'étude n'a pas envisagé toutes les possibilités de choix d'espèces. Elle n'a pas non plus envisagé un accroissement des surfaces en légumineuses fourragères (trèfle, luzerne...) qui nécessite une modification conjointe importante des systèmes d'élevage, hypothèse hors du cadre de l'étude. Dans un cadre envisageant des modifications plus importantes des systèmes de production et des modes d'alimentation des animaux, le levier des légumineuses pourrait être significativement plus important. Au total, la gestion de l'azote en grande culture, en prairie et en alimentation animale contribue à près de 70% du potentiel d'atténuation à coût négatif. Ce pourcentage élevé s'explique par l'importance des assiettes concernées par plusieurs de ces sous-actions et par le poids du N₂O dans les émissions agricoles, lié à son PRG. En outre, la prise en compte des émissions induites en amont de l'exploitation (liées à l'énergie nécessaire à la fabrication et au transport des engrais azotés de synthèse) renforce encore l'intérêt des actions ou sous-actions portant sur la gestion de l'azote (cf. section 4.2). En plus de la maîtrise de l'azote, l'autre levier de réduction des émissions de GES à coût négatif est la maîtrise de la consommation d'énergie fossile sur l'exploitation.

- Les actions Labour occasionnel, Méthanisation et torchères, Agroforesterie et haies représentent un potentiel d'atténuation de 15,8 Mt CO_{2e} par an pour un coût variant entre 8 et 56 € par tonne de CO_{2e} évité. Comme cela a déjà été signalé, le potentiel d'atténuation calculé est très contingent des hypothèses faites sur l'atténuation unitaire (Labour occasionnel, Agroforesterie et haies) et sur l'assiette atteinte en 2030 (Méthanisation et torchères, Agroforesterie et haies). De plus, le coût dépend fortement de la prise en compte ou non des subventions publiques pour les actions Méthanisation et Labour occasionnel (voir Section 4.3).

- Les actions Cultures intermédiaires, cultures intercalaires et bandes enherbées et Lipides et additifs en alimentation des ruminants représentent un potentiel d'atténuation de 3,9 Mt CO_{2e} par an en 2030, avec un coût de 220 € par tonne de CO_{2e} évité. Pour l'action Cultures intermédiaires, intercalaires et bandes enherbées, le coût est lié aux opérations culturales

dédiées et/ou aux pertes de production ; dans le cadre de cette étude, la totalité du coût a été rapportée à l'atténuation des émissions de GES alors que les objectifs associés à ces pratiques sont plus larges que la seule réduction des émissions de GES : réduction des concentrations en nitrate dans les eaux, protection contre l'érosion, maintien de la biodiversité. Pour l'action Lipides/additif en alimentation des bovins, le coût est lié aux matières premières ajoutées à la ration, en particulier pour la sous-action Lipides. Dans ce deuxième cas, l'action ne présente pas d'autres intérêts que la réduction des émissions de méthane entérique, hormis une amélioration de la qualité nutritionnelle des produits (enrichissement en oméga 3).

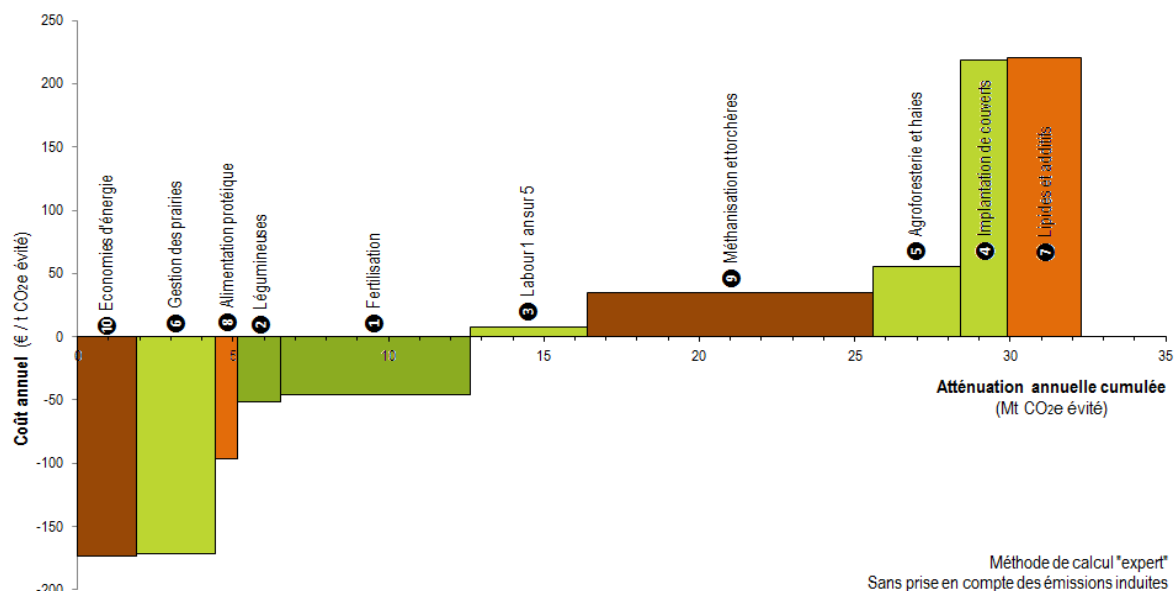


Figure 3 : Coût (en euros par tonne de CO₂e évité) et potentiel d'atténuation annuel en 2030 à l'échelle du territoire métropolitain (en Mt de CO₂e évité) des actions instruites.

Coût calculé en incluant les subventions indissociables du prix payé ou reçu par l'agriculteur, mais hors coûts de transaction privés. Atténuation calculée hors émissions induites, avec le mode de calcul proposé par les experts, sans prise en compte des interactions entre actions.

4.6. Comparaison avec d'autres études conduites à l'international

La confrontation des résultats de cette étude avec ceux d'études similaires conduites dans d'autres pays (voir bibliographie de la Partie I) est délicate car les critères utilisés pour sélectionner les actions, les périmètres de calcul de l'atténuation et du coût et enfin le contexte agricole différent (Eagle et al., 2012 pour les USA ; Moran et al., 2008, 2011 pour le Royaume Uni ; Schulte & Donnellan, 2012 pour l'Irlande ; Bellarby et al., 2012 pour l'Europe ; McKinsey & Company, 2009 pour le monde). Des convergences apparaissent cependant.

L'évaluation du potentiel total d'atténuation relativement aux émissions de référence est comparable à celles obtenues dans d'autres pays à partir d'une approche similaire. Les potentiels d'atténuation représentent ainsi de 2 à 11% des émissions de référence dans l'étude canadienne, de 13 à 17% dans l'étude irlandaise, de 25% à 54% dans l'étude anglaise, de 58% dans l'étude à l'échelle mondiale de McKinsey & Company. Ce type de comparaison appelle néanmoins des précautions compte tenu des différences de périmètre, de contexte, de scénarios de référence, de modes de calcul des émissions, et de la sensibilité de ces résultats au nombre et à la nature des actions examinées.

Un point commun aux études ayant évalué les coûts unitaires d'atténuation (McKinsey & Company, 2009 ; Moran et al., 2011 ; Schulte et al., 2012) est de faire apparaître une série d'actions à coûts négatifs ou modérés. Les résultats de la présente étude confirment ainsi qu'une part importante du potentiel d'atténuation en agriculture peut être obtenue sans remettre en cause la rentabilité des activités agricoles, voire en la renforçant. La réduction des émissions de GES et les économies réalisées sont dans ce cas très majoritairement liées à des économies d'intrants permises par des ajustements techniques (fertilisation, par ex.). Plusieurs actions ou sous-actions entrant dans cette catégorie apparaissent dans la totalité des études. C'est le cas de la fertilisation azotée, du travail du sol simplifié, de la gestion des prairies. Les chiffres réalisés corroborent les conclusions de la présente étude quant à l'intérêt de ces leviers. La part du potentiel obtenu à coût négatif (37% dans cette étude) varie de 20 à 74% dans les études similaires. La gamme de coûts unitaires obtenue dans l'étude française (de -515 à 529 € par tCO₂e) est comparable à celle obtenue dans les études irlandaise et canadienne. Elle est

beaucoup moins large que celle obtenue dans l'étude anglaise qui a considéré des actions de nature plus "prospective" (utilisation d'ionophores, par ex.).

Le classement des actions instruites dans l'étude de MacKinsey & Company est cohérent avec celui obtenu dans la présente étude sur plusieurs aspects (positionnement relatif des actions concernant la fertilisation et les additifs alimentaires, par ex.), même si les valeurs absolues ne sont pas comparables du fait des différences de périmètre de calcul. Certaines des actions instruites apparaissent dans d'autres études mais pas dans toutes. C'est le cas des actions Légumineuses (Irlande, UK, Europe), Cultures intermédiaires (USA, Europe), Agroforesterie (Europe), Alimentation azotée des animaux et Lipides/additifs (UK), Méthanisation (Irlande, Europe). L'action portant sur les économies d'énergie fossile sur l'exploitation n'a été abordée que dans l'étude française.

A l'inverse, certaines actions instruites dans d'autres études ne l'ont pas été dans le cadre de l'étude française. C'est la conséquence soit d'un contexte agricole différent (riziculture, par ex.), soit d'une méthode de sélection des actions ayant privilégié d'autres critères. Les actions faisant appel à des technologies interdites ou difficilement acceptables socialement ont été exclues de l'étude française, alors qu'elles ont été renseignées dans d'autres travaux (utilisation d'ionophores ou de vaccins anti-méthanogènes, par ex.). De même, des leviers prometteurs à long terme mais encore à l'état de recherche n'ont pas été instruits (par ex. sélection animale visant à réduire les émissions de méthane, par ex.).

Au total, au regard d'autres travaux du même type conduits à l'international, la présente étude apparaît relativement "prudente", en ce sens que seuls des leviers techniques "classiques", disponibles et faciles à mettre en œuvre ont été explorés (par ex. fertilisation, travail du sol, légumineuses...). L'intérêt du choix qui a été fait est que les calculs d'atténuation et de coût réalisés sont probablement plus robustes que dans d'autres études car portant sur des pratiques mieux renseignées. Cependant, cette spécificité milite en faveur d'une actualisation de l'étude, lorsque des connaissances complémentaires auront été acquises sur certains leviers non instruits (Encadré 1).

Enfin, un apport important de l'étude française réside dans la mise en perspective de la sensibilité des résultats au mode de comptabilisation des émissions et des coûts (calcul "CITEPA" ou "expert", prise en compte ou non des émissions induites, prise en compte ou non des subventions publiques...) sur l'évaluation des potentiels et des coûts d'atténuation. Cet aspect, largement absent des études existantes, permet d'ouvrir des pistes d'amélioration des inventaires d'émissions et met en exergue l'importance de disposer d'un dispositif statistique permettant de rendre compte des effets environnementaux des pratiques agricoles.

4.7. Incertitudes, sensibilité et robustesse des résultats de l'étude

Toutes les données scientifiques et techniques utilisables ont été mobilisées pour réaliser le plus justement possible les chiffrages d'atténuation et de coût demandés pour cette étude. Ceux-ci sont cependant souvent assortis d'une incertitude forte.

- D'abord, les valeurs d'atténuation et de coût unitaires utilisées (par hectare, par animal, par unité d'azote épandue...). Pour l'atténuation calculée avec le mode de calcul proposé par les experts, les équations et valeurs utilisées s'appuient sur les recommandations les plus récentes du GIEC ou sont issues de la littérature scientifique internationale, en privilégiant, lorsqu'elles existaient, des méta-analyses proposant des valeurs robustes basées sur de nombreux essais (Non-labour, par ex.), en veillant à retenir les valeurs adaptées aux conditions françaises. Les processus en jeu (émissions de N₂O par les sols, stockage/déstockage de carbone dans les sols et la biomasse, émissions de CH₄ par les animaux) sont cependant caractérisés par une forte dépendance aux conditions locales (types de sol, climat, systèmes d'élevage...) et par une variabilité spatiale et temporelle importante entachant les valeurs retenues d'une forte incertitude. Pour les coûts unitaires, les données économiques utilisées sont celles de l'année 2010, faute de disposer de scénarios suffisamment détaillés d'évolution du contexte socio-économique renseignant l'ensemble des variables nécessaires aux calculs sur la période 2010-2030. Là aussi, certains prix utilisés (prix de l'énergie, des engrais, des matières premières pour l'alimentation animale, des produits agricoles) sont susceptibles de varier considérablement dans le temps et dans l'espace. Pour certaines actions (Fertilisation, Non-labour, Agroforesterie, Gestion des prairies, Alimentation protéique des animaux), des hypothèses chiffrées ont été faites relativement à l'effet (ou à l'absence d'effet) sur les rendements, auxquelles les calculs de coût sont très sensibles.

- La détermination de l'assiette maximale technique (AMT). Des critères principalement techniques (espèces cultivées, profondeur de sol, niveau de réserve utile, charge en cailloux, degré d'hydromorphie, taille des parcelles, catégories d'animaux, volumes d'effluents...) ont été mobilisés pour estimer l'assiette sur laquelle l'action ou la sous-action pouvait être mise en œuvre sans obstacle technique majeur. Cette estimation est entachée d'incertitude car les obstacles techniques identifiés et leurs poids relatifs ne sont pas indépendants du contexte économique et des choix technologiques et organisationnels privilégiés (méthanisation individuelle ou collective, par ex.).

Encadré 1. Retour sur les actions non instruites

Plusieurs actions permettant de réduire les émissions de GES du secteur agricole français n'ont pas été instruites dans le cadre de cette étude. Les actions non instruites, et les raisons ayant conduit à ne pas les instruire, sont indiquées dans le rapport complet. Celles-ci ont été réparties en quatre catégories.

- Actions présentant des risques, dont l'acceptabilité sociale est jugée faible, voire non autorisées dans l'Union européenne

Le potentiel d'atténuation associé à ces actions (utilisation d'antibiotiques pour réguler les populations méthanogènes du rumen, par ex.) a été évalué dans le cadre d'études conduites dans d'autres pays. Le choix fait dans le cadre de la présente étude a été d'écarter d'emblée ce type de solution. La question s'est posée pour la sous-action visant à réduire la production de méthane par ajout de nitrate dans les rations, dont l'acceptabilité sociale pourrait être faible du fait de la connotation négative du mot nitrate, et qui pourrait induire un risque pour l'animal si elle était mal encadrée. L'instruction de cette sous-action a néanmoins été réalisée.

- Actions présentant un potentiel d'atténuation limité du fait de la faible importance de la filière dans l'agriculture française

Plusieurs actions, souvent citées dans des études similaires menées dans d'autres pays, n'ont pas été instruites dans le cadre de cette étude car les surfaces ou effectifs animaux concernés sont faibles dans le contexte agricole français en comparaison d'autres filières. C'est le cas, par exemple, d'actions visant à réduire les émissions de CH₄ en riziculture, à protéger les sols organiques ou à restaurer la production de biomasse sur des sols dégradés pour favoriser le stockage de C. De même, à l'intérieur de certaines actions, afin de concentrer l'effort de quantification sur les filières majoritaires, le chiffrage de l'atténuation et du coût n'a pas été effectué pour certaines filières minoritaires (les bovins viande et les volailles pour l'action portant sur l'alimentation azotée des animaux, les ovins et les caprins pour l'action Lipides/additifs, les consommations d'énergie fossile dans les bâtiments porcins et bovins pour l'action "Economie d'énergie..."). Le choix de cibler l'effort de chiffrage sur des actions présentant un potentiel d'atténuation a priori élevé dans le contexte agricole français et, à l'intérieur des actions instruites, de concentrer cet effort sur les filières majoritaires, ne doit en aucun cas disqualifier les efforts déjà faits ou à venir pour réduire les émissions de GES dans les autres filières. La lisibilité par la société des actions mises en œuvre pour réduire les émissions de GES du secteur agricole suppose un effort coordonné de l'ensemble des filières.

- Actions nécessitant des compléments de connaissances et/ou de références techniques pour en évaluer la faisabilité et l'intérêt

Plusieurs actions n'ont pas été instruites, bien que certaines soient présentées comme prometteuses dans la littérature, parce qu'elles nécessitent encore des compléments de connaissances pour pouvoir évaluer leur intérêt et chiffrer leur potentiel d'atténuation. Il s'agit en général d'actions faisant l'objet d'un effort de recherche actif. On peut citer l'incorporation de carbone stable dans les sols (biochars) dont l'intérêt environnemental global doit être évalué, la modification des conditions physicochimiques et/ou des communautés microbiennes des sols pour réduire les émissions de N₂O, l'utilisation de souches microbiennes associées aux légumineuses possédant la capacité de réduire le N₂O en N₂, l'amélioration génétique des plantes ciblée sur leur capacité à prélever l'azote du sol ou l'amélioration génétique des animaux d'élevage pour réduire les émissions de méthane par animal et/ou unité de produit, la production de biohydrogène par voie fermentaire à partir des effluents d'élevage.

Dans le domaine de l'élevage, des programmes de recherche très actifs portent sur la possibilité de sélectionner, directement ou indirectement, les bovins sur les émissions de CH₄ entérique. De nombreuses équipes, en Europe et en Océanie, explorent actuellement la variabilité génétique des émissions de CH₄ et les premiers résultats sont prometteurs. Les premières estimations d'héritabilité donnent des valeurs moyennes ($h^2 = 0,20$) et une bonne variabilité qui permettraient de sélectionner et d'espérer une baisse de -25% d'émission de CH₄ en 10 ans sur le troupeau bovin laitier. Les progrès scientifiques sont rapides et les méthodologies de mesure progressent : on peut actuellement avoir accès à des dispositifs de mesure directe du CH₄, encore expérimentaux, utilisables en salle de traite et/ou au pâturage, à des coûts acceptables. Mais il reste encore beaucoup de points à valider avant d'envisager d'intégrer ce caractère dans des schémas de sélection. L'intérêt de ces pistes est que l'assiette potentielle est importante. Néanmoins, les recherches en cours n'aboutiront à des résultats opérationnels qu'à échéance d'une ou de plusieurs décennies.

- Actions de nature plus structurelle, portant sur la nature et la localisation des systèmes de production agricole, l'organisation de la chaîne alimentaire et la consommation

Le cahier des charges de l'étude prévoyait que les actions proposées devaient porter sur les pratiques agricoles, sans remise en cause majeure des systèmes de production, de leur localisation et des niveaux de production. La limite entre ces deux types d'actions (actions portant sur les techniques d'une part, sur les systèmes de production d'autre part) est discutable car la plupart des actions techniques ont des conséquences sur l'organisation des exploitations. C'est particulièrement le cas pour des actions portant sur des choix d'assolements (Légumineuses, par ex.), la gestion des prairies ou l'agroforesterie, en limite du cahier des charges de l'étude. D'autres actions, basées sur des évolutions plus radicales des manières de produire (agriculture biologique, par ex.), de la localisation des productions (ré-association cultures-élevages), ou des modes d'approvisionnement et d'alimentation (circuits de proximité, réduction de la consommation de produits animaux) n'ont pas été instruites car hors du périmètre de cette étude. Ces pistes de nature plus structurelles restent à explorer.

• La détermination d'une cinétique d'adoption sur la période 2010-2030, et d'un pourcentage de l'AMT atteint en 2030. Pour des actions ou sous-actions relevant d'ajustements techniques, la cinétique de diffusion peut être relativement rapide et on a considéré que 100% de l'AMT pouvaient être atteints en 2030. A l'inverse, pour des actions supposant une évolution plus importante des modes de production et des conditions de travail (Agroforesterie, Méthanisation, par ex.), on a considéré une cinétique d'adoption plus lente. Pour l'agroforesterie, on a ainsi considéré qu'entre 4 et 10% de l'AMT pouvaient être atteints en 2030. Pour la méthanisation, on a retenu 33% de l'AMT en 2030. Le potentiel d'atténuation calculé en 2030 de ces actions est très sensible à ces hypothèses.

Selon les actions ou sous-actions étudiées, les sources d'incertitude peuvent provenir surtout de l'une de ces origines ou de plusieurs d'entre elles (Tableau 3). Pour des actions ou sous-actions portant sur des ajustements techniques (dose et modalités d'apport de fertilisants, ajustement des rations alimentaires, consommation d'énergie fossile...), les atténuations unitaires sont généralement bien renseignées mais elles sont extrêmement variables dans le temps et dans l'espace (émissions N₂O, par ex.). L'estimation des assiettes n'est pas trop imprécise puisqu'il s'agit de surfaces cultivées, d'effectifs animaux, de nombres d'engins agricoles..., pour lesquels on dispose de données statistiques. Il s'agit en général de sous-actions pour lesquelles on a considéré que 100% de l'AMT étaient atteints en 2030. Pour les actions supposant une modification un peu plus forte de l'organisation de l'exploitation (Non-labour, Agroforesterie, Méthanisation), l'incertitude sur l'assiette et sur la cinétique d'adoption est plus forte. Le Tableau 3 récapitule de façon qualitative les niveaux d'incertitude sur le potentiel d'atténuation unitaire, le coût unitaire, l'assiette et la cinétique de diffusion. La Figure 4 montre le coût par tonne de CO₂e évité en 2030 et le potentiel d'atténuation annuel pour l'ensemble des actions, celui-ci étant assorti d'une fourchette (valeurs basse, moyenne et haute). L'amplitude des fourchettes sur le potentiel d'atténuation est particulièrement élevée pour les actions Non-labour, Méthanisation et torchère, Fertilisation et Agroforesterie et haies.

	Incertitude sur l'atténuation unitaire (hors émissions induites)	Incertitude sur le coût unitaire	Incertitude sur l'AMT et l'adoption
① Fertilisation	***	**	**
② Légumineuses	***	**	**
③ Non-labour	****	**	**
④ Implantation de couverts	**	*	*
⑤ Agroforesterie et haies	****	**	****
⑥ Gestion des prairies	***	**	***
⑦ Lipides et additifs	*	**	*
⑧ Alimentation protéique	**	***	*
⑨ Méthanisation et torchères	*	**	****
⑩ Economies d'énergie	*	**	**

Tableau 3 : Evaluation de l'incertitude sur l'atténuation et le coût unitaire

(****: incertitude très élevée, ***: incertitude élevée, **: incertitude moyenne, *: incertitude faible)

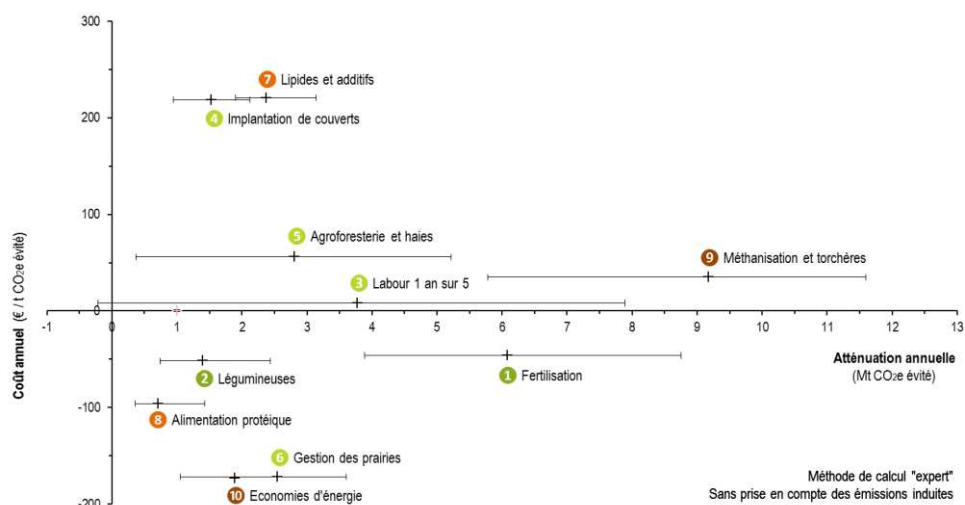


Figure 4. Marges d'incertitudes sur les potentiels d'atténuation annuels des actions en 2030 (valeurs basses, moyennes, hautes)

5. Synthèse et conclusion

Sous hypothèse d'additivité, le potentiel global d'atténuation annuel des émissions de GES du secteur agricole lié à la mise en place de l'ensemble des actions proposées dans cette étude serait de 32,3 Mt CO₂e par an en 2030, hors émissions induites. Ce potentiel global d'atténuation est réduit de 8 à 18%, selon le mode de calcul, si l'on tient compte des interactions entre actions, et se situe alors entre 26,5 et 29,7 Mt CO₂e par an.

En cas de mise en œuvre de ces actions, une comptabilisation complète de l'atténuation par l'inventaire national supposerait une évolution importante des méthodes d'inventaire, en particulier pour rendre compte de l'effet d'actions permettant un stockage accru de carbone dans les sols et dans la biomasse (Non-labour, Prairies, Agroforesterie, Cultures intermédiaires...). Avec les méthodes de calcul actuelles, l'inventaire national ne rendrait compte que de 30% environ de l'atténuation globale estimée. Ce résultat milite pour un effort renforcé d'amélioration de l'inventaire français des émissions de GES, déjà appuyé par des projets en cours (projets Mondferent, NO GAS2⁴...).

Conformément au cahier des charges de l'étude, les actions et sous-actions proposées portent sur des pratiques agricoles relevant d'un choix de l'agriculteur, sans remise en cause majeure des systèmes et des niveaux de production⁵. Pour quelques actions susceptibles d'entraîner des baisses de rendement modérées (Non-labour, par ex.), celles-ci ont été estimées et le coût correspondant a été chiffré. Les actions et sous-actions envisagées sont donc compatibles avec le maintien d'une agriculture performante sur le plan productif. Elles portent sur une diversité d'étapes et de filières de production agricole (fertilisation azotée, travail du sol, alimentation animale, gestion des effluents...). Les actions dont l'acceptabilité sociale risquait d'être faible ont été écartées (usage d'antibiotiques, par ex.). Parmi les actions et sous-actions proposées, seul l'usage de nitrate en alimentation animale pour réduire les émissions de CH₄ pourrait donner lieu à controverse de ce point de vue. De même, les actions nécessitant encore un effort de recherche ou d'acquisition de références, ou bien portant sur des filières dont l'assiette est limitée, n'ont pas été instruites. L'atténuation globale calculée peut donc être considérée comme une estimation prudente du potentiel d'atténuation du secteur agricole.

Un tiers du potentiel d'atténuation est à coût négatif. Ce résultat est cohérent avec celui d'études similaires conduites dans d'autres pays. Ce potentiel d'atténuation à double dividende, environnemental et économique, relève d'ajustements techniques permettant de réduire à la fois les émissions de GES et les coûts de production par une meilleure gestion des intrants (fertilisants azotés, énergie...). L'existence de ce potentiel d'atténuation à coût négatif interroge sur les freins à l'adoption (aversion au risque, barrière à l'adoption induisant des coûts non mesurables...). Le montant des coûts de transaction privés, calculés pour certaines actions et liés à la technicité et à la complexité de leur mise en œuvre, pourrait expliquer en partie leur non-adoption spontanée. La majeure partie de ce potentiel d'atténuation à coût négatif est liée à la gestion de l'azote (fertilisation azotée des cultures et des prairies, légumineuses, alimentation azotée des animaux). L'intérêt des actions portant sur la gestion de l'azote est encore renforcé si l'on considère les émissions induites, liées à la fabrication des engrais azotés de synthèse notamment, et si l'on considère les autres enjeux environnementaux et de santé publique liés à la gestion de l'azote (nitrate, potabilité de l'eau et qualité des écosystèmes aquatiques, ammoniac et qualité de l'air). Une difficulté est qu'une partie importante de ce potentiel d'atténuation met en jeu des leviers techniques pour lesquels un système de suivi/vérification est difficile à mettre en œuvre (calcul du bilan azoté avec un objectif de rendement crédible, dates et modalités d'apport de l'engrais azoté, ajustement des rations azotées en alimentation animale...).

Un deuxième tiers de l'atténuation globale escomptée correspond à des sous-actions à coût modéré (inférieur à 25 € par tonne de CO₂e évité). Il s'agit de sous-actions nécessitant des investissements dédiés (Méthanisation, par exemple) et/ou modifiant un peu plus fortement le système de culture (réduction du labour, agroforesterie) pouvant occasionner des baisses modérées des niveaux de production, ce qui explique en partie le coût calculé positif, mais avec des économies d'intrants (carburant par exemple) ou une valorisation de produits supplémentaires (électricité, bois). L'estimation du potentiel d'atténuation est ici très sensible aux hypothèses relatives à l'assiette de ces actions (surface ou volume d'effluent concerné), et le coût dépend très fortement des prix utilisés dans les calculs. Une évaluation hors subventions publiques accroît l'intérêt du non-labour, et réduit l'intérêt de la méthanisation. Ces actions contribuent par ailleurs à d'autres objectifs agri-environnementaux : production d'énergie renouvelable (Méthanisation), réduction du risque érosif (Non-labour), qualité des paysages et biodiversité (Agroforesterie). La réduction du labour pourrait avoir pour effet d'augmenter l'usage des herbicides, mais l'option technique privilégiée (labour un an sur cinq) minimise ce risque. La mise en place d'un système de suivi/vérification de ces actions est possible.

Un troisième tiers de l'atténuation globale escomptée est à coût plus élevé (supérieur à 25 € par tonne de CO₂e évité). Ce coût est lié à des investissements spécifiques (torchères), à des achats d'intrants (inhibiteur de nitrification, lipides insaturés ou additifs incorporés dans les rations des ruminants) ou à du temps de travail (cultures intermédiaires, haies) dédiés, sans valorisation de produits supplémentaires, et/ou à des pertes de production plus importantes (bandes enherbées réduisant la surface cultivée, par exemple). On trouve dans ce groupe une action ayant déjà fait l'objet d'une labellisation de type "projet domestique" (sous-action Lipides). Certaines de ces actions ont cependant un effet positif sur d'autres objectifs agri-

⁴ Projet visant à mettre au point une méthode "tier 2" pour le calcul des émissions de N₂O par les sols agricoles

⁵ La perte de production, en valeur, a été estimée à 2% pour les grandes cultures à l'échelle métropolitaine. Les détails sont fournis en annexe 3.

environnementaux (effets, par exemple, des cultures intermédiaires, des bandes enherbées et des haies sur la biodiversité, l'esthétique des paysages, la lutte contre l'érosion, la réduction des transferts de polluants vers les eaux). Ces actions contribuent à des objectifs multiples et l'évaluation de leur intérêt et de leur coût en regard de leurs seuls effets sur l'atténuation des émissions de GES est insuffisante. Pour certaines d'entre elles, le bilan économique pourrait être amélioré par une valorisation de produits non comptabilisés pour l'instant (production des bandes enherbées par exemple). La plupart de ces actions sont traçables et vérifiables.

L'estimation du potentiel d'atténuation et du coût des actions et sous-actions instruites est assortie d'incertitudes dont l'origine et l'ampleur varient selon les actions concernées. Les incertitudes portant sur le potentiel d'atténuation unitaire sont généralement élevées du fait de la forte variabilité des processus et des difficultés de mesure des émissions gazeuses. L'effort d'acquisition de références doit se concentrer sur les actions dont le potentiel d'atténuation est élevé mais assorti d'incertitudes fortes, en particulier sur le potentiel d'atténuation unitaire, comme le non-labour, les prairies, ou l'agroforesterie, peu renseignée en milieu tempéré. Cet effort doit en particulier permettre d'établir un bilan GES complet tenant compte de l'ensemble des gaz (simultanément du stockage de C et des émissions de N₂O pour le non-labour, par exemple).

La plupart des actions et sous-actions proposées sont simultanément compatibles avec la nécessaire adaptation de l'agriculture au changement climatique. Le développement des légumineuses, espèces assez sensibles au déficit hydrique et aux épisodes de température élevée pourrait cependant être freiné par le changement climatique. Une réduction de la pluviométrie pourrait aussi limiter l'assiette des actions pouvant provoquer une compétition pour l'eau au détriment de la culture principale, comme les cultures intermédiaires et intercalaires ou l'agroforesterie.

Plusieurs des leviers techniques majeurs d'atténuation des émissions du secteur agricole qui apparaissent à l'issue de cette étude ont été aussi mis en exergue par des études similaires dans d'autres pays (fertilisation azotée, non-labour, gestion des prairies, par exemple). L'approche de l'étude française a privilégié des leviers techniques bien renseignés, socialement acceptables et d'ores et déjà disponibles au détriment de leviers plus exploratoires. Cet aspect milite pour une actualisation de l'étude lorsque des compléments d'information auront été acquis sur ces leviers.

A court terme, les suites à donner à cette étude sont :

- (i) l'acquisition des nécessaires références complémentaires sur des leviers techniques à fort potentiel, mais assortis d'incertitudes fortes, comme l'agroforesterie en milieu tempéré ;
- (ii) l'accompagnement de l'évolution des méthodes d'inventaire, pour qu'elles puissent rendre compte de l'effet des actions proposées ;
- (iii) l'évaluation multicritère des actions contribuant à plusieurs objectifs agri-environnementaux (Bandes enherbées, Haies, Cultures intermédiaires et intercalaires, Non-labour...) pour lesquelles une évaluation au titre de la seule atténuation des émissions de GES est réductrice ; une consolidation des calculs sur les émissions induites pour envisager les conséquences des mesures sur le bilan carbone des produits agricoles par des méthodes d'ACV ;
- (iv) l'identification des incitations susceptibles de favoriser l'adoption des actions présentant les meilleures propriétés.

Ce travail a mis en évidence un potentiel d'atténuation important des émissions du secteur agricole à l'horizon 2030, lié uniquement à des leviers techniques, sans remise en cause des systèmes de production, de leur localisation et des niveaux de production, limité à 10 actions majeures et avec une approche prudente conduisant probablement à une sous-estimation du potentiel d'atténuation effectif. La mise en œuvre de ces actions devrait permettre d'abaisser les émissions du secteur agricole dans les années qui viennent. Au-delà de l'horizon temporel fixé pour cette étude (2030), certaines actions proposées présentent un potentiel d'atténuation reproductible d'année en année (Fertilisation, Méthanisation, Alimentation animale, par exemple), mais pour d'autres l'atténuation annuelle escomptée atteindra un plafond, en particulier pour les actions visant un stockage accru de carbone dans les sols et la biomasse (Non-labour, Cultures intermédiaires, Agroforesterie...). L'atteinte d'objectifs d'atténuation plus ambitieux nécessitera l'exploration de leviers additionnels mais complémentaires à plus long terme, de nature technique (amélioration de l'efficacité d'acquisition de l'azote en sélection végétale, réduction de la production de méthane entérique en sélection animale...) ou systémique (réassociation des productions végétales et animales, modification des régimes alimentaires...) et la construction de scénarios. Une identification et une évaluation de ces leviers d'une autre nature complèteraient utilement cette étude.

Références bibliographiques citées

- Bellarby, J., Tirado R., Adrian Leip, Franz Weiss, Jan Peter Lesschen, Pete Smith (2012) Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe , *Global Change Biology* DOI: 10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x
- CITEPA, édition de mars 2012, 'Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques', CITEPA - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, France. 1364 p.
- Eagle, A. Lydia P. Olander (2012) Greenhouse Gas Mitigation with Agricultural Land Management Activities in the United States—A Side-by-Side Comparison of Biophysical Potential
- Mc Kinsey & Co (2009), 'Pathways to a low-carbon economy.', Technical report, McKinsey & Co., 192 pp.
- Moran et al (2008) UK marginal cost curves for the agriculture, forestry, land-use and land-use change sector out to 2022 and to provide scenario analysis for possible abatement options out to 2050 – RMP4950 Report to The Committee on Climate Change & Defra
- Dominic M., Michael MacLeod., Eileen W., · Vera E., · Alistair McVittie, · Andrew B., · R. M. Rees, · Cairistiona F. E. Topp, · Guillaume Pajot, · Robin Matthews, · Pete Smith, · Andrew Moxey. (2010) Developing carbon budgets for UK agriculture, land-use, land-use change and forestry out to 2022. *Climatic Change*
- Schulte, R. and Donnellan T. (2012) A marginal abatement cost curve for Irish agriculture, Teagasc submission to the National Climate Policy Development Consultation, Teagasc, Oakpark, Carlow, Ireland, march 2012

Annexe 1. Calcul des interactions entre les actions

Méthode de calcul "intégrée"

Nous calculons un nouvel assolement de référence pour la France métropolitaine en procédant en 2 étapes :

- Etape 1 : Nous introduisons les légumineuses dans la sole en grande culture selon le scénario central retenu dans la fiche, et nous calculons l'assolement national intermédiaire (Bilan 1).
- Etape 2 : Nous introduisons en même temps les bandes enherbées, l'agroforesterie et les haies, en appliquant les pourcentages retenus par les experts pour le calcul des assiettes à notre assolement intermédiaire (Bilan 1) :
 - Bandes enherbées : environ 0,73% et 1,53% des surfaces des cultures et prairies concernées, respectivement.
 - Agroforesterie : 5% d'arbres sur les 7% des surfaces en cultures concernées, le tout sur les 28% et 20% des sols compatibles en cultures et prairies respectivement.
 - Haies : 1,2% et 2% de haies sur les 15% de cultures et prairies concernées respectivement, le tout sur environ 55% de sols compatibles.
- Bilan 2 : en ôtant ces surfaces en herbe, arbres et haies de l'assolement bilan 1, nous obtenons le nouvel assolement de référence pour la France (cf. Tableau A1).

Ensuite nous recalculons l'assiette des différentes actions à partir de ce nouvel assolement de référence (cf. Tableau A2), puis nous appliquons les potentiels d'atténuation unitaires des différentes actions, en faisant certaines hypothèses :

- Agroforesterie, Haies, Bandes enherbées et Cultures intercalaires : nous reprenons les surfaces et atténuations d'origine, car toutes ces sous-actions peuvent être mises en œuvre simultanément sans concurrence sur l'assolement, leurs assiettes étant faibles ou indépendantes.
- Durée du pâturage et Durée des prairies temporaires (PT) : on applique les ratios de prairies concernées aux surfaces du nouvel assolement, puis l'atténuation unitaire. L'augmentation du pâturage jouant sur la ration des vaches au printemps, elle n'interagit pas avec l'alimentation protéique des bovins qui touche la ration hivernale. Quant à l'augmentation de la durée de vie des PT, elle ne modifie pas à priori la composition des prairies, donc des rations de référence des bovins.
- Désintensification des prairies : nous supprimons cette sous-action car elle a le même type d'effet que l'introduction des légumineuses dans les prairies (diminution de la fertilisation azotée minérale), qui est, elle, plus efficace en termes d'atténuation.
- Intensification des prairies peu productives : nous conservons l'assiette et l'atténuation d'origine.
- Méthanisation et torchères : nous faisons l'hypothèse que l'allongement du pâturage diminue d'environ 5% la quantité d'effluents disponibles et donc d'autant le potentiel d'atténuation de l'action.
- Non-labour : l'action est mise en œuvre sur 75% des surfaces des cultures concernées (-50% en plus pour le maïs), mais pas sur le pois. Puis nous appliquons l'atténuation unitaire du scénario 2.
- Cultures intermédiaires : nous enlevons les surfaces en arbres et haies des cultures concernées et l'atténuation correspondante. Il n'est pas possible de recalculer les successions de cultures permettant l'implantation des CI et l'un dans l'autre le pois et l'orge se compensent. D'autre part l'agroforesterie et les CI sont compatibles car l'effet azote n'a pas été pris en compte dans la sous-action AF. Enfin, la majeure partie des CI étant labourées, nous faisons l'hypothèse que le non-labour et les CI peuvent être mises en œuvres simultanément en détruisant les CI par voie chimique.
- Légumineuses sur prairies : l'atténuation unitaire est appliquée aux surfaces en prairies temporaires concernées (environ 90% des PT) restant après avoir enlevé arbres, haies et BE.
- Légumineuses sur cultures : atténuation unitaire appliquée aux surfaces en protéagineux introduites restant après avoir enlevé arbres, haies et BE.
- Alimentation protéique, Lipides et additifs : telles que les actions ont été conçues, il n'y a pas d'interactions avec d'autres actions, notamment sur les rations. On a fait l'hypothèse que les lipides supplémentaires étaient achetés sur les marchés extérieurs si nécessaire, et donc ne modifiaient pas l'assolement français. Par conséquent on reporte le potentiel d'atténuation tel que calculé dans la fiche.
- Economies d'énergie : nous faisons l'hypothèse (forte) que le Non-labour ne diminuera pas le nombre de tracteurs, et nous reportons le potentiel d'atténuation tenant compte des interactions intra-action, tel que calculé dans la fiche.
- Fertilisation : nous appliquons les atténuations unitaires, tenant compte des interactions entre les sous-actions, de chaque sous-action aux surfaces fertilisées concernées.

Les nouveaux potentiels d'atténuation pour l'année 2030 sont regroupés dans le Tableau A3, dans la colonne Méthode "intégrée".

	Nouvel assolement de référence	Prairie "Durée pâturage"	Prairie "Durée PT"	Prairie "Intensification"	Non-Labour	Légumineuses sur prairie	Légumineuses sur cultures	Fertilisation Réduction de la dose	Fertilisation organique	Fertilisation Date apport	Fertilisation Inhibiteur	Fertilisation Localisation
Productions végétales	ha	ha	ha	ha	ha	ha	ha	ha	ha	ha	ha	ha
Céréales	8 445 620											
Total blé tendre	4 732 547							4 637 896	4 637 896		927 579	
Blé tendre d'hiver	4 691 483				3 518 612					1 471 249		
Blé tendre de printemps	41 064				30 798							40 243
Total blé dur	498 236							488 271	488 271		97 654	
Blé dur d'hiver	485 614				364 211					152 289		
Blé dur de printemps	12 621				9 466							12 369
Mais grain	1 583 641				593 866			1 520 296	1 520 296		304 059	1 520 296
Total orge et escourgeon	978 447							958 878	958 878			
Orge de printemps	261 955				196 466							256 716
Orge d'hiver et escourgeon	716 492				537 369					63 195		
Riz	22 521											
Autres céréales non mélangées	630 228											
<i>Pommes de terre</i>	153 210							151 678	151 678		30 336	151 678
Betteraves industrielles	379 241								360 279		72 056	360 279
Protéagineux	1 263 337						869 837					
Féveroles et fèves	481 392											
Pois protéagineux	761 802											
Lupin doux	20 143											
Oléagineux	2 070 464				1 552 848							
Colza et navette	1 305 337							1 279 230	1 279 230		255 846	
Colza d'hiver (et navette)	1 301 029									12 750		
Colza de printemps (et navette)	4 308											
Tournesol	688 633							482 043	482 043			
Soja	49 730											
Autres oléagineux	26 764											
Plantes textiles	56 403				42 302							
Autres cultures industrielles	19 520				14 640							
Légumes secs	13 521											
Choux fourragers	11 187				8 390							
Mais fourrage et ensilage (plante entière)	1 390 204				1 042 653			1 237 282	1 237 282		247 456	1 237 282
Autres fourrages annuels	233 373				175 030							
Prairies temporaires dont luzerne pour déshydratation	3 088 387 84 586	1 001 564	2 312 798			2 773 371						
Prairies naturelles ou semées depuis + de 6 ans STH peu productives (parcours, landes, alpages)	6 545 768 2 392 093	2 122 792		478 419								
Surfaces toujours en herbe	8 937 861											
Jachères	643 497				466 688							
Cultures fruitières	173 040											
Vignes	804 060											
Autres cultures permanentes	25 387											
TOTAL	26 062 327											
ha de BE, arbres, haies	297 617											
Atténuation unitaire (MgCO₂/unité)		0,050	0,612	0,942	0,400	0,170	1,041	0,221	0,127	0,164	0,174	0,136
Atténuation 2030 (millions MgCO_{2e})		0,155	1,414	0,450	3,421	0,471	0,905	2,381	1,409	0,279	0,337	0,485

Tableau A1. Assiettes et atténuations recalculées pour certaines sous-actions, dans le cadre du calcul des interactions entre actions avec la méthode "intégrée"

		Etape 1	Bilan 1	Etape 2			Bilan 2
		Introduction des légumineuses sur cultures		Introduction des bandes enherbées	Introduction de l'agroforesterie	Introduction des haies	Nouvel assolement de référence
Productions végétales SAA	Superficie en hectares	ha	ha	ha d'herbe	ha d'arbres	ha de haies	ha
Céréales	9 255 630	-731 512	8 524 118	-61 673	-8 415	-8 410	8 445 620
Total blé tendre	4 922 954	-146 302	4 776 652	-34 651	-4 728	-4 725	4 732 547
Blé tendre d'hiver	4 880 238	-145 033	4 735 205	-34 351	-4 687	-4 684	4 691 483
Blé tendre de printemps	42 716	-1 269	41 447	-301	-41	-41	41 064
Total blé dur	502 879		502 879	-3 648	-498	-497	498 236
Blé dur d'hiver	490 140		490 140	-3 556	-485	-485	485 614
Blé dur de printemps	12 739		12 739	-92	-13	-13	12 621
Maïs grain	1 598 400		1 598 400	-11 595	-1 582	-1 581	1 583 641
Total orge et escourgeon	1 572 775	-585 209	987 566	-7 164	-978	-977	978 447
Orge de printemps	421 072	-156 675	264 397	-1 918	-262	-262	261 955
Orge d'hiver et escourgeon	1 151 703	-428 534	723 169	-5 246	-716	-715	716 492
Riz	22 521		22 521				22 521
Autres céréales non mélangées	636 101		636 101	-4 614	-630	-629	630 228
<i>Pommes de terre</i>	<i>154 638</i>		<i>154 638</i>	-1 122	-153	-153	<i>153 210</i>
Betteraves industrielles	382 775		382 775	-2 777	-379	-379	379 241
Protéagineux	397 109	877 814	1 274 923	-9 103	-1 242	-1 241	1 263 337
Féveroles et fèves	151 340	334 539	485 879	-3 525	-481	-481	481 392
Pois protéagineux	239 495	529 406	768 901	-5 578	-761	-761	761 802
Lupin doux	6 274	13 869	20 143				20 143
Oléagineux	2 235 598	-146 302	2 089 296	-14 796	-2 019	-2 018	2 070 464
Colza et navette	1 463 804	-146 302	1 317 502	-9 558	-1 304	-1 303	1 305 337
Colza d'hiver (et navette)	1 458 973	-145 819	1 313 154	-9 526	-1 300	-1 299	1 301 029
Colza de printemps (et navette)	4 831	-483	4 348	-32	-4	-4	4 308
Tournesol	695 051		695 051	-5 042	-688	-688	688 633
Soja	49 730		49 730				49 730
Autres oléagineux	27 013		27 013	-196	-27	-27	26 764
Plantes textiles	56 403		56 403				56 403
Autres cultures industrielles	19 520		19 520				19 520
Légumes secs	13 521		13 521				13 521
Choux fourragers	11 187		11 187				11 187
Maïs fourrage et ensilage (plante entière)	1 403 160		1 403 160	-10 179	-1 389	-1 388	1 390 204
Autres fourrages annuels	233 373		233 373				233 373
Prairies temporaires dont luzerne pour déshydratation	3 143 134 84 586		3 143 134 84 586	-48 165	-2 218	-4 364	3 088 387 84 586
Prairies naturelles ou semées depuis plus de 6 ans	6 661 803		6 661 803	-102 085	-4 701	-9 250	6 545 768
STH peu productives (parcours, landes, alpages)	2 392 093		2 392 093				2 392 093
Surfaces toujours en herbe	9 053 896		9 053 896	-102 085	-4 701	-9 250	8 937 861
Jachères	643 497		643 497				643 497
Cultures fruitières	173 040		173 040				173 040
Pommes de table			0				-
Autre fruits			0				-
Vignes	804 060		804 060				804 060
Autres cultures permanentes	25 387		25 387				25 387
TOTAL	26 359 944		26 359 944				26 062 327
ha de BE, arbres, haies				-249 899	-20 515	-27 203	26 359 944

Tableau A2. Calcul du nouvel assolement de référence dans le cadre du calcul "intégré" des interactions entre actions.

Méthode de calcul "coûts croissants"

Dans ce cas nous avons d'abord trié les actions par coût d'atténuation croissant. Nous avons fait l'hypothèse qu'elles étaient appliquées successivement. Pour chaque nouvelle action mise en œuvre, nous regardons s'il existe des interactions avec les précédentes (par ex. au niveau des assiettes). Si oui, nous faisons l'hypothèse simpliste qu'elle ne peut pas être mise en œuvre :

- Les actions Economies d'énergie, Gestion des prairies et Alimentation Protéiques sont les 3 premières mises en œuvre et n'interagissent pas, on reporte donc leur potentiel d'atténuation d'origine.
- Légumineuses : la sous-action Légumineuses sur cultures a la même assiette que l'action Fertilisation déjà mise en œuvre, la sous-action Légumineuses sur prairies a une partie de son assiette commune avec la sous-action Prairies-Désintensification. Nous ne retenons que l'atténuation supplémentaire par rapport à "désintensifier les prairies".
- Le Labour 1 an sur 5 est compatible avec les actions précédemment retenues.
- Méthanisation et Torchères : on diminue le potentiel d'atténuation de 5% à cause de l'allongement de la durée du pâturage qui diminue la quantité d'effluents disponibles.
- Agroforesterie et Haies : toutes les cultures de l'assiette sont concernées par certaines des actions précédentes, donc on ne met pas en œuvre cette action.
- Implantation de couverts : Les bandes enherbées ont une assiette commune avec les actions précédentes, donc on les élimine. Les cultures intermédiaires ne sont pas toutes compatibles avec le Non-labour car elles sont majoritairement retournées, mais on les conserve en les broyant à la place. Enfin les cultures intercalaires n'interagissent pas avec les autres actions, donc on les conserve.
- Lipides et additifs : pas d'interaction, on reporte leur potentiel d'origine.

Les potentiels d'atténuation pour l'année 2030, recalculés en tenant compte de ces interactions, sont reportés dans le Tableau A3.

Méthode de calcul "potentiels décroissants"

Dans ce cas nous avons d'abord trié les actions par potentiel d'atténuation décroissant. Nous avons là encore fait l'hypothèse qu'elles étaient appliquées successivement. Pour chaque nouvelle action mise en œuvre, nous regardons s'il existe des interactions avec les précédentes (ex au niveau des assiettes). Si oui, nous faisons l'hypothèse simpliste qu'elle ne peut pas être mise en œuvre :

- Les actions Méthanisation et Torchères, Fertilisation et Non-Labour sont les 3 premières mises en œuvre et n'interagissent pas, on reporte donc leur potentiel d'atténuation d'origine.
- Agroforesterie et Haies : on conserve l'atténuation des cultures non concernées par le Non-Labour.
- Gestion des Prairies : l'action Agroforesterie et haies ne concernant que peu de surfaces en prairies, il est possible de mettre en œuvre les 2 actions sans interactions.
- Les actions Lipides et additifs et Economies d'énergie sont ensuite mises en œuvre sans interactions.
- Implantation de couverts : Les bandes enherbées ont une assiette commune avec les actions précédentes, donc on les élimine. Les cultures intermédiaires sont conservées à condition de les détruire en les broyant et d'enlever les surfaces en arbres et haies. Enfin les cultures intercalaires n'interagissent pas avec les autres actions, donc on les conserve.
- Légumineuses : la sous-action Légumineuses sur cultures a la même assiette que l'action Fertilisation déjà mise en œuvre, la sous-action Légumineuses sur prairies a une partie de son assiette commune avec la sous-action Prairies-Désintensification. Nous ne retenons que l'atténuation supplémentaire par rapport à "désintensifier les prairies".
- Alimentation protéique : pas d'interactions, on reporte le potentiel d'origine.

Les potentiels d'atténuation pour l'année 2030, recalculés en tenant compte de ces interactions, sont reportés dans le Tableau A3.

	Atténuation 2030 en tenant compte des interactions (millions MgCO ₂ e)		
	Méthode "Intégrée"	Méthode "Coûts croissants"	Méthode "Potentiels décroissants"
Fertilisation	4,891	5,303	5,303
Légumineuses	1,377	0,019	0,019
Labour 1 an sur 5	3,421	3,833	3,833
Implantation de couverts	1,542	1,256	1,253
Agroforesterie et haies	2,782	0,000	1,358
Gestion des prairies	2,020	2,548	2,548
Lipides et additifs	2,374	2,374	2,374
Alimentation protéique	0,719	0,719	0,719
Méthanisation et torchères	8,721	8,721	9,180
Economies d'énergie	1,794	1,794	1,794
Total	29,642	26,568	28,383

Tableau A3. Potentiel d'atténuation de l'ensemble des actions pour l'année 2030 quand les interactions au sein de et entre les actions sont prises en compte, selon 3 méthodes différentes.

Annexe 2. Prise en compte des CTP

Action	Sous-action	Unité	Coût de la sous-action hors CTP	CTP moyen	Coût de la sous-action avec CTP	CTP min	CTP max
Fertilisation	Réduction de la dose par ajustement de l'objectif de rendement	€/ha/an	-8,7	17,8	9,1	0,2	133,9
	Fertilisation organique	€/ha/an	-11,6	17,7	6,1	0,2	133,9
	Date d'apport de l'azote	€/ha/an	-22,7	18,6	-4,1	0,2	30,1
	<i>Inhibiteurs de la nitrification</i>	€/ha/an	15,8	18,2	34	0,2	133,9
	Localisation des apports d'engrais	€/ha/an	-9,1	18,6	9,5	0,2	133,9
Légumineuses	Légumineuses en grandes cultures	€/ha/an	19,4	25,3	44,6	0,2	36,2
	Légumineuses en prairies	€/ha/an	-31,4	38,9	7,5	0,4	152,0
Non-labour		€/ha/an	3	17,3	20,3	0,2	133,9
Implantation de couverts	Cultures intermédiaires (en zone non vulnérable)	€/ha/an	40,9	15,8	56,7	0,2	133,9
	Cultures intercalaires	€/ha/an	9,6	72,3	81,9	0,2	627,3
	Bandes enherbées	€/ha/an	633,4	négligeable	633,4		
Agroforesterie et haies	<i>Agroforesterie 7%</i>	€/ha/an	51	151,6	202,6	2,6	3038,1
	<i>Haies 15%</i>	€/ha/an	75,0	6,9	81,9	0,1	137,6
Gestion des prairies	Durée de pâturage	€/ha/an	-25,5	8,5	-17	0,4	137,6
	<i>Durée prairies temporaires</i>	€/ha/an	-112,4	34,9	-77,5	0,4	136,3
	<i>Désintensification</i>	€/ha/an	-7,8	64,2	56,4	2,2	344,0
	Intensification	€/ha/an	-4	18,5	14,5	3,9	74,7
Lipides et additifs	<i>Substitution glucides /lipides</i>	€/tête/an	27	4,8	31,8	0,1	131,1
	<i>Ajout de nitrates</i>	€/tête/an	10,5	6,0	16,5	0,2	127,5
Alimentation protéique	<i>Alimentation des vaches laitières</i>	€/tête/an	-49,2	6,5	-42,6	0,3	10,6
	<i>Alimentation des truies 2PAA+</i>	€/tête/an	-11,6	3,8	-7,8	0,1	129,7
Méthanisation et torchères	<i>Méthanisation</i>	€/UGB/an	0,0	1,1	0,0	0,1	2,0
	<i>Couverture et torchères</i>	€/UGB/an	0,0	1,1	0,0	0,1	2,0
Economies d'énergie	<i>Tracteurs</i>	€/tracteur/an	-410	76,8	-333,2	27,2	95,2
	<i>Bâtiments avicoles</i>	€/kg poids vif/an	-0,032	0,002	-0,030		
	<i>Serres chauffées</i>	€/ha/an	-229,1	67,8	-161,3	1,1	104,5

Tableau A4. Coûts (en €/unité/an), avec ou sans prise en compte des coûts de transaction privés CTP, de l'ensemble des sous-actions (un coût positif représente un coût pour l'agriculteur, un coût négatif un gain).

Les sous-actions pour lesquelles la formule est utilisée hors de son domaine de validation sont représentées en italique.

Annexe 3. Estimation des pertes de production liées à la mise en œuvre de l'ensemble des actions

Un des critères de sélection des actions était qu'elles ne devaient pas remettre en cause les systèmes ni générer une variation de production supérieure à 10%. Nous avons donc estimé cette variation de production, suite à la mise en œuvre de l'ensemble des 10 actions instruites.

Pour ce faire, nous avons comparé les niveaux production initiaux et finaux en euros, pour tout ramener à unité commune, pour les céréales, oléagineux, protéagineux, betteraves et pommes de terres. Nous nous sommes limités à ces groupes de cultures car ce sont les seuls pour lesquels nous avons un rendement et un prix dans le RICA 2010, qui est notre référence pour ces paramètres.

Pour calculer la production initiale, nous avons multiplié les surfaces de la SAA 2010 par les rendements et les prix du RICA 2010, puis sommé les productions obtenues.

Pour calculer la production finale, nous sommes repartis du nouvel assolement de référence estimé avec la méthode "intégrée" de calcul des interactions entre actions. Nous avons ensuite tenu compte i) de l'augmentation du rendement moyen du blé engendrée par l'introduction des légumineuses ; ii) de la baisse de production générée par le labour 1 an sur 5 (-0.8% de rendement sur les sols et cultures concernées en moyenne) ; iii) de la baisse de production générée par l'implantation des arbres sur les parcelles en agroforesterie (-20% de rendement sur les surfaces concernées). Nous avons ensuite multiplié le nouvel assolement par les rendements corrigés puis par les prix du RICA, et nous avons sommé les productions obtenues.

Au final, nous obtenons une variation de produit de 327 millions d'euros, soit une baisse de la production de 2% en valeur.

Les calculs sont récapitulés dans le Tableau A5.

	Références		Avant la mise en œuvre des actions			Après la mise en œuvre "intégrée" des actions						
	Rendements	Prix	Assolement initial	Volume	Produit	Nouvel assolement	Nouveaux rendements de référence	Nouveaux volumes de référence	Baisses de volume		Volume Final	Produit Final
	RICA 2010	RICA 2010	SAA 2010	RICA 2010	RICA 2010	"Bilan 2"	Effet Légumineuses		Effet Non-Labour (-0,8% sur 75% des sols compatibles)	Effet Agroforesterie (-20% sur les 7% de surfaces en AF implantées sur les 28% de sols compatibles.)	tonnes	€
Productions végétales SAA	100 kg/ha	€/100 kg	ha	Tonnes	€	ha	100 kg/ha	tonnes			tonnes	€
Céréales			9 255 630	65 220 819	11 533 674 115	8 445 620		60 744 591	111 579	240 338	60 392 673	10 782 435 548
Total blé tendre	72,7	17,6	4 922 954	35 783 208	6 295 123 469	4 732 547	74,4	35 186 539		139 217	35 047 322	6 165 663 491
Blé tendre d'hiver			4 880 238			4 691 483		-				
Blé tendre de printemps			42 716			41 064		-				
Total blé dur	52,3	21,3	502 879	2 628 041	559 263 956	498 236	52,3	2 603 775	15 623	10 302	2 577 850	548 583 136
Blé dur d'hiver			490 140			485 614		-				
Blé dur de printemps			12 739			12 621		-				
Maïs grain	87,9	19,1	1 598 400	14 052 813	2 687 532 313	1 583 641	87,9	13 923 058	41 769	55 087	13 826 201	2 644 193 990
Total orge et escourgeon	62,2	14,8	1 572 775	9 786 344	1 451 366 048	978 447	62,2	6 088 233	36 529	24 088	6 027 616	893 926 934
Orge de printemps	59,4	16,3	421 072	2 503 216	407 275 903	261 955	59,4	1 557 289	9 344	6 161	1 541 783	250 849 811
Orge d'hiver et escourgeon	63,3	14,2	1 151 703	7 293 248	1 036 476 862	716 492	63,3	4 537 240	27 223	17 952	4 492 065	638 387 942
Riz			22 521			22 521		-	0			
Autres céréales non mélangées	46,7	18,2	636 101	2 970 413	540 388 329	630 228	46,7	2 942 986	17 658	11 644	2 913 684	530 067 996
Pommes de terre	404,3	16,9	154 638	6 252 596	1 056 425 255	153 210	404,3	6 194 863		24 510	6 170 353	1 042 529 678
Betteraves industrielles	839,2	2,7	382 775	32 120 750	867 817 583	379 241	839,2	31 824 167		125 913	31 698 253	856 402 836
Protéagineux			397 109	1 610 078	308 045 605	1 263 337		5 121 443		20 263	5 101 180	975 975 311
Féveroles et fèves	38,4	19,1	151 340	580 598	111 119 642	481 392	38,4	1 846 805		7 307	1 839 498	352 058 348
Pois protéagineux	43,0	19,1	239 495	1 029 480	196 925 964	761 802	43,0	3 274 639		12 956	3 261 682	623 916 964
Lupin doux			6 274			20 143		-				
Oléagineux			2 235 598	6 468 724	2 435 342 721	2 070 464		5 936 773	35 621	23 489	5 877 663	2 216 879 502
Colza et navette	32,6	36,8	1 463 804	4 768 783	1 753 945 334	1 305 337	32,6	4 252 528	25 515	16 825	4 210 187	1 548 495 438
Colza d'hiver (et navette)			1 458 973			1 301 029		-				
Colza de printemps (et navette)			4 831			4 308		-				
Tournesol	23,6	40,0	695 051	1 640 273	656 134 371	688 633	23,6	1 625 128	9 751	6 430	1 608 947	643 603 521
Soja			49 730			49 730		-				
Autres oléagineux	22,1	42,3	27 013	59 668	25 263 015	26 764	22,1	59 117	355	234	58 529	24 780 542
Total (CER+PROT+OLEA+BETT+PDT)			12 425 750	111 672 967	16 201 305 279	12 311 871		109 821 837			109 240 123	15 874 222 876

Tableau A5. Calcul de la baisse de production (en euros) engendrée par la mise en œuvre "intégrée" de l'ensemble des actions.

Les participants à l'étude

• Les experts scientifiques

Pilotage scientifique :

Laure Bamière	INRA-SAE2*	
Sylvain Pellerin	INRA-EA	
Denis Angers	AAC Canada	Sols et séquestration du carbone
Fabrice Béline**	IRSTEA	Gestion et traitement des effluents, méthanisation
Marc Benoît	INRA-SAE2	Microéconomie, élevages et émission de GES
Jean-Pierre Butault	INRA-SAE2	Economie, zonage pédoclimatique de la France
Claire Chenu	AgroParisTech	Carbone du sol
Caroline Colnenne-David	INRA-EA	Systèmes de culture innovants
Stéphane de Cara	INRA-SAE2	Economie, cultures et prairies, émissions CH ₄ /N ₂ O
Nathalie Delame	INRA-SAE2	Microéconomie, revenus des agriculteurs
Michel Doreau	INRA-PHASE	Digestion des ruminants, quantification des émissions CH ₄
Pierre Dupraz	INRA-SAE2	Mesures agro-environnementales
Philippe Favardin	INRA-PHASE	Physiologie animale, émissions de GES aux bâtiments
Florence Garcia-Launay	INRA-PHASE	Physiologie animale, porcins
Melynda Hassouna	INRA-EA	Evaluation environnementale des ateliers d'élevage
Catherine Hénault	INRA-EA	Emission de N ₂ O des sols de grande culture, légumineuses
Marie-Hélène Jeuffroy	INRA-EA	Systèmes de grande culture, fertilisation azotée
Katja Klumpp	INRA-EFPA	Cycles C et N, mesure des flux de GES, systèmes prairiaux
Aurélié Metay	Supagro Montpellier	Agroforesterie, carbone du sol
Dominic Moran	Scottish Agricultural College	Economie, coordinateur de l'étude sur l'atténuation en Ecosse
Sylvie Recous	INRA-EA	Cycle du carbone et sols, fertilisation azotée
Elisabeth Samson	INRA-SAE2	Traitement statistique, analyse de cycle de vie

Experts ayant contribué plus ponctuellement à l'étude : Jean-Baptiste Duclos (INRA-SAE2), Benoit Gabrielle (AgroParisTech), Christine Le Bas (INRA-EA), Philippe Lecomte (CIRAD), Michel Lherm (INRA-SAE2), Guy Millet (INRA-SAE2), Paul Robin (INRA-EA) et Jean-Philippe Steyer (INRA-EA).

• L'équipe projet INRA-DEPE

Philippe Chemineau	Directeur de la DEPE (jusqu'au 31 mai 2013)
Claire Sabbagh	suivi de l'avant-projet et de la phase de lancement
Lénaïc Pardon	conduite du projet, appui éditorial (rapport) et rédactionnel (document de synthèse)
Isabelle Savini	appui éditorial, rédaction des documents de synthèse
Sophie Le Perchec	appui documentaire
Marion Barbier	logistique, suivi comptable

Documentaliste ayant contribué plus ponctuellement à l'étude : Anne-Marie Bouchon (INRA, Bordeaux)

• Les membres du comité de suivi

Représentants des commanditaires ayant participé aux réunions et/ou assuré une relecture de documents : ADEME - Jérôme Mousset et Audrey Trévisiol ; MAAF – Elsa Delcombel et Ludovic Larbodière ; MEDDE – Martin Bortzmeyer, Pierre Brender, Olivier de Guibert et Antonin Vergez ; INRA-DS Environnement - Jean-François Soussana.

• Les membres du comité technique

Experts techniques ayant fourni des données de la littérature grise, participé aux réunions ou assuré une relecture de documents : Antonio Bispo, Cédric Garnier et Julien Thual (ADEME), Yves Gabory (AFAC), Afsaneh Lellahi et Jean-Pierre Cohan (Arvalis), Francis Flénet (CETIOM), Marie-Sophie Petit (CRA Bourgogne), Antoine Poupard (Groupe In Vivo), Jean-Baptiste Dollé (IDELE), Sandrine Espagnol et Christine Roguet (IFIP), Claude Aubert, Agnès Braine, Paul Ponchant (ITAVI).

* Départements de recherche de l'INRA : EA : Environnement et agronomie ; EFPA : Ecologie des Forêts, Prairies et milieux Aquatiques ; PHASE : Physiologie Animale et Systèmes d'Élevage ; SAE2 : Sciences Sociales, Agriculture & Alimentation, Espace & Environnement.

** En gras : responsable de l'instruction d'une action