



Evaluation de l'impact climatique de la mesure agro-environnementale n°7 : faible charge en bétail

Rapporteurs :

Pierre Dumortier – Unité de Physique des bio-systèmes

Christelle Degard – Unité de Physique des bio-systèmes

Marc Aubinet – Unité de physique des bio-systèmes

Yves Beckers – Unité de Zootechnie

Bernard Bodson – Unité de Phytotechnie des régions tempérées

Christine Moureaux - Unité de Phytotechnie des régions tempérées

16/11/2012

Rapport dans le cadre de la convention CLIMAGRO - 2010/41-CC MAE



Université
de Liège



Table des matières

1	Objectifs.....	4
2	Introduction.....	4
2.1	Présentation des MAE en Wallonie.....	4
2.2	Inventaire des alternatives présentant un intérêt climatique particulier	6
2.3	Description de la MAE 7 « faible charge en bétail ».....	6
2.4	Description d'une exploitation allaitante type.....	8
2.4.1	Conduite du bétail à l'étable.....	9
2.4.2	Gestion des effluents d'élevage.....	9
2.4.3	Alimentation du bétail	9
2.4.4	Prairies – surfaces fourragères	10
2.5	Echanges de GES et d'ammoniac à l'échelle de l'exploitation.....	10
2.5.1	Emissions directes	10
2.5.2	Emissions indirectes	11
3	Matériel et méthodes.....	11
3.1	Description du modèle.....	11
3.2	Calcul de l'incertitude	13
3.3	Acquisition des données et expression des résultats	13
3.3.1	Données.....	13
3.3.2	Résultats	14
3.4	Emissions directes	14
3.4.1	Emission par le bétail	14
3.4.2	Emission des effluents stockés	20
3.4.3	Emissions de la prairie	23
3.4.4	Emissions de l'exploitation	27
3.5	Emissions indirectes	28
3.5.1	Infrastructure (Ii).....	28
3.5.2	Gros matériel (Im).....	28
3.5.3	Engrais minéraux (Ie).....	29
3.5.4	Pesticides (Ip).....	30
3.5.5	Soins vétérinaires (Iv)	30
3.5.6	Aliments (Ia)	31
3.5.7	Litière (Il)	32
4	Résultats.....	33

4.1	Bilan des émissions brutes de GES	33
4.2	Bilan des émissions nettes de GES	33
4.3	Contribution des différents compartiments au bilan des émissions	34
4.4	Contribution des différents gaz au bilan des émissions.....	35
4.5	Bilan des GES par gaz et par poste.....	36
4.6	Bilan des émissions de NH ₃	38
5	Discussion	39
5.1	MAE 7	40
5.2	Possibilités d'intervention	41
5.3	Comparaison avec d'autres études	43
6	Conclusion	45
7	Bibliographie.....	46

1 Objectifs

L'objectif de cette étude est de quantifier l'impact de la faible charge en bétail (MAE 7) sur les échanges de gaz à effet de serre (GES), c'est à dire le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄) et le protoxyde d'azote (N₂O) ainsi que les échanges d'ammoniac (NH₃) à l'échelle d'une exploitation située en Région Wallonne. Il s'agit aussi d'évaluer les incertitudes pesant sur les résultats obtenus afin de pouvoir les interpréter de manière correcte.

2 Introduction

Le projet CLIMAGRO est un projet d'intérêt général sollicité par la Région Wallonne (DGARNE). Il s'inscrit dans la perspective d'une évaluation de l'impact climatique des mesures agri-environnementales (MAE) menées en Région Wallonne depuis 2004, en vue d'une éventuelle réorientation de ces mesures ainsi que dans le cadre de l'établissement du bilan de santé de la PAC.

Les objectifs initiaux du projet étaient doubles :

- Évaluer l'impact sur le bilan des émissions de gaz à effet de serre des différentes mesures agro-environnementales mises en œuvre dans le cadre du Plan Wallon de Développement rural (PWDr ; Gouvernement Wallon, 2009) ;
- Evaluer les potentialités de réduction des émissions ou d'augmentation de la séquestration de GES de nouvelles mesures agroenvironnementales pouvant être proposées dans le futur PWDr.

Cependant, ces objectifs ont évolué pendant la réalisation du projet. Dans un premier temps un inventaire des MAE, de la pertinence de leur étude et des informations présentes à ce sujet a été réalisé. Un inventaire des mesures alternatives ne faisant actuellement partie d'aucune MAE a aussi été réalisé. Suite à la réalisation de ces inventaires, il a été décidé par le comité de projet Climagro d'étudier en détail une alternative agricole, associée au programme agro-environnemental, à savoir la mesure agro-environnementale n°7 « Faible charge ». L'analyse pointue, d'un point de vue climatique, de cette MAE est envisagée comme une phase « test », permettant de se rendre compte de la faisabilité de l'étude (temps d'étude nécessaire, disponibilité de données dans la littérature, approche à adopter, etc.). En fin de compte, l'essentiel du travail fourni s'est focalisé sur la quantification des échanges de gaz en fonction de la charge en bétail des exploitations.

2.1 Présentation des MAE en Wallonie

Les mesures agri-environnementales (MAE) font partie de la politique de développement rural, 2^{ème} pilier de la Politique Agricole Commune (PAC). Ces mesures visent à améliorer l'impact des exploitations agricoles sur la qualité de l'environnement. Les méthodes mises en place en Région wallonne visent aussi bien le développement de la biodiversité de certains sites agricoles que le maintien de la qualité visuelle du paysage ou encore la protection de la qualité des eaux souterraines ou de surface. Les agriculteurs peuvent adhérer volontairement à une MAE pour une période de 5 ans et ainsi bénéficier d'une subvention. Les conditions et

subventions associées à chaque méthode peuvent être retrouvées en annexe 1 de l'arrêté du gouvernement Wallon (AGW) du 24/04/2008.

Les MAE existantes sont reprises en Tableau 1 .

Tableau 1 MAE existantes et succès de celles-ci pour l'année 2010 (SPW, communication personnelle).

Mesure	Participation	% des exploitations	Couverture
MAE 1a : Haies	5 038	33,0 %	12 343 015 m
MAE 1b : Arbres isolés	2 275	14,9 %	131 571
MAE 1c : Etang	1 477	9,7 %	4 052
MAE 2 : Prairie naturelle	1 982	13,0 %	13 727 ha
MAE 3a : Tournière enherbée	1 977	12,9 %	2 589 936 m
MAE 3b : Bande de prairie extensive	1 138	7,5 %	847 672 m
MAE 4 : Couverture hivernale du sol	3 391	22,2 %	49 701 ha
MAE 5 : Culture extensive	549	3,6 %	4 057 ha
MAE 6 : Animaux de race locales menacées			
MAE 7 : Faible charge en bétail	683	4,5 %	27 828 ha
MAE 8 : Prairie de Haute valeur biologique	730	4,8 %	4 470 ha
MAE 9 : Bande de parcelle aménagée	1 008	6,6 %	1 459 411 m
MAE 10 : Plan d'action agro-environnemental			
MAE 11 : Agriculture biologique			

A la suite de la réalisation de cet inventaire, nous avons décidé de diviser les mesures en différentes catégories selon la pertinence de leur étude. Nous avons aussi intégré à ces catégories des mesures autres que les MAE, susceptibles d'avoir un impact positif sur le bilan en GES des exploitations. Les options retenues sont :

- Mesures pertinentes à étudier : le travail du sol réduit, la restitution des résidus de culture, le compostage des engrais de ferme, la gestion des engrais, l'aération du lisier, le changement d'affectation des sols (tournière enherbée ; MAE 3a), la faible charge en bétail (MAE 7), l'agriculture biologique (MAE 11) et la digestion anaérobie (biométhanisation).
- Mesures pertinentes à étudier mais pour lesquelles peu d'informations ont été répertoriées : l'enfouissement des résidus de culture, les cultures énergétiques, la couverture hivernale du sol (MAE 4), les bandes de parcelles aménagées (MAE 9) et l'épandage par injection.
- Mesures peu pertinentes à étudier dans le cadre de l'impact des GES : la prairie de haute valeur biologique (MAE 8), l'augmentation production/animal, la bande de prairie extensive (MAE 3b) et la modification du régime alimentaire du bétail.

2.2 Inventaire des alternatives présentant un intérêt climatique particulier

De nombreuses pratiques agricoles sont susceptibles d'avoir un impact climatique. Cependant, cet impact n'est pas quantifié actuellement et très peu de données nous permettent de l'évaluer avec un niveau de certitude satisfaisant.

Tableau 2 Inventaire des alternatives présentant un intérêt climatique particulier

Pratique	Alternative
Labour	Travail du sol réduit
Export des résidus de culture	Restitution des résidus
Enfouissement profond des résidus	Restitution superficielle des résidus
Engrais minéraux	Engrais organiques
Epanchages par aspersion	Epanchages par pendillards/injection
Production extensive	Production intensive
Régime alimentaire normal	Régime alimentaire modifié (ex.: huile de lin)
Fumier	Fumier composté
Lisier non-aéré	Lisier aéré
Biomasse non-digérée	Biométhanisation
Culture alimentaire	Culture énergétique (taillis courte rotation, miscanthus, digesteur maïs, etc.)

Ces alternatives, quoique intéressantes, sont difficiles à étudier par rapport à leurs enjeux climatiques puisqu'elles posent de nombreuses questions et ne sont aujourd'hui que insuffisamment étudiées. L'objectif de la présente étude n'étant pas de faire des mesures, l'étude de ces alternatives a été abandonnée.

2.3 Description de la MAE 7 « faible charge en bétail »

« La méthode encourage une forme d'élevage peu intensive caractérisée par une charge en bétail modérée à faible sur les pâtures et prairies, nettement en-dessous des pratiques usuelles. Cette faible charge permet d'atteindre un taux de liaison au sol largement inférieur à l'unité et donc une situation à risque réduit du point de vue de la pollution des eaux, pour autant bien sûr que les épandages et restitutions soient suffisamment bien répartis sur les superficies de l'exploitation. Dans ce type d'exploitation, l'emploi de fertilisants minéraux est souvent limité et la plus faible production d'engrais de ferme est plus aisément valorisable

avec un très faible risque de pollution des eaux. Ce mode d'élevage est donc particulièrement compatible avec la protection de l'environnement. »

Objectifs de la MAE 7 selon le PWDr (2009).

Du point de vue pratique, les contraintes associées à la mesure sont les suivantes :

- La charge en bétail est comprise entre 0,6 et 1,4 UGB ha⁻¹ an⁻¹. L'unité de gros bétail (UGB) est une unité employée pour pouvoir comparer ou agréger des effectifs d'animaux d'espèces ou de catégories différentes. Le calcul du nombre d'UGB relatif à la MAE 7 est établi en utilisant les coefficients suivants : bovins de deux ans et plus, équidés de plus de six mois : 1 UGB ; bovins de 0 à six mois : 0,4 UGB ; bovins de six mois à deux ans : 0,6 UGB ; bovins ou caprins de plus de 6 mois : 0,15 UGB ; cervidés de plus de six mois : 0,25 UGB.
- Les hectares éligibles sont des prairies permanentes. Elles peuvent aussi bien être pâturées que fauchées. Les prairies temporaires ne sont pas éligibles.
- La production de ces prairies est uniquement destinée au cheptel de l'exploitation. Le fourrage excédentaire ne peut donc pas être vendu.
- L'usage de produits phytosanitaire en prairie est interdit, sauf dans le cas d'une application localisée d'herbicide sous les clôtures électriques ou contre les orties, chardons et rumex.
- Sauf dérogation, il est interdit d'épandre des matières organiques autres que celles produites par les animaux comptabilisés dans le calcul de la charge animal par ha.

La prime accordée aux exploitants appliquant la MAE 7 est de 100€/ha. En 2010, cette mesure concernait 683 exploitations et 27 828 ha (Tableau 1).

D'après les données disponibles, les exploitations en faible charge se situent principalement au sud du Sillon Sambre-et-Meuse (Figure 1). En termes d'occupation du territoire agricole (ha de prairies), celles-ci sont les plus importantes en Haute-Ardenne, dans le Jurassique ainsi qu'en Famenne. C'est donc sur ces dernières régions que se focalisera toute notre attention durant la rédaction de ce document.

M7 - Faible charge en bétail, en % de prairies permanentes (2009)

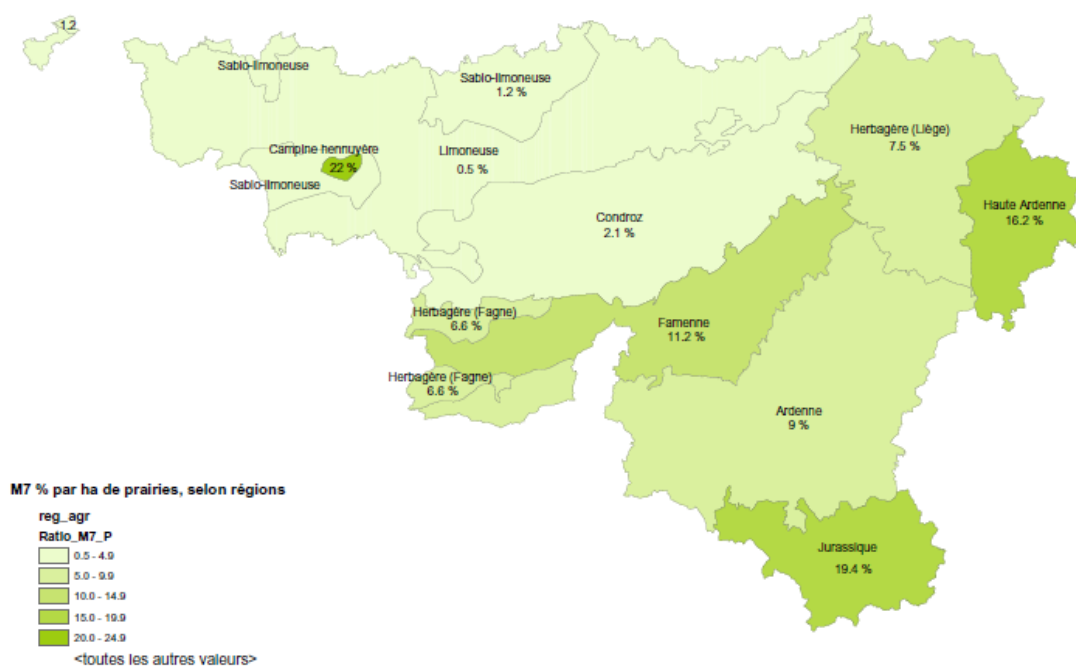


Figure 1 : Répartition géographique des exploitations en faible charge (MAE 7) en Wallonie (Girea, communication personnelle)

Nous gardons à l'esprit que certains types d'exploitation (principalement bovins allaitants) et certaines régions (Haute Ardenne, Jurassique, Famenne) sont plus propices à la MAE 7, faible charge en bétail. L'idée sera de comparer les échanges de gaz sur une même zone géographique et pour des exploitations de même type (allaitant).

2.4 Description d'une exploitation allaitante type

Les exploitants intéressés par la faible charge en bétail sont forcément des exploitants qui souhaitent diminuer leur consommation en intrants et privilégier un maximum d'autonomie. La faible charge impose une importante production d'herbe par UGB, production qui ne peut être vendue. Ces exploitations basent donc leur ration sur l'herbe et réduisent l'utilisation d'aliments concentrés. Finalement, les contraintes sont telles que l'élevage de vaches allaitantes est l'orientation la plus compatible économiquement avec cette mesure.

D'après les comptabilités agricoles régionales, si l'on considère une charge en bétail de 1,1 UGB ha⁻¹, la superficie moyenne de prairies permanentes d'une exploitation équivaut environ à 66 hectares (statistiques DAEA, voir description complète au § 3.3.1). L'atelier bovin se caractérise par l'élevage de veaux nourris sous la mère vendus une fois sevrés pour être engraisés. Une vache nourrice adulte (**680 kg**) présente un cycle de reproduction annuel, avec vêlage fin de l'hiver/début du printemps (décembre – mars/avril). Le cheptel est constitué principalement de vaches nourrices, de veaux mâles et femelles, de bovins femelles de 1 à 2 ans et de génisses de plus de 2 ans. On compte généralement très peu de bovins mâles de plus d'1 an.

L'exportation de viande maigre s'effectue toute l'année (veaux sevrés pour l'engraissement, vaches de réforme). Les veaux sevrés sont envoyés vers d'autres exploitations spécialisées pour l'engraissement.

2.4.1 Conduite du bétail à l'étable

Le bétail est maintenu environ **5 mois** par an en stabulation (fin octobre/novembre à mars). Sauf en Ardennes, où la période de stabulation est de 6 mois.

On peut rencontrer principalement 3 types de stabulation en élevage allaitant : entravée, libre paillée et semi-paillée. Le choix de celui-ci est fonction de la disponibilité en paille, variable suivant les régions agricoles, qui permet, ou non, de disposer d'aires entièrement paillées. Il est également fonction de la race de bovin allaitant. Le système de stabulation le plus courant pour les exploitations allaitantes en faible charge est la stabulation libre paillée (Figure 2) où l'aire est entièrement recouverte de litière (paille). La litière s'accumule sous le bétail durant tout le séjour à l'étable et est généralement évacuée en fin de séjour. L'engrais de ferme issu de ce type de stabulation est le fumier (Commission internationale du Génie Rural, 2002). La suite du document est rédigée sur base d'exploitations fonctionnant en stabulation libre.



Aire paillée intégrale (K)

Figure 2 : Aire paillée intégrale (à droite : aire de couchage, à gauche : aire de manutention (Nitrawal, 2007).

2.4.2 Gestion des effluents d'élevage

En stabulation paillée, la litière est accumulée sous les animaux durant toute la période de stabulation. Elle est évacuée à la fin de la période hivernale. Le fumier peut ensuite être stocké à l'extérieur durant une période qui est variable selon les exploitations, allant de quelques mois jusqu'à une année. Lorsque la teneur en paille est élevée, le fumier peut aussi être composté. Le compost est alors stocké durant une période au cours de laquelle il est régulièrement aéré (communication personnelle B. Bodson). La durée de stockage des fumiers est, en moyenne, estimée à **4 mois** ou 120 jours.

2.4.3 Alimentation du bétail

Les systèmes allaitants en faible charge sont des systèmes relativement autonomes. En ce qui concerne la nourriture fournie au bétail, celle-ci est principalement issue des prairies. L'ingestion de matière sèche est de **13 kg UGB⁻¹ jour⁻¹**. L'herbe des prairies pâturées constitue le régime alimentaire au printemps et en été (7 mois sur l'année). Le produit de la fauche des prairies assure la ration hivernale lors du maintien en stabulation. Cette ration hivernale peut néanmoins être complétée par des aliments concentrés achetés à l'extérieur de l'exploitation. La part d'aliments concentrés dans la ration hivernale est variable selon les exploitations et augmente avec la charge en bétail.

2.4.4 Prairies – surfaces fourragères

Les surfaces fourragères sont principalement les surfaces de prairies. Ces exploitations ont très peu recours aux cultures. Environ 2/3 des prairies sont pâturées, tandis que le tiers restant est fauché. Le rendement des prairies en faible charge est en moyenne de 5-6 t MS/ha lorsqu'aucun engrais minéral n'est épandu et que la fauche tardive est pratiquée. En ce qui concerne la fertilisation, les exploitations les plus extensives fonctionnent sans fertilisation minérale, effectuant 2 fauches tardives par an. D'autres effectuent jusqu'à 4 fauches, et ont recours à une fertilisation minérale, principalement sur les prairies fauchées. La fertilisation organique est fonction du retour des excréments du bétail en étable. Les prairies en faible charge contiennent une proportion de légumineuses relativement élevée, entre 20-25 %. En ce qui concerne l'épandage d'engrais organique en prairie (fumier, compost), celui-ci s'effectue par diffusion en surface.

Le bétail est maintenu durant **7 mois** (215 jours) environ sur l'année en prairie, de mars/avril à octobre.

2.5 Echanges de GES et d'ammoniac à l'échelle de l'exploitation

Le bilan global des échanges de gaz est calculé à l'échelle de l'exploitation. C'est ce bilan qui occupera l'essentiel du présent document. Finalement, le bilan se calcule sur base d'exploitations telles que décrites dans le §2.3. Les émissions à l'échelle de l'exploitation sont divisées en 2 catégories représentées en Figure 3 : les émissions directes (D) et les émissions indirectes (I). Les postes concernés par des échanges directs sont les suivants : bétail, stockage des engrais de ferme, prairie et énergie. Les émissions liées aux changements d'affectation des terres ne sont pas prises en compte dans ce document.

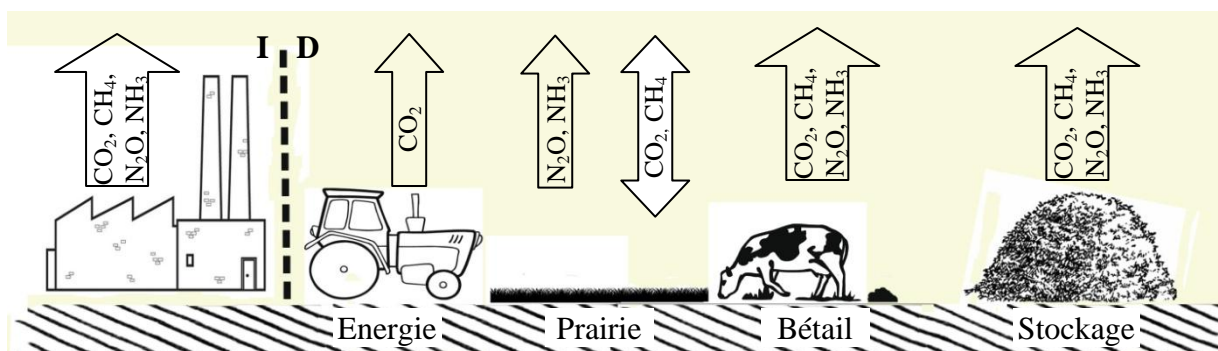


Figure 3 Schéma général des postes comptabilisés

Les échanges peuvent aussi être divisés en deux catégories, les échanges nets comprennent à la fois les postes d'émission et les postes d'assimilation de GES alors que les échanges bruts ne comprennent que les postes d'émissions de GES. De plus, dans notre modèle, la respiration des bovins en prairies est comptabilisée dans le poste bovin pour les émissions brutes alors que dans le cas des émissions nettes, la respiration des bovins en prairie est comptabilisée dans le poste prairie, et ce pour des raisons techniques liées à la prise de mesure (eddy covariance).

2.5.1 Emissions directes

Les émissions directes concernent toutes les émissions réalisées sur l'exploitation elle-même. Chaque poste peut lui-même être subdivisé en différents sous-postes selon le contexte.

Le modèle construit estime les émissions d'exploitations allaitantes en faible charge. Dans ce type d'exploitation, près de la totalité de la surface agricole utile est exploitée en tant que prairie. Au fur et à mesure que la charge en bétail augmente, l'exploitant diversifie ces sources de fourrages et fait appel à des aliments concentrés. A des fins de comparaison, ce rapport considère les terres arables comme faisant partie d'une autre exploitation. Les aliments achetés ou autoconsommés sont considérés sur un pied d'égalité et considérés comme étant des charges indirectes.

2.5.2 Emissions indirectes

Les émissions indirectes concernent des émissions issues d'activités extérieures à l'exploitation visée, nécessaires à l'activité de l'exploitation. Ces activités peuvent se situer en amont (intrants) ou en aval (transformation des produits) de l'exploitation. Dans notre cas, nous ne nous intéresserons qu'aux émissions en amont.

3 Matériel et méthodes

Nous avons cherché à développer un modèle simple permettant de quantifier l'impact de la charge en bétail sur les émissions de GES et d'ammoniac des exploitations. Pour ce faire, il faut non seulement tenir compte de la charge en bétail mais aussi de toutes les caractéristiques de l'exploitation qui sont influencés par cette charge en bétail (ex. : consommation d'intrants). Le modèle utilisé est décrit de manière complète ci-dessous. L'ensemble des paramètres utilisés sont décrit en §3.4 et 3.5 et sont repris de manière synthétique en Annexe 1.

3.1 Description du modèle

L'émission totale de gaz à effet de serre par l'exploitation (Σ), en termes de kg CO₂- $\dot{e}q$ ha⁻¹an⁻¹, s'écrit comme la somme des émissions des trois gaz à effet de serre (GES) principaux, pondérées par leur potentiel de réchauffement global respectif :

$$\Sigma = \Sigma^N \cdot P^N + \Sigma^M \cdot P^M + \Sigma^C \cdot P^C \quad (1)$$

Où :

Σ^X représente l'échange par l'exploitation du GES X (kg X ha⁻¹an⁻¹)

P^X représente le potentiel de réchauffement global (PRG) pour le GES X (kg CO₂ kg⁻¹X). Le PRG du N₂O est évalué à 298 et celui du CH₄ est de 25 (évaluation pour une durée de 100 ans) (IPCC, 2007).

Les exposants N, M, C et X se réfèrent respectivement au protoxyde d'azote (N₂O), au méthane (CH₄), au dioxyde de carbone (CO₂) ou à un gaz quelconque.

Les émissions de gaz acidifiant sont aussi comptabilisées à chaque étape du modèle. La méthode est la même que pour les émissions de GES. Seuls les facteurs d'émission sont différents. L'exposant A se réfère à l'ammoniac (NH₃).

L'émission de chaque GES, Σ^X , résulte de la somme des émissions en provenance de cinq postes de l'exploitation : le bétail (B), le stockage des engrais de ferme (S), la prairie (P), l'énergie (E) et les émissions indirectes (I). Les postes sont éventuellement divisés en sous-

postes pour lesquels les émissions sont généralement calculées par le produit d'une quantité (Q) par un facteur d'émission (E). Dans tous les cas, la dimension des paramètres est telle que Σ^X s'exprime en $\text{kg} \times \text{ha}^{-1} \times \text{an}^{-1}$. L'indication (CB) à la suite d'une quantité (ex. : Q_Y (CB)) indique que cette quantité varie selon la charge en bétail.

Contrairement à la plupart des études actuellement existantes, la présente étude comptabilise les émissions de CO_2 associées au bétail, à la gestion des engrais de ferme ainsi que l'échange net de l'écosystème.

La somme des émissions des cinq postes de l'exploitation s'exprime de la manière suivante :

$$\Sigma^X = \Sigma_B^X + \Sigma_S^X + \Sigma_P^X + \Sigma_E^X + \Sigma_I^X \quad (2)$$

Les émissions par le bétail (B) s'écrivent comme la somme des émissions associées à la respiration (ou éructation dans le cas du méthane et du CO_2 entérique) des bovins en étable (Ber) ou en prairie (Bpr) et aux émissions des excréments du bétail à l'étable (Bee) ainsi qu'en prairie (Bep), multipliée par le temps de résidence en étable (t_e) ou en prairie ($365 - t_e$) ainsi que par la charge en bétail (CB):

$$\Sigma_B^X = CB \{ (Q_{Bee} E_{Bee}^X + Q_{Ber} E_{Ber}^X) t_e + (Q_{Bpe} E_{Bpe}^X + Q_{Bpr} E_{Bpr}^X) (365 - t_e) \} \quad (3)$$

Dans le cas de la comptabilisation des émissions brutes, la respiration des bovins en prairie ($Q_{Bpr} E_{Bpr}^C$) est comptabilisée dans le poste bovin alors que dans le cas des émissions nettes, la respiration des bovins en prairie est comptabilisée dans le poste prairie, et ce pour des raisons techniques liées à la prise de mesure (eddy covariance).

Celles en provenance du stockage (S) s'écrivent comme les émissions associées aux engrais de ferme produits, multipliées par la charge en bétail (CB):

$$\Sigma_S^X = CB \{ Q_S E_S^X \} \quad (4)$$

Celles en provenance de la prairie (P) sont représentées par l'ENE dans le cas du CO_2 et du CH_4 , Dans le cas du N_2O et du NH_3 , par contre, l'échange de la prairie se calcule comme la somme des émissions associées à la fertilisation organique (Po) et minérale (Pm), à la présence de légumineuses en prairie (Pl), ainsi que des échanges de N_2O au niveau d'une prairie uniquement composée d'herbe (Ph):

$$\Sigma_P^C = ENE_P^C \quad (5)$$

$$\Sigma_P^M = MO_P^M \quad (6)$$

$$\Sigma_P^{N,A} = Q_{Po}(CB) E_{Po}^{N,A} + Q_{Pm}(CB) E_{Pm}^{N,A} + Q_{Pl} E_{Pl}^{N,A} + E_{Ph}^{N,A} \quad (7)$$

Celles liées à l'énergie (E) ne concernent que le CO_2 et s'écrivent comme la somme des émissions associées à la consommation de carburant (Ec) et d'électricité (Ee):

$$\Sigma_E^C = Q_{Ec}(CB) E_{Ec}^C + Q_{Ee}(CB) E_{Ee}^C \quad (8)$$

Et, finalement, celles liées aux émissions indirectes (I) s'écrivent comme la somme des émissions liées aux infrastructures (Ii), gros matériel (Im), engrais minéraux (Ie), pesticides (Ip), soins vétérinaires (Iv), alimentation (Ia) et litière (Il).

$$\Sigma_I^X = \Sigma_{Ii}^X + \Sigma_{Im}^X + \Sigma_{Ie}^X + \Sigma_{Ip}^X + \Sigma_{Iv}^X + \Sigma_{Ia}^X + \Sigma_{Il}^X \quad (9)$$

3.2 Calcul de l'incertitude

Les mesures d'émission/absorption de gaz utilisées sont accompagnées d'un facteur d'incertitude, lié soit, lors du choix d'un facteur unique, à la variabilité calculée sur les mesures par l'auteur, soit, lors du choix d'un intervalle de mesures, à la plage de variation même de cet intervalle.

Afin d'estimer la variabilité des résultats dans les calculs de bilan des GES et d'ammoniac, il est nécessaire de calculer la propagation des incertitudes liées aux facteurs d'émission, les autres paramètres étant considérés sans incertitude.

Les émissions de chaque gaz à chaque poste sont accompagnées d'une incertitude : δx_{poste1} ; δx_{poste2} ; δx_{poste3} ; etc.

La somme des émissions de chaque gaz à chaque poste entraîne un cumul des incertitudes. L'incertitude finale sur le résultat est calculée selon la méthode de Taylor (1997).

Les sources d'incertitudes étant considérées comme indépendantes, on supposera qu'elles s'additionnent quadratiquement, c'est-à-dire que pour une grandeur q obtenue par $q = x + y + \dots + z - w$, les incertitudes lui étant associées seront calculées selon la formule:

$$\delta q = \sqrt{\left(\frac{\partial q}{\partial x} \delta x\right)^2 + \left(\frac{\partial q}{\partial y} \delta y\right)^2 + \dots + \left(\frac{\partial q}{\partial z} \delta z\right)^2} \quad (10)$$

Dans le cas d'une somme ou d'une soustraction, cette formule générale se simplifie également de la manière suivante :

$$\delta q = \sqrt{(\delta x)^2 + (\delta y)^2 + \dots + (\delta z)^2 + (\delta w)^2} \quad (11)$$

Pour les mesures répertoriées dans la littérature dont aucune incertitude n'a été calculée/mesurée par l'auteur, une incertitude égale à la mesure elle-même sera considérée.

3.3 Acquisition des données et expression des résultats

3.3.1 Données

Les données d'émission utilisées dans ce rapport proviennent de la littérature scientifique (articles, rapports) ou de guides méthodologiques développés par des institutions (ex. : guide GES'TIM référencé sous Gac *et al.*, 2010 a et Bilan Carbone référencé sous ADEME, 2007). Les données concernant les quantités utilisées ou produites (intrants, fumier, respiration, rendements, ration...) proviennent soit de la littérature scientifique, soit de données statistiques recueillies par la direction de l'Analyse économique agricole (DAEA), soit de la littérature grise, soit de discussions avec des personnes de référence.

Dans tous les cas, si plusieurs sources pertinentes sont retenues pour un même paramètre, les différentes données obtenues définissent une plage d'incertitude. Après harmonisation des unités, la valeur de référence considérée est le milieu de la plage de donnée (mid-range) et l'incertitude est la différence entre la valeur de référence et les extrêmes. Ce choix est motivé par notre faible connaissance des facteurs d'émissions concernant les GES en Région wallonne qui nous impose de conserver l'ensemble de la plage d'incertitude.

La DAEA suit, de manière régulière, un large panel de paramètres pour plus de 400 exploitations situées en Région wallonne. Parmi celles-ci, nous nous intéressons aux entreprises de l'OTE 42 possédant moins de 5 vaches laitières (=>exploitations spécialisées). A partir de ces données, il est possible d'extraire, pour chaque exploitation, des paramètres choisis ainsi que la charge en bétail et de représenter le lien entre les paramètres et la CB par une régression linéaire. Dans certains cas, les données sont enregistrées sous forme monétaire et un facteur de coût est utilisé afin de convertir les données monétaires en quantité d'intrant.

3.3.2 Résultats

Lors de la préparation de ce rapport, nous avons choisi de rapporter les émissions de GES à deux grandeurs de référence : la surface ($\text{kg CO}_2 \text{ éq. ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et le poids vif produit ($\text{kg CO}_2 \text{ éq. kg}^{-1} \text{ PV}$). Le premier mode de rapportage permet de mieux appréhender les émissions à l'échelle du territoire alors que le second s'intéresse plus au bilan au niveau de l'assiette.

Le passage d'une grandeur de référence à l'autre se fait en considérant la charge en bétail de l'exploitation et le fait qu'un UGB au sein d'une exploitation allaitante wallonne produit annuellement 325 kg de poids vif. Ce facteur est calculé sur base d'un scénario moyen où la composition du cheptel est établie sur base de données DAEA (29 % de veaux, 31 % de génisses, 36 % de vaches allaitantes, 4 % de taureaux): La croissance initiale est de 300 kg en 8 mois pour les veaux, suivie d'une croissance de 380 kg supplémentaires en 16 mois pour les génisses et de 700 kg supplémentaires en 58 mois pour les taureaux. Les vaches allaitantes ont un poids stable de 680 kg et sont réformées après 30 mois supplémentaires. Une telle exploitation conduira à la production de 325 kg de poids vif par UGB et par an ou 171 kg de viande par UGB et par an (rendement à l'abattage de 70 % et rendement en viande de 75 %). La courbe de croissance des animaux se situe entre la situation décrite par le herd-book Blanc Bleu Belge (BBB) et celle proposée par de Behr *et al.* (2001).

Si ce changement de grandeur se faisait sur base d'un troupeau de limousines, les changements dans la composition du troupeau seraient faibles (Données DAEA : 31 % de veaux, 27 % de génisses, 38 % de vaches allaitantes, 4 % de taureaux). Si les gains moyens de poids sont les mêmes, l'exploitation produira alors 320 kg de poids vif par UGB et par an avec un rendement à l'abattage et un rendement en viande inférieur au BBB. Vu les similitudes importantes entre les deux races et vu que la majorité des élevages wallons travaillent avec le BBB, seule l'option BBB sera étudiée dans la suite du travail.

3.4 Emissions directes

3.4.1 Emission par le bétail

L'émission par le bétail est décrite par l'équation (3) :

$$\Sigma_B^X = CB\{(Q_{Bee}E_{Bee}^X + Q_{Ber}E_{Ber}^X)t_e + (Q_{Bpe}E_{Bpe}^X + Q_{Bpr}E_{Bpr}^X)(365 - t_e)\}$$

La durée de maintien du bétail en stabulation (t_e) est estimée à 5 mois (150 jours) (cf. supra).

3.4.1.1 Emissions par le bétail en étable

Dans les systèmes d'élevage, lors du maintien des animaux à l'étable, il est difficile de distinguer les émissions liées au bétail de celles associées aux excréments (Monteny *et al.*, 2001). De plus, les émissions rencontrées dans la littérature sont présentées directement en kg X UGB⁻¹ jour⁻¹, ce qui ne permet pas de faire la distinction entre les facteurs d'émission et la quantité d'excrément produite ou d'air respiré. Ce paragraphe décrira donc parfois directement le terme $Q_{Bee}E_{Bee}^X + Q_{Ber}E_{Ber}^X$ pour certains GES.

3.4.1.1.1 Facteurs d'émission de N₂O

Les émissions de N₂O issues de la digestion par les ruminants ($Q_{Ber}E_{Ber}^N$) sont considérées comme négligeables (Tiedje, 1988). Seules sont prises en compte les émissions liées aux déjections des animaux ($Q_{Bee}E_{Bee}^N$).

En stabulation paillée, le mélange d'excréments et de paille (litière), combiné à une compaction partielle de la litière, engendre des conditions favorisant une aération passive, et par conséquent des réactions de nitrification et de dénitrification (Monteny *et al.*, 2006). Ces émissions sont néanmoins limitées, moins importantes que celles associées au stockage du fumier en tas à l'extérieur de l'étable (Dollé *et al.*, 2006).

Selon des mesures effectuées en Belgique par Mathot *et al.* (2007), les émissions de N₂O à l'étable en stabulation libre paillée vont de 0,55 à 0,60 10⁻³ kg N₂O UGB⁻¹ jour⁻¹. Ces émissions sont calculées de la manière suivante : les émissions sont de 1,26 à 1,37 kg CO₂-équ 100 kg⁻¹ poids vif jour⁻¹, attribuées à 98 % au CH₄ et à 2 % au N₂O avec un PRG de 310 pour le N₂O. D'autres résultats proposés par Chadwick *et al.* (1999) pour du bétail viandeux en stabulation libre sont de 0,9 10⁻³ kg N₂O UGB⁻¹ jour⁻¹. Finalement, Gac *et al.* (2006) propose un facteur d'émission de 0,17 % de l'N excrété au bâtiment, soit 0,48 10⁻³ kg N₂O UGB⁻¹ jour⁻¹. Une plage d'émissions de 0,5 à 0,9 10⁻³ kg N₂O UGB⁻¹ jour⁻¹ peut être définie, avec une moyenne de 0,7±0,2 10⁻³ kg N₂O UGB⁻¹jour⁻¹.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
t_e	150	Jour		Estimation
$Q_{Ber}E_{Ber}^N$	0	kg N ₂ O UGB ⁻¹ jour ⁻¹	/	Tiedje, 1988
$Q_{Bee}E_{Bee}^N$	0,7 10 ⁻³	kg N ₂ O UGB ⁻¹ jour ⁻¹	29 %	Chadwick <i>et al.</i> , 1999 ; Gac <i>et al.</i> , 2006 ; Mathot <i>et al.</i> , 2007 ;

Tableau 3 : facteurs d'émission – N₂O associé à la présence du bétail à l'étable

3.4.1.1.2 Facteurs d'émission de CH₄

Les émissions de méthane à l'étable ne sont pas corrélées à des facteurs climatiques et ne varient pas suivant les saisons mais plutôt en fonction de l'animal, de la prise de nourriture (énergie brute) et du type d'alimentation (Jungbluth *et al.*, 2001). Les émissions à l'étable sont en général attribuées pour 80 % à la fermentation entérique et pour 20 % aux excréments pour des systèmes où les effluents sont sous forme de lisier (Amon *et al.*, 2001 ; Monteny *et al.*,

2001). La proportion peut être plus élevée pour les excréments dans le cas de systèmes de stabulation libre (litière paillée) et peut même s'inverser (Groenestein & Huis in't veld, 1994). En effet, en système de stabulation libre paillée, l'accumulation et le tassement de litière sous les animaux pour une période relativement longue, entraîne des émissions de méthane associées à la présence d'un milieu anaérobie (Dollé *et al.*, 2006 ; Rotz *et al.*, 2010).

La nature de la ration ainsi que la quantité de matière sèche ingérée influencent fortement les émissions de CH₄ liées à la fermentation entérique. Ainsi, plus une ration est riche en aliments concentrés, moins les émissions de CH₄ sont importantes (Giger-Reverdin *et al.*, 2000 ; Lovett *et al.*, 2003 ; Doreau *et al.*, 2011 ; Martin *et al.*, 2010). Selon les résultats de Mathot *et al.* (2012), on observe une décroissance monotone des émissions, pour une proportion de concentrés dans la ration supérieure à 40 %. Les travaux de Giger-Reverdin *et al.* (2000), complètent cette information en indiquant que la relation entre la teneur en concentrés de la ration et les émissions de CH₄ est en fait curvilinéaire, un pic d'émission de CH₄ étant atteint pour une proportion de 30-40 % de concentrés dans la ration (suivant le stade de développement de l'animal). Les émissions de CH₄ diminuent au delà de cette proportion (Figure 4).

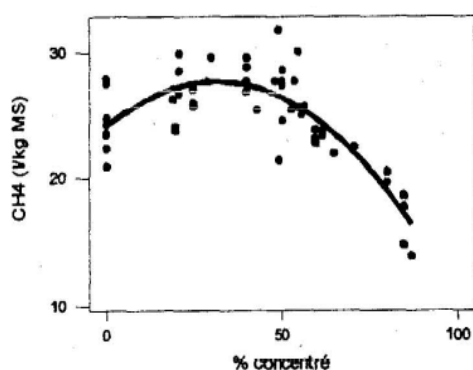


Figure 4 : Production de méthane en fonction de la proportion d'aliments concentrés dans la ration (Giger-Reverdin *et al.*, 2000)

Selon l'étude de Mathot *et al.* (2012) portant sur des génisses en stabulation paillée entravée, les émissions totales de méthane vont de 0,09 à 0,37 kg CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹. Ce chiffre est obtenu en multipliant la prise de poids corporelle par la production de CH₄ par unité de poids produit (respectivement Mathot *et al.*, 2012 ; tableau 2 et 4) et en considérant qu'un UGB pèse 680 kg. La valeur retenue est donc de 0,23±0,14 kg CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
$Q_{Bee}E_{Bee}^M + Q_{Ber}E_{Ber}^M$	0,23	kg CH ₄ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	61 %	Mathot <i>et al.</i> , 2012

Tableau 4 : facteurs d'émission – CH₄ associé à la présence du bétail à l'étable

3.4.1.1.3 Facteurs d'émission de CO₂

Peu de mesures d'émission de CO₂ effectuées lors du maintien du bétail en étable sont répertoriées dans la littérature. Selon des essais menés en stabulation paillée entravée sur des génisses Blanc Bleu Belge par Mathot *et al.* (2012), les émissions de CO₂ sont estimées à 11,3±2,4 kg par kg de gain de poids vif. Après calcul (en considérant les gains moyens de

poids vif en Mathot *et al.*, 2012 ; tableau 2 et des UGB de 680 kg), les émissions de CO₂ par UGB et par jour sont de 10,4±1,1 kg.

Nous n'avons pu mettre en évidence d'autres publications mesurant les émissions de CO₂ à l'étable. Il existe néanmoins des publications concernant la quantité de CO₂ émise par le bétail via la respiration métabolique (en étable ou en prairie). Notons que les émissions dépendent fortement du poids de l'animal (Giger-Reverdin *et al.*, 2000). Jungbluth *et al.* (2001) proposent des émissions de 6,5 kg CO₂ UGB⁻¹ jour⁻¹ pour un UGB de 500 kg en étable, ce qui revient à des émissions de 8,84 kg CO₂ UGB⁻¹ jour⁻¹ pour un UGB de 680 kg. Pinares-Patino *et al.* (2007); proposent des émissions de 9,37 à 10,50 kg CO₂ génisse⁻¹ jour⁻¹ pour une génisse de 450 kg en prairie, ce qui revient à des émissions de 15±0,87 kg CO₂ UGB⁻¹ jour⁻¹ pour un UGB de 680 kg. Sauvart & Giger-Reverdin (2009) considèrent qu'un bovin viandeux respire 58,0±12,5 % du carbone ingéré. Pour une ingestion quotidienne de 13±1 kg MS, considérant une proportion de carbone de 42 %, la quantité de carbone ingérée est de 5,46±0,45 kg et la quantité respirée est de 11,8±3,4 kg CO₂ jour⁻¹. Finalement, nous avons décidé de conserver la valeur intermédiaire de 11,9±3,1 kg CO₂ UGB⁻¹ jour⁻¹.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
$Q_{Bee}E_{Bee}^C + Q_{Ber}E_{Ber}^C$	11,9	kg CO ₂ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	26 %	Jungbluth <i>et al.</i> , 2001 ; Mathot <i>et al.</i> , 2012 ; Pinares-Patino <i>et al.</i> , 2007 ; Sauvart & Giger-Reverdin, 2009

Tableau 5 : facteurs d'émission – CO₂ associés à la présence du bétail à l'étable

3.4.1.1.4 Facteurs d'émission de NH₃

Les pertes d'ammoniac à l'étable dépendent du type de stabulation rencontrée. Dans les systèmes présentant une litière de paille, celle-ci absorbe l'urine, source de volatilisation d'ammoniac et peut, suivant la durée et les conditions de maintien du fumier à l'étable, diminuer la volatilisation de l'ammoniac (Webb *et al.*, 2001).

En stabulation libre paillée, les résultats obtenus par Misselbrook *et al.* (2000) sur des bœufs semblent les plus appropriés : 21 g NH₃ UGB⁻¹ jour⁻¹. D'autres résultats, plus élevés, concernent des stabulations libres, à logettes : 41,6 g NH₃ UGB⁻¹ jour⁻¹ (Misselbrook *et al.*, 2000) et 36-46 g NH₃ UGB⁻¹ jour⁻¹ (Sonneveld *et al.*, 2008) ou ne font pas la différence entre les différents modes de stabulation : 35 g NH₃ UGB⁻¹ jour⁻¹ (Gac *et al.*, 2006).

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
$Q_{Bee}E_{Bee}^A + Q_{Ber}E_{Ber}^A$	0,021	kg NH ₃ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	100 %	Misselbrook <i>et al.</i> , 2000 ;

Tableau 6 : facteurs d'émission – NH₃ associés à la présence du bétail à l'étable

3.4.1.2 Emissions par le bétail en prairie

Les émissions du bétail en prairie sont calculées de la même manière que les émissions en étable à l'aide du terme $Q_{Bpe}E_{Bpe}^X + Q_{Bpr}E_{Bpr}^X$.

3.4.1.2.1 Facteurs d'émission de N₂O

L'azote excrété par les déjections animales peut suivre plusieurs routes : il peut être stocké dans le sol, lessivé, utilisé par les végétaux ou finalement être perdu dans l'atmosphère sous

forme d'émission gazeuse (NH₃, N₂O). Pour l'ammoniac, c'est l'azote ammoniacal total (TAN) qui est volatilisé, tandis que pour le N₂O, c'est la forme nitrique qui est dénitrifiée (pertes de N₂ ou N₂O) (Simon *et al.*, 1998).

Les émissions de N₂O, la volatilisation d'ammoniac et les pertes d'azote par lessivage sont plus fortement associées à l'excrétion d'urine qu'à celle de matières fécales (Dahlin *et al.*, 2005). L'excrétion d'azote dans l'urine dépend de la quantité d'azote ingérée, de sa nature et des besoins des animaux. Par exemple, l'herbe est riche en azote mais est caractérisée par un faible rendement d'utilisation des protéines (Webb *et al.*, 2001). Cela entraîne des rejets d'azote plus importants en prairie qu'en étable (Simon *et al.*, 1998). La teneur en azote de l'herbe pâturée est de 30 kg N t⁻¹ MS alors que celle du foin à l'étable est de 15-20 kg N t⁻¹ MS (Nitrawal, 2007).

La teneur en azote des matières fécales est toujours relativement constante (7,5-8 g kg⁻¹ MS ingérée), contrairement à celle de l'urine qui varie selon la quantité d'azote ingérée (2 à 21 g l⁻¹, moyenne de 6,2 g l⁻¹ ; Peyraud *et al.*, 1995 ; Simon *et al.*, 1998 ; Barré, 2001).

Les émissions de N₂O à partir des rejets d'excréments du bétail sont généralement comprises entre 0,02 (Luo *et al.*, 2008) et 3,2 % de l'N excrété (Flessa *et al.*, 1996). De nombreuses valeurs intermédiaires sont disponibles dans la littérature (Gac *et al.*, 2006 ; Velthof *et al.*, 1997 ; Oenema *et al.*, 1997 ; de Klein *et al.*, 2003 ; Barré, 2001 ; Yamulki *et al.*, 1998 ; Chadwick *et al.*, 1999 ; Casey & Holden, 2006 b). Le pourcentage d'émissions à partir de l'azote excrété retenu est de 1,7±1,5 %.

En considérant une excrétion d'azote annuelle de 77 kg N an⁻¹ pour une vache allaitante (Lambert, 2006), on obtient alors une émission de N₂O de 5,64±4,98 g UGB⁻¹jour⁻¹.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
$Q_{Bpr}E_{Bpr}^N$	0	kg N ₂ O UGB ⁻¹ jour ⁻¹		Tiedje, 1988
$Q_{Bpe}E_{Bpe}^N$	0,0056	kg N ₂ O UGB ⁻¹ jour ⁻¹	88 %	Flessa <i>et al.</i> , 1996 ; Luo <i>et al.</i> , 2008

Tableau 7 : facteurs d'émission – N₂O associés à la présence du bétail en prairie

3.4.1.2.2 Facteurs d'émission de CH₄

Les émissions de méthane en prairie sont principalement liées à l'éruccation des bovins et à la fermentation anaérobie de matières organiques. Les émissions liées aux urines sont négligeables (Flessa *et al.*, 1996 ; Yamulki *et al.*, 1999).

Les émissions de méthane associées à la fermentation entérique vont de 198 à 255 g CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹ selon Vermorel (1995, 2008). Van Amstel *et al.* (1993) propose une valeur de 280 g CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹ pour une vache âgée de plus d'un an. Un intervalle de 0,24±0,04 kg CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹ a été retenu.

Les émissions de CH₄ des matières fécales sont caractérisées par une variabilité temporelle élevée. Elles atteignent des valeurs élevées directement après leur excrétion et retombent à des niveaux de bruits de fond après 10-20 jours environ (Flessa *et al.*, 1996 ; Jarvis *et al.*, 1995 ; Holter , 1997). Ces émissions sont néanmoins négligeables comparées à celles

associées à la fermentation entérique (Pinares-Patino *et al.*, 2009). En connaissant la quantité d'excréments produite UGB⁻¹ jour⁻¹ (20,8 kg : rejet de 1,77 kg d'excréments 11,8 fois jour⁻¹ pour une vache viandeuse (Haynes & Williams, 1993), les émissions par kg d'excréments sont alors converties en émissions UGB⁻¹ jour⁻¹. Les données de la littérature vont de 1,04±0,08 10⁻³ kg CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹ selon Flessa *et al.* (1996) à 1,9±1,5 10⁻³ kg CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹ selon Holter (1997) en passant par 1,5 10⁻³ kg CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹ selon Jarvis *et al.* (1995) ou par 1,1±0,8 10⁻³ kg CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹ selon Yamulki *et al.* (1999). La valeur moyenne estimée à partir de ces données est de 0,0015± 0,0005 kg CH₄ UGB⁻¹ jour⁻¹.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
$Q_{Bpr}E_{Bpr}^M$	0,24	kg CH ₄ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	17 %	Van Amstel <i>et al.</i> , 1993 ; Vermorel, 1995 et 2008
$Q_{Bpe}E_{Bpe}^M$	0,0015	kg CH ₄ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	33 %	Flessa <i>et al.</i> , 1996; Holter, 1997; Jarvis <i>et al.</i> , 1995; Yamulki <i>et al.</i> , 1999

Tableau 8 : facteurs d'émission – CH₄ associés à la présence du bétail en prairie

3.4.1.2.3 Facteurs d'émission de CO₂

Dans le cas des échanges bruts, cette mesure est la même que pour la respiration en étable. En effet, les données disponibles ne permettent pas de mettre en évidence des différences de respiration significatives entre les bovins en extérieur et les bovines en étable.

Dans le cas des échanges nets, par contre, cette mesure est comprise dans la mesure de l'échange net de l'écosystème (ENE^C) par les systèmes d'eddy-covariance. Les facteurs d'émissions de CO₂ associés à la respiration ou à la production d'excréments en prairie ne sont donc pas intégrés en tant que tels.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
$Q_{Bpr}E_{Bpr}^C$	11,9	kg CO ₂ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	26 %	Jungbluth <i>et al.</i> , 2001 ; Pinares-Patino <i>et al.</i> , 2007 ; Sauvart & Giger-Reverdin, 2009

3.4.1.2.4 Facteurs d'émission de NH₃

La dégradation des excréments entraîne la formation continue de NH₄⁺ qui, suivant les conditions du milieu, peut potentiellement se transformer en NH₃ et être perdu par volatilisation, suivant la réaction : NH₄⁺ + OH⁻ -> NH₃ + H₂O.

La fraction d'azote de l'urine sous forme d'urée est complètement hydrolysée après 24h. Une portion significative de NH₄⁺, issu de l'hydrolyse de l'urée risque d'être volatilisé sous forme de NH₃ (Petersen *et al.*, 1998). Les résultats montrent que la volatilisation de NH₃ dans les flaques d'urine atteint des taux élevés 1 ou 2 jours après la miction. Elle diminue ensuite, suite à la diminution des taux de TAN consécutive à la volatilisation, aux réactions de nitrification et à l'infiltration dans le sol (Sommer *et al.*, 2001 ; Bol *et al.*, 2004 ; Mulvaney *et al.*, 2008).

La volatilisation d'azote contenu dans les matières fécales est faible voir insignifiante par rapport à celle de l'azote contenu dans l'urine (Petersen *et al.*, 1998, Mulvaney *et al.*, 2008, Bussink & Oenema, 1998). Les matières fécales des vaches contiennent principalement de

l'azote organique. Seule une faible fraction est présente sous forme minérale, rapidement décomposable (ammoniaque ou nitrates).

Les données compilées sont, pour la plupart, exprimées en pourcentage de l'azote excrété total ou dans l'urine.

Les émissions de NH₃ à partir des rejets d'excréments du bétail sont généralement comprises entre 1 (Dahlin *et al.*, 2005) et 20 % de l'N excrété (Ledgard *et al.*, 2001), soit entre 0,002 et 0,051 kg NH₃ UGB⁻¹ jour⁻¹ pour une excrétion annuelle d'azote de 77 kg par vache allaitante (Lambert, 2006). De nombreuses valeurs intermédiaires sont disponibles dans la littérature (Gac *et al.*, 2006 ; rapport Corpen, 2006 ; Bol *et al.*, 2004 ; Rotz *et al.*, 2006 ; Jarvis *et al.*, 1989 ; Bussink *et al.*, 1994 ; Dahlin *et al.*, 2005). Une valeur de 10,5±9,5 % de l'azote excrété pour les émissions de NH₃ suite au rejet d'excréments par le bétail en prairie est retenue.

La quantité d'azote excrété, émise sous forme de NH₃ est de 0,023±0,021 kg UGB⁻¹ jour⁻¹.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
$Q_{Bpr}E_{Bpr}^A$	0	kg NH ₃ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	/	
$Q_{Bpe}E_{Bpe}^A$	0,026	kg NH ₃ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	96 %	Bol <i>et al.</i> , 2004; Bussink <i>et al.</i> , 1994 ; rapport Corpen, 2006 ; Dahlin <i>et al.</i> , 2005 ; Gac <i>et al.</i> , 2006 ; Jarvis <i>et al.</i> , 1989 ; Ledgard <i>et al.</i> , 2001 ; Petersen <i>et al.</i> , 1998 ; Rotz <i>et al.</i> , 2006

Tableau 9 : facteurs d'émission – NH₃ associés à la présence du bétail en prairie

3.4.2 Emission des effluents stockés

Selon l'AGW du 31 mars 2011, la production de fumier est de 5,8 m³ UGB⁻¹ 5 mois⁻¹ en système allaitant (vache de réforme en stabulation paillée). Ce fumier contient 22,1 % de MS et 5,9 kg d'N t⁻¹ MF (Nitrawal, 2007). Par défaut, nous considérons aussi que ce fumier a, en moyenne, une masse volumique de 0,7 t/m³ (Bernard Godden, communication personnelle). Les émissions d'azote du bétail sont de 66 kg d'N UGB⁻¹ an⁻¹ en système allaitant (Nitrawal, 2007).

L'émission au stockage des engrais de ferme est décrite par l'équation (4) :

$$\Sigma_S^X = CB\{Q_s E_s^X\}$$

La quantité d'effluent stockée (Q_s) est calculée par rapport aux données du paragraphe précédent et revient à 4060 kg MF UGB⁻¹ 5 mois⁻¹.

3.4.2.1 Facteurs d'émission de N₂O

Le stockage de fumier peut être responsable d'émissions de N₂O, consécutives à la nitrification et la dénitrification. Ces deux processus peuvent avoir lieu simultanément au sein d'un même tas. Les réactions de nitrification se déroulant en condition aérobie, tandis que les réactions de dénitrification en anaérobiose (Chadwick *et al.*, 1999 ; 2005). Selon certains auteurs, des conditions anaérobies permettent une diminution des émissions de N₂O car, la nitrification étant inhibée, la formation de nitrates, nécessaire pour la réaction de

dénitrification, ne peut alors avoir lieu (Chadwick *et al.*, 2005). D'autres auteurs indiquent, qu'au contraire, des conditions anaérobies, favorables à la dénitrification, entraînent plus d'émissions car c'est la dénitrification qui produit principalement le N₂O (Amon *et al.*, 2001). Dans tous les cas, les émissions sont importantes en début de stockage et retombent à des niveaux faibles après 2 mois environ (Chadwick *et al.*, 2005 ; Pattey *et al.*, 2005 ; Mathot *et al.*, 2012). Deux modes de gestion des fumiers coexistent en Belgique, le fumier de paille simple et le fumier composté. Les données de la littérature ne permettent pas de distinguer clairement les facteurs d'émission de ces derniers.

Parmi les mesures d'émission de N₂O au stockage nous avons tout d'abord retenu celles effectuées en Belgique par Mathot *et al.* (2012). Après conversion des unités (en considérant les gains moyens de poids vif en Mathot *et al.*, 2012 ; tableau 2 et des UGB de 680 kg), le facteur d'émission est estimé à 0,15±0,07 g N₂O kg⁻¹ MF stockée. De plus, Chadwick *et al.*, 2005, obtient des émissions de 0,06±0,06 g N₂O kg⁻¹ MF. Par ailleurs, Pattey *et al.* (2005) propose un facteur d'émission de 0,154 g N₂O kg⁻¹ MF et El Kader *et al.* (2007) propose un facteur d'émission de 0,109 g N₂O kg⁻¹ MF pour un fumier composté. Le facteur d'émission finalement retenu est de 0,11±0,05 g N₂O kg⁻¹ MF.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_s	4060	kg MF UGB ⁻¹ 5 mois ⁻¹	/	AGW 31/03/2011, pour une masse volumique de 0,7 t m ⁻³ .
E_s^N	0,11 10 ⁻³	kg N ₂ O kg ⁻¹ MF stockée	45 %	Chadwick <i>et al.</i> , 2005 ; El Kader <i>et al.</i> , 2007 ; Mathot <i>et al.</i> , 2012 ; Pattey <i>et al.</i> , 2005

Tableau 10 : facteurs d'émission - N₂O au stockage des engrais de ferme

3.4.2.2 Facteurs d'émission de CH₄

Les émissions de CH₄ issues des tas de fumier sont observées durant toute la période de stockage (Amon *et al.*, 2001). Elles sont dépendantes de la teneur en paille du fumier. Plus celle-ci augmente, plus les émissions augmentent (Husted, 1994). La période d'émission est fortement variable selon les auteurs. Il est donc difficile de chiffrer la durée totale des émissions et d'extrapoler le moment où celles-ci diminueront. Cette diminution est également fortement conditionnée par la température. En effet, les émissions de méthane augmentent avec la température (Sneath *et al.*, 2006 ; Husted *et al.*, 1994 ; Amon *et al.*, 2001 ; Mathot *et al.*, 2012).

Selon Mathot *et al.* (2012), les émissions sont de 3,73±1,96 g CH₄ kg⁻¹ MF stockée. Ces données sont en accord avec les résultats de Chadwick *et al.*, 2005 : 2-3,4 (moy : 2,7±0,7) g CH₄ kg⁻¹ MF de fumier, bien que la ration alimentaire des animaux à l'étable dans cette étude ne soit pas connue. Elles sont par contre inférieures à celles de Pattey *et al.*, 2005 : 12,95 g CH₄ kg⁻¹ MF pour du fumier de bœuf. Dans le cas du fumier composté, Pattey *et al.* (2005) estime les émissions à 0,636 g CH₄ kg⁻¹ MF. Le facteur d'émission retenu est 6,8±6,2 g CH₄ kg⁻¹ MF.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_s	4060	kg MF UGB ⁻¹ 5 mois ⁻¹	/	AGW 31/03/2011, pour une masse volumique de 0,7 t m ⁻³ .
E_s^M	6,8 10 ⁻³	kg CH ₄ kg ⁻¹	91 %	Chadwick <i>et al.</i> , 2005 ; Mathot <i>et al.</i>

		MF stockée		<i>al.</i> , 2012
--	--	------------	--	-------------------

Tableau 11 : facteurs d'émission - CH₄ au stockage des engrais de ferme

3.4.2.3 Facteurs d'émission de CO₂

Peu de données ont été répertoriées quant aux émissions de CO₂ lors du stockage des engrais de ferme. Les données de Mathot, *et al.* (2012) permettent de déterminer les émissions de CO₂ lors du stockage de fumier. En ce qui concerne le CO₂, les valeurs d'émission retombent à des niveaux faibles après 2 mois environ (Chadwick *et al.*, 2005 ; Pattey *et al.*, 2005 ; Mathot *et al.*, 2012)

Selon Mathot *et al.* (2012), les émissions en stabulation libre paillée sont de 4427±1038 g CO₂ kg⁻¹ gain de poids vif ce qui équivaut à 184,27±79,82 g CO₂ kg⁻¹ MF de fumier stocké (en considérant les gains moyens de poids vif en Mathot *et al.*, 2012 ; tableau 2 et des UGB de 680 kg). Dans la littérature scientifique, les résultats peuvent être très différents. Pattey *et al.* (2005), cite par exemple la valeur de 1627 g CO₂ kg⁻¹ MF (358 g CO₂ kg⁻¹ MS). Dans le cas du fumier composté, les valeurs sont les mêmes (170,74±170,74 g CO₂ kg⁻¹ selon El Kader *et al.*, 2007) et peuvent elles aussi atteindre des valeurs extrêmes (1545,7 g CO₂ kg⁻¹ MF selon Pattey *et al.*, 2005).

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_s	4060	kg MF UGB ⁻¹ 5 mois ⁻¹	/	AGW 31/03/2011, pour une masse volumique de 0,7 t m ⁻³ .
E_s^C	0,184	kg CO ₂ kg ⁻¹ MF	100 %	Mathot <i>et al.</i> , 2012

Tableau 12 : facteurs d'émission - CO₂ au stockage des engrais de ferme

3.4.2.4 Facteurs d'émission de NH₃

Les émissions de NH₃ issues du stockage de fumier en tas sont dépendantes de la température du tas. Elles augmentent avec la température et sont réduite lors de conditions de stockage humides et froides. Pour du fumier, les émissions de NH₃ augmentent fortement durant les premiers jours de stockage pour diminuer après 3 semaines environ. (Chadwick *et al.*, 2005 ; Amon *et al.*, 2001). Le compostage du fumier est responsable d'émissions de NH₃ plus importantes lors du stockage mais réduit les émissions lors de l'épandage (Amon *et al.*, 2001).

Le facteur d'émission mesuré par Chadwick *et al.*, 2005 sur du fumier de bœuf produit en stabulation libre paillée est de: 0,126±0,113 10⁻³ kg NH₃ kg⁻¹ MF. Cette valeur est plus faible que celles proposées par Gac *et al.*, 2006 (0,68±0,82 10⁻³ kg NH₃ kg⁻¹ MF), Rotz *et al.*, 2006 (1,43 10⁻³ kg NH₃ kg⁻¹ MF) ou encore Dammgén *et al.*, 2008 (4,29 10⁻³ kg NH₃ kg⁻¹ MF). Le facteur d'émission retenu pour les émissions de NH₃ au stockage est de 2,15±2,15 10⁻³ kg NH₃ kg⁻¹ MF.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_s	4060	kg MF UGB ⁻¹ 5 mois ⁻¹	/	AGW 31/03/2011, pour une masse volumique de 0,7 t m ⁻³ .
E_s^A	2,15 10 ⁻³	kg NH ₃ kg ⁻¹ MF	100 %	Chadwick <i>et al.</i> , 2005 ; Gac <i>et al.</i> , 2006 ; Rotz <i>et al.</i> , 2006 ; Dammgén <i>et al.</i> , 2008

Tableau 13 : facteurs d'émission - NH₃ au stockage des engrais de ferme

3.4.3 Emissions de la prairie

L'émission en prairie est décrite par les équations (5) à (7) :

$$\Sigma_P^C = ENE_P^C$$

$$\Sigma_P^M = MO_P^M$$

$$\Sigma_P^{N,A} = Q_{Po}(CB)E_{Po}^{N,A} + Q_{Pm}(CB)E_{Pm}^{N,A} + Q_{Pl}E_{Pl}^{N,A} + E_{Ph}^{N,A}$$

3.4.3.1 Emissions liées à la fertilisation et aux légumineuses

La quantité de fertilisants minéraux et organiques apportés en prairie est calculée sur base de statistiques de DAEA. La restitution par les bovins en Belgique est déjà comprise dans le poste bovin et n'est donc pas reprise ici. La droite de régression obtenue exprime l'utilisation d'engrais minéraux à partir de la charge en bétail selon la relation $17,419 \text{ CB} + 0,2951 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et avec un R^2 de 0,40. L'utilisation d'engrais organique est quand à elle estimée à $27,5 \text{ CB kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (=kg d'N annuellement excrétée par UGB selon l'AGW du 31/03/2011 multiplié par la proportion du temps passé en l'étable et par la CB), plafonné à $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ car dans le cas de charge en bétail plus élevées, des terres arables sont présentes dans l'exploitation. La quantité d'azote apportée par les légumineuses est estimée à $40 \text{ kg d'N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (15 % de trèfle, 8 t MS ha^{-1} ; Nitrawal, fiches techniques).

3.4.3.1.1 Facteurs d'émission de N_2O

Le facteur d'émission relatif à l'épandage de fertilisants organiques de type fumier/compost de fumier est relativement faible. D'après les publications consultées, il varie entre 0 et 0,9 % de l'N épandu (Gac *et al.*, 2006; Chadwick *et al.*, 2000; Webb *et al.*, 2004). Seul le rapport du Corpen (2006), indique des valeurs plus élevées : jusqu'à 3,4 % du N épandu. Pour l'épandage de fumier, l'intervalle de données retenu est de 0,1 à 3,4 % N épandu.

Les émissions de N_2O associées à l'épandage de fertilisant minéral sont, d'après les travaux de Bouwman (1996), peu dépendantes du type de fertilisant. Elles varient en général de 0,4 à 2,8 % de l'azote épandu (2,8 % N épandu, Di Marco *et al.*, 2004 ; $1,5 \pm 0,3$ % N épandu, Freibauer *et al.*, 2003 ; 1,25 % N épandu, Bouwman, 1996 ; 1,3 % N épandu, Williams *et al.*, 1999 ; 0,4 à 2 % N épandu, Flechard *et al.*, 2007). On peut dès lors définir une plage d'émission de $1,6 \pm 1,2$ % N épandu.

La présence de légumineuses en prairie entraîne la fixation d'azote atmosphérique. La mise à disposition pour la prairie de cet azote fixé, s'effectue via le broutage par le bétail et le retour consécutif d'azote via les excréments, via les exsudats des racines des plantes, ou via le processus de sénescence/minéralisation. Ce mécanisme joue principalement un rôle dans les prairies extensivement pâturées (Ledgard *et al.*, 2001). Un facteur de 1,25 % de l'azote fixé par les légumineuses émis sous forme de N_2O a été relevé (Corpen, 2006), cela correspond à $0,786 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Rochette *et al.* (2005), propose une valeur d'émission de $0,68 \pm 0,47 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour un mélange d'herbe et de légumineuse.

Le « bruit de fond », c'est-à-dire l'émission de N_2O en l'absence de légumineuse est compris entre $0 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ (Skiba *et al.*, 1992), $0,630 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ (Helgason *et al.*, 2005), $1,29 \text{ kg}$

$\text{N}_2\text{O ha}^{-1}$ (Gregorich *et al.*, 2005) et $1,57 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ (Bouwman, 1996). Dans la pratique, les émissions liées au bruit de fond ne peuvent être distinguées de celles liées à la présence de légumineuses. Ces deux émissions seront donc reprises conjointement dans la catégorie des émissions liées aux légumineuses et correspondent à $0,8 \pm 0,8 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{Po}	27,5 CB	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	/	Calcul décrit en §3.4.3.1.
E_{Po}^N	0,0175	$\text{kg N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ N}$	94 %	Chadwick <i>et al.</i> , 2000; Gac <i>et al.</i> , 2006; Corpen, 2006; Webb <i>et al.</i> , 2004
Q_{Pm}	17,4 CB +0,3	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	/	Calcul à partir de données DAEA
E_{Pm}^N	0,016	$\text{kg N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ N}$	75 %	Bouwman, 1996 ; Di Marco <i>et al.</i> , 2004 ; Flechard <i>et al.</i> , 2007 ; Freibauer <i>et al.</i> , 2003 ; Williams <i>et al.</i> , 1999
$Q_{Pl}E_{Pl}^N + E_{Ph}^N$	0,8	$\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	100 %	Bouwman, 1996 ; Gregorich <i>et al.</i> , 2005 ; Helgason <i>et al.</i> , 2005 ; Rochette <i>et al.</i> , 2005 ; Skiba <i>et al.</i> , 1992

Tableau 14 : facteurs d'émission de N_2O associé à l'épandage de fertilisant minéral en prairie

3.4.3.1.2 Facteurs d'émission de CH_4

Des données concernant les émissions de CH_4 lors de l'épandage de fumier/compost n'ont pu être répertoriées et sont considérées comme négligeables.

3.4.3.1.3 Facteurs d'émission de CO_2

Les émissions de CO_2 lors de l'épandage d'engrais de ferme (fumier/compost) ne sont pas répertoriées en tant que telles dans la littérature. Elles sont intégrées à la mesure de l'échange net de l'écosystème.

3.4.3.1.4 Facteurs d'émission de NH_3

Concernant l'épandage organique, les pertes d'ammoniac sont généralement élevées directement après l'épandage. Cela s'explique par une teneur élevée en TAN ainsi qu'une augmentation du pH en surface du sol suite à l'épandage. La volatilisation de NH_3 diminue rapidement de quelques heures à quelques jours après l'épandage (Comm. Pers, P.Luxen ; Sogaard *et al.*, 2002). Le facteur d'émission considéré, pour un épandage de fumier en surface, est de $0,133 \pm 0,113 \text{ kg NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}$ (Gac *et al.*, 2006).

Les résultats de Bouwman & Boumans (2002) indiquent un facteur d'émission pour l'épandage d'engrais NPK de $0,1 \text{ kg NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}$ en moyenne, avec des valeurs allant de 0,06 à $0,19 \text{ kg NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}$. D'autres auteurs affichent des valeurs moins élevées, allant de 0,02 à $0,05 \text{ kg NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}$ (Hutchings *et al.*, 2001 ; Ammann *et al.*, 2009 ; Misselbrook *et al.*, 2000). Le facteur d'émission retenu pour les fertilisants minéraux est de $0,1 \pm 0,09 \text{ kg NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}$.

Quant à l'influence de la présence de légumineuses en prairie sur la volatilisation d'ammoniac, nous n'avons pas répertorié d'information à ce sujet. A défaut d'information suffisante, nous considérerons que le facteur d'émission lié à cet azote correspond à la moyenne entre le facteur relatif à la fertilisation minérale et le facteur relatif à la fertilisation organique, soit $0,116 \pm 0,116 \text{ kg NH}_3 \text{ kg}^{-1}$.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{Po}	27,5 CB	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Calcul décrit en §3.4.3.1.
E_{Po}^A	0,133	kg NH ₃ kg ⁻¹ N	100 %	Gac <i>et al.</i> , 2006
Q_{Pm}	17,4 CB +0,3	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Calcul à partir de données DAEA
E_{Pm}^A	0,1	kg NH ₃ kg ⁻¹ N	90 %	Ammann <i>et al.</i> , 2009 ; Bouwman & Boumans, 2002 ; Hutchings <i>et al.</i> , 2001 ; Misselbrook <i>et al.</i> , 2000
Q_{Pl}	40	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Nitrawal, fiches techniques
E_{Pl}^A	0,116	kg NH ₃ kg ⁻¹ N	100 %	Moyenne E_{Po}^A et E_{Pm}^A

Tableau 15 : facteurs d'émission – NH₃ en prairie

3.4.3.2 Echanges nets par la prairie

3.4.3.2.1 Emissions de « bruit de fond » (N₂O)

Le « bruit de fond » correspond au bilan des échanges en l'absence de perturbation. Ce poste est déjà compris dans les émissions liées à la présence de légumineuses. Il n'est donc pas comptabilisé ici.

3.4.3.2.2 Oxydation du méthane

En conditions anaérobies, du méthane peut être produit dans le sol lors de la dégradation de la matière organique par des micro-organismes méthanogènes. Ce dernier constitue alors une source de méthane. En conditions aérobies, les micro-organismes méthanotrophes oxydent le CH₄ atmosphérique ou le CH₄ présent dans le sol, produit par le processus anaérobie cité ci-dessus. Le sol agit alors comme un puits de méthane (Yamulki *et al.*, 2002 ; Roger *et al.*, 1999 ; Soussana *et al.*, 2010). Le taux d'absorption du méthane dépend de diverses conditions : température, humidité, gestion de la prairie, etc. L'absorption de méthane par les sols de prairies en climat tempéré de l'Europe de l'Ouest est estimée à -2,08 kg CH₄ ha⁻¹ an⁻¹ (Boeckx & Van Cleemput, 2001).

Le méthane est transformé en CO₂ par le sol. Ce CO₂ est déjà compris dans l'ENE et ne fait donc pas l'objet d'un poste en tant que tel.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
ENE ^M	-2,08	kg CH ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹	100 %	Boeckx & Van Cleemput, 2001

Tableau 16 : facteurs d'émission – CH₄ en prairie

3.4.3.2.3 Echange net de l'écosystème (ENE)

L'échange net de l'écosystème est la résultante de deux flux contraires ; l'assimilation et la respiration totale. En conséquence, une faible variation relative d'un des deux peut induire une variation très importante de l'ENE, voire une inversion de son signe.

Le flux associé à la productivité primaire brute est avant tout contrôlé par le rayonnement solaire et la surface foliaire. En cas de sécheresse, l'assimilation peut aussi être réduite significativement. Le flux de respiration est essentiellement lié à la température et à l'assimilation. D'un site à l'autre, elle peut varier en fonction du contenu en carbone du sol ou de sa disponibilité.

En pratique, l'ENE des prairies est mesuré par la technique eddy covariance qui intègre l'ensemble des sources et des puits présents dans l'écosystème. Néanmoins, les mesures d'ENE effectuées à ce jour ne permettent pas de chiffrer la relation entre ENE et charge en bétail, de par le fait que la technique ne permet pas de séparer la contribution du bétail de celle de la prairie mais également car cette dépendance est masquée par la variabilité des conditions pédoclimatiques auxquelles sont soumis les sites. Nous n'avons, en tout cas, pu mettre en évidence de publications qui quantifiaient clairement l'influence du bétail (respiration ; broutage et piétinement) sur l'ENE.

Plusieurs études ont été menées pour caractériser l'ENE de prairies, pâturées et/ou fauchées. Une étude comparant les ENE de plusieurs prairies européennes en zone tempérées a été effectuée par Soussana *et al.* (2007), proposant une valeur de $-9,06 \pm 2,5$ t CO₂ ha⁻¹ an⁻¹, et par Schulze *et al.* (2009), proposant un échange de $8,86 \pm 15,7$ t CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ (calcul à partir de Schulze *et al.*, 2009 ; Figure 2c, gross primary productivity + autotrophic and heterotrophic respiration). Toutefois, les prairies concernées sont caractérisées par des modes de gestion (fertilisation, jours de pâturage, etc.), des charges en bétail et des conditions climatiques très variables. En moyenne, les valeurs de charge en bétail attribuées à ces sites sont relativement faibles, entre 0,1 et 1,3 UGB ha⁻¹ an⁻¹. D'autres études mettent en évidence des valeurs similaires : de $-9,49 \pm 1,83$ à $-7,08 \pm 1,83$ t CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ selon Jaksic *et al.* (2006) ; $-10,6 \pm 1,83$ t CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ d'après les mesures de Byrne *et al.* (2007). L'utilisation d'un signe négatif indique une assimilation de carbone par le système prairial, tandis qu'une valeur positive signifie que le système est émetteur de carbone (sous forme de CO₂).

Les prairies européennes semblent donc se comporter en moyenne comme des puits de CO₂, même en présence de bétail. Celui-ci, de par son action de broutage et de piétinement du couvert végétal ainsi qu'à travers le retour des excréments à la prairie influence l'ENE. L'évolution de celle-ci en fonction de ces différents paramètres n'est néanmoins pas clairement définie et les études affichent des résultats divergents. Selon Soussana *et al.*, 2007, les prairies soumises à des périodes de pâturage affichent une diminution (en valeur absolue) de la valeur de l'ENE en présence du bétail (Fig. 4 *in* Soussana *et al.*, 2007). En effet, outre l'impact de la respiration du bétail, traité plus haut, ce dernier, à travers son action de défoliation régulière du couvert végétal, limite la croissance voire entraîne une diminution de l'index de surface foliaire et de la biomasse herbagère. Cette diminution affecte la prise et le rejet de CO₂ par la végétation. D'autres études, effectuées aux Etats-Unis, indiquent que, même si le pâturage (modéré) réduit l'indice de surface foliaire, la repousse de jeunes feuilles, caractérisées par une photosynthèse plus efficace, ainsi que la diminution d'ombre dans la canopée, permettent un meilleur échange net de carbone sur la prairie. Quant au piétinement du sol par les animaux, ce dernier affecte la capacité de photosynthèse des plantes en abîmant les feuilles mais l'effet sur l'échange de carbone serait limité (Owensby *et al.*, 2006). Par ailleurs, la respiration nocturne, dans une prairie pâturée, serait réduite par rapport à une prairie fauchée, dans une proportion plus importante que la réduction diurne de l'échange de CO₂, favorisant ainsi le stockage net de carbone sur la parcelle (Polley *et al.*, 2008).

L'évolution de l'ENE en fonction de la présence du bétail en prairie n'affiche donc pas une tendance claire et reste difficile à évaluer.

La valeur retenue pour cette étude sera par conséquent une constante et nous retiendrons les résultats de Schulze *et al.* (2009), ceux-ci étant obtenus à partir d'un large échantillon de mesures en Europe de l'Ouest : $-8,86 \pm 15,7 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$).

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
ENE ^C	-8,86	t CO ₂ ha ⁻¹ an ⁻¹	177 %	Schulze <i>et al.</i> , 2009

Tableau 17 : Echange net de l'écosystème

3.4.4 Emissions de l'exploitation

Les émissions de l'exploitation sont calculées à l'aide de l'équation (8) :

$$\Sigma_E^C = Q_{Ec}(CB)E_{Ec}^C + Q_{Ee}(CB)E_{Ee}^C$$

3.4.4.1 Quantités de carburant consommé

Les données DAEA comprennent la consommation de carburant pour toutes les exploitations participantes. Nous en avons extrait la consommation moyenne par ha de prairie permanente pour toutes les exploitations de l'OTE 42 (bovins, viande) en RW. Cette consommation croît avec la charge en bétail selon la relation : Consommation (l/ha) = 46,9 CB + 15,3.

Plusieurs analyses de consommation et de bilan énergétique ont été réalisées pour des ateliers bovins français (système naisseur, extensif). Les données proposées par ces études sont proches de celles citées dans le présent travail. La consommation de carburant estimée se situe entre 72 et 81 l ha⁻¹ an⁻¹ (Galan *et al.*, 2007 ; Beguin *et al.*, 2009 ; Morin *et al.*, 2010 ; Veysset *et al.*, 2009).

3.4.4.2 Quantité d'électricité consommée

Les données DAEA comprennent la consommation d'électricité pour toutes les exploitations participantes. Nous en avons extrait la consommation moyenne par ha de prairie permanente pour toutes les exploitations de l'OTE 42 (bovins, viande) en RW. Cette consommation croît avec la charge en bétail selon la relation : Consommation (kWh/ha) = 51,4 CB + 3,46.

La consommation d'électricité, en élevage de viande de bovin est faible est proche de celle proposée par Veysset *et al.* (2009) qui est de 89,5 kWh/ha.

3.4.4.3 Facteurs d'émission de CO₂

Les émissions du poste « exploitation » sont associées à la consommation de carburant et d'électricité (émissions anthropiques). L'émission de CO₂ associée au carburant est de 2,8±0,4 kg CO₂ l⁻¹ diesel (Flessa *et al.*, 2002; Lal *et al.*, 2004; Wang, 2007 in Rotz *et al.*, 2010). Celle associée à l'électricité est de 0,69±0,06 kg CO₂ Kwh⁻¹ (Wang, 2007 in Rotz *et al.*, 2010; Lovett *et al.*, 2006 ; Elea, 2007).

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{Ec}	46,9 CB + 15,3	l fuel ha ⁻¹ an ⁻¹	/	DAEA
E_{Ec}^C	2,8	kg CO ₂ l ⁻¹ diesel	14 %	Flessa <i>et al.</i> , 2002; Lal <i>et al.</i> , 2004; Wang, 2007 in Rotz <i>et al.</i> , 2010
Q_{Ee}	51,4 CB + 3,46	kWh ha ⁻¹ an ⁻¹	/	DAEA

E_{Ee}^C	0,69	kg CO ₂ kWh ⁻¹	9 %	Lovett <i>et al.</i> , 2006; Wang, 2007 in Rotz <i>et al.</i> , 2010; Elea, 2007
------------	------	--------------------------------------	-----	--

Tableau 18 : facteurs d'émission anthropiques – CO₂

3.5 Emissions indirectes

Les émissions indirectes sont calculées par la somme de différents sous-postes selon l'équation (9) ($\Sigma_I^X = \Sigma_{Ii}^X + \Sigma_{Im}^X + \Sigma_{Ie}^X + \Sigma_{Ip}^X + \Sigma_{Iv}^X + \Sigma_{Ia}^X + \Sigma_{Ic}^X + \Sigma_{Il}^X$). Chaque sous-poste fait l'objet d'une discussion séparée dans les points ci-dessous.

3.5.1 Infrastructure (Ii)

Les émissions liées à la construction de l'infrastructure sont fonction de la surface d'infrastructure nécessaire ($CB \times Q_{Ii}$). Cette surface est multipliée par un facteur d'émission (E_{Ii}^X) et divisée par la durée de vie du bâtiment (DV_{Ii}).

$$\Sigma_{Ii}^X = CB\{Q_{Ii} E_{Ii}^X\}/DV_{Ii} \quad (12)$$

L'exploitation type réserve une surface de box de 6 m²/UGB pour les bovins male en aire paillée intégrale ou pour les génisses en système à deux zones (Commission Internationale du Génie Rural, 2002). A cela doit s'ajouter la surface nécessaire à l'entretien des animaux (couloirs, infrastructure de stockage,...). Cette surface est arbitrairement considérée comme 1/3 de la surface nécessaire aux animaux, soit 2 m²/UGB. Le paramètre Q_{Ii} est donc égal à 8 m²/UGB.

La durée de vie (DV) des bâtiments est estimée à 30 ans. Dans la pratique, cette durée de vie est fort variable d'une exploitation à l'autre.

Le facteur d'émission considéré pour la construction des bâtiments agricoles est de 120 kg éq CO₂-C m⁻², soit 440 kg CO₂ m⁻². Ce facteur est obtenu à partir du rapport de l'ADEME (2007), en faisant la moyenne des émissions liées à la construction de bâtiments agricole à structure en béton ou en métal. L'incertitude sur cette donnée est fixée à 100 %. Certains nouveaux bâtiments construits en bois pourraient même être considérés comme des puits à carbone. Aucune émission de CH₄ ou de N₂O n'est associée à la construction des bâtiments.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{Ii}	8	m ² UGB ⁻¹	/	Commission Internationale du Génie Rural, 2002
E_{Ii}^C	440	kg CO ₂ m ⁻²	100 %	ADEME, 2007
DV_{Ii}	30	an	/	Estimation

Tableau 19 facteurs d'émission liés à l'infrastructure

3.5.2 Gros matériel (Im)

Ce poste concerne tout le gros matériel (>1T) présent sur l'exploitation. Le matériel concerne aussi bien les engins de traction que les outils et le matériel fixe. Ici, la quantité de matériel présente sur une exploitation (Q_M) est multipliée par un facteur d'émission (E_M^X) et divisée par la durée de vie de ce matériel (DV_{Im}).

$$\Sigma_{Im}^X = \{Q_{Im} E_{Im}^X\}/DV_{Im} \quad (13)$$

La quantité de matériel présente sur une exploitation agricole a été obtenue à partir de relevés du parc de matériel des exploitations réalisés par la DAEA. Cette quantité, exprimée en kg, a été estimée en identifiant, pour 4 exploitations bovines viandeuses en faible charge en bétail et pour 4 exploitations bovines viandeuses à charge en bétail moyenne, l'ensemble du matériel présent et en tenant compte du poids approximatif de chaque engin. D'après ces statistiques la quantité de matériel présente sur une exploitation Q_M est indépendante de la surface de l'exploitation ou de la charge en bétail. La moyenne est de 29,7 t par exploitation.

La durée de vie (DV) du matériel est estimée à 15 ans. Dans la pratique, cette durée de vie est fort variable d'une exploitation à l'autre et d'un matériel à l'autre.

Les émissions liées à la production de ce matériel sont estimées à 1500 kg éq CO₂-C t⁻¹ soit 5500 kg CO₂ t⁻¹. Ce facteur est obtenu dans le rapport de l'ADEME (2007) et inclut aussi bien la production des matériaux que le montage et le transport. L'incertitude sur ce facteur est fixée à 50 %, la majorité des émissions étant liées à la production des matériaux dont la composition est assez similaire d'un engin à l'autre. Aucune émission significative de CH₄ ou de N₂O n'est associée à la construction de matériel.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{Im}	29,7	t	/	Estimation basée sur les données DAEA
E_{Im}^C	5500	kg CO ₂ éq. t ⁻¹	50 %	ADEME, 2007
DV_{Im}	15	an	/	Estimation

Tableau 20 facteurs d'émission liés au matériel

3.5.3 Engrais minéraux (Ie)

La catégorie engrais minéraux concerne les émissions de N₂O et de CO₂ liées à la fabrication des engrais.

$$\Sigma_{Ie}^X = Q_{Ie}(CB)E_{Ie}^X \quad (14)$$

La quantité d'engrais minéraux (Ie) utilisée en prairie est discutée en 3.4.3.1. Les émissions en GES liées à la production d'engrais sont obtenues auprès de différentes sources. L'ADEME (2007) et Ceschia *et al.* (2010) proposent une valeur de 1,1 kg CO₂-C éq kg⁻¹ d'N et le guide GES'TIM (Gac *et al.*, 2010a) propose des émissions de 1,75 kg CO₂-C éq kg⁻¹ d'N. La distribution des émissions entre les différents GES se fait de la manière suivante : N₂O, 70 % ; CO₂, 24 % ; CH₄, 5 % ; autre, 1 % (ADEME, 2007). Les émissions de NH₃ liées à la production d'engrais ne sont pas comptabilisées ici car elles sont déjà comptabilisées dans les émissions directes.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{Ie}	17,42 CB + 0,295	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	/	DAEA
E_{Ie}^C	0,342	kg CO ₂ kg ⁻¹ N	23 %	ADEME, 2007; Ceschia <i>et al.</i> , 2010 ; Gac <i>et al.</i> , 2010a
E_{Ie}^N	3,21 10 ⁻³	kg N ₂ O kg ⁻¹ N	23 %	ADEME, 2007 ; Ceschia <i>et al.</i> , 2010 ; Gac <i>et al.</i> , 2010a

E_{Ie}^M	$2,85 \cdot 10^{-3}$	kg CH ₄ kg ⁻¹ N	23 %	ADEME, 2007 ; Ceschia <i>et al.</i> , 2010 ; Gac <i>et al.</i> , 2010a
------------	----------------------	---------------------------------------	------	--

Tableau 21 facteurs d'émission liés aux engrais minéraux

3.5.4 Pesticides (Ip)

Les émissions liées à l'utilisation de pesticides sont simplement calculées par le produit de la quantité de produit appliquée (Q_{Ip}) et du facteur d'émission associé (E_{Ip}^X).

$$\Sigma_{Ip}^X = Q_{Ip}(CB)E_{Ip}^X \quad (15)$$

L'utilisation de pesticides en prairie permanente est assez réduite. Surtout en faible charge où seule l'application localisée d'herbicide est autorisée. Les quantités appliquées sont obtenues sur base de statistiques de la DAEA. Si nous considérons une valeur de 5 € l⁻¹, les quantités appliquées varient de 0 à 1,57 kg ha⁻¹an⁻¹ selon la charge en bétail.

Le facteur d'émission lié aux herbicides est obtenu auprès de Ceschia *et al.* (2010) et est fixé à 3,92 kg éq. CO₂-C kg⁻¹ (soit 14,4 kg éq. CO₂ kg⁻¹). Ce facteur étant fort variable d'un herbicide à l'autre, l'incertitude est fixé à 50 %. Ces émissions sont uniquement composées de CO₂.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{Ip}	5,21 CB - 5,15	kg ha ⁻¹ an ⁻¹	/	DAEA
E_{Ip}^C	14,4	kg CO ₂ kg ⁻¹	50 %	Ceschia <i>et al.</i> , 2010

Tableau 22 facteurs d'émission liés aux pesticides

3.5.5 Soins vétérinaires (Iv)

Les émissions liées aux soins vétérinaires représentent la somme de deux postes : la production de produits vétérinaires (Ivp) et les déplacements du vétérinaire (Ivd). Le calcul des émissions se fait en multipliant par la charge en bétail (CB) la somme des émissions relatives aux deux postes.

$$\Sigma_{Iv}^X = CB(Q_{Ivp}E_{Ivp}^X + Q_{Ivd}E_{Ivd}^X) \quad (16)$$

La consommation de produits est estimée à 0,5 kg UGB⁻¹an⁻¹ et les déplacements sont estimés à un déplacement de 30 km UGB⁻¹an⁻¹(aller-retour).

Dans le cas des médicaments, aucune valeur d'émission n'a été observée dans la littérature. Les émissions sont donc par défaut, estimées comparables à celles des pesticides. Pour le transport du vétérinaire, ce même rapport de l'ADEME propose des émissions de 0,064 kg éq. CO₂-C ou 0,23 kg CO₂ km⁻¹ (construction, entretien et carburant compris). Dans les deux cas, une incertitude de 50 % est proposée.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{Ivp}	0,5	kg UGB ⁻¹ an ⁻¹		Estimation
E_{Ivp}^C	14,4	kg CO ₂ kg ⁻¹	100 %	Estimation, IDEM pesticides
Q_{Ivd}	30	km UGB ⁻¹ an ⁻¹		Estimation
E_{Ivd}^C	0,23	kg CO ₂ km ⁻¹	50 %	Ademe, 2007

Tableau 23 facteurs d'émission liés aux soins vétérinaires

3.5.6 Aliments (Ia)

Les émissions liées aux aliments sont comptabilisées de la même manière dans le cas d'autoproduction que dans le cas d'un achat. La seule différence étant le transport dont le coût en CO₂ est négligé. Le calcul des émissions se fait en multipliant par la charge en bétail (CB) la quantité d'aliment utilisée (Q_{Ia}) et le facteur d'émission associé (E_{Ia}^X).

$$\Sigma_{Ia}^X = CB\{Q_{Ia}(CB)E_{Ia}^X\} \quad (17)$$

La quantité d'aliment concentré consommée par les bovins est calculée sur base des statistiques de la DAEA et évolue selon la charge en bétail.

Le facteur d'émission associé aux aliments concentrés est calculé à partir de Ceschia *et al.* (2010), en faisant la moyenne des bilans de GES des cultures de froment et d'orge (160 g CO₂-C éq. m⁻²) et en considérant un rendement moyen en grain et en paille de 7 et de 4 t MS ha⁻¹ (allocation massique des émissions de CO₂). Le facteur d'émission en CO₂ des aliments est finalement de 534 kg CO₂ t⁻¹ MS. L'incertitude concernant ce facteur est estimée à 100 %. La quantité de N₂O produite par la fertilisation des cultures et par la dégradation des résidus de culture est elle aussi renseignée dans la publication de Ceschia *et al.* (2010). Cette production est de 3,14 kg N₂O ha⁻¹ an⁻¹. Pour la même allocation massique, le facteur d'émission en N₂O est de 0,28 kg N₂O t⁻¹MS. Le facteur d'émission du NH₃ a été calculé à partir de celui du N₂O, en considérant que le pourcentage de l'azote émis sous forme de NH₃ est de 9 % (source), contre 1.5 % pour le N₂O (Ceschia *et al.*, 2010). La production est ainsi de 12,8 kg NH₃ ha⁻¹ an⁻¹ ou 1,16 kg NH₃ t⁻¹MS.

L'origine des aliments concentrés (Amérique ou Europe) semble n'avoir que peu d'impact sur le facteur d'émissions associé aux aliments. Selon Prudêncio daSilva *et al.* (2010), le facteur d'émission associé à la production et au transport du soja sud américain consommé en France se situe entre 241 et 1308 kg CO₂ t⁻¹ MS. Cette valeur inclut l'impact du changement d'affectation des terres mais n'intègre pas l'échange net de l'écosystème (aucune donnée à ce sujet n'a pu être obtenue). Plus important, le transport du soja par bateau ne représenterait que 2 % des émissions de GES associés à la production de soja (Prudêncio daSilva *et al.*, 2010). Les niveaux d'émission de GES étant similaires dans le cas d'aliments produits localement que dans le cas d'aliments importés, aucune distinction n'est faite entre ces deux catégories d'aliments dans le cadre de ce travail. L'oxydation du méthane concerne 1,8 kg de CH₄ ha⁻¹ an⁻¹ (Hutsch, 2001) et entraîne une production de CO₂. Cette production n'est pas directement comptabilisée car elle est déjà prise en compte dans le bilan CO₂ des cultures. L'incertitude considérée pour ce paramètre est de 100 %. En effet, certaines terres n'oxydent absolument pas le méthane alors que d'autres en oxydent des quantités importantes.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{Ia}	0,366 CB + 0,542	kg MS ha ⁻¹ an ⁻¹		DAEA
E_{Ia}^C	0.534	kg CO ₂ kg ⁻¹ MS	100 %	Calcul à partir de Ceschia <i>et al.</i> , 2010
E_{Ia}^N	0,00028	kg N ₂ O kg ⁻¹	100 %	Calcul à partir de Ceschia <i>et al.</i> ,

		¹ MS		2010
E_{Ia}^A	0,00116	kg NH ₃ kg ⁻¹ MS	100 %	Calcul à partir de Ceschia <i>et al.</i> , 2010
E_{Ia}^M	-1,8	kg CH ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹	100 %	Hutsch, 2001

Tableau 24 facteurs d'émission liés à l'alimentation

3.5.7 Litière (II)

La paille est couramment utilisée comme litière et est présente dans la ration. Les émissions liées à l'acquisition de la litière se calculent en multipliant la charge en bétail (CB) par la quantité de litière utilisée (Q_{ll}) et par la somme de trois facteurs d'émission : celui de l'allocation des émissions de CO₂ liées à la culture de la céréale (E_{llc}^X), celui des opérations spécifiques (mise en andain et en ballot ; E_{llo}^X) et le transport (E_{llt}^X).

$$\Sigma_{ll}^X = Q_{ll} CB \{E_{llc}^X + E_{llo}^X + E_{llt}^X\} \quad (18)$$

La litière généralement utilisée en Région wallonne est la paille. La quantité de paille utilisée dans les exploitations allaitantes wallonnes est indépendante de la charge en bétail et est proche de 1 kg de paille par UGB et par jour, avec une forte variabilité d'une exploitation à l'autre (estimation basée sur le jeu de données de la DAEA). Derrière ce chiffre se cache une forte variabilité saisonnière.

Les émissions de CO₂ liées à la culture de céréales sont calculées de la même manière que pour le poste alimentation ($E_{llc}^X = E_{Ia}^X$), soit 534 kg CO₂ t⁻¹ MS, 88,7 kg éq. CO₂ t⁻¹ MS pour le N₂O et 1,16 kg NH₃ t⁻¹ MS pour les gaz acidifiants. Le coût carbone des opérations spécifiques à la fabrication de ballots est fourni par guide GES'TIM (Gac *et al.*, 2010 a) et est estimé à 6,29 kg éq. CO₂-C t⁻¹ soit 23,1 kg CO₂ t⁻¹ MS. Le coût carbone lié au transport de la paille est estimé à l'aide du guide GES'TIM à 1,15 kg éq. CO₂-C t⁻¹ sur base d'un déplacement de 30 km, ce qui correspond à 4,22 kg CO₂ t⁻¹ MS. L'incertitude sur le transport et les opérations spécifiques est estimée à 50 % alors que l'incertitude sur le bilan carbone des cultures est fixée à 100 %.

Comme pour l'alimentation, l'oxydation du méthane concerne 1,8 kg de CH₄ ha⁻¹ an⁻¹ soit 37,8 kg éq. CO₂ ha⁻¹ (Hutsch, 2001) et entraîne une production de CO₂. Cette production n'est pas directement comptabilisée car elle est déjà prise en compte dans le bilan CO₂ des cultures. L'incertitude considérée pour ce paramètre est de 100 %. En effet, certaines terres n'oxydent absolument pas le méthane alors que d'autres en oxydent des quantités importantes.

	Valeur	Unité	Incertitude	Source
Q_{ll}	365	kg UGB ⁻¹ an ⁻¹		Estimation
E_{llc}^C	0,534	kg CO ₂ kg ⁻¹ ¹ MS	100 %	Calcul à partir de Ceschia <i>et al.</i> , 2010
E_{llc}^N	2,8 10 ⁻⁴	kg N ₂ O kg ⁻¹ ¹ MS	100 %	Calcul à partir de Ceschia <i>et al.</i> , 2010
E_{llc}^M	-1,8	kg CH ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹	100 %	Hutsch, 2001

E_{ilc}^A	0,00116	kg NH ₃ kg ⁻¹ MS	100 %	Calcul à partir de Ceschia <i>et al.</i> , 2010
E_{ilo}^C	23,1	kg CO ₂ t ⁻¹ MS	50 %	Gac <i>et al.</i> , 2010 a
E_{ilt}^C	4,22	kg CO ₂ t ⁻¹ MS	50 %	Gac <i>et al.</i> , 2010 a

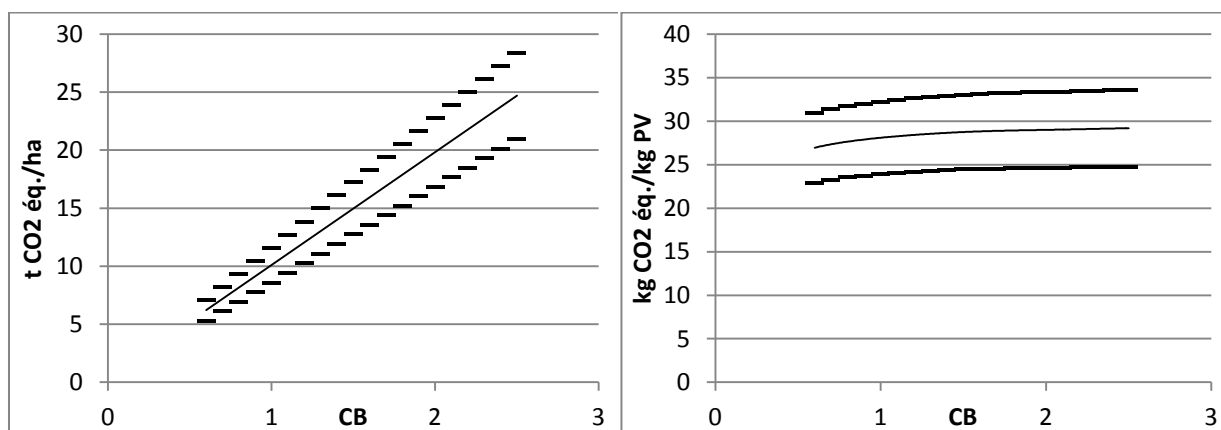
Tableau 25 facteurs d'émission liés à la litière

4 Résultats

Toutes les équations décrites précédemment sont intégrées dans un modèle qui permet d'estimer l'évolution des émissions des différents postes selon la charge en bétail. Les résultats de ce modèle sont représentés de manière graphique, en kg éq. CO₂ ha⁻¹ ou en kg éq. CO₂ kg⁻¹ PV.

4.1 Bilan des émissions brutes de GES

Le bilan des émissions brutes représente toutes les sources de CO₂ (contribution positive au bilan) et ne tient pas compte des activités puits (échange net de carbone de l'écosystème ; oxydation de méthane). La Figure 5 exprime l'évolution des émissions, par unité de surface ou par unité de production, selon la charge en bétail.



v

Figure 5 Emissions brutes de GES et incertitudes (-) en fonction de la charge en bétail

Quand les émissions sont exprimées par unité de surface, les valeurs sont croissantes en fonction de la charge en bétail, allant de 5 à 25 t CO₂ éq. ha⁻¹an⁻¹. Par contre, si l'on exprime les émissions selon la quantité de poids vif produite, ces émissions sont constantes, de l'ordre de 31 kg de CO₂ éq. kg⁻¹ PV, et indépendantes de la charge en bétail. Dans les deux cas, les incertitudes sont de l'ordre de 20 %

4.2 Bilan des émissions nettes de GES

Le bilan des émissions nettes représente à la fois les sources et les puits de CO₂ (Figure 6). Il se veut complet et cherche à représenter l'échange total de l'exploitation.

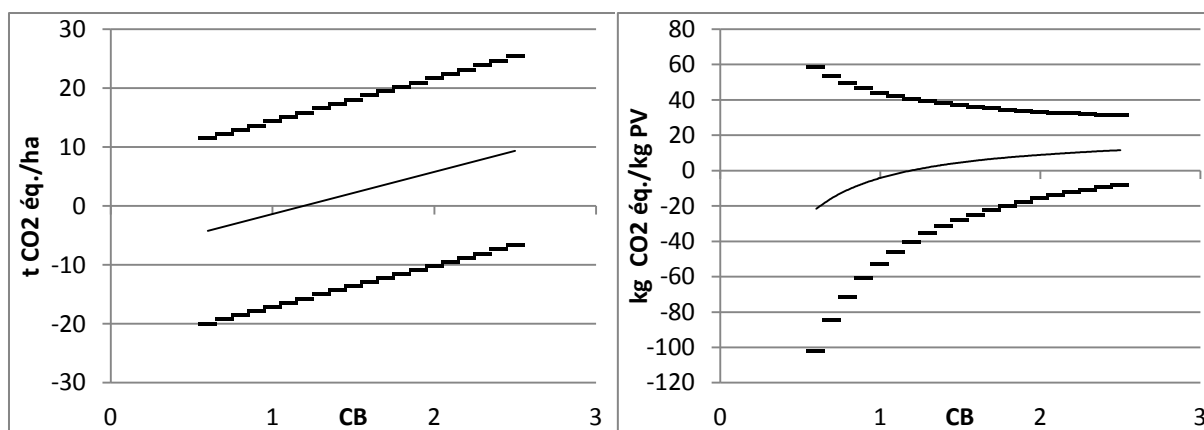


Figure 6 Emissions nettes de GES et incertitudes (-) en fonction de la charge en bétail

Exprimées par unité de surface, les émissions nettes sont négatives pour des charges en bétail inférieures à 1,1 UGB ha⁻¹ et croissent de manière linéaire pour atteindre 10 t CO₂ eq. ha⁻¹ pour une charge en bétail de 2,5. L'incertitude sur ce résultat est largement dominée par l'incertitude liée à l'ENE. Si les mêmes émissions sont exprimées par unité de poids vif produit, le signe est le même mais l'évolution des émissions n'est plus linéaire et tend vers un plateau situé à 10 kg de CO₂ eq. kg⁻¹ PV. Dans ce cas, l'incertitude diminue proportionnellement à l'augmentation de la charge en bétail.

4.3 Contribution des différents compartiments au bilan des émissions

La contribution des différents postes d'échange au total des émissions nettes est représentée ci-dessous. Ces contributions sont représentées sous forme d'un graphique à aires empilées où les activités sources sont positives et les activités puits sont négatives (Figure 7). L'échange net se calcule par la somme des sources et des puits.

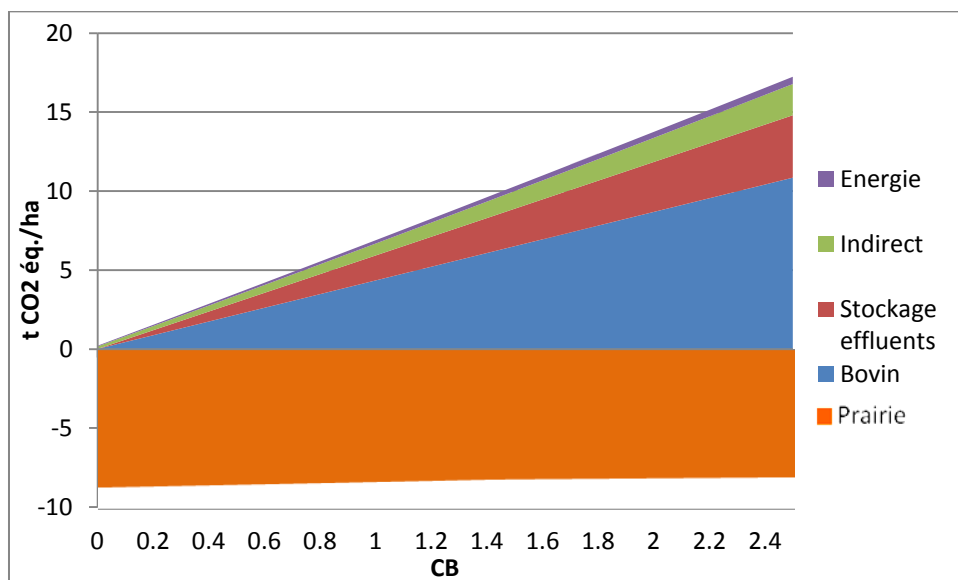


Figure 7 Répartition des émissions de GES par poste

Sur ce graphique, la prairie se comporte systématiquement comme un puit de carbone et contrebalance les émissions du bétail à l'étable, les émissions liées au stockage des effluents et les émissions indirectes pour des charges en bétail inférieures à 1,2 UGB ha⁻¹. Le principal

poste d'émission est le bétail, alors que le stockage des engrais de ferme, les émissions indirectes et, surtout, l'énergie n'ont qu'une importance mineure. Les principales émissions du bétail sont la respiration (CO_2) et l'éruclation (CH_4), les émissions de N_2O ayant un impact moindre pour de faibles charges en bétail et de faibles consommations d'intrants azotés. Il est à noter que la respiration des bovins en prairie est comprise dans le poste prairie et non pas dans le poste bovin pour des raisons techniques liées à la méthode de mesure.

4.4 Contribution des différents gaz au bilan des émissions

Le bilan net en GES est fortement variable selon la charge en bétail (Figure 8). Pour une charge en bétail $0,6 \text{ UGB ha}^{-1}$, le CH_4 représente 62 % des émissions alors que le N_2O représente 38 % des émissions et que le puits de CO_2 est 2,7 fois plus important que l'ensemble des émissions. Au fur et à mesure de l'augmentation de la charge en bétail, le puits CO_2 ne fait que décroître, au point de tourner en source de GES pour les charges importantes. Finalement, pour une charge $2,4 \text{ UGB ha}^{-1}$, la proportion de CH_4 augmente à 71 % des émissions et le N_2O ne représente plus que 29 % des émissions alors que la source de CO_2 ne compense que 13 % de l'ensemble des émissions.

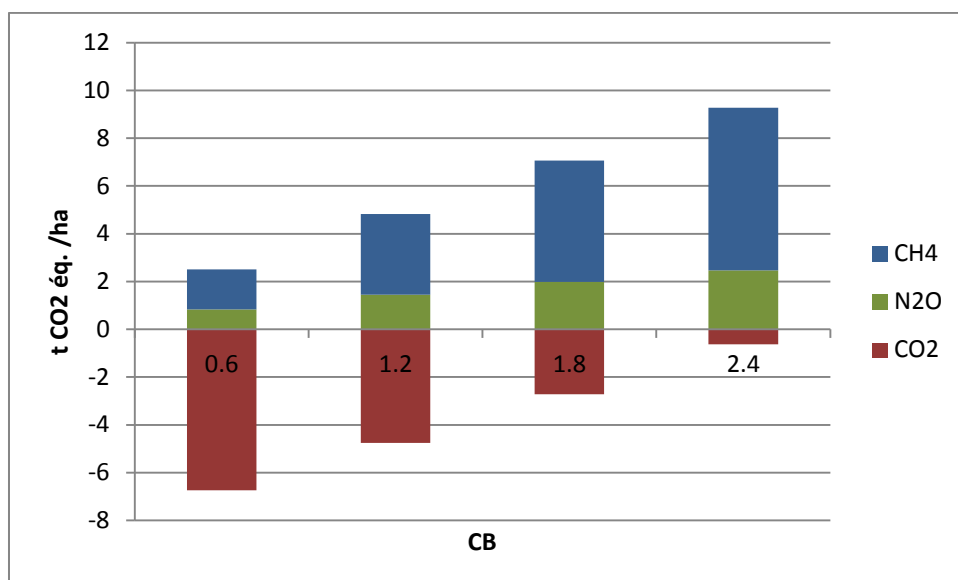


Figure 8 Contribution des différents GES au bilan net

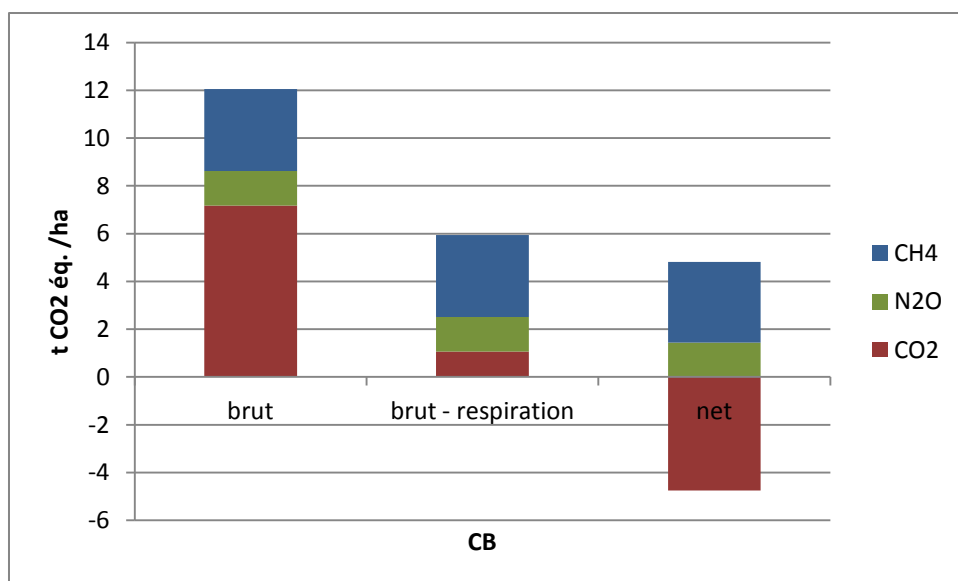


Figure 9 Impact de la méthode de calcul sur le bilan. (CB = 1,2)

La figure 9 représente, pour une faible charge en bétail ($1,2 \text{ UGB ha}^{-1}$), l'impact de la méthode de calcul sur le bilan. Si seules les émissions brutes sont comptabilisées, les émissions sont dominées par le CH_4 et le CO_2 (principalement lié à la respiration des animaux). Si les émissions liées à la respiration des animaux sont déduites, les émissions sont dominées par le méthane. Finalement, si toutes les activités sources et puits sont considérées, le système se comporte comme un assimilateur de CO_2 et un producteur de CH_4 et de N_2O . Ces trois méthodes de calcul permettent de faire un bilan en GES mais renvoient une image totalement différente de la situation.

Les trois méthodes de calcul ici présentées ont leurs avantages et leurs inconvénients. Le calcul des émissions brutes permettent de prendre en compte toutes les sources de GES ce qui permet d'identifier facilement les postes et les gaz responsables de la majorité des émissions. Le calcul des émissions brutes déduction faite de la respiration a les mêmes avantages que le bilan des émissions brutes mais permet de ne pas prendre en compte la respiration, flux souvent considéré comme non pertinent. En effet, tout ce qui est respiré par les bovins provient en fait du carbone fixé par la photosynthèse et le bilan final est donc nul ce qui fait que la respiration ne peut pas réellement être considérée comme une émission brute. Ce mode de comptabilisation est celui le plus souvent rencontré dans la littérature scientifique (ex.: Casey & Holden, 2006 b ; Schils *et al.*, 2005 ; Haas *et al.*, 2001). Enfin, le calcul des émissions nettes permet de prendre en compte l'ensemble des flux de manière complète. L'inconvénient de cette dernière méthode étant les incertitudes importantes (souvent plus de 100%).

4.5 Bilan des GES par gaz et par poste

Afin d'obtenir une vision globale des échanges, les émissions sont exprimées par gaz et par poste. Les figures 10, 11 et 12 expriment la répartition des postes pour chaque gaz. Seules les émissions brutes sont comptabilisées. L'activité puits liée à l'ENE ou à l'oxydation du méthane n'est donc pas prise en compte dans les figures ci-dessous.

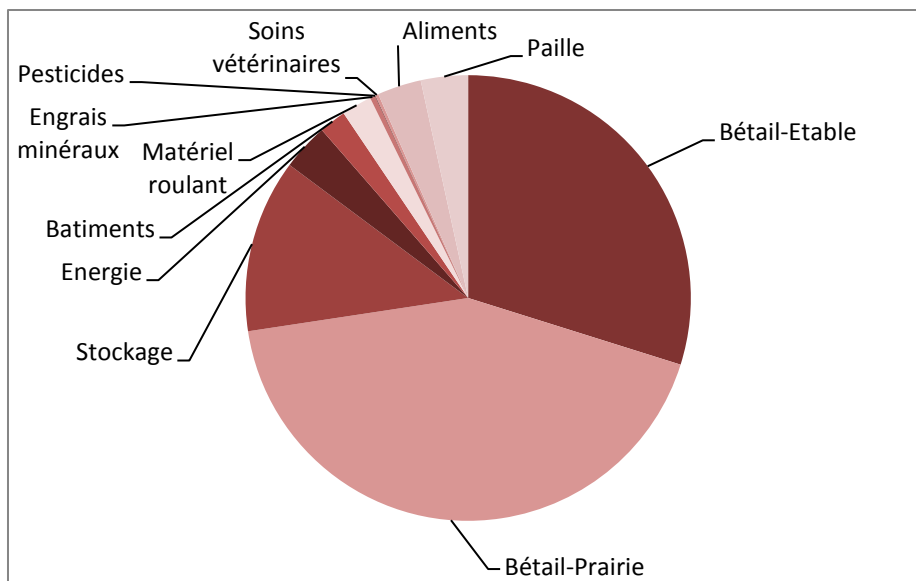


Figure 10 Répartition des émissions de CO₂ pour une charge en bétail de 1,2

Le principal poste d'émission de CO₂ est la respiration du bétail. Le second poste d'émission de CO₂ est la respiration du fumier lors de son stockage. Le reste des émissions se partage entre de nombreuses activités qui appartiennent à deux postes : les émissions indirectes et l'énergie.

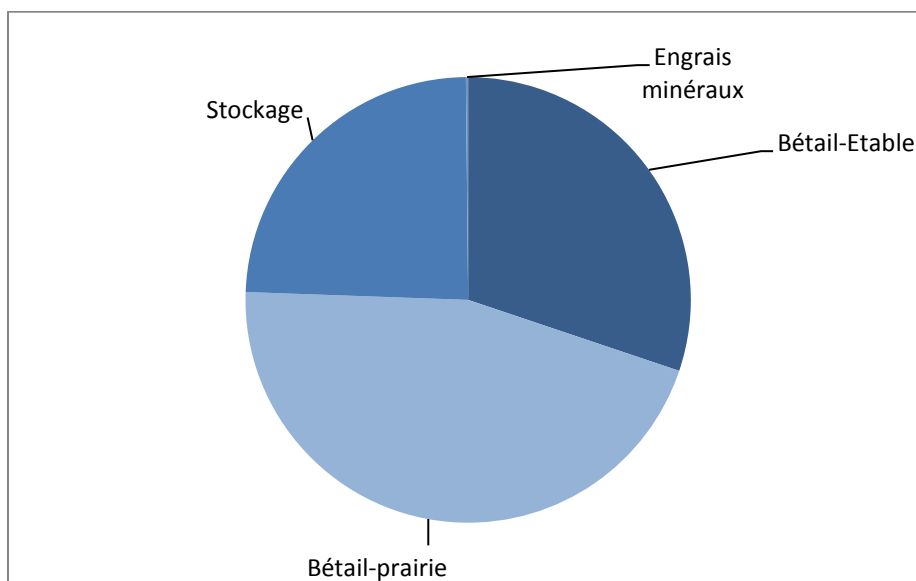


Figure 11 Répartition des émissions de CH₄ pour une charge en bétail de 1,2

Seul trois postes sont représentés pour le CH₄ : l'éruccation du bétail à l'étable, l'éruccation bétail en prairie et les émissions lors du stockage du fumier. Les autres postes ne sont pas représentés car ils ne génèrent pas d'émissions de méthane.

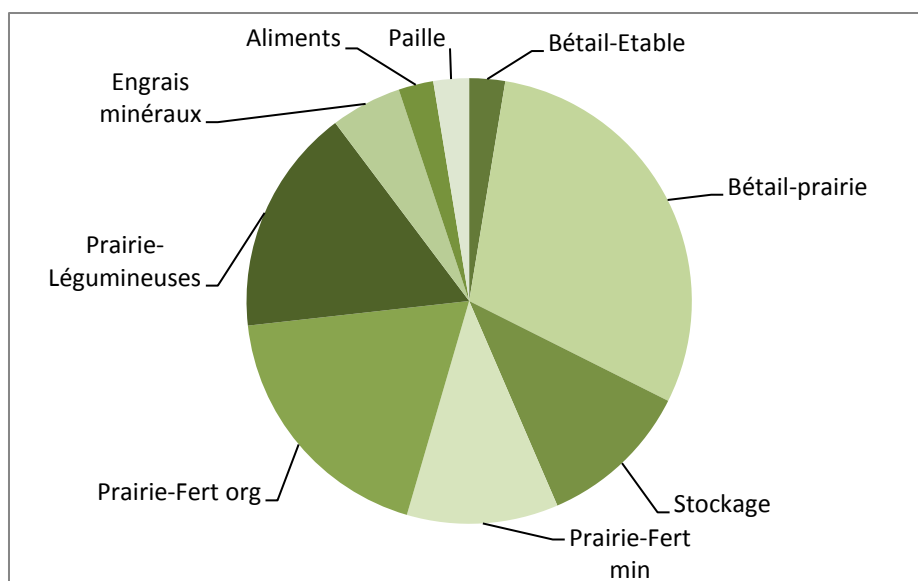


Figure 12 Répartition des émissions de N_2O pour une charge en bétail de 1,2

Les émissions de N_2O se répartissent entre de nombreux postes. Les principales émissions sont liées à la prairie qui génère d'elle-même des émissions (bruit de fond et légumineuses). Une part moindre est liée au bétail (pissat en étable ou en prairie). Il est intéressant de voir que les émissions de N_2O en étable sont moins importantes que les émissions de N_2O en prairie. Cette différence est liée à l'effet absorbant de la litière paillée. Une part légèrement plus faible des émissions est liée à la fertilisation minérale et organique. Le stockage du fumier est le poste suivant en termes d'émissions. Les émissions indirectes n'ont qu'un faible impact sur les émissions totales de N_2O puisque seuls les postes liés à la production de paille et d'aliments sont concernés (lié à la fertilisation azotée des cultures).

4.6 Bilan des émissions de NH_3

Les émissions en ammoniac sont représentées en Figure 13 et sont de l'ordre de 20 à 40 $kg NH_3 ha^{-1}$ pour les faibles charges en bétail et de 40 à 60 $kg NH_3 ha^{-1}$ pour les fortes charges. Les incertitudes sont importantes, de l'ordre de 40 %. Si les émissions sont exprimées par kg de poids vif produit plutôt que par unité de surface, nous observons que les émissions diminuent pour une charge en bétail croissante.

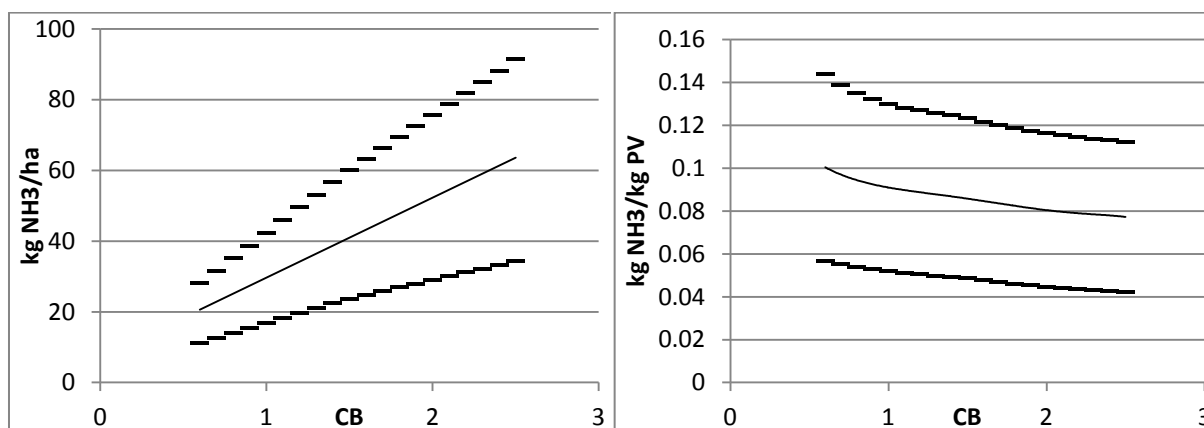


Figure 13 Evolution des émissions de NH_3 et incertitudes (-) selon la charge en bétail

Pour une faible charge en bétail, les émissions sont principalement liées au stockage des effluents, au bétail, à l'application des fertilisants et enfin à la prairie elle-même (Figure 14). Les émissions des bovins à l'étable sont plus faibles que celles des bovins en prairie. Cela peut être lié à la présence d'une litière qui limite les émissions d'ammoniac. Cependant, le poste fertilisation organique est important et compense tout bénéfice lié à la stabulation.

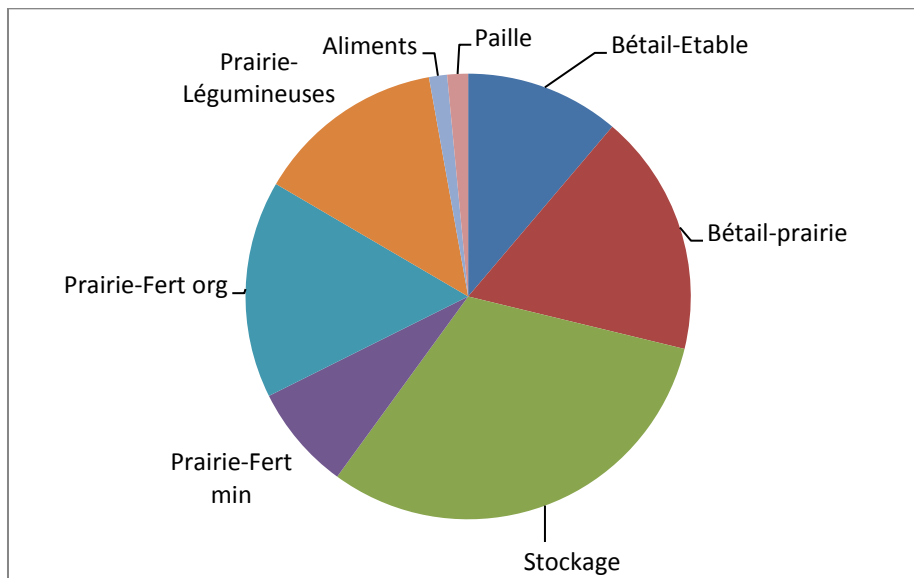


Figure 14 Répartition des émissions de NH_3 pour une charge en bétail de 1,2

5 Discussion

Avant d'interpréter les résultats, il est nécessaire de comprendre la méthode de calcul ayant conduit à ces résultats. Toutes les études ne sont pas équivalentes et ne reprennent pas les mêmes postes (ex. : comptabilisation ou non de la respiration du bétail, comptabilisation ou non des activités puits) ou ne travaillent pas sur le même système (ex. : bilan à l'échelle de la parcelle et bilan à l'échelle de l'exploitation). Comme le montre la Figure 9, la méthode de calcul a un impact énorme sur les résultats.

Ensuite, il est important de tenir compte de l'unité de référence. Les résultats exprimés par unité de surface et par unité de production évoluent différemment selon la charge en bétail. Dans la Figure 5 par exemple, les émissions par unité de production sont linéairement proportionnelles à la charge en bétail alors que les émissions par unité de surface tendent vers une asymptote.

De plus, il faut connaître les limites de l'exercice et, pour cela, évaluer les incertitudes associées aux résultats. Dans le cas des émissions nettes exprimées par unité de surface (Figure 6a), par exemple, les incertitudes sont plus importantes que la tendance. Les émissions nettes peuvent très bien être indépendantes de la charge en bétail ou encore diminuer suite à une augmentation de la charge en bétail.

Finalement, et en tenant compte des mises en garde précédentes, nous pouvons conclure que les émissions brutes exprimées par unité de production sont peu dépendantes de la charge en bétail alors que les émissions brutes exprimées par unité de surface croissent avec la charge en

bétail. Les principaux postes d'émission sont les bovins à l'étable (à la fois respiration et éructation), l'éructation des bovins en prairie et la respiration du fumier stocké. Viennent ensuite les émissions de N₂O naturellement présentes en prairie, les émissions de N₂O liées au bétail, les émissions de CH₄ et de N₂O produites lors du stockage du fumier et, pour finir, les émissions indirectes. L'absorption de GES est presque exclusivement liée à l'assimilation de CO₂ par la prairie (ENE), l'oxydation du méthane ayant un effet négligeable sur le bilan. Quantitativement, le bilan des postes d'émission et d'absorption est du même ordre de grandeur puisque l'absence d'échange (flux nul) est toujours comprise dans la plage d'incertitude proposée en Figure 6.

Les incertitudes sont principalement liées à l'ENE dont la connaissance est réellement insuffisante que pour pouvoir conclure au niveau du bilan net des échanges. L'incertitude pour ce poste est de 177 % de la valeur proposée alors que c'est le poste d'échange le plus important au niveau de l'exploitation. Davantage d'étude réalisées en Région wallonne sont nécessaires afin de caractériser ce poste de manière correcte. Les autres postes présentant une incertitude importante sont ceux qui présentent une valeur absolue importante. La respiration du bétail à l'étable fait exception puisque cette donnée présente une incertitude relativement faible (29 %).

Le lien entre la charge en bétail et les échanges de gaz à effet de serre peut être déduit sur base de méta analyses comparant les bilans en GES de différents écosystèmes soumis à des charges en bétail diverses (Sousanna *et al.*, 2007). Dans ce cas, les différences liées à la charge en bétail sont malheureusement gommées par les différences de conditions pédoclimatiques et de gestion des exploitations. Une autre approche serait de mesurer les émissions liées à différentes charges en bétail pour un même site (Allard *et al.*, 2007). Ce type d'étude est cependant rare et les effets sont fortement liés aux conditions locales. Il est donc nécessaire de mettre en route des études permettant d'étudier de manière systématique l'impact de la charge en bétail sur l'ENE et sur le bilan en GES d'écosystèmes de prairie.

Dans le cas d'un élevage biologique, la situation correspond assez bien au modèle ici présenté. En effet, les élevages bio travaillent avec des charges en bétail relativement faibles et inférieures à 2,5 UGB/ha en privilégiant l'utilisation de ressources locales et en limitant l'utilisation de pesticides et d'engrais. Par rapport au modèle faible charge en bétail, un modèle agriculture biologique ne reprendrait pas le poste fertilisation minérale ni celui de la production des fertilisants minéraux. Dans le cas de l'alimentation des bovins, l'impact serait probablement semblable car les émissions de GES lié au transport des aliments sont négligables dans le bilan total. La grosse inconnue reste cependant l'impact de l'élevage bio sur le fonctionnement de l'écosystème agricole. Ce mode de gestion différent a-t-il un impact sur l'ENE des prairies et des cultures ? Les connaissances actuelles ne permettent pas de répondre à ces questions hors ces questions ont une importance primordiale sur le bilan en GES des exploitations.

5.1 MAE 7

Pour une exploitation de même type, située sur une même zone géographique, la faible charge en bétail entraîne une réduction des émissions brutes par unité de surface. Cette réduction est

logique puisque la réduction de la charge en bétail entraîne une « dilution » des émissions. Il est cependant intéressant d'observer que le bilan des émissions nettes ne permet pas d'arriver à une conclusion du fait d'incertitudes trop importantes.

Toutefois, lorsqu'elles sont exprimées par unité de production, les émissions brutes sont quasi indépendantes de la charge en bétail et se situent autour de 22 ± 5 kg de CO_2 éq. kg^{-1} PV. Cette stabilité est partiellement liée à la manière selon laquelle le modèle a été construit, la plupart des postes ayant été définis comme proportionnels à la charge en bétail. Dans un même temps, les émissions nettes semblent croître avec la charge en bétail. Ce comportement est dû au fait que l'ENE n'évolue pas avec la charge en bétail. Ce puits est donc dilué pour des charges en bétail croissantes.

Finalement, nous observons que les principales postes d'émission sont propres à la physiologie du bétail (respiration, éructation, dégagements des excréments et pissats). La charge en bétail est par conséquent une variable primordiale, pesant fortement sur la balance du bilan des émissions d'une exploitation, lorsque celles-ci sont comptabilisées en termes d'émissions brutes par hectare. Dans tous les cas, l'ENE est le principal poste d'absorption.

En ce qui concerne le NH_3 , les valeurs sont en constante augmentation puisqu'aucun facteur d'atténuation n'est comptabilisé. Les données d'émission, pour une faible charge (0,8 à 1,4 UGB $\text{ha}^{-1}\text{an}^{-1}$) s'échelonnent entre $24,0 \pm 10,0$ et $38,6 \pm 16,6$ kg NH_3 $\text{ha}^{-1}\text{an}^{-1}$, tandis que pour un système conventionnel (jusqu'à 2,5 UGB $\text{ha}^{-1}\text{an}^{-1}$), elles vont jusqu'à $61,0 \pm 27,5$ kg NH_3 $\text{ha}^{-1}\text{an}^{-1}$. Au vu de la large plage d'incertitude observée, tant pour des valeurs faibles qu'élevées de charge en bétail, il est difficile d'établir une différence claire de bilan NH_3 entre les deux systèmes étudiés. Les postes d'émission les plus importants sont le stockage des effluents, le pâturage du bétail en prairie et l'application de fertilisants organiques.

5.2 Possibilités d'intervention

De manière évidente, une charge en bétail plus faible implique des émissions brutes de GES plus faibles par ha et par an. Cette voie à l'avantage de réduire les émissions brutes à l'échelle du territoire mais présente l'inconvénient de réduire la production à l'échelle de ce même territoire.

Les principaux postes d'émission étant liés à la présence même du bétail (respiration et éructation), la vitesse de croissance, l'âge au premier vêlage et l'intervalle entre deux vêlages semblent être des paramètres déterminants. Encore faut-il que cette augmentation de la productivité n'entraîne pas une augmentation des émissions au sein des autres postes (intrants, gestion de l'azote...) (Pinares-Patiño, 2009). Le second poste d'émission est l'éructation. De nombreuses recherches sont en cours sur les moyens disponibles afin de limiter l'éructation. Les méthodes proposées vont d'une modification de la ration afin d'influencer la flore du rumen à la sélection de bovins améliorés (Cottle, 2011). Dans tous les cas, la production du méthane est liée au processus de digestion du bovin et en particulier à la fermentation de la cellulose et donc à la consommation d'herbe (Boadi *et al.*, 2004). En ce sens, une réduction de la production de méthane n'est peut-être pas souhaitable.

Le poste suivant concerne les émissions des effluents d'élevage. Ces effluents génèrent des émissions de CO₂, de CH₄, de N₂O et de NH₃. Le traitement des effluents a un impact considérable sur les émissions. Ainsi, la méthanisation tend globalement à réduire les émissions car elle est productrice d'énergie (électricité, chaleur) et le compostage à un impact variable sur les émissions (Kebreab, 2006). L'étude de Kebreab souligne également le manque de publications détaillant de manière globale l'impact du mode de traitement sur les émissions (émissions lors du traitement, conséquences sur le mode de gestion des exploitations, impact sur la valeur agronomique, émissions lors de l'application). La publication récente de Mathot *et al.* (2012) souligne aussi l'importance des paramètres de stockage tels que la température et la durée de stockage.

Les autres postes d'émissions ont individuellement un impact moindre sur les émissions totales mais représentent, ensemble, une proportion importante des émissions. Pour chacun de ces postes, des possibilités d'intervention existent. Pour exemple, la fertilisation peut être réalisée en privilégiant d'avantage le recyclage des minéraux, les émissions indirectes peuvent être réduites par une meilleure efficacité énergétique ou par le stockage de GES (ex. : bâtiments en bois) et les émissions de N₂O peuvent être réduites par une meilleure gestion de l'azote. Peu d'économies sont à réaliser dans le domaine des émissions indirectes.

Le principal poste d'absorption est l'échange net de l'écosystème. Très peu d'informations sont disponibles sur les paramètres qui peuvent influencer ces échanges. Aucune donnée ne permet à ce jour de connaître l'impact de la charge en bétail, des systèmes d'élevage, des pratiques phytotechniques, du type de végétation ou même du type de sol sur l'échange net des prairies. Cette incertitude rend la lecture des résultats difficile et empêche la formulation de possibilités d'intervention adaptées.

Un certain nombre de paramètres structurels ont probablement un impact énorme et non quantifiable sur le bilan ; race bovine utilisée, type de stabulation, gestion des parcelles...

Certaines études comme celle de del Prado *et al.* (2010) étudient à l'aide de modèles, l'impact de changements de pratiques sur les émissions de gaz à effet de serre d'exploitation laitière. Cette étude identifie 4 catégories de méthodes afin de réduire les émissions de GES : fertilisation, alimentation, changements structurels et amélioration génétique. Les méthodes considérées comme les plus efficaces pour réduire les émissions de GES par unité de surface sont : la sélection de plantes ayant une plus haute teneur en acides gras polyinsaturés (-23 %), l'addition d'acides gras polyinsaturés dans la ration (-16 %) et l'extensification (-12 %).

Finalement, les possibilités d'intervention semblant les plus pertinentes pour une exploitation en faible charge sont l'intensification (la vitesse de croissance, l'âge au premier vêlage et l'intervalle entre deux vêlages) et la gestion des effluents. Une meilleure gestion des effluents semble particulièrement intéressante dans le cas de la biométhanisation puisque cette technique permettrait la production d'énergie et donc de revenus. Dans ce cas, le coût de l'investissement nécessaire à la mise en place d'une telle infrastructure est déterminant et ne fera pas l'objet de ce rapport. Les informations disponibles à ce jour ne nous permettent pas de mettre en avant d'autres possibilités d'intervention avec un niveau de certitude suffisant.

5.3 Comparaison avec d'autres études

En comparant nos résultats à ceux obtenus dans d'autres études, nous pouvons remarquer que la plupart des bilans à l'échelle de l'exploitation répertoriés dans la littérature sont exprimés en termes d'émission par kg de poids vif produit. Peu de publications les présentent en termes d'émissions par unité de surface (ha). Nous remarquons aussi que chaque publication utilise des méthodes de calcul différentes, comptabilisant ou non la respiration, les émissions indirectes, les puits de GES ou d'autres paramètres.

Une étude de Casey & Holden (2006 a) compare 3 types de systèmes allaitants (conventionnels ; suivant un programme MAE ; agriculture biologique) au travers d'une analyse de cycle de vie prenant en compte les émissions directes et indirectes. Les émissions indirectes incluent uniquement la fabrication, transformation et le transport des aliments concentrés et des fertilisants minéraux. Cette analyse ne comptabilise pas les émissions/absorptions du sol et ne prends donc pas en compte l'échange net de carbone de l'écosystème (ENE). Elle ne tient pas compte non plus des émissions de CO₂ par le bétail (gestion des excréments et respiration). Les émissions sont fortement dépendantes de la charge en bétail, allant de 1.5 à 6.2 t CO₂ éq ha⁻¹an⁻¹ (voir Figure 15). A fin de comparaison, nos émissions sont de 4,1 t CO₂ éq ha⁻¹an⁻¹ pour une charge en bétail de 1 UGB ha⁻¹ et de 8 t CO₂ éq ha⁻¹an⁻¹ pour une charge de 2 UGB ha⁻¹ si seuls les postes repris par Casey & Holden (2006 a) sont considérés. Nos résultats légèrement plus élevés s'expliquent principalement par des facteurs d'émission différents au niveau de la production de méthane par le bétail et par les excréments du bétail.

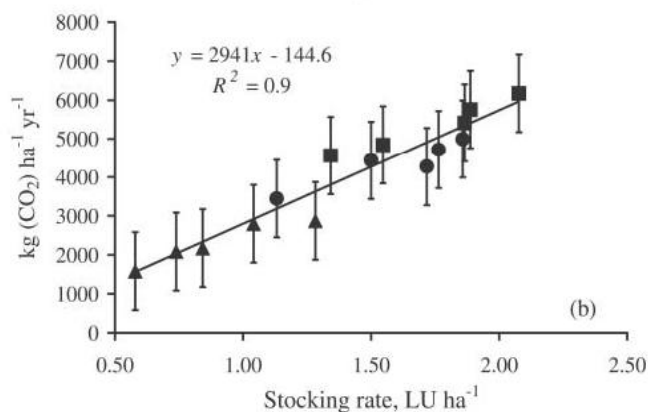


Figure 15 Evolution des émissions brutes de gaz à effet de serre selon la charge en bétail (Casey & Holden, 2006 a)

Une autre étude de Gac *et al.* (2010 b) quantifie les émissions de GES par unité de surface et par unité de production pour 350 exploitations viandeuses dont 244 exploitations de type naisseur. Toutes les exploitations étudiées sont situées en France et la quantification des émissions se fait sur base du guide GES'TIM. Ce choix implique que l'ENE (partiellement remplacée par le poste stockage de carbone dans les sols de prairie) ainsi que la respiration des bovins et des effluents n'est pas prise en compte. Contrairement au projet CLIMAGRO, cette étude révèle que les exploitations présentant une stratégie d'alimentation basée sur la prairie permanente génèrent des émissions plus faibles par unité de poids vif produit que les exploitations présentant une stratégie d'alimentation basée sur les cultures. La moyenne des

émissions citées se situe dans la fourchette basse de nos estimations avec des émissions nettes de 9,8 kg CO₂ éq. kg⁻¹PV. an⁻¹. De la même manière, l'étude de Hacala *et al.* (2006) calcule, par la méthode Ruminair (comparable à GES'TIM), le bilan en GES de 26 exploitations mixte. Pour ces exploitations, les émissions nettes sont de l'ordre de 9,2 kg CO₂ éq. kg⁻¹PV. an⁻¹. Cette étude considère alors que le stockage de carbone par les sols de prairie est à même de compenser 10-14 % des émissions dans les systèmes peu herbagers et 40 à 70 % des émissions dans les systèmes forts herbagers. De plus, les résultats de Hacala *et al.* (2006) confortent nos conclusions puisque, dans le cas des exploitations laitières, les émissions sont proportionnelles à la charge en bétail si elles sont exprimées par unité de surface mais sont indépendantes de la charge en bétail lorsqu'elles sont exprimées par unité de production.

D'autres études concernent des exploitations non viandeuses. L'étude de Schils *et al.*, 2005, par exemple, compare deux exploitations laitières dont les charges en bétail sont de 1,9 et 2,2 UGB ha⁻¹an⁻¹. Ces deux exploitations diffèrent par leur système de fertilisation des prairies (légumineuses ou fertilisation minérale respectivement). Les postes d'émission pris en compte sont les mêmes que dans notre étude si ce n'est que la respiration du bétail ainsi que l'ENE et l'oxydation du méthane ne sont pas pris en compte. Le bilan net des émissions est ainsi estimé à 9,5 et 7,5 t CO₂ éq ha⁻¹an⁻¹, contre 9,1 t CO₂ éq ha⁻¹an⁻¹ dans le cas de notre modèle si les mêmes postes sont comptabilisés et pour une charge de 2 UGB ha⁻¹. Pour ces deux systèmes, les émissions de CH₄ constituent environ ≈70 % du total des émissions (brutes), celles de N₂O représentent ≈ 29 %, tandis que la contribution de CO₂ de l'énergie est de ≈2 %. La séquestration de carbone dans les sols atténue les émissions à hauteur de 55 % environ. La différence entre notre modèle et celui de Schils (2005) est principalement liée aux facteurs d'émission retenus et au type d'élevage (laitier vs allaitant).

Finalement, une étude de Soussana *et al.* (2004 ; figure 4D) estime les émissions nettes en GES de prairies après 5 ans de pâturage selon plusieurs charges en bétail. Les résultats de cette étude correspondent à nos émissions indirectes mais n'incluent pas exactement les mêmes postes. La publication de Soussana ne considère que les émissions générées en prairies et ne considère donc pas les émissions liées au stockage et à l'application des engrais de ferme, à la consommation d'énergie et aux émissions indirectes.

La Figure 16 permet de comparer tous les résultats obtenus, sans tenir compte des différences entre modèles. La lecture de l'ensemble des résultats met en évidence l'impact de la méthode de calcul sur le résultat et la variabilité des résultats. Les prairies pouvant se comporter en faible puits ou en une forte source selon la méthode de calcul employée. Les différences de méthodologie correspondent assez bien aux différences de résultats puisque la publication de Soussana *et al.* (2004) se base sur une méthode proche de celle employée pour les émissions nettes

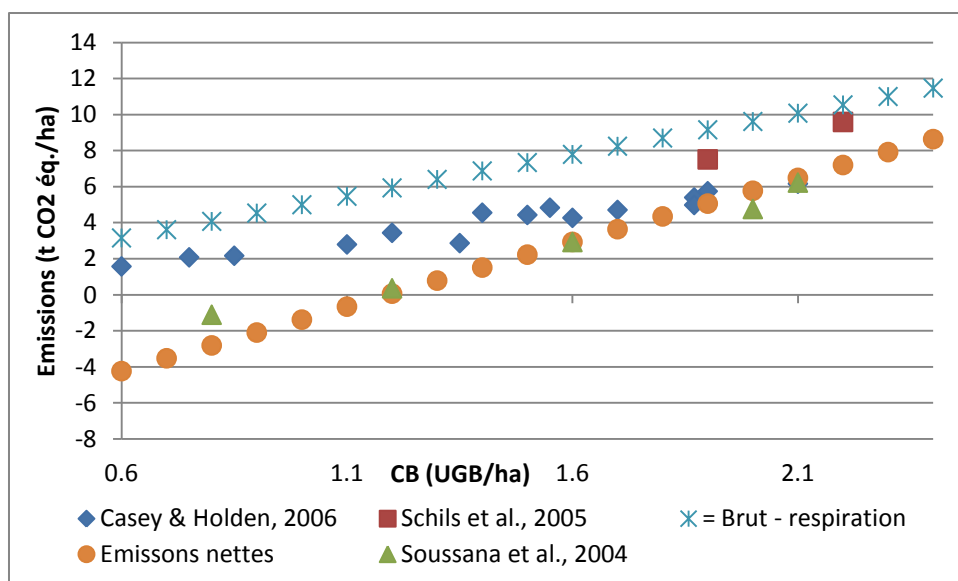


Figure 16 : Comparaison des résultats répertoriés dans la littérature scientifique et des résultats « Climagro »

6 Conclusion

De nombreuses méthodes de calcul permettent de faire le bilan en GES d'une exploitation. Ces méthodes peuvent inclure ou ne pas inclure certaines sources ou certains puits (respiration, ENE, oxydation du méthane), et peuvent avoir des limites variables (émissions indirectes incluses ou non). De fait, le bilan en GES à effet de serre d'une exploitation peut aller d'un faible puits à une forte source selon les hypothèses choisies (voir Figure 9).

De la même manière, la présentation des résultats par unité de production plutôt que par unité de surface offre un autre point de vue. Dans le premier cas, les émissions brutes semblent indépendantes de la charge en bétail alors que dans le second cas, les émissions brutes augmentent selon la charge. De ce fait, il n'y a pas de raisons de penser qu'une réduction de la charge en bétail serait bénéfique pour l'environnement. Une production plus faible par hectare entraîne par contre un usage d'espace plus important ce qui pourrait conduire à la conversion d'espaces non agricoles comme les forêts en espaces agricoles et ainsi augmenter les émissions de gaz à effet de serre liés aux pratiques agricoles, sous l'hypothèse du maintien du volume produit sur l'espace du territoire. Nous observons aussi qu'un équilibre entre émissions et absorption de GES semble être atteint pour une charge en bétail proche de 1,2 UGB/ha.

Finalement, la plupart des flux étudiés se caractérisent par une incertitude telle que l'erreur sur le bilan net en GES est plus grande que les valeurs avancées. Cette incertitude empêche la mise en évidence d'un lien entre le bilan net en GES et la charge en bétail. La cause principale de ce problème se trouve au niveau de la variabilité de l'ENE selon le mode de gestion de la prairie, la saison, le sol ainsi que selon d'autres paramètres locaux. La mise en place de sites de mesure permettant d'obtenir des informations fiables à l'échelle locale comme celui actuellement développé à Dorinne permettrait de palier à ce problème (Jérôme *et al.*, 2012).

7 Bibliographie

ADEME (2007). Bilan carbone® entreprises et collectivités guide des facteurs d'émissions Version 5.0 Calcul des facteurs d'émissions et sources bibliographiques utilisées. Paris : ADEME.

http://www.energies-davenir.com/bibliotheque-ea/production_energie_reseau_alimentation/bilan_carbone_guide_facteurs_emissions_V5.pdf (09/05/12).

AGW (24/04/2008) (2008). Arrêté du Gouvernement wallon du 24 AVRIL 2008 relatif à l'octroi de subventions agro-environnementales, *Moniteur belge* : 31162-31176.

AGW (31/03/2011) (2011). Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement contenant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture. *Moniteur Belge*: 25217-25234.

Allard V, Soussana JF, Falcimagne R, Berbigier P, Bonnefond JM, Ceschia E, D'hour P, Hénault C, Laville P, Martin C & Pinarès-Patino C, 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **121** : 47–58.

Ammann C, Spirig C, Leifeld J & Neftel A (2009) Assessment of the nitrogen and carbon budget of two managed temperate grassland fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **133**: 150-162.

Amon B, Amon T, Boxberger J & Alt C (2001) Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**: 103-113. Barre C (2001) Devenir de l'azote des pissats de vache émis sur une prairie pâturée. *Thèse. 2001-14; B-129. INRA*.

Beguïn E, Baudoux H, Geoffrin M, Belvèze J, Contou C & Ferrand M (2009) Carburant en élevage bovin lait et viande : repères et facteurs explicatifs des niveaux de consommation. *Renc. Rech. Ruminants* 16.

Boadi D, Benchaar C, Chiquette J & Massé D (2004) Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review. *Canadian Journal of Animal Science* **84** (3): 316-335.

Boeckx P & Van Cleemput O (2001) Estimates of N₂O and CH₄ fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**: 35-47.

Bol R, Petersen SO, Christofides C, Dittert K & Hansens MN (2004) Short-term N₂O, CO₂, NH₃ fluxes, and N/C transfers in a Danish grass-clover pasture after simulated urine deposition in autumn. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* **167**: 568-576.

Bouwman AF, Boumans M. & Batjes NH (2002) Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biochemical cycles* **16** (2): 1024-1038.

- Bouwman AF (1996) Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **46**: 53-70.
- Bussink (1994) Relationships between ammonia volatilization and nitrogen fertilizer application rate, intake and excretion of herbage nitrogen by cattle on grazed swards. *Fertilizer Research* **38**: 111-121.
- Bussink DW & Oenema O (1998) Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51**: 19-33.
- Byrne KA, Kiely G & Leahy P (2007) Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. *Agriculture Ecosystems & Environment* **121**: 357-364.
- Casey JW & Holden NM (2006a) Greenhouse gas emissions from conventional, agri environmental scheme, and organic Irish suckler-beef units. *Journal of Environmental Quality* **35**: 231-239.
- Casey JW & Holden NM (2006b) Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agricultural Systems* **90**: 79-98.
- Ceschia E, Beziat P, Dejoux JF, *et al.* (2010) Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture Ecosystems & Environment* **139**: 363-383.
- Chadwick DR, Pain BF & Brookman SKE (2000) Nitrous Oxide and Methane Emissions following Application of Animal Manures to Grassland. *Journal of Environment quality* **29**: 277-287.
- Chadwick DR (2005) Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment* **39**: 787-799.
- Chadwick DR, Sneath RW, Phillips VR & Pain BF (1999) A UK inventory of nitrous oxide emissions from farmed livestock. *Atmospheric Environment* **33**: 3345-3354.
- Corpen (2006) Les émissions d'ammoniac et de gaz azotés à effet de serre en agriculture. Disponible sur : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/> (09/07/2012).
- Dahlin AS, Emanuelsson U & McAdam JH (2005) Nutrient management in low input grazing-based systems of meat production. *Soil Use and Management* **21**: 122-131.
- Dammgen U & Hutchings NJ (2008) Emissions of gaseous nitrogen species from manure management: A new approach. *Environmental Pollution* **154**: 488-497.
- de Behr V., Hornick JL, Cabaraux JF, Alvarez A & Istasse L (2001) Growth patterns of Belgian Blue replacement heifers and growing males in commercial farms. *Livestock Production Science* **71** : 121–130.
- de Klein CAM, Barton L, Sherlock RR, Li Z & Littlejohn RP (2003) Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. *Australian Journal of Soil Research* **41**: 381-399.

- del Prado A, Chadwick D, Cardenas L, Misselbrook T, Scholefield D & Merino P (2010) Exploring systems responses to mitigation of GHG in UK dairy farms. *Agriculture Ecosystems & Environment* **136**: 318-332.
- Di Marco C, Skiba U, Weston K, Hargreaves K & Fowler D (2004) Field Scale N₂O flux measurements from grassland using eddy covariance. *Water, Air and Soil Pollution* **4(6)**: 143-149.
- Dollé J.-B. RP (2006) Emissions de gaz à effet de serre en bâtiment d'élevage bovin. *Fourrages* **186**: 205-214.
- Doreau M, van der Werf HMG, Micol D, Dubroeuq H, Agabriel J, Rochette Y & Martin C (2011) Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. *Journal of Animal Science* **89**: 2518-2528.
- El Kader NA, Robin P, Paillat JM & Leterme P (2007) Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology* **98**: 2619-2628.
- Elea (2007) Fiche 18 - REDUIRE LES EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE. Disponible sur : <http://www.lanaturemamaison.be/fiches/fiche18b.pdf> (30/08/2012).
- EMEP/EEA (2009) EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. EEA **Technical report No 9**. Copenhagen, Denmark:EEA, <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/#>, (09/05/12).
- Farruggia A & Simon JC (1994) Déjections et fertilisation organique au pâturage. *Fourrages* **139**: 231-253.
- Flechard CR, Ambus P, Skiba U, *et al.* (2007) Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment* **121**: 135-152.
- Flessa H, Dorsch P, Beese F, König H & Bouwman AF (1996) Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. *Journal of Environmental Quality* **25**: 1366-1370.
- Flessa H, Ruser R, Dorsch P, Kamp T, Jimenez MA, Munch JC & Beese F (2002) Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture Ecosystems & Environment* **91**: 175-189.
- Freibauer A & Kaltschmitt M (2003) Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe. *Biogeochemistry* **63**: 93-115.
- Gac A, Deltour L, Cariolle M, Dollé J.-B, Espagnol S, Flénet F, Guingand N, Lagadec S, Le Gall A, Lellahi A, Malaval C, Ponchant P & Tailleur A (2010a). GES'TIM Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre. Version 1.2. http://www.inst-elevage.asso.fr/IMG/pdf_Gestim_V1-2_06-2010.pdf (09/05/12).

Gac A, Béline T & Bioteau T (2006) Flux de gaz à effet de serre (CH₄, N₂O) et d'ammoniac (NH₃) liés à la gestion des déjections animales : synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données. **Rapport Ademe** 98 pp.

Gac A, Manneville V, Raison C, Charroin T, Ferrand M (2010b) L'empreinte carbone des élevages d'herbivores : présentation de la méthodologie d'évaluation appliquée à des élevages spécialisés lait et viande. *Renc. Rech. Ruminants* **17**: 335-342. Galan F, Dollé JB, Charroin T, Ferrand D, Hiet C (2007) Consommation d'énergie en élevage bovin - Des repères pour se situer et progresser. *Renc. Rech. Ruminants* **14**: 29-32.

Giger-Reverdin S, Sauvant D, Vermorel M, Jouany J-P (2000) Modélisation empirique des facteurs de variation des rejets de méthane par les ruminants. *Renc. Rech. Ruminants* **7**: 187-190.

Gouvernement Wallon & Commission Européenne (2009). Programme wallon de Développement Rural 2007-2013. Disponible sur : http://agriculture.wallonie.be/apps/spip_wolwin/IMG/pdf/PDR-2007-2013.pdf (18/06/2012).

Gregorich EG, Rochette P, VandenBygaart AJ & Angers DA (2005) Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil & Tillage Research* **83**: 53-92.

Groenestein, CM & Huis in 't Veld JWH (1994) Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie van stallen XV: potstal voor zoogkoeien. Wageningen, DLO, Rapport 94-1006, 14 pp. excl. bijlage.

Haas G, Wetterich F & Kopke U (2001) Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems & Environment* **83**: 43-53.

Hacala S, Le Gall A (2006) Evaluation des émissions de gaz à effet de serre en élevage bovin et perspectives d'atténuation. *Fourrages* **186**, 215-227.

Hao XY, Chang C, Larney FJ & Travis GR (2001) Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Quality* **30**: 376-386.

Haynes RJ & Williams PH (1993) Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in agronomy* **49**.

Helgason BL, Janzen HH, Chantigny MH, Drury CF, Ellert BH, Gregorich EG, Lemke RL, Pattey E, Rochette P & Wagner-Riddle C (2005) Toward improved coefficients for predicting direct N₂O emissions from soil in Canada agroecosystems. *Nutrients cycling in Agroecosystems* **72**: 87-99.

Herd-book Blanc bleu Belge. Belgique : Ciney. <http://www.hbbbbb.org/> (consulté le 08/06/2012).

Holter P (1997) Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field. *Soil Biology & Biochemistry* **29**: 31-37.

Husted S (1994) Seasonal-variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *Journal of Environmental Quality* **23**: 585-592.

Hutchings NJ, Sommer SG, Andersen JM & Asman WAH (2001) A detailed ammonia emissions inventory for Denmark. *Atmospheric Environment* **35**:1959-1968.

Hutsch BW (2001) Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production - invited paper. *European Journal of Agronomy* **14**: 237-260.

IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 p IPCC Second Assessment Report: Climate Change 1995; Working Group I: The Science of Climate Change

Jaksic V, Kiely G, Albertson J, Oren R, Katul G, Leahy P & Byrne KA (2006) Net ecosystem exchange of grassland in contrasting wet and dry years. *Agricultural and Forest Meteorology* **139**: 323-334.

Jarvis SC, Hatch DJ & Lockyer DR (1989) Ammonia fluxes from grazed grassland - annual losses from cattle production systems and their relation to nitrogen inputs. *Journal of Agricultural Science* **113**: 99-108.

Jarvis SC, Hatch DJ & Roberts DH (1989) The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization - the relationship to excretal-n returns from cattle. *Journal of Agricultural Science* **112**: 205-216.

Jarvis SC, Lovell RD & Panayides R (1995) Patterns of methane emission from excreta of grazing animals. *Soil Biology & Biochemistry* **27**: 1581-1588.

Jérôme E, Beckers Y, Bodson B, Moureaux C, Aubinet M, 2012. Carbon balance of a grazed grassland in Belgium. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences*, 72: 105-109.

Jungbluth T, Hartung E & Brose G (2001) Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**: 133-145.

Kebreab E, Clark K, Wagner-Riddle C & France J (2006) Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. *Canadian Journal of Animal Science* **86** (2): 135-158.

Knoden D, Lambert R, Nihoul P, Stilmant D, Pochet P, Crémer S & Luxen P (2007) Fertilisation raisonnée des prairies. Direction générale de l'agriculture : Namur. *Les livrets de l'agriculture* N°15.

Kulling DR, Menzi H, Krober TF, Neftel A, Sutter F, Lischer P & Kreuzer M (2001) Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from different types of dairy manure during storage as affected by dietary protein content. *Journal of Agricultural Science* **137**: 235-250.

- Lal R (2004) Carbon emission from farm operations. *Environment International* **30**: 981-990.
- Lambert R (2006) Rejets azotés des bovins en Région Wallonne. Partenariat scientifique UCL-Nitrawal.
- Ledgard SF (2001) Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil* **228**: 43-59.
- Lovett D, Shalloo L, Dillon P & O'Mara FP (2006) A systems approach to quantify greenhouse gas fluxes from pastoral dairy production as affected by management regime. *Agricultural systems* **88**: 156-179.
- Lovett D, Lovell S, Stack L, Callan J, Finlay M, Conolly J & O'Mara FP (2003) Effect of forage/concentrate ratio and dietary coconut oil level on methane output and performance of finishing beef heifers. *Livestock Production Science* **84**: 135-146.
- Luo J, Lindsey SB & Ledgard SF (2008) Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. *Biology and Fertility of Soils* **44**: 463-470.
- Luxen P, Godden B, Limbourg P & Miserque O (2006). Le compostage des fumiers, une technique de valorisation des matières organiques en agriculture. Direction générale de l'agriculture; Namur. *Les livrets de l'agriculture* N°3.
- Mathot M, Decruyenaere V, Lambert R & Stilmant D (2007) Emissions de CH₄, N₂O et NH₃ en étables et lors du stockage des engrais de ferme de génisses Blanc Bleu Belge. *Renc. Rech. Ruminants* n°14.
- Martin C, Morgavi DP & Doreau M (2010) Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal* **4**: 351-365.
- Mathot M, Decruyenaere V, Stilmant D & Lambert R (2012) Effect of cattle diet and manure storage conditions on carbon dioxide, methane and nitrous oxide emissions from tie-stall barns and stored solid manure. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **148**: 134-144.
- Misselbrook TH, Van der Weerden TJ, Pain BF, *et al.* (2000) Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment* **34**: 871-880.
- Monteny GJ, Groenestein CM & Hilhorst MA (2001) Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**: 123-132.
- Monteny G-J, Bannink A & Chadwick D (2006) Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **112**: 163-170.
- Morin C, Béguin E, Belvèze J, Bossis N, Capdeville J, Chambaut H, Charroin T, Corbet V, Dollé JB, Jousseins C, Leclerc MC, Manneville V, Martineau C & Morin E (2010) Consommation d'énergie en élevages herbivores et leviers d'action. Institut de l'élevage. Collection méthodes et outils. Disponible sur <http://www.farre.org> (09/07/2012).

- Moureaux C, Debacq A, Hoyaux J, Suleau M, Tourneur D, Vancutsem F, Bodson B & Aubinet M (2008) Carbon balance assessment of a Belgian winter wheat crop (*Triticum aestivum* L.). *Global Change Biology* **14**: 1353–1366.
- Mulvaney MJ, Cummins KA, Wood CW, Wood BH & Tyler PJ (2008) Ammonia Emissions from Field-Simulated Cattle Defecation and Urination. *Journal of Environmental Quality* **37**: 2022-2027.
- Neftel A, Ammann C, Fischer C, *et al.* (2010) N₂O exchange over managed grassland: Application of a quantum cascade laser spectrometer for micrometeorological flux measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* **150**: 775-785.
- Neftel A, Flechard C, Ammann C, Conen F, Emmenegger L & Zeyer K (2007) Experimental assessment of N₂O background fluxes in grassland systems. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* **59**: 470-482.
- Nitrawal (2007). Eau-nitrate. Informations et conseils techniques pour la gestion durable de l'azote (2^{ème} édition), 162 p. Disponible sur : www.nitrawal.be/58-Classeur-Eau-Nitrate.htm (18/06/2012).
- Nitrawal. Fiches techniques. Disponibles sur : <http://www.nitrawal.be/86-telechargerment-fiches.htm>
- Oenema O, Velthof GL, Yamulki S & Jarvis SC (1997) Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* **13**: 288-295.
- Oenema O, Wrage N, Velthof GL, van Groenigen JW, Dolfing J & Kuikman PJ (2005) Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **72**: 51-65.
- Owensby CE, Ham JM & Auen LM (2006) Fluxes of CO₂ from grazed and ungrazed tallgrass prairie. *Rangeland Ecology & Management* **59**: 111-127.
- Pattey E, Trzcinski MK & Desjardins RL (2005) Quantifying the reduction of greenhouse gas emissions as a result of composting dairy and beef cattle manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **72**: 173-187.
- Petersen SO, Sommer SG, Aaes O & Soegaard K (1998) Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: Effect of N intake. *Atmospheric Environment* **32**: 295-300.
- Peyraud J.L. VR, Delaby L. (1995) Rejets azotés chez la vache laitière: effets du type d'alimentation et du niveau de production des animaux. *Fourrages* **142**: 131-144.
- Pinares-Patiño CS, D'Hour P, Jouany JP, Martin C (2007) Effects of stocking rate on methane and carbon dioxide emissions from grazing cattle. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **121**: 30-46.
- Pinares-Patino CS, Waghorn GC, Hegarty RS & Hoskin SO (2009) Effects of intensification of pastoral farming on greenhouse gas emissions in New Zealand. *New Zealand Veterinary Journal* **57**: 252-261.

Polley HW, Frank AB, Sanabria J & Phillips RL (2008) Interannual variability in carbon dioxide fluxes and flux-climate relationships on grazed and ungrazed northern mixed-grass prairie. *Global Change Biology* **14**: 1620-1632.

Prudêncio da Silva V, van der Werf H, Spies A, Soares SR (2010) Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *Journal of Environmental Management* **91**:1831-1839.

Commission internationale du Génie Rural (2002). Recommandations internationales pour le logement des bovins viande – synthèse des connaissances de la Commission internationale du Génie Rural. Deuxième section, groupe de travail n°14, East Lansing, Michigan, USA. 74 pp.

Rochette P & Janzen HH (2005) Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **73**: 171-179.

Roger P, Le Mer J & Joulian C (1999) L'émission et la consommation de méthane par les sols : mécanismes, bilan, contrôle. *C.R. Acad. Agric. Fr.* **85**, n°6.

Rotz CA & Oenema J (2006) Predicting management effects on ammonia emissions from dairy and beef farms. *Transactions of the ASABE* **49**: 1139-1149.

Rotz CA, Montes F & Chianese DS (2010) The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of Dairy Science* **93**: 1266-1282.

Sauvant & Giger-Reverdin (2009) Les variations du bilan carbone des ruminants d'élevage. *Rencontres Recherches Ruminants* **16** : 229-232.

Schils RLM, Verhagen A, Aarts HFM & Sebek LBJ (2005) A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **71**: 163-175.

Schulze ED, Luysaert S, Ciais P, Freibauer A, Janssens IA, Soussana JF, Smith P, Grace J, Levin I, Thiruchittampalam B, Heimann M, Dolman AJ, Valentini R, Bousquet P, Peylin P, Peters W, Rödenbeck C, Etiope G, Vuichard N, Wattenbach M, Nabuurs GJ, Poussi Z, Nieschulze J & Gash JH (2009). Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature geoscience* **2**: 842-850.

Simon J-C & Morvan T (1998) Facteurs de variation du devenir de l'azote des déjections bovines sur les surfaces fourragères. *Renc_ Rech_ Ruminants* **5** : 193-200.

Skiba U, Hargreaves KJ, Fowler D & Smith KA (1992). Fluxes of nitric and nitrous oxides from agricultural soils in a cool temperate climate. *Atmospheric Environment*, **26** (14): 2477-2488.

Sneath RW, Beline F, Hilhorst MA & Peu P (2006) Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. *Agriculture Ecosystems & Environment* **112**: 122-128.

Sogaard HT, Sommer SG, Hutchings NJ, Huijsmans JFM, Bussink DW & Nicholson F (2002) Ammonia volatilization from field-applied animal slurry - the ALFAM model. *Atmospheric Environment* **36**: 3309-3319.

Sommer SG & Hutchings NJ (2001) Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *European Journal of Agronomy* **15**: 1-15.

Sonneveld MPW, Schroder JJ, de Vos JA, *et al.* (2008) A whole-farm strategy to reduce environmental impacts of nitrogen. *Journal of Environmental Quality* **37**: 186-195.

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.

Soussana JF, Allard V, Pilegaard K, *et al.* (2007) Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture Ecosystems & Environment* **121**: 121-134.

Soussana JF, Loiseau P, Vuichard N, Ceschia E, Balesdent J, Chevalier T, Arrouays D (2004) Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* **20**: 219-230.

Taylor J (1997) An introduction to error analysis. The study of uncertainties in physical measurements. Second edition. Sausalito (US): University Science Books.

Tiedje, J.M. (1988). Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In A. J. B. Zehnder, ed. *Biology of anaerobic microorganisms*. John Wiley & Sons, pp. 179-244.

Van Amstel A, Swart RJ, Krol MS, Beck JP, Bouwman AF & van der Hoek KW (1993) Methane, the other greenhouse gas. Research and policy in the Netherlands. *National institute of Public health and environmental protection Report n° 481507001*: 129 pp.

Velthof GL & Oenema O (1997) Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **45**: 347-360.

Vermorel M, Jouany JP, Eugène M, Sauvant D, Noblet J & Dourmad JY (2008) Evaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France. *INRA Prod. Anim.* **21 (5)**: 403-418.

Vermorel M (1995) Emissions annuelles de méthane d'origine digestive par les bovins en France. Variations selon le type d'animal et le niveau de production. *INRA Prod. Anim.* **8 (4)**: 265-272.

Veysset P. BD (2009) Consommations d'énergie non renouvelable, émissions de gaz à effet de serre et résultats économiques en élevage bovin allaitant. Impacts de la conversion à l'AB. *Renc. Rech. Ruminants* **16**: 242-243.

Veysset P, Belvèze J., Bébin D., Devun J. (2009) Consommations d'énergie et émissions de gaz à effet de serre en élevage bovin allaitant. Analyses et perspectives économiques. *Journées AFPP - Des fourrages de qualité pour des élevages performants* 14 pp.

Veysset P, Lherm M & Bébin D (2010) Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems* **103**: 41-50.

Webb J (2001) Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environmental Pollution* **111**: 395-406.

Webb J, Chadwick D & Ellis S (2004) Emissions of ammonia and nitrous oxide following incorporation into the soil of farmyard manures stored at different densities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **70**: 67-76.

Williams DL, Ineson P & Coward PA (1999). Temporal variations in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. *Soil Biology and Biochemistry* **31**: 779-788.

Yamulki S & Jarvis SC (2002) Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biology and Fertility of Soils* **36**: 224-231.

Yamulki S, Wolf I, Bol R, Grant B, Brumme R, Veldkamp E & Jarvis SC (2000) Effects of dung and urine amendments on the isotopic content of N₂O released from grasslands. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* **14**: 1356-1360.

Yamulki S, Jarvis SC & Owen P (1998) Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. *Soil Biology & Biochemistry* **30**: 491-500.

Yamulki S, Jarvis SC & Owen P (1999) Methane emission and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals. *Journal of Environmental Quality* **28**: 676-682.

Annexe 1

Paramètre	Valeur	Unité	Incertitude	Références
P^N	298	/	/	IPCC, 2007
P^M	25	/	/	IPCC, 2007
P^C	1	/	/	IPCC, 2007
t_e	150	jour		Estimation
$Q_{Bee}E_{Bee}^N$	$0,7 \cdot 10^{-3}$	kg N ₂ O UGB ⁻¹ jour ⁻¹	29 %	Chadwick <i>et al.</i> , 1999 ; Gac <i>et al.</i> , 2006 ; Mathot <i>et al.</i> , 2007 ;
$Q_{Bee}E_{Bee}^M$ + $Q_{Ber}E_{Ber}^M$	0,23	kg CH ₄ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	61 %	Mathot <i>et al.</i> , 2012
$Q_{Bee}E_{Bee}^C$ + $Q_{Ber}E_{Ber}^C$	9,15	kg CO ₂ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	29 %	Jungbluth <i>et al.</i> , 2001 ; Mathot <i>et al.</i> , 2012 ; Pinares-Patino <i>et al.</i> , 2007 ; Sauvans & Giger-Reverdin, 2009
$Q_{Bee}E_{Bee}^A$ + $Q_{Ber}E_{Ber}^A$	0,021	kg NH ₃ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	100 %	Misselbrook <i>et al.</i> , 2000 ;
$Q_{Bpe}E_{Bpe}^N$	0,0056	kg N ₂ O UGB ⁻¹ jour ⁻¹	88 %	Flessa <i>et al.</i> , 1996 ; Luo <i>et al.</i> , 2008
$Q_{Bpr}E_{Bpr}^M$	0,24	kg CH ₄ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	17 %	Van Amstel <i>et al.</i> , 1993 ; Vermorel, 1995 and 2008
$Q_{Bpe}E_{Bpe}^M$	0,0015	kg CH ₄ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	33 %	Flessa <i>et al.</i> , 1996; Holter, 1997; Jarvis <i>et al.</i> , 1995; Yamulki <i>et al.</i> , 1999
$Q_{Bpe}E_{Bpe}^A$	0,026	kg NH ₃ UGB ⁻¹ jour ⁻¹	96 %	Bol <i>et al.</i> , 2004; Bussink <i>et al.</i> , 1994 ; rapport Corpen, 2006 ; Dahlin <i>et al.</i> , 2005 ; Gac <i>et al.</i> , 2006 ; Jarvis <i>et al.</i> , 1989 ; Ledgard <i>et al.</i> , 2001 ; Petersen <i>et al.</i> , 1998; Rotz <i>et al.</i> , 2006
Q_s	4060	kg MF UGB ⁻¹ 5 mois ⁻¹	/	AGW 31/03/2011, pour une masse volumique de 0,7 t m ⁻³ .
E_s^N	$0,11 \cdot 10^{-3}$	kg N ₂ O kg ⁻¹ MF stockée	45 %	Chadwick <i>et al.</i> , 2005 ; El Kader <i>et al.</i> , 2007 ; Mathot <i>et al.</i> , 2012 ; Pattey <i>et al.</i> , 2005
E_s^M	$6,8 \cdot 10^{-3}$	kg CH ₄ kg ⁻¹ MF stockée	91 %	Chadwick <i>et al.</i> , 2005 ; Mathot <i>et al.</i> , 2012
E_s^C	0,184	kg CO ₂ kg ⁻¹	100 %	Mathot <i>et al.</i> , 2012
E_s^A	$2,15 \cdot 10^{-3}$	kg NH ₃ kg ⁻¹ MF	100 %	Chadwick <i>et al.</i> , 2005 ; Gac <i>et al.</i> , 2006 ; Rotz <i>et al.</i> , 2006 ; Dammgen <i>et al.</i> , 2008
$Q_{Pl}E_{Pl}^N$ + E_{Ph}^N	0,8	kg N ₂ O ha ⁻¹ an ⁻¹	100 %	Bouwman, 1996 ; Gregorich <i>et al.</i> , 2005 ; Helgason <i>et al.</i> , 2005 ; Rochette <i>et al.</i> , 2005 ; Skiba <i>et al.</i> , 1992
Q_{Pl}	40	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Nitrawal, fiches techniques
E_{Pl}^A	0,116	kg NH ₃ kg ⁻¹ N	100 %	Moyenne E_{Po}^A et E_{Pm}^A
Q_{Po}	27,5 CB	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Calcul basé sur l'AGW 31/03/2011
E_{Po}^A	0,133	kg NH ₃ kg ⁻¹	100 %	Gac <i>et al.</i> , 2006

		N		
E_{Po}^N	0,0175	kg N ₂ O kg ⁻¹ N	94 %	Chadwick <i>et al.</i> , 2000; Gac <i>et al.</i> , 2006; Corpen, 2006; Webb <i>et al.</i> , 2004
Q_{Pm}	17,4 CB +0,3	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Calculé à partir de la base de données DAEA
E_{Pm}^N	0,016	kg N ₂ O kg ⁻¹ N	75 %	Bouwman, 1996 ; Di Marco <i>et al.</i> , 2004 ; Flechard <i>et al.</i> , 2007 ; Freibauer <i>et al.</i> , 2003 ; Williams <i>et al.</i> , 1999
E_{Pm}^A	0,1	kg NH ₃ kg ⁻¹ N	90 %	Ammann <i>et al.</i> , 2009 ; Bouwman & Boumans, 2002 ; Hutchings <i>et al.</i> , 2001 ; Misselbrook <i>et al.</i> , 2000
ENE ^M	-2,08	kg CH ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹	100 %	Boeckx & Van Cleemput, 2001
ENE ^C	-8,86	t CO ₂ ha ⁻¹ an ⁻¹	177 %	Schulze <i>et al.</i> , 2009
Q_{Ec}	46,9 CB + 15,3	l fuel ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Calculé à partir de la base de données DAEA
E_{Ec}^C	2,8	kg CO ₂ l ⁻¹ fuel	14 %	Flessa <i>et al.</i> , 2002; Lal <i>et al.</i> , 2004; Wang, 2007 in Rotz <i>et al.</i> , 2010
Q_{Ee}	51,4 CB + 3,46	kWh ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Calculé à partir de la base de données DAEA
E_{Ee}^C	0,69	kg CO ₂ kWh ⁻¹	9 %	Lovett <i>et al.</i> , 2006; Wang, 2007 in Rotz <i>et al.</i> , 2010; Elea, 2007
Q_{Ii}	8	m ² UGB ⁻¹	/	Commission Internationale du Génie Rural, 2002
E_{Ii}^C	440	kg CO ₂ m ⁻²	100 %	ADEME, 2007
DV_{Ii}	30	an	/	Estimation
Q_{Im}	29,7	t	/	Calculé à partir de la base de données DAEA
E_{Im}^C	5500	kg CO ₂ t ⁻¹	50 %	ADEME, 2007
DV_{Im}	15	an	/	Estimation
Q_{Ie}	17,4 CB + 0,3	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Calculé à partir de la base de données DAEA
E_{Ie}^C	0,342	kg CO ₂ kg ⁻¹ N	23 %	ADEME, 2007; Ceschia <i>et al.</i> , 2010 ; Gac <i>et al.</i> , 2010a
E_{Ie}^N	3,21 10 ⁻³	kg N ₂ O kg ⁻¹ N	23 %	ADEME, 2007 ; Ceschia <i>et al.</i> , 2010 ; Gac <i>et al.</i> , 2010a
E_{Ie}^M	2,85 10 ⁻³	kg CH ₄ kg ⁻¹ N	23 %	ADEME, 2007 ; Ceschia <i>et al.</i> , 2010 ; Gac <i>et al.</i> , 2010a
Q_{Ip}	5,21 CB - 5,15	kg ha ⁻¹ an ⁻¹	/	Calculé à partir de la base de données DAEA
E_{Ip}^C	14,4	kg CO ₂ kg ⁻¹	50 %	Ceschia <i>et al.</i> , 2010
Q_{Ivp}	0,5	kg UGB ⁻¹ an ⁻¹		Estimation
E_{Ivp}^C	14,4	kg CO ₂ kg ⁻¹	100 %	Estimation, IDEM pesticides
Q_{Ivd}	30	km UGB ⁻¹ an ⁻¹		Estimation

E_{lvd}^C	0,23	kg CO ₂ km ⁻¹	50 %	ADEME, 2007
Q_{Ia}	0,275 CB +0,542	kg MS ha ⁻¹ an ⁻¹		Calculé à partir de la base de données DAEA
E_{Ia}^C E_{Iic}^C	0,534	kg CO ₂ kg ⁻¹ MS	100 %	Ceschia <i>et al.</i> , 2010
E_{Ia}^N E_{Iic}^N	2,8 10 ⁻⁴	kg N ₂ O kg ⁻¹ MS	100 %	Ceschia <i>et al.</i> , 2010
E_{Ia}^M E_{Iic}^M	-1,8	kg CH ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹	100 %	Hutsch, 2001
E_{Ia}^A E_{Iic}^A	0,00116	kg NH ₃ kg ⁻¹ MS	100 %	Calcul basé sur Ceschia <i>et al.</i> , 2010
Q_{II}	365	kg MS UGB ⁻¹ an ⁻¹		Estimation
E_{Ilo}^C	23,1	kg CO ₂ t ⁻¹ MS	50 %	Gac <i>et al.</i> , 2010 a
E_{Ilt}^C	4,22	kg CO ₂ t ⁻¹ MS	50 %	Gac <i>et al.</i> , 2010 a