



HAL
open science

Evaluation environnementale des élevages bovins lait français

Amandine Menet

► **To cite this version:**

Amandine Menet. Evaluation environnementale des élevages bovins lait français. Sciences de l'environnement. 2014. hal-01835545

HAL Id: hal-01835545

<https://hal.univ-lorraine.fr/hal-01835545v1>

Submitted on 11 Jul 2018

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

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



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-memoires-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

MASTER FAGE
Biologie et Ecologie pour la Forêt, l'Agronomie et
l'Environnement

Spécialité
Fonctionnement et Gestion des Ecosystèmes

EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES ELEVAGES
BOVINS LAIT FRANCAIS



MENET Amandine

Mémoire de stage, soutenu à Nancy le 03/09/2014

Maitre de stage : Sindy Moreau, Chef de projet Service Environnement-Bâtiments

Tuteur universitaire : Yves Le Roux, Unité de Recherche Animal et
Fonctionnalités des Produits Animaux, ENSAIA

Structure d'accueil : Institut de l'élevage, 23 rue Jean Baldassini, Lyon

Remerciements

Je souhaite, tout d'abord, remercier Sindy Moreau, mon maître de stage, pour son encadrement, sa pédagogie, sa disponibilité et sa patience lors de la programmation. Je la remercie également pour ses explications m'ayant permis d'élargir mes connaissances du monde de l'élevage et ses conseils instructifs qu'elle a pu me donner au cours de mon stage.

J'adresse également mes remerciements à Marion Ferrand, du service Biométrie de l'Institut de l'Elevage, pour son aide précieuse lors de l'analyse statistique de mes résultats, pour sa pédagogie, ses conseils et sa disponibilité.

Je remercie Thierry Charroin pour son aide lors de la consolidation et la compréhension de la base de données des Réseaux d'Elevage. J'adresse également mes remerciements à Nicolas Chartier pour son aide et ses conseils précieux lorsque j'étais face à des problèmes lors de la programmation sous SAS.

Merci également à Philippe Tresch de m'avoir permis de découvrir l'agriculture de la région et l'utilisation de sorgho pour l'alimentation animale.

Je remercie toute l'équipe de l'Institut de l'Elevage de Lyon pour leur accueil, leur bonne humeur et les discussions animées des pauses café. Un grand merci également à mes collègues stagiaires pour leur bonne humeur et leur soutien.

Je tiens enfin à remercier Yves Le Roux, mon tuteur de stage de l'ENSAIA, pour ses conseils et remarques durant mon stage mais aussi pour son dynamisme et sa volonté de transmettre son savoir aux étudiants.

Table des matières

Introduction	1
I. Contexte et problématique	2
1.1. Pourquoi parler d'environnement dans les systèmes d'élevages ?	2
1.1.1. Une préoccupation environnementale grandissante	2
1.1.2. L'élevage : des impacts négatifs et des contributions positives	3
1.2. Comment évaluer les impacts environnementaux ?	4
1.2.1. L'analyse de Cycle de Vie (ACV) : un cadre pour les analyses environnementales	4
1.2.2. L'évaluation de l'impact sur le changement climatique : les émissions de GES	5
1.2.3. L'évaluation de la qualité de l'air : l'acidification atmosphérique	8
1.2.4. L'évaluation de la contribution au maintien de la biodiversité	8
1.2.5. L'évaluation des impacts sur l'eau	8
1.2.6. Choisir l'unité appropriée pour exprimer les impacts	8
1.2.7. Répartir les impacts selon les ateliers de l'exploitation	9
1.3. Objectifs et problématiques du stage	10
1.3.1. Cadre et contexte du stage	10
1.3.2. Objectifs du stage et problématique	10
II. Matériel et méthodes	11
2.1. L'échantillon étudié : la base de données des Réseaux d'Elevage	11
2.2. La mise à jour de la méthode	12
2.2.1. Pourquoi et comment mettre à jour la méthode ?	12
2.2.2. Amélioration de l'estimation des émissions de méthane entérique	13
2.2.3. Amélioration de l'estimation des émissions dues aux effluents	14
2.2.4. Autres points d'améliorations	14
2.3. L'analyse des résultats	15
2.3.1. Comparaison des méthodes d'évaluation	15
2.3.2. Détermination des facteurs influençant les émissions de méthane entérique	15
2.3.3. Analyse de l'évolution des émissions sur 5 ans	16
III. Analyse des résultats	16
3.1. Les émissions de méthane entérique en système bovin lait	16
3.2. Comparaison des méthodes d'évaluation	16
3.3. Choix de pratiques influençant les émissions de méthane entérique chez les bovins lait ? ..	17
3.3.1. A l'échelle de la vache laitière	17
3.3.2. Pour les autres catégories animales de l'atelier	19
3.3.3. A l'échelle de l'atelier bovin lait	19
3.4. Evolution des émissions de méthane entérique de 2008 à 2012 selon les différents systèmes	22
3.4.1. L'évolution des émissions ramenées à l'UGB selon le type de système et les années ...	22

3.4.2. *L'évolution des émissions ramenées aux 1000L de lait selon le type de système et l'année 23*

IV. Discussion, limites rencontrées et perspectives	24
4.1. Validation des hypothèses et discussion des résultats	24
4.2. Limites de l'étude et problèmes rencontrés	25
4.3. Perspectives de travail	25
Conclusion	26
Bibliographie	27

Listes des sigles et abréviations

Abréviations :

ACV : Analyse de Cycle de Vie (LCA en anglais)
ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
CITEPA : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
dMO : Digestibilité de la Matière Organique
EM : Energie Métabolisable
FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations
FE : Facteur d'Emission
GES : Gaz à Effet de Serre
GIEC : Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (IPCC en anglais)
IAE : Infrastructure AgroEnvironnementale
IDELE : Institut de l'Elevage
MAE : Mesure Agro-Environnementale
MO : Matière Organique
MOD : Matière Organique Digestible
MOH : Montagne Herbager
MOM : Montagne Maïs
MOND : Matière Organique Non Digestible
MS : Matière Sèche
MSI : Matière Sèche ingérée
OTEX : Orientation Technico-Economique de l'Exploitation
PH : Plaine Herbager
PMH : Plaine Maïs-Herbe
PMP : Plaine Maïs +
PP : Prairie Permanente
PRG : Potentiel de Réchauffement Global
PT : Prairie Temporaire
PV : Poids Vif
SAS : Statistical Analysis System
SAU : Surface Agricole Utile
UF : Unité Fonctionnelle
UGB : Unité Gros Bétail

Symboles chimiques :

CH ₄ : Méthane	CO ₂ : Dioxyde de carbone
N : Azote	N ₂ O : Protoxyde d'azote
NH ₃ : Ammoniac	NH ₄ ⁺ : Ammonium
NO : Monoxyde d'azote	NO ₃ ⁻ : Nitrate

Unités :

ha : hectare
kg : kilogramme
kgvv : kilogramme de viande vive
kg éq CO₂ : kilogramme équivalent CO₂
L : litres

Table des figures

<i>Figure 1</i> : Relations élevage/environnement.....	3
<i>Figure 2</i> : Cycle de l'ACV et différents indicateurs et données nécessaires à sa réalisation.....	5
<i>Figure 3</i> : Postes d'émissions du N ₂ O au sein d'une exploitation et liés aux intrants (GESTIM, 2010).....	7
<i>Figure 4</i> : Part des émissions allouées aux produits « Lait » et « Viande » selon différentes allocations (Gac et al., 2013).....	9
<i>Figure 5</i> : Etape de calcul des coefficients de Vermorel (Vermorel et al., 2008).....	13
<i>Figure 6</i> : Equation utilisée pour le calcul des émissions de méthane entérique.....	13
<i>Figure 7</i> : Comparaison des émissions de CH ₄ entérique selon deux méthodes : Sauvant et Vermorel.....	16
<i>Figure 8</i> : Composition des rations des vaches laitières (part d'aliments) selon la typologie établie pour l'année 2010.....	17
<i>Figure 9</i> : Emission de CH ₄ entérique selon la composition de la ration des vaches laitières.....	18
<i>Figure 10</i> : Composition de la ration moyenne de l'atelier BL pour l'année 2010.....	20
<i>Figure 11</i> : Emissions de CH ₄ entérique des différentes classes étudiées.....	21
<i>Figure 12</i> : Evolution des émissions de CH ₄ entérique selon le type de système.....	22
<i>Figure 13</i> : Evolution sur 5 ans des émissions de CH ₄ entérique selon les types de systèmes.....	23

Table des tableaux

<i>Tableau 1</i> : Objectifs de diminution des GES fixés depuis 2007.....	2
<i>Tableau 2</i> : Nombres d'exploitations de l'échantillon après nettoyage.....	11
<i>Tableau 3</i> : Typologies des exploitations possédant un atelier bovin lait.....	12
<i>Tableau 4</i> : Présentation des exploitations possédant un atelier Bovin lait issues de la base de données des Réseaux d'Élevage.....	12
<i>Tableau 5</i> : Variation des FE de NH ₃ en fonction des bâtiments et des températures.....	14
<i>Tableau 6</i> : Changements dans l'évaluation du stockage de carbone suite à la mise à jour.....	14
<i>Tableau 7</i> : Emissions de méthane entérique ramenées à différentes UF pour l'atelier et les vaches laitières.....	16
<i>Tableau 8</i> : Caractérisation des classes issues de la typologie des rations.....	18
<i>Tableau 9</i> : Caractérisation des classes issues de la typologie des rations.....	20

Introduction

Aujourd'hui, le changement climatique, le maintien de la biodiversité, la pollution des eaux sont des sujets récurrents et apparaissent comme des enjeux de plus en plus importants au niveau international. En 2006, la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) publie un rapport (*Steinfeld & al., 2006*) soulignant l'impact négatif de l'élevage sur l'environnement et plus particulièrement sur les émissions de gaz à effet de serre (GES), l'élevage étant responsable de 18% de ces dernières.

Cependant en 2013, quelques années après ce constat plutôt négatif, la FAO sort un nouveau rapport (*Gerber et al., 2013*) dans lequel des perspectives de diminutions des impacts environnementaux des élevages sont soulignées. Ainsi en adaptant ces pratiques, il serait possible d'abaisser de 30% les émissions de GES.

Face au désir de protéger l'environnement, l'évaluation des impacts environnementaux semble nécessaire. Cette dernière doit faire le lien entre les effets sur l'environnement et les pratiques appliquées afin de pouvoir déterminer par la suite des leviers d'action.

Il existe une grande diversité de méthodes d'évaluation environnementale. En 2010, l'Institut de l'Elevage (IDELE) réalise un premier état des lieux des impacts environnementaux des élevages français en développant une méthode basée sur l'analyse de cycle de vie (ACV). Depuis quelques années, des programmes, visant à évaluer la situation de l'élevage français et développer des leviers d'action, voient le jour. Le projet Carbon Dairy, par exemple, s'appuie sur la méthode de l'IDELE et a pour objectif de mettre en avant une démarche à l'origine de la réduction des émissions de GES des élevages laitiers français.

Cependant au sein de cette méthode, l'évaluation de certains postes n'établit pas de lien avec les pratiques. A cela s'ajoute une volonté d'harmoniser les évaluations au niveau international afin de faciliter les comparaisons. Une mise à jour de la méthode utilisée par l'IDELE s'avère nécessaire. C'est dans ce cadre que s'inscrit mon stage.

Dans une première partie, le contexte environnemental actuel et la position de l'élevage par rapport à celui-ci est évoqué. Un état de l'art des différentes méthodes d'évaluation environnementale et des impacts pris en compte est également réalisé. Ce dernier aboutit à la présentation de la problématique et aux hypothèses de travail posées. La seconde partie décrit l'échantillon considéré, la comparaison des calculs utilisés par la méthode mise à jour avec ceux de la méthode précédente et le traitement statistique appliqué aux résultats issus de la base de données des Réseaux d'Elevage. Ces derniers sont analysés dans une troisième partie. La comparaison des méthodes, l'étude des facteurs influençant les émissions de méthane entérique et l'évolution de ces émissions sur 5 ans sont présentées. Enfin, dans une quatrième partie, le travail réalisé est discuté, les limites rencontrées sont définies et des perspectives d'avenir de l'étude sont proposées.

I. Contexte et problématique

1.1. Pourquoi parler d'environnement dans les systèmes d'élevages ?

1.1.1. Une préoccupation environnementale grandissante

En 2006, le rapport « Livestock's long shadow » publié par la FAO (*Steinfeld et al., 2006*) dresse un constat négatif de l'impact de l'élevage sur l'environnement. Il souligne que 18% des émissions de GES y sont dues. Ce dernier atteint ainsi une influence plus élevée que le secteur des transports et se place parmi les facteurs les plus impactant. L'information est ensuite reléguée de manière plus ou moins virulente par les médias et les associations, ancrant une image négative de l'élevage chez les consommateurs.

De nouvelles politiques et mesures sont mises en place au cours des années suivantes au niveau mondial, européen et national afin d'aider et inciter à réduire les impacts environnementaux comme les émissions de GES par exemple (Tableau 1).

Objectif Source	↓ 20% des GES Parlement européen	↓ 36% des GES Conseil européen Secteur agricole	↓ par 4 des GES (2 pour l'agriculture) Facteur 4 ADEME	↓ 10 à 30% des GES INRA
Echéance	2020	2030 42% en 2040	2050	2030

Tableau 1 : Objectifs de diminution des GES fixés depuis 2007

D'autres actions sont également menées comme le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole qui aide à la mise aux normes des élevages et ainsi à mieux gérer les effluents d'élevage. Un bilan réalisé en 2008 souligne une diminution de la pression en azote issue de l'élevage de 40 kg/ha grâce à ce programme (*IDELE, 2008*). La Directive Nitrates contribue à limiter l'utilisation d'engrais minéraux. Les résultats de la surveillance sortis en 2012 soulignent, pour les eaux de surfaces, que 60% des stations ont vu leur concentration moyenne en nitrates diminuer ou rester stable entre 1992 et 2009. (*ONEMA, 2012*). Les Mesures Agro-Environnementales (MAE) favorisent les modes de gestion respectueux de l'environnement. Le suivi de la richesse d'espèces de lépidoptères suite à la mise en place de MAE « Bande fleurie » montre, par exemple, une augmentation du nombre d'espèces de 35 à 39 entre 2010 et 2011 (*Dopagne, 2013*). Ou encore, la mise en place de Schémas Régionaux du Climat, de l'Air et de l'Energie permet de planifier des projets en lien avec l'énergie et le climat dans les régions.

A cela, s'ajoute la demande des consommateurs de connaître l'impact de l'élevage sur l'environnement et la volonté des distributeurs et des industriels à communiquer sur l'empreinte environnementale des produits de consommation.

L'objectif de ces démarches est de sensibiliser tous les acteurs (éleveurs, collecteurs, distributeurs, consommateurs...) sur les impacts environnementaux et la nécessité de les réduire.

Enfin, en 2013, le rapport de la FAO (*Gerber et al., 2013*) souligne qu'une diminution de 30% des émissions de GES serait possible si les agriculteurs appliquaient les pratiques des 10% d'exploitants ayant les émissions les plus faibles. Il met notamment en avant une augmentation de l'efficacité des élevages, une meilleure gestion des effluents et une optimisation des intrants.

1.1.2. L'élevage : des impacts négatifs et des contributions positives

De par leur fonctionnement, les systèmes d'élevage d'herbivores sont en perpétuelle interaction avec l'environnement (Figure 1).

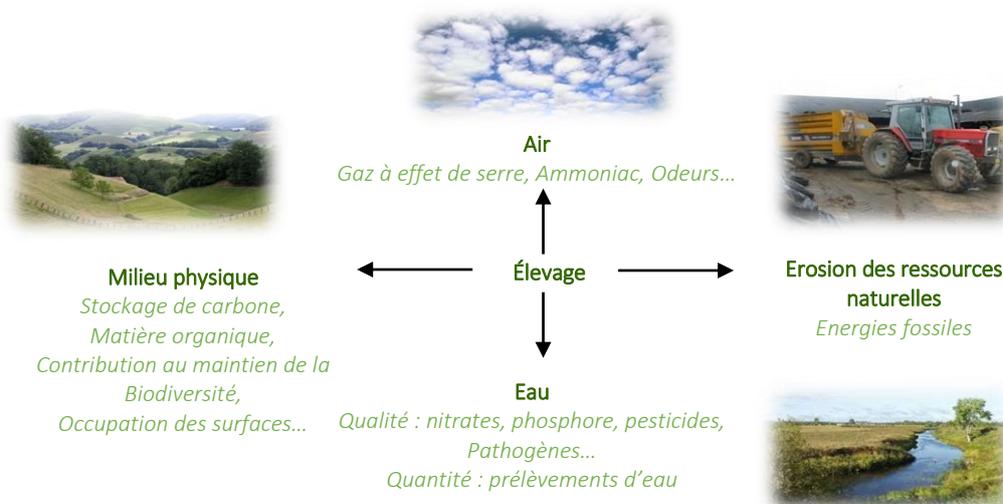


Figure 1 : Relations élevage/environnement

La qualité de l'air et le changement climatique

Les émissions des GES : L'effet de serre est un phénomène naturel qui empêche une partie des rayons infrarouges provenant de la Terre de traverser l'atmosphère pour s'échapper dans l'espace. Les principaux GES sont le dioxyde de carbone (CO_2), le protoxyde d'azote (N_2O) et le méthane (CH_4). D'après le rapport 2013 du Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), l'agriculture contribue à 19% du Potentiel de Réchauffement Global (PRG) national : 76% des émissions de méthane et 89% de celles de N_2O . L'élevage est quant à lui responsable de 8,9% du PRG. Il est à l'origine des émissions de CH_4 (99% : fermentation entérique et déjection) mais seulement de 8% des émissions de N_2O . La fermentation entérique représente 76% des émissions de CH_4 (CITEPA, 2013).

L'acidification de l'air est principalement liée aux émissions d'ammoniac (NH_3). L'un des facteurs majeur est l'azote contenu dans les déjections. Le rapport du CITEPA 2013 souligne que l'agriculture contribue à 76% des émissions de NH_3 dont le principal émetteur est l'élevage (73%).

Les ressources naturelles

Actuellement, un épuisement des ressources naturelles en énergies fossiles (notamment en fioul) est observé. En effet, la moitié des réserves mondiales a été consommée au cours du siècle dernier. En France, l'essentiel de la consommation d'énergie directe est fossile (seulement 7,9% d'énergies renouvelables). L'agriculture contribue à hauteur de 2,6% aux consommations nationales d'énergies directes (fioul, électricité...) en 2011. Les grandes cultures représentent 27%, la polyculture élevage 17% et l'élevage d'herbivore 28% (Martin et Lamotte, 2014).

L'eau

L'eutrophisation correspond à l'enrichissement en nutriments de l'eau de surface dû principalement aux fuites d'azote, au ruissellement du phosphore et à la volatilisation de l'ammoniac lors de l'épandage. L'agriculture représente $\frac{1}{4}$ de la part du phosphore rejeté dans le réseau hydrographique (Castillon et Lesouder, 2010).

L’empreinte eau est un indicateur permettant d’évaluer conjointement la qualité de l’eau et la quantité d’eau prélevée. Cependant la méthode d’évaluation est encore en discussion au niveau international. (*De Boer et al., 2013*)

Le milieu physique

La biodiversité : L’expertise collective scientifique de l’INRA en 2008 a souligné l’effet marqué des pratiques agricoles sur la biodiversité. Un élevage favorisant la présence de prairies, de diverses cultures et d’infrastructures agroécologiques (IAE) présente de réels atouts pour la préservation de la biodiversité. Ces éléments jouent un rôle sur la présence de certaines espèces et rendent de nombreux services éco-systémiques. Les prairies abritent la plus grande diversité des espèces floristiques (plus de 80 espèces de plantes/m²) (*Vandewalle et al., 2010*). Pain et Pienkowski (1997) indiquent que 50% des espèces d’oiseaux sont dépendantes de leur habitat pour se reproduire et se nourrir.

Le stockage de carbone : Différents éléments des systèmes d’élevage assurent la fonction de puits de carbone, c’est-à-dire qu’ils stockent du carbone naturellement dans les sols et dans la matière organique. Les prairies et les haies stockent respectivement 570 kg de C/ha/an et 125 kg C/100ml/an (*Dollé et al., 2013*). Cela fait de l’élevage, le seul secteur d’activité pouvant compenser les émissions de CO₂. Pour les systèmes bovins allaitants, le taux de compensation peut varier de 25 à 50% et de 5 à 30% pour les systèmes bovins laitiers (*Gac et al., 2010*).

Du fait de ces interactions et du contexte actuel liant l’élevage et l’environnement, il est nécessaire d’évaluer les impacts environnementaux des systèmes d’élevage. Cela permet de disposer de références environnementales par filière et par système de production. Il est ensuite possible de positionner et comprendre les performances environnementales des exploitations afin de mettre en place des plans d’action visant à diminuer les impacts.

1.2. Comment évaluer les impacts environnementaux ?

Différentes méthodes existent pour évaluer les impacts environnementaux. Elles évoluent en fonction des avancées de la recherche sur l’identification des postes d’émissions et selon la volonté d’harmoniser les méthodes à l’échelle mondiale (ex : Groupement Intergouvernemental d’Experts sur l’Evolution du Climat (GIEC) pour les GES). La méthodologie mise au point par l’IDELE se base sur ces évolutions et recommandations.

1.2.1. L’analyse de Cycle de Vie (ACV) : un cadre pour les analyses environnementales

L’ACV est une méthode globale permettant d’estimer les impacts environnementaux associés à un produit, un procédé ou un service. La méthodologie à suivre est décrite par la norme ISO 14040. Toutes les étapes de la vie du produit sont prises en compte : de l’extraction des matières premières au traitement des déchets. En agriculture, elles se limitent le plus souvent aux portes de la ferme : cela correspond à la partie amont, soit 75 à 80% de l’impact total (*Dollé et al., 2009*).

Néanmoins la norme ne fait que poser le cadre méthodologique, elle ne décrit pas les calculs précisément. Ainsi les méthodes varient entre et au sein des différents pays utilisant l’ACV.

L’ACV est une méthode multicritères : plusieurs impacts environnementaux sont ainsi évalués afin d’avoir une vision globale de l’impact environnemental d’une exploitation d’élevage, d’apprécier les transferts de pollution et d’établir un lien entre les impacts environnementaux et les pratiques d’élevage.

Les calculs reposent tout d’abord sur des indicateurs de pratiques (ha, Unité Gros Bétail (UGB) ...) et de pression (bilan N, P, énergie ...) en liens avec les pratiques.

L'application de facteurs d'émissions permet ensuite de lier des données à des pertes vers différents compartiments (eau, air, sol). Enfin le calcul d'indicateurs d'impacts pour l'ACV permet d'estimer l'impact sur le milieu (Figure 2) (Gac et al., 2010).

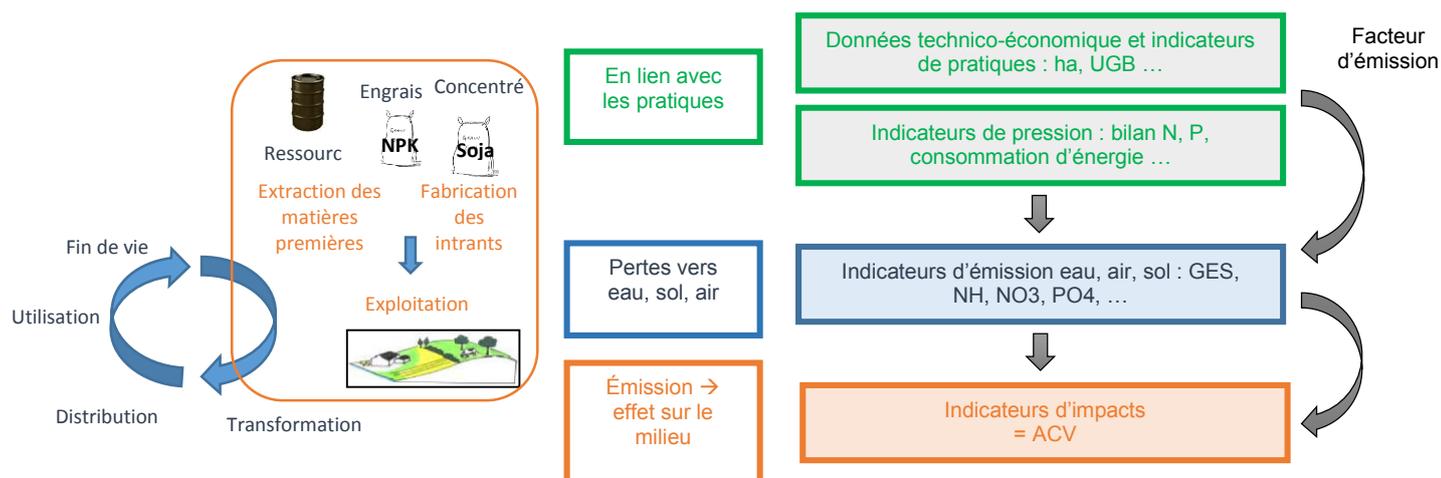


Figure 2 : Cycle de l'ACV et différents indicateurs et données nécessaires à sa réalisation

1.2.2. L'évaluation de l'impact sur le changement climatique : les émissions de GES

1.2.2.1. Evaluation des émissions de CO₂

Les émissions de CO₂ sont généralement divisées en deux catégories :

- directes : émissions sur l'exploitation. Cela correspond essentiellement à la combustion du carburant sur l'exploitation.
- indirectes : liées aux intrants (aliments, engrais ...). Elles correspondent aux émissions de CO₂ qui ont lieu lors de la production et du transport de ces éléments. Certaines études prennent également en compte les émissions liées à la construction et à la livraison des bâtiments et du matériel présents sur l'exploitation (Veysset et al., 2014). Cependant la méthode d'évaluation reste complexe et ces éléments sont rarement pris en compte.

Des données de référence (appelées facteurs d'émission, FE) sont utilisées pour déterminer les émissions de ces différents types d'énergie et d'intrants.

En France, ces FE sont répertoriés dans plusieurs bases de données mises à jour régulièrement (DIA'TERRE, Eco'Invent, Solagro/PLANETE GES, GEST'IM...). Les valeurs sont calculées pour des intrants moyens. Il est ainsi possible de connaître le FE d'un blé moyen français (0,354 kg éq CO₂) ou bien d'un maïs grain moyen (0,296 kg éq CO₂).

1.2.2.2. Evaluation des émissions de CH₄ entérique

Les émissions de CH₄ entérique sont dues à la dégradation et la fermentation anaérobie des aliments dans l'appareil digestif des ruminants par des microorganismes. Plusieurs facteurs peuvent influencer ces émissions.

En premier lieu, la composition de la ration joue un rôle sur ces émissions. Doreau et al. (2011) ont comparé les émissions de méthane de trois groupes de vaches soumis à des rations dont les éléments principaux varient (pâturage, maïs ensilage et maïs grain). Quotidiennement, la ration maïs grain entraîne 56% d'émissions en moins ($p < 0,001$) par rapport aux deux autres rations (Doreau et al., 2011). De plus, Sauvante et al. (2011) ont montré que des fourrages de mauvaise ou faible qualité (peu digestes) produisent 60g CH₄/kg MOD (matière organique digestible) de plus (moyenne : 40 g CH₄ /kg MOD) par rapport à des fourrages de bonne qualité (Sauvante et al., 2011).

De plus, une variation de 5% de la digestibilité de la ration entraîne un changement de 7% des émissions (*Eugène et al., 2012*).

A une échelle plus large, des facteurs liés à la conduite même du troupeau peuvent influencer les émissions. Par exemple, l'augmentation d'une unité (jour/lactation) de l'intervalle inter vêlage entraîne une diminution des émissions de CH₄ entérique (*Bell et al., 2013*). La gestion du pâturage peut aussi influencer. En effet, un pâturage intensif entraîne une diminution des émissions de 22% à l'échelle d'un atelier bovin viande (*Grainger et al., 2011*).

Le GIEC préconise d'évaluer les émissions de CH₄ selon 3 niveaux possibles en fonction des données disponibles sur le terrain, de la précision et de la complexité souhaitée (*GIEC, 2006*).

En France, Vermorel et al (2008) ont développé une méthode basée sur la conversion des besoins en unités fourragères en kcal en énergie métabolisable. Vermorel et al. proposent des coefficients d'émission de méthane par catégorie animale (117,7 kg de CH₄ /an pour une vache laitière et 86,1 pour une vache allaitante) (*Vermorel et al., 2008*).

Cependant, cette méthode possède quelques limites :

- elle ne tient pas compte de l'influence de la composition de la ration sur les émissions de méthane entérique,
- elle se base sur l'énergie métabolisable et non sur l'énergie brute comme le recommande le GIEC.

Les méthodes d'évaluation de cet impact sont variées. Un autre calcul permet d'aller plus loin dans l'estimation des émissions de CH₄ en prenant en compte d'autres éléments comme la digestibilité de la matière organique (dMO), la MOD (*Sauvant et al., 2011*) suivant ainsi les recommandations du GIEC. Cela permet d'évaluer les réactions de fermentation et de considérer les interactions se déroulant dans le rumen entre les différents aliments de la ration. (*Eugène et al., 2012*)

Enfin, un des intérêts de cette méthode est de pouvoir faire le lien entre la MOD (source des émissions de CH₄ entérique) et la matière organique non digestible (MOND), source des émissions de CH₄ dues aux effluents. (*Eugène et al., 2012*)

1.2.2.3. *Evaluation des émissions de CH₄ dues aux déjections*

Comme pour les émissions de CH₄ entérique, le GIEC propose 3 niveaux pour évaluer les émissions de CH₄ liées aux effluents. Le niveau 1, simple, se base sur un forfait par catégorie animale et fonction de la température moyenne annuelle de la zone où se trouve l'exploitation.

Le niveau 2, plus précis, prend en compte d'autres facteurs importants :

- les types de déjections (fumier, lisier) : la quantité de solides volatiles (liée à l'énergie brute ingérée et à la digestibilité de la ration) (*Bonesmo et al., 2013*).
- la quantité maximale de méthane produit,
- le type de logement pour les émissions en bâtiment (litière accumulée, aire raclée...),
- le temps de stockage et la température moyenne annuelle ou saisonnière, les modes de stockage (fumière, fosses...) (*Rotz et al., 2010*).

Par exemple pour une température moyenne annuelle inférieure à 10°C, le FE pour une aire raclée avec du lisier est de 0,1%, tandis que pour la même gamme de température, il est de 17% en présence d'un caillebotis où le stockage dure plus d'un mois. Pour ce même type de bâtiment mais avec une température moyenne annuelle entre 15 et 18°C, le FE est de 29,3% (*GIEC, 2006*).

Ces FE, exprimés en pourcentage, correspondent à la fraction de déjections réellement produite.

1.2.2.4. Evaluation des émissions de N_2O

Il existe deux types d'émissions de N_2O :

- Les émissions directes : les déjections contenant de l'azote excrété (bâtiment, stockage et pâturage), l'épandage d'engrais azotés organiques et minéraux, le retournement des prairies et l'enfouissement des résidus de cultures,
- Les émissions indirectes : la lixiviation et la volatilisation de l'azote pour chacun des postes présentés précédemment (Figure 3).

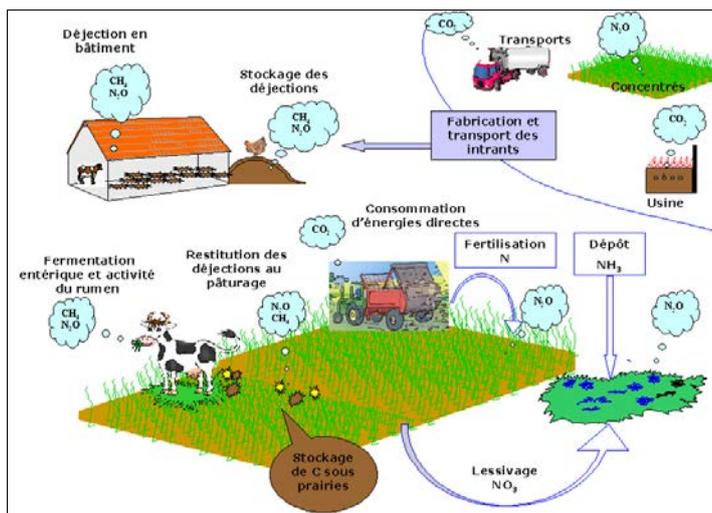


Figure 3 : Postes d'émissions du N_2O au sein

d'une exploitation et liés aux intrants (GESTIM, 2010)

Pour les émissions liées aux déjections, la méthode d'évaluation la plus courante repose sur les recommandations du GIEC basée sur l'azote excrété et l'utilisation de FE. Ce dernier, dans la même logique que pour le CH_4 , dépend de la température saisonnière et type de bâtiment/stockage. Ainsi pour une température hivernale moyenne inférieure à $8^\circ C$, le FE (part de N- N_2O émis en rapport de l'azote excrété au bâtiment) pour une aire raclée fumier est de 0,01% tandis que pour une litière accumulée il est de 0,6%.

1.2.2.5. Evaluation du stockage/déstockage de carbone

Depuis quelques années, le stockage de carbone commence à être pris en compte dans les ACV en élevage. Cependant, dans beaucoup de pays, il reste difficile d'accéder aux données ou bien d'en obtenir des fiables (Desjardins et al., 2012). Prendre en compte cet aspect permet d'obtenir un bilan net des émissions de GES (Dollé et al., 2013). Une méthode d'évaluation simple à mettre en place prend en compte le stockage par les prairies permanentes (PP), temporaires (PT) qui sont distinguées des PP et les haies et le déstockage par les cultures. La distinction entre PP et PT permet de considérer le stockage/déstockage lié à l'intégration d'une PT dans une rotation. Le passage d'une culture à une prairie représente en moyenne une séquestration de 40% du carbone alors que le changement inverse entraîne une perte de 36% du carbone (Poeplau et al., 2011).

Des expérimentations récentes (Soussana et Lüscher, 2007 ; Schulze et al., 2009) ont montré qu'en Europe le stockage par les prairies varie entre 500 et 1200 kg C/ha/an. Plusieurs publications (Soussana et al., 2010 ; Klump et al., 2011) s'accordent à dire que le contexte pédoclimatique et les modes de gestion influencent les flux de carbone. Ainsi, le stockage est favorisé par une forte pluviosité associée à des températures hivernales douces. Pour ce qui est des pratiques, un apport d'azote modéré, la présence de légumineuse, le pâturage et son intensité joue un rôle non négligeable sur le stockage.

L'estimation de l'impact de l'élevage de ruminants sur les émissions de GES est l'impact le plus couramment étudié dans la littérature scientifique. Cependant d'autres impacts sont également de plus en plus étudiés.

1.2.3. L'évaluation de la qualité de l'air : l'acidification atmosphérique

L'acidification de l'air est liée à l'accumulation de particules acidifiantes dont une grande partie est l'ammoniac (NH_3).

La méthode EMEP CORINAIR (2013) permet de calculer les émissions d'ammoniac qui sont liées :

- aux déjections selon les effectifs animaux et des FE variables selon les catégories d'animaux et le type d'effluents. La méthode donne un FE de 12% (en proportion de l'azote excrété) pour le lisier et de 4,8% pour le fumier.
- à la fertilisation minérale azotée en fonction de la quantité d'azote minéral utilisée et des FE correspondant aux différents engrais. Par exemple le FE préconisé pour l'amonitrate est de 0,03 kg N- NH_3 /kg N et de 0,20 pour l'urée.

Un niveau plus complexe est basé sur l'azote ammoniacal total qui correspond aux quantités de NH_3 et de NH_4^+ . La proportion de NH_3 peut doubler à chaque augmentation de 10°C de la température (Rotz *et al.*, 2013). Le pH peut également jouer un rôle. Jusqu'à 8, l'augmentation d'une unité de pH entraîne une augmentation de la proportion de NH_3 (Rotz *et al.*, 2013).

1.2.4. L'évaluation de la contribution au maintien de la biodiversité

La préservation de la biodiversité est désormais un sujet récurrent dans la littérature scientifique. Cependant, jusqu'à présent peu d'études la prennent en compte. Un calcul simple se base sur le dénombrement des IAE d'une exploitation (prairies, haies, arbres, mares...) et la conversion en hectares équivalent de biodiversité grâce la grille d'évaluation de la prime herbagère agroenvironnementale (IDELE, 2012). Cependant, l'estimation de ces IAE, et notamment des haies, est complexe et longue à réaliser.

Récemment, des travaux approfondis ont été réalisés en France et la méthode EBioTep (Evaluation de la Biodiversité ordinaire à l'échelle du territoire agricole, de l'exploitation et de la parcelle), basée sur 7 critères permettant d'évaluer la biodiversité, a été développée. Ces critères se regroupent en deux thèmes : les pratiques agricoles (diversité de l'assolement, gestion des pratiques et des IAE, gestion des PP) et les éléments paysagers (organisation paysagère, densité des IAE) ; et sont évalués à plusieurs échelles (territoire, exploitation, parcelle) (Manneville et Chanseaume, 2011).

1.2.5. L'évaluation des impacts sur l'eau

A l'échelle internationale, l'évaluation de l'empreinte eau d'un produit prenant en compte l'aspect qualitatif et quantitatif est en cours de discussion et de construction. (Koch *et al.*, 2014).

Généralement, ce sont les pollutions par les nitrates et le phosphore qui sont considérées. Les pertes d'N correspondant à celui potentiellement lixiviable, sont liées à deux sources : les pertes d'N dans le sol (les nitrates NO_3^-) et dans l'air (NH_3 et NO) (Goedkoop *et al.*, 2009). Différents éléments permettent d'évaluer les pertes de phosphore comme les pratiques (l'utilisation du sol, l'engrais, le couvert végétal) et le milieu (la distance d'un point d'eau, le sol) (Nemecek et Schnetzer, 2012).

Après avoir évalué les impacts environnementaux, il est nécessaire de les ramener à une même unité. Cela permet ensuite de comparer les exploitations.

1.2.6. Choisir l'unité appropriée pour exprimer les impacts

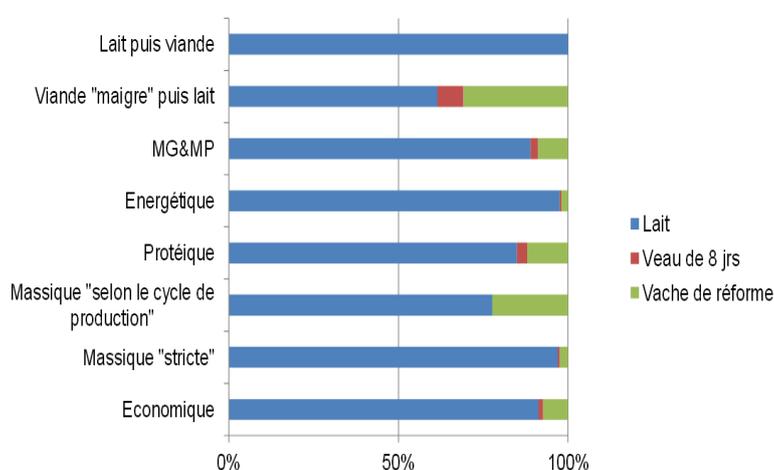
L'unité fonctionnelle (UF) est l'unité de référence dans laquelle sont rapportés tous les impacts de tous les postes d'émission. Le choix dépend du but de l'analyse. Généralement, une unité reliée à la production est choisie (litre de lait ou kg de viande vive (kgvv)). Cependant si le système est très productif, les impacts peuvent être « dilués » par rapport à ceux d'un système moins intensif.

Il est donc intéressant de choisir d'autres unités fonctionnelles plutôt reliées à la structure telles que les animaux (UGB) ou les surfaces (hectare). Un système naisseur producteur de brouillards peut présenter des émissions de GES élevée par kilogramme de viande vive (21 kg éq CO₂/kgvv ; moyenne : 15,4 kg éq CO₂/kgvv) mais faibles rapportées à l'UGB (3 146 kg éq CO₂/UGB ; moyenne : 3767 kg éq CO₂/UGB). Ainsi, les deux approches doivent être combinées pour cerner l'impact environnemental de l'exploitation (Moreau et al., 2013).

Estimer les impacts en fonction des surfaces donne une indication sur la distribution spatiale et les pressions exercées sur les ressources des émissions/consommations sur une zone. Cependant, le lien avec la productivité est perdu. Le choix de cette unité est adapté lorsque le but est de comparer des systèmes variés sur plusieurs régions (Browne et al., 2011).

1.2.7. Répartir les impacts selon les ateliers de l'exploitation

Dans la plupart des cas, une exploitation agricole fabrique différents types de produits au sein d'un même atelier.



Par exemple, un atelier laitier produit du lait et de la viande (mâle, femelle en surplus, vaches de réforme). L'attribution des émissions de l'atelier aux différents produits se fait en appliquant une allocation. Différents types d'allocations existent, entraînant des variations dans la répartition des émissions entre les produits. (Figure 4).

Figure 4 : Part des émissions allouées aux produits « Lait » et « Viande » selon différentes allocations (IDELE., 2013)

Les principaux types d'allocations sont :

- L'allocation protéique : prend en compte la teneur en protéines des différents produits. Elle accorde 85% au lait, 15% à la viande. Elle était encore récemment recommandée à l'échelle internationale par la FAO.
- L'allocation énergétique : basée sur l'énergie apportée par le lait et la viande. 82% sont attribués au lait et 18 à la viande.
- L'allocation par phase de production : considère les génisses laitières comme participant à la production de viande puisque ce sont de futures vaches de réformes et les vaches laitières comme participant à la production de lait. Ainsi, 74% des impacts sont attribués au lait et 26% à la viande. (Dollé et al., 2013). C'est désormais la méthode recommandée au niveau internationale entre autre par la FAO. Néanmoins il a été reconnu que cette allocation entraîne un biais dans la définition des allocations pour un système laitier. En effet le vêlage est un prérequis pour la lactation et donc la production de lait. (Bonesmo et al., 2013)

Il existe différentes méthodes afin d'évaluer les impacts environnementaux tout en restant dans le cadre de l'ACV. Le choix d'une méthode se fera généralement selon les données disponibles, les facteurs explicatifs et la précision/complexité des résultats obtenus.

1.3. Objectifs et problématiques du stage

1.3.1. Cadre et contexte du stage

La préservation de l'environnement est aujourd'hui de plus en plus prise en compte. Des objectifs de diminution des impacts environnementaux comme les émissions de GES sont définis. Il devient ainsi nécessaire de développer des méthodes permettant d'identifier et de quantifier ces indicateurs. Cela permet d'obtenir des références et de déterminer des plans d'atténuation.

Chaque pays développe sa méthode et publie ses références. Cependant une volonté d'harmonisation au niveau international se fait sentir afin que les données publiées puissent être comparées, comprises et vérifiées. De plus, la recherche actuelle travaille sur la mise à jour ou la création de méthodes.

L'IDELE a mis en place une méthode d'évaluation environnementale multicritères des systèmes d'élevages de ruminants, depuis 2010. Elle se base sur l'ACV et a été appliquée aux données des exploitations recensées dans la base de données des Réseaux d'Elevage (DIAPASON) depuis 2008 jusqu'à 2010. Des références environnementales ont ainsi été obtenues. Cependant au vue du contexte, une mise à jour des calculs utilisés par l'IDELE est nécessaire.

L'IDELE est un institut de recherche appliquée dans le domaine de l'élevage des ruminants. Plusieurs missions sont définies :

- Améliorer les conditions de travail et la compétitivité des élevages,
- Répondre aux demandes de la société sur la production et les systèmes d'élevage,
- Adapter la transformation et les démarches qualité aux attentes des filières.

Mon stage s'est déroulé au sein du service « Bâtiment et Environnement » dont le rôle est de se pencher sur les questions liant élevage et environnement.

1.3.2. Objectifs du stage et problématique

Les objectifs de mon stage sont donc de participer à la mise à jour de la méthode de l'Institut de l'Elevage, de fournir des références des impacts environnementaux et d'analyser les résultats en systèmes bovin lait. Les objectifs de ces analyses sont de comparer l'ancienne méthodologie avec celle mise à jour, d'étudier l'évolution des impacts sur plusieurs années, de déterminer le lien entre les impacts environnementaux et les pratiques et de réaliser une analyse plus fine de l'impact de certaines pratiques sur les résultats environnementaux.

La problématique qui découle de ce contexte et des objectifs est la suivante : « Quels sont les impacts environnementaux des systèmes d'élevages bovin, comment les évaluer et quels liens existe-t-il entre ces impacts et les pratiques ? »

L'objectif initial du projet et du stage était la mise à jour de la méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux de l'IDELE et l'analyse des résultats obtenus en systèmes de ruminants (notamment bovins). Cependant, le calage de la nouvelle méthodologie ayant nécessité plus de temps que prévu, il n'a pas été possible, dans le temps imparti, d'appliquer l'ensemble de cette nouvelle méthode à la base de données des Réseaux d'Elevage. Afin de pouvoir dérouler l'ensemble des analyses prévues (évolution des impacts dans le temps, lien avec les pratiques...), nous avons fait le choix de nous recentrer sur l'analyse des émissions de méthane entérique chez les bovins lait.

Suite à cela, une nouvelle problématique a été définie :

« Quelles sont les émissions de méthane entérique des systèmes bovins lait et quels liens existe-t-il entre ces impacts et les pratiques ? »

Les hypothèses posées sont :

- La mise à jour de la méthode de calcul des émissions de méthane entérique permet d'obtenir des résultats plus en lien avec les pratiques.
- L'utilisation d'UF non liées à la production permet de mettre en évidence l'impact des pratiques sans que les émissions ne soient diluées/concentrées.
- La composition de la ration et la digestibilité de la matière organique jouent un rôle dans l'estimation du méthane entérique.
- Les systèmes dont la ration est plutôt basée sur l'herbe présentent des émissions de méthane entérique plus élevées.
- L'augmentation de la part de concentrés dans la ration entraîne une diminution des émissions de méthane entérique.
- La conduite du troupeau influe les émissions de méthane entérique.

II. Matériel et méthodes

2.1. L'échantillon étudié : la base de données des Réseaux d'Elevage

Depuis le début des années 80, l'IDELE et les Chambres d'Agricultures ont mis en place un dispositif permettant d'avoir une approche globale des exploitations en France : les Réseaux d'Elevage. Cela permet le suivi d'environ 2000 exploitations d'herbivores (bovins, ovins, caprins, équins) par an. Cette base de données, alimentée par un logiciel de collecte de données nommé « Diapason », contient une grande diversité de données sur la structure des exploitations, les pratiques et les données économiques.

Initialement, la base de données contient 10124 couples exploitation-année. Un premier nettoyage est effectué afin d'éliminer les données inexploitable car incomplètes ou mal renseignées. La base de données contient ensuite 8949 couples exploitation-année. Dans le cadre de cette étude, 5 années de données sont disponibles pour la plupart des exploitations (Tableau 2).

	2008	2009	2010	2011	2012
Nombre d'exploitations	1822	1866	1853	1816	1592
dont bovin uniquement	1264	1284	1259	1233	1100
dont bovin lait	656	656	640	635	554

Tableau 2 : Nombres d'exploitations de l'échantillon après nettoyage

Afin de pouvoir les comparer, les exploitations sont classées selon la typologie nationale qui découle de l'orientation technico-économique de l'exploitation (OTEX). Dans Diapason, l'OTEX est déterminée selon les combinaisons de productions de l'exploitation. (IDELE, 2012(2)). Les types d'OTEX rencontrés dans la base de données sont les suivants :

- Herbivore : exploitations spécialisées en élevages : elles possèdent un ou plusieurs ateliers d'élevage et la surface en cultures représente moins de 1/3 de la surface agricole utile (SAU) ;
- Polyculture élevage : exploitations possédant un ou plusieurs ateliers d'élevage et un atelier de culture qui représente au moins 1/3 de la SAU et au moins 40 ha ;
- Grande Culture : exploitations pour lesquelles il y a prédominance de l'atelier cultures par rapport à l'atelier animal, plus de 2/3 de la SAU ;
- Hors Sol : toute exploitation possédant un atelier d'élevage hors sol (porc, volaille, ...).

A cette typologie nationale, s'ajoute une typologie, mise en place par l'IDELE, basée sur différents facteurs (la zone géographique et la part de maïs dans la surface fourragère principale pour les bovins lait (Tableau 3), le(s) type(s) d'animaux produits pour les bovins viande).

Bovin lait	
-	Montagne Herbager : MOH
-	Montagne maïs : MOM
-	Plaine herbager (maïs <10%) : PH
-	Plaine maïs-herbe (maïs 10-30%) : PMH
-	Plaine maïs + (maïs >30%) : PMP

Tableau 3 : Typologies des exploitations possédant un atelier bovin lait

Dans le domaine agricole, l'ACV ne s'applique généralement que sur l'amont agricole. Ainsi le périmètre de l'étude sera limité aux activités de la ferme et à celles liées aux intrants. L'impact de l'aval, c'est-à-dire l'impact de la vie du produits, une fois les portes de la ferme franchies, ne sera pas pris en compte.

L'analyse n'a été réalisée que sur les exploitations bovines présentant un atelier bovin lait. Les caractéristiques générales de ces systèmes sont présentées dans le Tableau 4.

	Montagne Herbager	Montagne maïs	Plaine herbager	Plaine maïs +	Plaine maïs-herbe
Nombre d'exploitation	456	282	337	852	771
Total UGB	74,02	90,73	109,02	121,62	121,76
UGB Bovin lait	67,15	82,45	94,27	103,49	94,52
Effectif de vaches laitières	44,50	54,15	61,61	69,74	61,75
SAU (en ha)	83,46	87,10	117,81	130,02	131,22
SFP (en ha)	77,23	71,53	92,45	70,19	89,57
SH pour l'atelier lait (en ha)	69,67	50,35	78,85	34,22	54,82

Tableau 4 : Présentation des exploitations possédant un atelier Bovin lait issues de la base de données des Réseaux d'Elevage

2.2. La mise à jour de la méthode

2.2.1. Pourquoi et comment mettre à jour la méthode ?

L'objectif de la mise à jour de la méthodologie de l'IDELE est de lier le résultat des impacts environnementaux avec les pratiques. Nous avons donc identifié quels étaient ses points positifs et négatifs (cf Annexe 1).

Afin de respecter les objectifs du projet et les préconisations internationales, voici les principales modifications qui ont été apportées :

- *le méthane entérique* : prise en compte des pratiques d'alimentation,
- *les effluents d'élevage* : considération des pratiques de logement, stockage et épandage,
- *le stockage du carbone* : calcul du déstockage lié aux cultures non en rotation avec des PT et affinage des valeurs,
- *les FE des intrants* : augmentation de la diversité des intrants pris en compte,
- *l'allocation* : homogénéisation avec les recommandations de la FAO.

La méthode est appliquée à la base de données grâce au logiciel SAS (Statistical Analysis System) dans lequel les calculs sont programmés.

2.2.2. Amélioration de l'estimation des émissions de méthane entérique

Jusqu'à présent la méthode d'évaluation des émissions de CH₄ entérique se basait sur les facteurs d'émissions définis par Vermorel et al. (2008) (cf Annexe 2).

Le calcul est basé sur l'estimation des quantités d'énergie nette de production nécessaires pour atteindre un niveau de production donné. L'énergie métabolisable (EM, une fraction de l'énergie nette de production) est ensuite convertie en CH₄ grâce à un facteur de conversion (Y^m : énergie du méthane/100 kcal EM). Des quantités de CH₄ pour différentes catégories animales sont ainsi obtenues et tiennent lieu de FE (Figure 5).

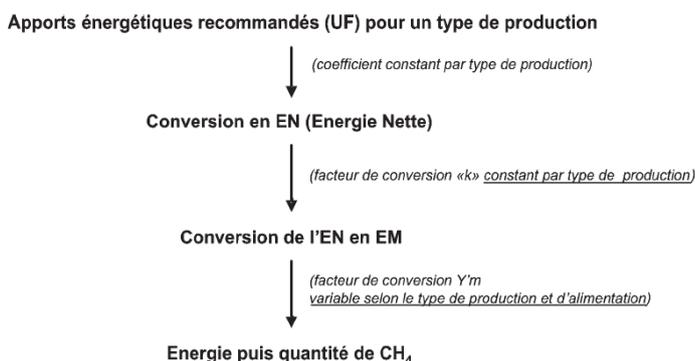


Figure 5 : Etape de calcul des coefficients de Vermorel (Vermorel et al., 2008)

Le facteur de conversion est déterminé en tenant compte des rations les plus représentatives des élevages français. Par exemple pour les vaches laitières, seules les rations constituées de foin, d'ensilage (herbe, maïs), de pâturage et au maximum 50% de concentrés. Le lien avec les pratiques (notamment la composition de la ration) et les différences entre les exploitations ne peut pas être fait.

Le GIEC préconise d'utiliser un facteur de conversion, non pas lié à l'énergie métabolisable mais à l'énergie brute, permettant de tenir compte de la digestibilité de l'énergie de la ration. Pour cela nous avons utilisé la méthode développée par Sauvant et al (2011). Ils estiment les émissions de CH₄ entérique des ruminants en fonction de la MOD contenant l'énergie digestible de la ration. En fonction des données disponibles et du but de l'étude, cette équation varie.

L'équation n°9 (Sauvant et al., 2011) permet de prendre en compte les interactions digestives. Les données nécessaires sont présentes dans la base de données DIAPASON ou peuvent être calculées. C'est donc cette équation qui est choisie (Figure 6).

$$\text{Emission CH}_4 \text{ entérique (g/kg MOD)} = 45,62 - 6,66 * \text{MSI}\% \text{PV} + 0,75 * \text{MSI}\% \text{PV}^2 + 19,65 * \text{PCO} - 35 * \text{PCO}^2 - 2,69 * \text{MSI}\% \text{PV} * \text{PCO}$$

$$\text{MSI}\% \text{PV} = \text{MSI en pourcentage de PV en kg MS/ 100 kg de PV}$$

$$\text{PCO} = \text{part de concentrés dans la ration en pourcentage de MS}$$

Figure 6 : Equation utilisée pour le calcul des émissions de méthane entérique

De plus, le lien peut être fait entre le CH₄ entérique et les émissions liées aux effluents. En effet, la MSI peut être calculée grâce à la présence des quantités de fourrages renseignées dans DIAPASON et à des rations types pour les concentrés. Les pourcentages de MO de chaque aliment sont ensuite appliqués aux MSI. Une fois cette valeur connue, la MOD et la MOND de la ration sont calculées grâce à la dMO corrigée. Cette valeur dépend du type d'aliment et prend en compte les interactions entre les aliments composants la ration. La MOND est alors utilisée dans l'évaluation des émissions dues aux effluents.

2.2.3. Amélioration de l'estimation des émissions dues aux effluents

Pour la mise à jour de la méthode, nous avons choisi, pour les émissions de CH₄ d'utiliser la MO de la ration comme fil rouge permettant de lier les émissions de CH₄ entérique et celles liées aux effluents. La méthode précédente utilise des FE forfaitisés à l'UGB. Aucun lien n'est fait avec l'alimentation. L'utilisation de la MOND permet de conserver cette relation avec la composition de la ration.

Les FE utilisés pour le calcul des émissions de CH₄ liées aux effluents ont donc été modifiés (*cf* Annexe 3). De manière plus générale, pour les émissions liées aux effluents (CH₄, N₂O, NH₃ ...), les FE ont été revus. Par exemple une plus grande diversité de bâtiment est désormais prise en compte.

La mise à jour permet d'intégrer les types de stockage. Cependant les données peu détaillées fournies dans DIAPASON, ne permet de différencier que :

- le stockage en fumière si le bâtiment est en litière accumulée;
- le stockage en champs dans les autres cas (fumier) ;
- une fosse dans le cas de la présence de lisier, c'est le mode de stockage le plus courant.

La notion de température saisonnière (ou annuelle pour le CH₄) est également prise en compte (Tableau 5).

Gamme de t° en °C	FE aire raclée fumier	FE aire raclée lisier	FE caillebottis	FE litière accumulée
< 8 (hiver)	5%	6%	9%	4%
8 ≤ t° ≤ 16 (printemps/automne)	8%	10%	13%	5%
≥ 16 (estival)	10%	15%	16%	7%

Tableau 5 : Variation des FE de NH₃ en fonction des bâtiments et des températures

Le temps de stockage (<4, entre 4 et 8 et >8 mois) est également pris en compte dans la mise à jour et relié au choix du FE selon la température. La formule varie pour des temps :

Tous ces facteurs pris en compte dans le calcul des FE permet d'obtenir des résultats d'émissions plus en lien avec les pratiques.

2.2.4. Autres points d'améliorations

La prise en compte du stockage du carbone est un point positif cependant certains éléments ne sont pas considérés. La mise à jour inclut le déstockage par les cultures non en rotation avec des PT. Un facteur moyen en France de -160 kg C/ha/an est utilisé. Il est déterminé à l'échelle nationale selon les hectares de prairies permanente retournées entre 1998 et 2010 (*Dollé et al., 2013*). Avec la mise à jour de la méthode plusieurs changements (indiqués en vert dans le tableau) ont été effectués (Tableau 6).

	Avant mise à jour (en kg C/ha/an)	Après mise à jour (en kg C/ha/an)
PP	500	570
Surfaces pastorales	250	250
Haies	125	125
Cultures et prairies dans une même rotation	Si PT/Surfaces en rotation ≤ 66% : 0 (le stockage compense le déstockage) Si > 66% : 500 pour chaque ha de PT supplémentaires	80
Cultures non en rotation	Non considéré	-160

Tableau 6 : Changements dans l'évaluation du stockage de carbone suite à la mise à jour

Une adaptation a été nécessaire pour traiter les données DIAPASON. Les rotations n'étant pas renseignées, une rotation moyenne correspondant aux données nationales est utilisée : 5 ans de PT et 3 ans de culture.

Comme mentionné précédemment, il n'a pas été possible d'appliquer l'ensemble de cette nouvelle méthode à la base de données des Réseaux d'Élevage. De plus, la quantité de résultats obtenus lors de l'application d'une telle méthode est conséquente. Nous avons décidé de n'étudier et d'approfondir que les résultats des émissions de CH₄ entérique de l'atelier bovin lait.

2.3. L'analyse des résultats

2.3.1. Comparaison des méthodes d'évaluation

L'un des objectifs du traitement statistique est de comparer les résultats obtenus grâce à l'ancienne méthode utilisant les coefficients de Vermorel et al. (2008) (nommée ci-après méthode « Vermorel ») et ceux issus de la mise à jour tenant compte de la publication de Sauvante et al. (2011) (nommée ci-après méthode « Sauvante »).

Les données sont appariées et les mêmes exploitations sont étudiées d'années en années. Un modèle pour données répétées tenant compte de l'appariement des données a été appliqué pour la comparer les méthodes. Ce traitement a permis d'étudier l'impact de la mise à jour.

2.3.2. Détermination des facteurs influençant les émissions de méthane entérique

Selon la bibliographie, au niveau de l'animal, les émissions varient en fonction de la catégorie animale et de la composition de la ration et de la digestibilité des aliments (*Sauvante et al., 2011*). Cependant, à l'échelle du troupeau laitier, d'autres facteurs liés à la conduite du troupeau peuvent jouer un rôle sur les émissions de méthane entérique comme l'intervalle entre les vêlages, le taux de renouvellement, le chargement... L'analyse se décompose donc en deux étapes.

Un modèle explicatif a été construit grâce au logiciel SAS. L'une des hypothèses étant de tester l'impact de la composition de la ration, ce facteur a été analysé à l'échelle de l'animal. Pour ce qui est de l'atelier, l'analyse a d'abord été réalisée sur un modèle simple qui a été enrichi et complexifié par la suite (Annexe 4).

Cependant, afin d'éviter de biaiser le modèle, la corrélation des variables quantitatives a été testée en amont et a permis d'affiner encore le choix des variables. Les parts d'aliments composant la ration étant toutes corrélées, cette variable a été passée en qualitatif. Pour cela, une Analyse en Composante Principale portant sur la MSI de chaque aliment suivi d'une Classification Ascendante Hiérarchique ont été effectuées.

Dans un souci de simplification pour faciliter l'interprétation des résultats, ces analyses ont été appliquées à une seule année choisie à dire d'expert. Les années 2011 et 2012 ont été évitées à cause d'une importante sécheresse printanière en 2011 ayant eu des retombées encore visibles sur les achats d'aliments en 2012. Les années 2008 et 2009, plus anciennes et présentant un prix du lait élevé pour la première et faible pour la deuxième, ont également été écartées. L'analyse s'est donc portée sur l'année 2010.

Enfin, l'étude des r^2 a permis de connaître la part de variance expliquée par notre modèle. Les r^2 partiels ont défini le poids des différents facteurs sur les émissions. De plus, l'analyse des pentes et des différences de moyennes ajustées ont permis de déterminer les facteurs significatifs et de quantifier leurs effets sur les émissions. A partir de cela, une comparaison des effets des différents types de ration et des leviers d'action ont été proposés.

2.3.3. Analyse de l'évolution des émissions sur 5 ans

Enfin, un test statistique sur données répétées a été réalisé grâce au logiciel SAS pour comparer les résultats des émissions au fil des 5 années disponibles dans la base de données. Le but de cette analyse est d'observer les effets éventuels des facteurs années et types de systèmes. Une interaction existant entre les deux, ils ont été étudiés conjointement.

III. Analyse des résultats

3.1. Les émissions de méthane entérique en système bovin lait

Les émissions de méthane entérique ont été ramenées à différentes unités fonctionnelles comme décrit dans la bibliographie, aux 1000L de lait et à l'UGB. La première unité permet de comparer les résultats obtenus à ceux observés dans la bibliographie (Tableau 7).

	Emissions de CH ₄ entérique,		
	pour l'atelier BL, partie Lait		pour les vaches laitières
	kg CH ₄ /1000L de lait	kg CH ₄ /UGB	kg CH ₄ /tête
Moyenne	16,9	102,6	108,2
Ecart type	3,3	9,7	10,7
Minimum	10,2	66,5	63,1
Maximum	27,9	130,7	132

Tableau 7 : Emissions de méthane entérique ramenées à différentes UF pour l'atelier et les vaches laitières

En moyenne, une vache laitière produit 108,2 kg CH₄ par an. A l'échelle de l'atelier lait, les émissions sont en moyenne de 16,9 kg CH₄/1000L de lait. Le minimum observé pour les émissions de CH₄/1000L de lait s'explique par une production laitière élevée (10 083 litres/vache laitière)

3.2. Comparaison des méthodes d'évaluation

L'application de la méthode Sauvante aboutit à des émissions de méthane entérique significativement (p-value : <0,001) plus faibles qu'avec la méthode Vermorel sur les 5 années étudiées.

Ainsi les résultats obtenus avec la méthode Sauvante sont inférieurs de 1,1 kg CH₄/1000L de lait. Ceux de la méthode de Vermorel sont supérieurs de 11,4 kg CH₄/UGB (Figure 7).

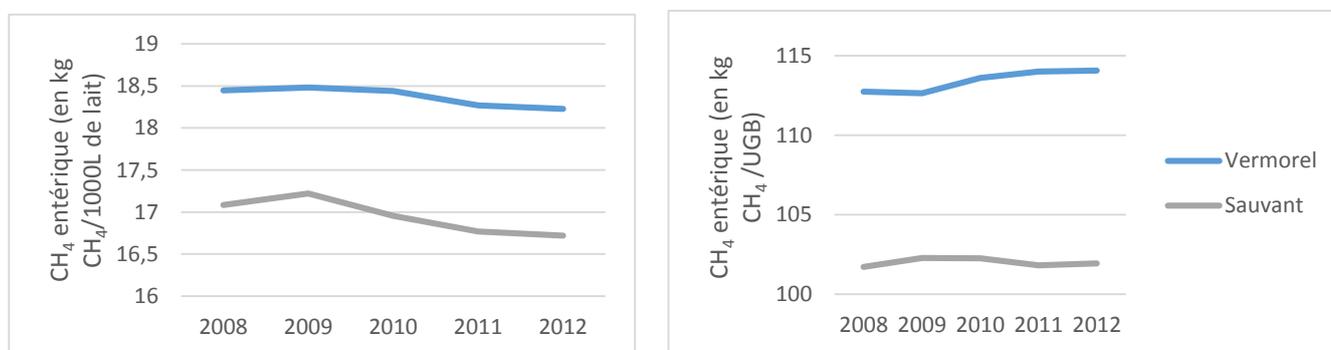


Figure 7 : Comparaison des émissions de CH₄ entérique selon deux méthodes : Sauvante et Vermorel

A l'échelle de la vache laitière, la comparaison des deux méthodes révèle également une différence significative ($p < 0,001$). Les résultats obtenus avec la méthode Sauvant (108,2 kg CH₄/tête) sont inférieurs de 5,5 kg CH₄/tête à ceux calculés avec la méthode Vermorel (113,4 kg CH₄/tête).

Ces différences peuvent s'expliquer par la prise en compte de la composition de la ration dans la méthode Sauvant. *Les pratiques d'alimentation jouent un rôle sur les émissions de méthane entérique.*

3.3. Choix de pratiques influençant les émissions de méthane entérique chez les bovins lait ?

3.3.1. A l'échelle de la vache laitière

L'un des principaux objectifs de cette analyse est d'étudier les facteurs influençant les émissions de méthane entérique à l'échelle de l'animal. L'analyse se portera tout d'abord sur la vache laitière.

L'analyse montre que la composition de la ration influe significativement ($p < 0,001$) sur les émissions de CH₄ entérique.

Comme mentionné dans le matériel et méthode, une typologie a été réalisée pour caractériser la composition de la ration (Figure 8).

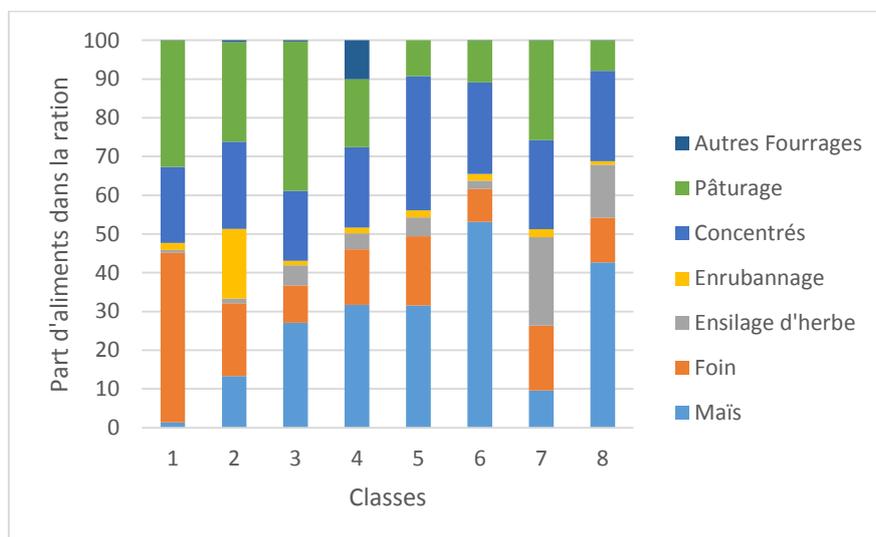


Figure 8 : Composition des rations des vaches laitières (part d'aliments) selon la typologie établie pour l'année 2010

Les classes obtenues ont également été caractérisées (Tableau 8, valeurs supérieurs/inférieurs significativement à la moyenne) par des variables illustratives :

- la dMO,
- le niveau d'ingestion (MSI exprimée en pourcentage du poids vif),
- la production laitière,
- le poids moyen des vaches laitières.

		Classes	1	2	3	4	5	6	7	8
		Effectifs	88	44	100	17	70	112	57	66
Caractérisation Ration (T de MSI/tête)	Maïs	0,07	0,73	1,50	1,75	1,85	3,11	0,53	2,72	
	Foin	2,34	1,04	0,54	0,79	1,06	0,49	0,93	0,73	
	Ensilage d'herbe	0,04	0,07	0,29	0,23	0,29	0,13	1,26	0,87	
	Enrubannage	0,10	0,99	0,07	0,08	0,11	0,10	0,12	0,06	
	Autres Fourrages	0,00	0,03	0,02	0,55	0,00	0,01	0,00	0,00	
	Pâturage	1,74	1,42	2,13	0,97	0,55	0,63	1,42	0,50	
	Concentrés	1,05	1,24	1,00	1,14	2,03	1,38	1,27	1,49	
dMO (%)	62,25	61,20	62,41	51,15	59,42	59,32	60,53	52,61		
Caractérisation Animal	Poids (en kg)	648	640	639	637	645	640	641	638	
	Niveau d'ingestion (MSI en % du PV)	2,26	2,363	2,37	2,367	2,498	2,503	2,373	2,728	
	Production laitière (en L/tête)	5688	6545	6742	6496	7967	7841	6573	7709	

Tableau 8 : Caractérisation des classes issues de la typologie des rations

Les émissions moyennes de CH₄ entérique de chaque classe ont été calculées (Figure 9).

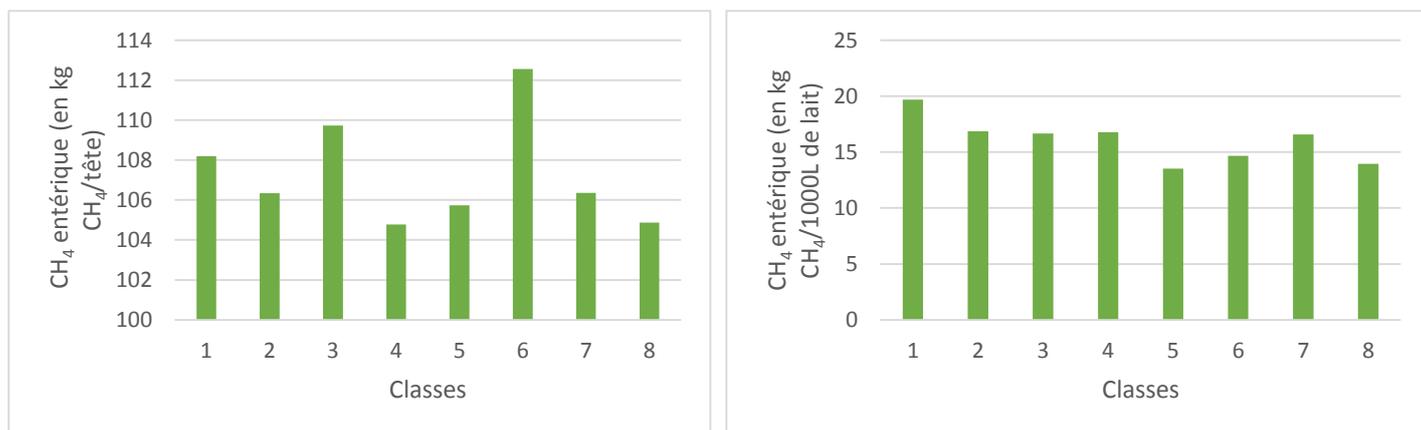


Figure 9 : Emissions de CH₄ entérique selon la composition de la ration des vaches laitières

Le modèle permet de comparer l'impact de la composition de la ration sur les émissions de CH₄.

La ration n°6 semble se détacher des autres par une production de méthane plus élevée. Elle présente une quantité d'ensilage de maïs significativement ($p < 0,001$) supérieure à la moyenne tandis que les quantités d'herbe (conservée ou pâturage) sont inférieures ($p < 0,02$) à la moyenne. **Ces résultats vont à l'encontre de l'hypothèse n°4 selon laquelle les systèmes basés sur l'herbe émettent plus de CH₄ entérique.**

La ration n°1 plutôt herbagère (foin et pâturage) possède une dMO élevée. Comparé à une ration orientée ensilage de maïs, une quantité de CH₄ significativement ($p < 0,046$) plus faible (-4,37 kg CH₄/tête) est produite dans le tube digestif avec la ration n°1. **Nous pouvons observer que la dMO influe les émissions de CH₄ entérique.**

Dans une logique similaire, donner la ration n°2 basée sur de l'herbe (enrubannage et pâturage) entraîne significativement ($p < 0,012$) moins d'émissions de CH₄ entérique (-6,22 kg CH₄/tête) que la ration n°6 plus orientée ensilage de maïs. Ces résultats s'observent également avec l'association pâturage et ensilage d'herbe.

Cependant pour ces 3 cas, la production laitière par animal est inférieure à la moyenne tandis que les animaux nourris avec la ration n°6 ont une production laitière élevée. Or, l'analyse des émissions ramenées aux 1000L de lait révèle que les rations n°1, 2 et 7 entraînent des émissions significativement ($p < 0,001$; 0,002 ; 0,004) supérieures (0,005 et 0,002 kg CH₄/1000L de lait) à celles obtenues avec la ration n°6. ***L'UF liée à la production entraîne une dilution des émissions. Cela confirme l'hypothèse n°2.***

Alimenter des animaux à l'herbe plutôt qu'à l'ensilage de maïs semble permettre de réduire les émissions de CH₄ entérique. Cependant en ramenant les émissions à la production et non à la tête, les conclusions inverses sont obtenues.

En conservant une production laitière par vache supérieure à la moyenne, certaines rations ressortent moins émettrices de CH₄ entérique que d'autres. En effet, une ration se caractérisant par une part de concentrés importante et une part de pâturage faible, comme la ration n°5, entraîne une production de CH₄ significativement plus faible (- 6,81 kg CH₄/tête) qu'une ration aux parts d'herbe faibles mais donnant beaucoup d'ensilage de maïs, comme la ration n°6.

Pour réduire la production de CH₄, une part de concentrés élevée semble plus efficace que le remplacement d'une partie des portions d'herbe par de l'ensilage de maïs. L'hypothèse n°5, traitant du rôle de la part des concentrés sur les émissions, est vérifiée. Dans tous les cas, les concentrés sont plus digestes que les fourrages. Cette différence semble être plus influente que celle existant entre la digestibilité de l'ensilage de maïs et les autres types de fourrage.

Il ressort de cette analyse que l'utilisation d'ensilage de maïs plutôt que de fourrages herbagers entraîne des émissions de CH₄ entérique plus élevée qu'une ration orientée concentrés ou que des rations orientées herbe. Cela peut représenter un levier d'action pour des exploitations ayant une grande quantité d'herbe à valoriser et ainsi les inciter à valoriser plus l'herbe que le maïs.

A l'échelle de l'animal, un autre critère joue sur les émissions : la catégorie animale. Les émissions de méthane entérique de génisses de 0-1 an, 1-2 ans et 2-3 ans ont été étudiées.

3.3.2. Pour les autres catégories animales de l'atelier

Comme pour les vaches laitières, le facteur pris en compte est la composition de la ration. Dans les 3 cas, le modèle révèle l'effet significatif de cette dernière.

Ainsi les pratiques alimentaires influencent les émissions de CH₄ entérique à l'échelle des différentes catégories animales.

3.3.3. A l'échelle de l'atelier bovin lait

Les pratiques alimentaires ayant une influence pour toutes les catégories animales, il est ensuite intéressant d'étudier les facteurs potentiellement significatifs à l'échelle de l'atelier BL.

Le modèle révèle que les émissions de CH₄ entérique ramenées aux 1000L de lait sont expliquées par :

- la composition de la ration couplée au nombre d'UGB nécessaires pour produire un litre de lait,
- le taux de renouvellement ($p < 0,001$).

De manière similaire aux catégories animales, une typologie des rations a été réalisée (Figure 10).

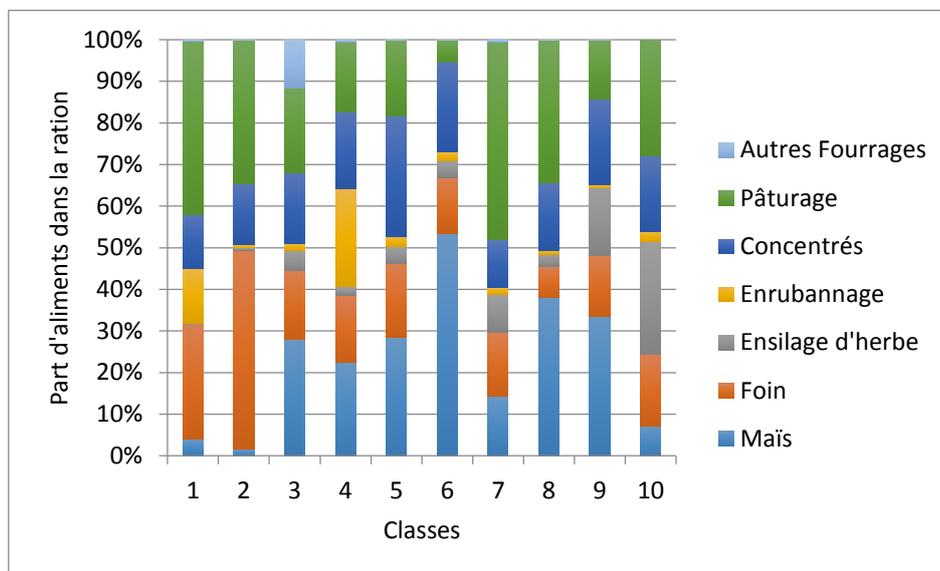


Figure 10 : Composition de la ration moyenne de l'atelier BL pour l'année 2010

Plusieurs variables illustratives ont également été utilisées pour caractériser les classes (Tableau 9, valeurs supérieurs/inférieurs significativement à la moyenne) :

- la MSI totale de la ration,
- le nombre d'UGB nécessaire pour produire 1000L de lait,
- l'âge au vêlage,
- l'intervalle inter vêlage,
- le taux de renouvellement,
- la production laitière.

Classes		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Effectifs		36	71	17	22	56	91	60	78	86	37
Caractérisation Ration (T de MSI/UGB)	Maïs	0,20	0,08	1,32	1,15	1,43	2,59	0,71	1,91	1,71	0,38
	Foin	1,38	2,48	0,78	0,83	0,89	0,64	0,77	0,38	0,73	0,90
	Ensilage d'herbe	0,02	0,03	0,22	0,10	0,20	0,20	0,45	0,14	0,82	1,41
	Enrubannage	0,66	0,04	0,08	1,20	0,13	0,10	0,08	0,05	0,05	0,12
	Autres Fourrages	0,01	0,00	0,54	0,03	0,01	0,01	0,02	0,01	0,00	0,00
	Pâturage	2,09	1,78	0,96	0,86	0,92	0,26	2,37	1,72	0,71	1,45
	Concentrés	0,65	0,76	0,80	0,96	1,45	1,04	0,58	0,82	1,04	0,96
	MSI totale	5,05	5,25	5,08	5,19	5,20	4,95	5,05	5,14	5,16	5,30
Caractérisation Troupeau	Nombre UGB/1000L de lait	0,28	0,27	0,25	0,22	0,19	0,20	0,25	0,21	0,20	0,23
	Age au vêlage (en mois)	23	25	23	19	18	20	26	18	22	24
	Intervalle entre vêlages (en jours)	225	284	273	241	220	279	205	166	219, 64	234
	Taux de renouvellement (%)	27,1	26,5	23,2	33,3	34,4	32,5	28,6	34,1	33,6	28,8
	Production laitière (en litres/tête)	5804	5798	6496	7118	7991	7915	6257	7365	7518	6505

Tableau 9 : Caractérisation des classes issues de la typologie des rations

Les émissions de CH₄ entérique ont été calculées pour chaque classe ramenées aux 1000L de lait (Figure 11).

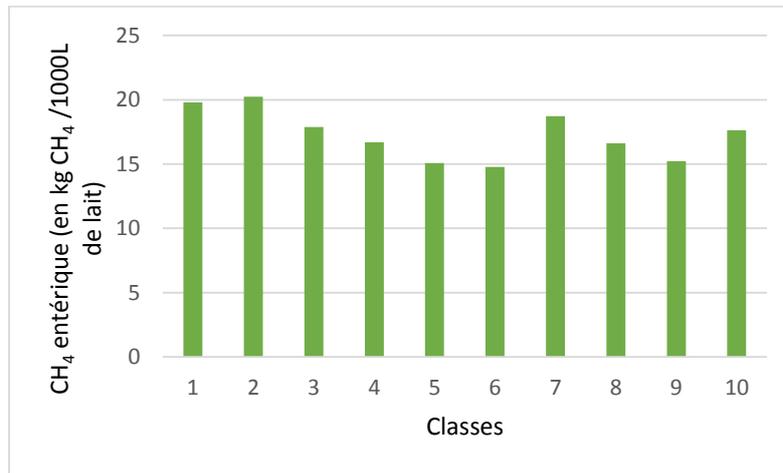


Figure 11 : Emissions de CH₄ entérique des différentes classes étudiées

Le modèle permet d'étudier l'effet conjoint de la composition de la ration et du nombre d'UGB nécessaires pour produire 1000L de lait.

L'analyse montre que lorsque que le nombre d'UGB utilisé pour produire 1000L de lait augmente d'une unité, toutes les rations entraînent une augmentation significative ($p < 0,001$) des émissions de CH₄ entérique. En comparant ces effets entre eux, plusieurs rations se différencient.

Une ration riche en foin et en pâturage mais pauvre en autres fourrages et concentrés (n°2) entraîne des émissions de méthane significativement ($p < 0,03$) plus importantes (12,47 kg CH₄/1000L de lait) que lorsque la ration privilégie l'ensilage de maïs et les concentrés (n°6). Cependant, la classe de la ration n°2 est caractérisée par un ratio UGB/1000L de lait élevé et une production plutôt faible, plutôt des systèmes extensifs. La classe de la ration n°6 regroupe, elle, plutôt des systèmes intensifs (faible ratio et forte production).

Le ratio UGB/1000L de lait permet d'avoir une idée de l'efficacité de la production. Cette dernière est bonne si le nombre d'UGB utilisés pour produire 1000L de lait est faible. Si le nombre d'UGB utilisé est important, les émissions de méthane entérique le sont aussi. Dans ce cas, le ratio est plus élevé. ***Un système ayant un ratio faible et une ration basée sur l'ensilage de maïs et les concentrés émet moins de méthane à l'échelle de l'atelier qu'un système dont l'efficacité est faible et la ration herbagère.***

De plus, la ration n°8 riche en pâturage et en ensilage de maïs mais pauvre en autres fourrages entraîne des émissions significativement ($p < 0,04$) plus faibles que la ration n°10 contenant plus de concentrés et de fourrages herbagers mais moins d'ensilage de maïs. La classe de la ration n°8 se caractérise par des exploitations plus efficaces. ***Une ration herbagère (plutôt pâturage) couplée à de l'ensilage de maïs permet d'avoir des émissions plus faibles en restant efficace par rapport à une ration plus équilibrée en herbe et concentrés.***

L'analyse ne permet pas de mettre en avant un quelconque effet de l'intervalle vêlage-vêlage ou bien de l'âge au vêlage. Il n'est pas possible, grâce à ses variables, de valider l'hypothèse n°6 postulant que la conduite du troupeau influe les émissions de CH₄ entérique.

Notre modèle nous permet d'expliquer 79% des émissions de CH₄ entérique. L'analyse des r^2 partiels révèle que le ratio UGB/1000L de lait explique en grande partie les émissions (74%).

De l'analyse à l'échelle de l'atelier, il ressort que les systèmes utilisant une ration pauvre en herbe et avec peu d'animaux improductifs (vaches laitières malades, génisses) émettent moins de CH₄ entérique.

3.4. Evolution des émissions de méthane entérique de 2008 à 2012 selon les différents systèmes

3.4.1. L'évolution des émissions ramenées à l'UGB selon le type de système et les années

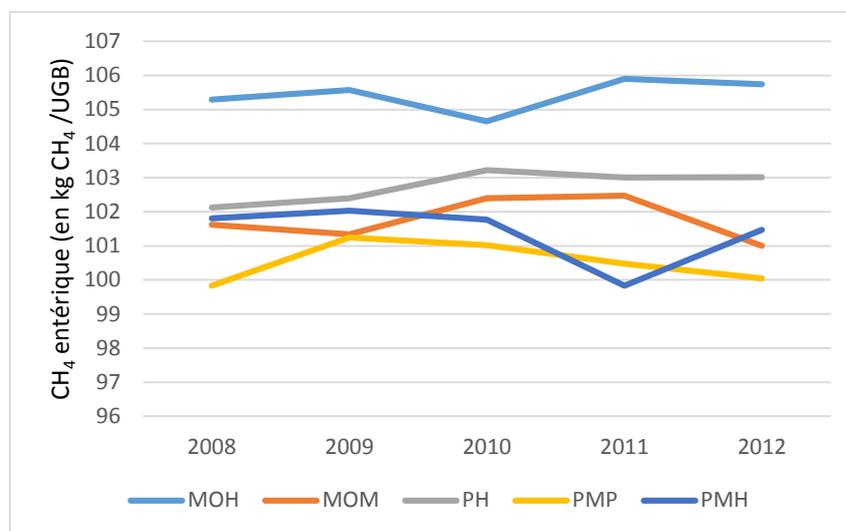


Figure 12 : Evolution des émissions de CH₄ entérique selon le type de système

Intra système, les émissions de méthane entérique ne varient pas de manière significative au cours des 5 ans. Cela peut s'expliquer en considérant la nature même de la production de méthane entérique. En effet, ces émissions correspondent à une perte d'énergie liée à la catégorie animale et à l'alimentation. Au fil des ans, cette perte restera toujours présente et du même ordre de grandeur.

Cependant, entre les systèmes, des variations significatives d'émissions de CH₄ entériques sont observées (Figure 12). Ainsi en 2008, les émissions de méthane entérique du système Montagne Herbager (MOH) sont significativement ($p < 0,001$) supérieures de 5,4 kg CH₄/UGB par rapport à celles du système Plaine Maïs + (PMP). Les autres systèmes se situent entre les deux et aucune différence significative n'apparaît. En 2009 et en 2010, ce schéma se retrouve. Cependant, l'écart n'est plus que de 4,7 kg CH₄/UGB. Cela peut s'expliquer par le fait que la ration du système MOH est plutôt basée sur l'herbe et celle du système PMP sur le maïs. Nos résultats ont souligné le fait que les rations herbagères entraînent des émissions plus importantes à l'échelle de l'atelier.

En 2011, une rupture est observée. Les émissions de CH₄ entérique du système MOH sont supérieures à celles du système PMP (7,7 kg CH₄/UGB) mais également à celle du système Plaine Maïs Herbe (PMH) (6,14 kg CH₄/UGB). Les systèmes herbagers se distinguent des systèmes PMP. Cela peut s'expliquer par une sécheresse printanière importante au niveau nationale incitant les éleveurs à adapter la composition de leur ration en fonction des aliments à disposition.

Globalement les systèmes herbagers se distinguent des systèmes plutôt orientés maïs. Comme nous l'avons vu précédemment des rations différentes peuvent expliquer ces variations. Ainsi les systèmes dont la ration est basée sur l'herbe émettent plus de CH₄ entérique que ceux dont la ration est basée sur les concentrés et qui sont plus efficaces.

3.4.2. L'évolution des émissions ramenées aux 1000L de lait selon le type de système et l'année

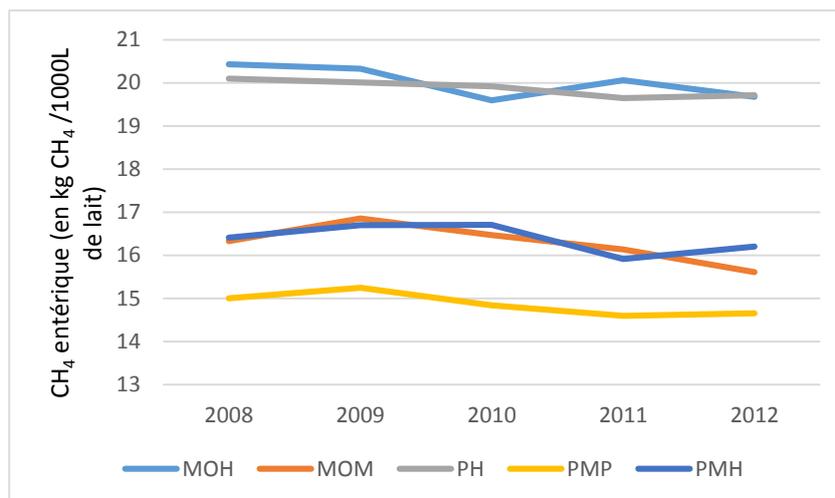


Figure 13 : Evolution sur 5 ans des émissions de CH₄ entérique selon les types de systèmes

La Figure 13 nous permet d'observer l'évolution des émissions. En 2008, les systèmes MOH se détachent des autres systèmes. En effet, les émissions de CH₄ entérique sont significativement supérieures à celle des autres systèmes. Cependant, les émissions des systèmes MOH sont plus proches de celles des systèmes herbagers comme les PH que des systèmes présentant une part de maïs plus élevée. La différence de CH₄ entérique émis entre les PH et les MOH est de 1,55 kg CH₄/1000L de lait tandis qu'elle est de 4,6 avec les PMP. L'analyse de la production laitière nous permet de retrouver ces variations. Un système MOH produit moins de lait que les autres systèmes. La différence est, là aussi, plus marquée entre un système MOH et un système PMP qu'avec un système PH. Cela peut s'expliquer par le fait que les systèmes MOH sont plutôt extensifs tandis que les systèmes PMP plutôt intensifs.

Les systèmes de plaine présentent tous des émissions significativement différentes. Suivant la même logique que précédemment, les systèmes PH émettent moins de CH₄ entérique que des systèmes plutôt orientés maïs. Cependant, les émissions issues des systèmes MOM ne se différencient pas de celles des systèmes PMP et PMH. Le fait que le système soit en montagne ou en plaine ne semble pas être le facteur explicatif principal.

En 2009 et 2010, les systèmes MOM ont vu diminuer leurs émissions qui sont plus proches de celles des systèmes PH que des systèmes PMP. Les variations de la production laitière n'expliquent pas cette évolution.

Pour les systèmes MOM et PMH, aucune différence significative entre les années n'est observée. Quelles que soient les origines des variations observées inter années, elles influencent plus les systèmes orientés herbe ou maïs que des systèmes plus mixtes.

L'évolution des émissions pour les différents systèmes peut s'expliquer par les variations de la production laitière qui sont similaires à celles décrites pour les émissions de CH₄ entérique.

Les conclusions tirées diffèrent quelque peu de celles obtenues pour les émissions ramenées à l'UGB. Les variations de la production laitière semblent influencer celles des émissions de CH₄ entérique. L'écart entre les systèmes herbagers et ceux plutôt orientés maïs peut s'expliquer à la fois par la différence de production laitière et par la différence de ration.

IV. Discussion, limites rencontrées et perspectives

Dans le but de répondre aux objectifs de l'étude, d'analyser les émissions de CH₄ entérique et leurs liens avec différents facteurs (alimentation, conduite du troupeau ...), les résultats obtenus sont discutés dans cette dernière partie et confrontés aux hypothèses posées.

4.1. Validation des hypothèses et discussion des résultats

L'analyse nous révèle qu'un atelier BL émet en moyenne 16,9 kg CH₄/1000L de lait sur une année. Ce résultat est en accord avec la bibliographie. En effet, Bonesmo et al. (2013) ont évalué les impacts environnementaux de fermes laitières en Norvège. Ils mettent en évidence des émissions de 15,6 kg CH₄/1000L de lait pour l'atelier. O'Brien et al. (2012) comparent les émissions de CH₄ entérique de fermes laitières d'Irlande (17,2 kg CH₄/1000L de lait), d'Angleterre (15 kg CH₄/1000L de lait) et des Etats-Unis (14,9 kg CH₄/1000L de lait). Dans les deux cas, la méthode de calcul respecte les recommandations du GIEC mais est adaptée au pays, ce qui peut expliquer la différence observée. De plus, les rations prédominantes ne sont pas les mêmes dans tous ces pays.

Une vache laitière émet, par an, 108,2 kg CH₄ en moyenne. Eugène et al. (2012) obtiennent une valeur moyenne de 115,7 kg CH₄/tête. Cependant, la différence peut s'expliquer par le fait qu'ils utilisent une équation basée sur la MOD ingérée et tenant compte des interactions entre les aliments dans le rumen. L'application d'une méthode Tiers 2 conduit à des émissions de 128,7 kg CH₄/tête par an. Mais cette méthode ne tient pas compte de la composition de la ration. Les ordres de grandeurs obtenus semblent tout de même cohérents.

La première hypothèse posée postule que la mise à jour de la méthode permet d'obtenir des émissions de CH₄ entérique différentes de celles obtenues avec la méthode de Vermorel et plus en lien avec les pratiques. Le nouveau calcul utilisé permet de faire un lien direct avec l'alimentation. De plus, les émissions obtenues avec la méthode de Sauvant sont significativement inférieures à celles obtenues avec la méthode de Vermorel. Eugène et al. (2012) ont également comparé les émissions de CH₄ entérique d'une vache laitière selon ces deux méthodes. L'équation de Sauvant et al. (2011) utilisée n'est cependant pas la même et tient compte des interactions entre les aliments dans le rumen. Cependant, un résultat similaire au notre est obtenu. Selon la méthode Vermorel, les émissions (117,7 kg CH₄/tête) sont plus élevées que celles obtenues grâce à la méthode de Sauvant (115,8 kg CH₄/tête).

Notre deuxième hypothèse s'intéresse à l'influence de la composition de la ration et de la dMO sur les émissions de CH₄ entérique. Notre analyse à l'échelle de l'animal valide cette hypothèse. En effet, la comparaison de certains types de ration souligne le fait qu'elles n'agissent pas toutes de la même manière sur les émissions de CH₄ entérique. Le lien entre l'alimentation et les émissions de CH₄ entérique a été étudié de nombreuses fois comme nous l'avons vu dans la bibliographie. De cette hypothèse ont découlé d'autres hypothèses plus précises sur l'influence de la composition de la ration.

Nos résultats à l'échelle de l'animal ne nous ont pas permis de déterminer clairement si un régime herbager entraîne des émissions de CH₄ plus importantes. De la même manière une ration plus riche en concentrés n'entraîne pas dans tous les cas des émissions plus faibles. En effet, une ration (n°5) riche en concentrés mais pauvre en pâturage entraîne des émissions plus faibles qu'une ration riche en ensilage de maïs et pauvre en herbe (n°6). Mais la différence n'est pas significative entre la ration n°5 et d'autres rations riches en herbe et pauvres en concentrés par exemple. Cependant l'impact de la part de concentrés dans la ration sur les émissions de CH₄ entérique se retrouve dans de nombreuses publications. Sauvant et al. (2011) ont mis en évidence que pour une ration contenant 23% de concentrés, les émissions de CH₄ par kg de MOD sont maximales. Ensuite lorsque la part de concentrés augmente, les émissions diminuent. De plus certains de nos résultats vont à l'encontre de

résultats obtenus par d'autres études. Ainsi Doreau et al. (2011), lors de leur comparaison de l'impact de trois rations sur les émissions de CH₄ entérique montre qu'une ration orienté pâturage (49%) présente une digestibilité de la matière organique plus faible que pour des rations à dominante ensilage de maïs ou maïs grain (Doreau et al., 2011). Cependant les rations prises en comptes pour aboutir à ces résultats semblent plus simples que celles que nous analysons. Les effets d'interactions en sont peut être diminués.

4.2. Limites de l'étude et problèmes rencontrés

Afin d'analyser les résultats, certains choix ont dû être fait et peuvent être discutés.

L'une des limites est posée par la base de données. Tout d'abord, différents techniciens renseignent cette base chaque année. Il existe une variabilité dans la façon de rentrer les données entraînant la présence de valeurs erronées. De plus, l'adaptation des calculs aux données disponibles entraîne un manque de précision sur la détermination de la composition des rations. Ainsi les quantités de fourrages n'étaient connues que pour l'atelier et les vaches laitières. Pour les concentrés ingérés par les autres catégories animales, une ration type est appliquée. Pour ce qui est des concentrés, les différentes quantités pour chaque type correspondent également à une ration type.

La programmation de la méthode constitue un autre problème. L'obtention de valeurs aberrantes pour certaines exploitations pourrait venir d'une erreur dans le script. Cependant nous n'avons pas pu, à ce jour, la déceler.

4.3. Perspectives de travail

La suite du travail consiste à terminer la mise à jour de la méthode afin de mieux évaluer les impacts en faisant le lien avec les pratiques et d'analyser les résultats obtenus. Cela permettra plusieurs choses. Tout d'abord, des valeurs environnementales de références pourront ainsi être produites. De plus, l'analyse des impacts entraînera une meilleure compréhension de ces derniers et permettra de mettre en place des leviers d'actions permettant de diminuer l'impact environnemental des élevages.

Plus tard, il serait intéressant d'intégrer à la méthode l'évaluation d'impacts actuellement non pris en compte comme la quantité d'eau consommée ou l'écotoxicité.

Conclusion

Dans l'étude réalisée, nous avons étudié les émissions de CH₄ entérique des ateliers bovin lait des élevages français. Des facteurs influençant cette production ont pu être dégagés.

Les émissions de CH₄ entérique représentent une part importante de l'impact des élevages sur le changement climatique. D'après le rapport du CITEPA, la fermentation entérique représente 76% des émissions de méthane dues à l'élevage. Les systèmes bovin lait français émettent en moyenne 16,9 kg CH₄/1000L de lait par an. Cependant, certaines solutions sont possibles pour réduire ces émissions.

L'analyse des résultats nous a permis de mieux comprendre ces émissions et de déterminer les facteurs qui les influencent. L'étude des émissions de méthane entérique peut se dérouler en deux étapes correspondant à l'analyse de deux échelles différentes.

A l'échelle de l'animal, la composition de la ration joue un rôle majeur sur la production de méthane par les bovins. De plus, en tenir compte dans la méthode de calcul permet d'accentuer le lien entre les impacts et les pratiques. Cependant, l'analyse de l'impact de chaque aliment reste compliquée. En effet, la composition entière de la ration joue un rôle sur les émissions. Une part de concentrés élevée semble tout de même entraîner une production de méthane plus faible. Il est important de considérer également la dMO de la ration. ***Le choix de l'UF peut entraîner l'obtention de résultats différents du fait d'une dilution/concentration des émissions.***

En passant à l'échelle de l'atelier, d'autres facteurs influençant les émissions viennent s'ajouter. Ils sont principalement liés à l'efficacité de la production. Par exemple, des exploitations possédant peu d'animaux improductifs ont des émissions faibles comparées à des exploitations où le nombre d'animaux utilisés pour produire 1000L de lait est plus élevé. ***Optimiser le nombre d'animaux productifs permet donc de réduire ses émissions de méthane entérique.***

Depuis quelques années, des études sont menées afin d'analyser les solutions possibles de réduction des émissions de méthane entérique. Jouer sur la part de concentrés dans la ration est un résultat récurrent. Cependant, d'autres leviers sont envisageables. Par exemple, l'impact des concentrés peut être modulé par la vitesse d'absorption de l'amidon contenu dans chaque type. De plus, l'apport de matières grasses entraîne une diminution des émissions. A l'étranger, des études sont actuellement menées sur des compléments alimentaires qui permettraient de limiter la production de CH₄ entérique.

Bibliographie

- Bell M.J., Eckard R.J., Haile-Mariam M., Pryce J.E., 2013. *The effect of changing cow production and fitness traits on net income and greenhouse gas emissions from Australian dairy systems*. Journal of Dairy Science, 96 : 7918-6289.
- Bonesmo H., Beauchemin K.A., Harstad O.M., Skjelvåg A.O., 2013. *Greenhouse gas emission intensities of grass silage based dairy and beef production: A systems analysis of Norwegian farms*. Livestock Science, 152 : 239-252.
- Browne N.A., Eckard R.J., Behrendt R., Kingwell R.S., 2011. *A comparative analysis of on-farm greenhouse gas emissions from agricultural enterprises in south eastern Australia*. Animal Feed Science and Technology, 166-167 : 641-652.
- Castillon P., Le Souder C., 2010. *Transfert de phosphore d'origine diffuse agricole vers le réseau hydrographique*. Résumé de conférence.
- CITEPA, 2013. *Rapport national d'inventaire pour la France au titre de la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto*.
- De Boer I.J.M., Hoving I.E., Vellinga T.V., Van de Ven G.W.J., Leffelaar P.A., Gerber P.J., 2013. *Assessing environmental impacts associated with freshwater consumption along the life cycle of animal products: the case of Dutch milk production in Noord-Brabant*. Journal of Life Cycle Assess, 18 : 193-203.
- Desjardins R.L., Worth D.E., Vergé X.P.C., Maxime D., Dyer J., Cerkowniak D., 2012. *Carbon Footprint of Beef Cattle*. Sustainability, 4 : 3279-3301.
- Dollé J.B., Gac A., Le Gall A., 2009. *L'empreinte carbone du lait et de la viande bovine*. Rencontres Recherches Ruminants 2009, 16 : 233-236.
- Dollé J.B., Faverdin P., Agabriel J., Sauvant D., Klumpp K., 2013. *Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production*. Fourrages, 215 : 181-191.
- Dopagne C., 2013. *Expertise sous forme d'évaluation et d'encadrement dans les thématiques de la biodiversité végétale des prairies et de la biodiversité animale dans le cadre des méthodes agro-environnementales. Annexe 1 : Evaluation environnementale de la méthode Bande fleurie 9c*. Rapport final.
- Doreau M., Van Der Werf H.M.G., 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 beef production system*. Journal of Animal Science, 89 : 2518-2528.
- Eugène M., Doreau M., Lherm M., Viallard D., Oueslati K., Faverdin P., Sauvant D., 2012. *Emissions de méthane par les bovins en France*. Rapport final Projet « Mondferent ». Convention INRA-MAPRAAT 2011-2012.
- Gac A., Dollé J.B., Le Gall A., Klumpp K., Tallec T., Mousset J., Eglin E., Bispo A., Peyraud J.L., Faverdin P., 2010. *Le stockage de carbone par les prairies, Une voie d'atténuation de l'impact de l'élevage herbivore sur l'effet de serre*. Collection l'Essentiel.
- Gerber P., Opio C., Mottet A., Falcucci A., Tempio G., MacLeod M., Vellinga T., Henderson B., Steinfeld H., 2013. *Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – A global life cycle assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 214p.
- GESTIM, 2010. *Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre*. Version 1.2.
- GIEC, 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre.

- Goedkoop M., Heijungs R., Huijbregts M., De Schryver A., Struijs J., Van Zelm R., 2009. ReCiPe 2008, *A life cycle impact assessment method wich comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Report I: Characterisation.
- Grainger C., Beauchemin K.A., 2011. *Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production ?* Animal Feed Science and Technology, 166-167 : 308-320.
- IDELE, 2008. *Evaluation du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole*. Rapport.
- IDELE, 2012. *Evaluation des performances environnementales et économiques des exploitations d'herbivores*.
- IDELE, 2012 (2). *Manuel d'utilisation de DIAPASON*.
- IDELE, 2013. *Allocations lait/viande*. RMT Elevage & Environnement.
- Klump K., Tallec T., Guix N., Soussana J.F., 2011. *Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture*. Global Change Biology, 17, 3534-3545.
- Koch P., Salou T., Colomb V., Payen S., Perret S., Tailleur A., Willmann S., 2014. *Agribalyse : Rapport méthodologique*. Version 1.1.
- Manneville V., Chanseaux A., 2011. *EBioTEP, Evaluation de la Biodiversité ordinaire à l'échelle du Territoire agricole, de l'Exploitation et de la Parcelle*.
- Martin J.P., Lamotte P., 2014. *Chiffres & statistiques, En matière d'énergie, les exploitations agricoles consomment majoritairement des produits pétroliers*. Observation et Statistique, 517.
- Moreau S., Manneville V., Morel K., Agabriel J., Devun J., 2013. *Le compromis performances de production et impacts environnementaux : méthode et analyse des résultats dans les élevages bovin allaitants*. Renc. Rech. Ruminants, 20.
- Nemecek T., Schnetzer J., 2012. *Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems*. Data V3.0
- O'Brien D., Shalloo L., Patton J., Buckley F., Grainger C., Wallace M., 2012. *A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms*. Agricultural Systems, 107 : 33-46.
- ONEMA, 2012. *Directive Nitrates : résultats de la surveillance*. les Synthèses, 5.
- Pain D., Pienkowski M.W., 1997. *Farming and Birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press.
- Poeplau C., Don A., Vesterdal L., Leifeld J., Van Wesemael B., Schumacher J., Gensior A., 2011. *Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – response functions as a model approach*. Global Change Biology, vol 17, issue 7 : 2415-2427.
- Rotz C.A., Montes F., Chianese D.S., 2010. *The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment*. Journal of Dairy Science, 93 : 1266-1282.
- Rotz C.A., Montes F., Hafner S.D., Heber A.J., Grant R.H., 2013. *Ammonia emission model for whole farm evaluation of dairy production systems*. Journal of Environmental Quality.
- Sauvant D., Giger-Reverdin S., Serment A., Broudiscou L., 2011. *Influences des régimes et de leur fermentation dans le rumen sur la production de méthane par les ruminants*. INRA Prod. Anim., 24 : 433-446.
- Schulze E.D., Luysaert S., Ciais P., Fribauer A., Janssens I.A., Soussana J.F., Smith P., Grace J., Levin I., Thiruchittampalam B., Heimann M., Dolman A.J., Valentin R., Bousquet P., Peylin P., Peters W., Rodenbeck C., Etiope G., Vuichard N., Wattenbach M., Nabuurs G.J., Poussi Z., Nieschulze J., Gash J.H., 2009. *Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance*. Nature Geoscience, 2 : 842-850.
- Soussana J.F., Lüscher A., 2007. *Temperate grasslands and global atmospheric change: a review*. Grass Forage Sci., 62 : 127-134.
- Soussana J.F., Tallec T., Blanfort V., 2010. *Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grassland*, Animal, 4, 334-350.

- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., De Haan C., 2006. *Livestock's long shadow, environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 390p.
- Vandewalle M., De Bello F., Berg M.P., Bolger T., Dolédec S., Dubs F., Feld C.K., Harrington R., Harrison P.A., Lavorel S., 2010. *Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms*. *Biodiversity and Conservation*, 19 : 2921–2947.
- Vermorel M., Jouany J.P., Eugène M., Sauvant D., Noblet J., Durmad J.Y., 2008. *Evaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France*. *INRA Prod. Anim.*, 21 (5) : 403-418.
- Veysset P., Lherm M., Bébin D., Roulenc M., Benoit M., 2014. *Variability in greenhouse gas emissions, fossil energy consumption and farm economics in suckler beef production in 59 French farms*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 188 : 180-191.

Annexes

Annexe 1 : Détermination des points positifs et négatifs de la méthode d'évaluation environnementale utilisée par l'Institut de l'Elevage.....	1
Annexe 2 : Présentation des FE et émissions totales de méthane entérique par les bovins en France définis par Vermorel et al. (2008).....	2
Annexe 3 : Comparaison des FE concernant le méthane lié aux effluents avant et après mise à jour de la méthode.....	3
Annexe 4 : Choix des variables à intégrer dans le modèle utilisé à l'échelle de l'atelier.....	4

Annexe 1 : Détermination des points positifs et négatifs de la méthode d'évaluation environnementale utilisée par l'Institut de l'Elevage

	Points positifs	Points négatifs
Stockage de carbone	<ul style="list-style-type: none"> - Evaluation du stockage de carbone par les prairies et les haies 	<ul style="list-style-type: none"> - Pas de prise en compte du déstockage lié au retournement des prairies en culture
GES – Fermentation entérique	<ul style="list-style-type: none"> - Prise en compte de la catégorie animale 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode de calcul du CH4 entérique ne correspondant pas aux recommandations du GIEC - Pas de lien entre le CH4 entérique et celui des effluents
GES -- Gestion des effluents	<ul style="list-style-type: none"> - Prise en compte de certains types de bâtiments 	<ul style="list-style-type: none"> - Pas de prises en compte des pratiques de stockage, d'épandage et une prise en compte partielle du type de bâtiment pour les émissions dues aux effluents
GES – Intrants		<ul style="list-style-type: none"> - Pas de référence pour les aliments biologique, les aliments transformés mais produits à la ferme, les différents engrais, les semences
N -- Ingéré	<ul style="list-style-type: none"> - Précise - Relative à l'UGB 	<ul style="list-style-type: none"> - Pertes de fourrages non considérées
N -- Lixivié	<ul style="list-style-type: none"> - Calcul selon le bilan de chaque atelier - Prise en compte du stockage dans le sol 	<ul style="list-style-type: none"> - Pas de prise en compte des pratiques (taux de légumineuses, effet couverture, travail du sol, déroché, CIPAN)
N – Volatilisé	<ul style="list-style-type: none"> - Examine les différents types de bâtiments - Evalue les émissions du sol 	<ul style="list-style-type: none"> - Apport de l'N par la paille non examiné - Pas d'évaluation du N₂O dû aux résidus de culture
Consommation d'énergie	<ul style="list-style-type: none"> - Prise en compte 	<ul style="list-style-type: none"> - Pas d'évaluation de l'énergie liée aux bâtiments, au matériel
Biodiversité	<ul style="list-style-type: none"> - Evaluation 	<ul style="list-style-type: none"> - Pas de lien établi avec les pratiques, les IAE
Allocation		<ul style="list-style-type: none"> - Ne suit pas les recommandations de la FAO

Annexe 2 : Présentation des FE et émissions totales de méthane entérique par les bovins en France définis par Vermorel et al. (2008)

	Effectif total/an (x 1000) année 2007	Facteur d'émission (kg/tête/an) année 2007	CH ₄ total (t/an) année 2007	% bovins
<u>Vaches et mâles reproducteurs</u>				
Vaches laitières	3799	117,7	447197	35,0
Vaches allaitantes	4077	86,1	351120	27,5
Total "Vaches"	7876	101,4	798317	62,5
Taureaux adultes	192	92,0	17672	1,4
Jeunes mâles reproducteurs	50	64,3	3216	0,2
Total "reproducteurs"	242	86,3	20888	1,6
<u>Bovins en Croissance</u>				
Génisses races allaitantes reproduction (0-36 mois)	3005	49,5	148770	11,6
Génisses races laitières reproduction (0-30 mois)	3301	41,9	138344	10,8
Génisses races allaitantes production viande (0-26 mois)	630	47,9	30158	2,4
Génisses races laitières production viande (0-27 mois)	437	49,9	21786	1,7
Taurillons races allaitantes (0-17 mois)	637	52,4	33397	2,6
Taurillons races laitières (0-17 mois)	305	51,0	15540	1,2
Taurillons «rations sèches» races laitières (0-17 mois)	50	22,6	1131	0,1
Taurillons «rations sèches» races allaitantes (0-17 mois)	92	29,3	2695	0,2
Total «Génisses + taurillons» production de viande	2151	48,7	104707	8,2
Taureaux de 2 ans (0-2 ans)	270	53,3	14378	1,1
Bœufs de 40 mois (0-40 mois)	833	52,3	43542	3,4
Total «Taureaux de 2 ans + bœufs»	1103	52,6	57920	4,5
Broutards exportés à l'âge de 10 mois	925	8,3	7704	0,6
Broutardes exportées à l'âge de 10 mois	163	5,1	834	0,1
Total pondéré «Broutards + broutardes»	1088	7,8	8538	0,7
Veaux de boucherie	1748	0,0	0,00	0,00
Total «bovins ruminants en croissance»	10648	43,0	458279	35,9
Total «bovins ruminants»	18766	68,1	1277484	100

Annexe 3 : Comparaison des FE concernant le méthane lié aux effluents avant et après mise à jour de la méthode

Méthodes d'évaluation des émissions de méthane entérique liées à la gestion des déjections au bâtiment :

	Calcul	FE						
		Aire raclée	Litière accumulée		Caillebotis			
Avant mise à jour	FE aire raclée x % déj.a.r.+ FE litière acc. x % déj.lit.acc. + FE caill. x % déj.caill.	18,46 g CH ₄ /UGB/j	60 g CH ₄ /UGB/j		304,76 g CH ₄ /UGB/j			
Après mise à jour	(MOND*365) * (B ₀ * 0,67 * Σ (FCM _{type déj} /100*GF))	FCM						
			Aire raclée lisier	Aire raclée fumier	Caillebotis (durée de stockage >1 mois)	Caillebotis (durée de stockage <1 mois)	Litière accumulée (durée de stockage <1 mois)	Litière accumulée (durée de stockage >1 mois)
		Température annuelle moyenne ≤10°C	0.1%	0.1%	17%	3%	3%	17%
		10<Température annuelle moyenne ≤13°C	0.1%	0.1%	20,3%	3%	3%	20,3%
		13<Température annuelle moyenne <15°C	0.1%	0.1%	25%	3%	3%	25%
15≤Température annuelle moyenne <18°C	0.5%	0.5%	29,3%	3%	3%	29,3%		

% déj. a.r. = % déjection en aire raclée,

% déj. lit.acc. = % déjection en litière accumulée,

% déj. caill. = % déjection en caillebotis,

365 = base du calcul annuel de production de MOND, en jours/an,

B₀ = capacité maximum de production de méthane pour l'effluent produit par la catégorie de bétail, en m³ CH₄/kg de MOND excrétés,

0,67 = facteur de conversion de m³ de CH₄ en kilogrammes de CH₄,

FCM_{type déj} = facteurs de conversion du méthane pour le système de gestion des déjections S par région climatique k, en %,

GF(T,S,k) = fraction de fumier de la catégorie de bétail T traitée à l'aide du système de gestion du fumier S dans la région climatique k, non dimensionnel

Annexe 4 : Choix des variables à intégrer dans le modèle utilisé à l'échelle de l'atelier

La construction du modèle utilisé pour l'analyse des résultats à l'échelle de l'atelier s'est déroulée en plusieurs étapes. Nous avons tout d'abord testé l'influence de différentes variables séparément afin de ne pas complexifier le modèle avec des variables n'influençant pas les émissions. Les facteurs ont été choisis en fonction des hypothèses posées et de certaines pistes soulevées dans la bibliographie

Nous avons choisi d'étudier :

- la composition de la ration,
- le nombre d'UGB utilisés pour produire 1000L de lait,
- le chargement,
- l'âge au vêlage,
- l'intervalle vêlage-vêlage,
- le taux de renouvellement.

Après cette première étape d'épuration, nous avons utilisé le modèle en y intégrant :

- la composition de la ration,
- le nombre d'UGB utilisés pour produire 1000L de lait,
- le taux de renouvellement,
- l'interaction entre la composition de la ration et le ratio.

Résumé

Actuellement, l'étude et la diminution des impacts environnementaux dus à l'élevage sont un enjeu important pour la protection de l'environnement. Cette étude traite des différentes méthodes d'évaluation de ces impacts basées sur l'Analyse de Cycle de Vie et se focalise sur l'analyse des émissions de CH₄ entérique liées aux ateliers bovins lait.

En France, pour un tel atelier, les émissions de CH₄ entérique sont en moyenne de 16,9 (+/- 3,3) kg CH₄/1000L de lait. Une vache laitière produit, en moyenne, 108,2 (+/- 10,7) kg CH₄ par an. Les résultats obtenus en tenant compte de la composition de la ration (méthode Sauvart) diffèrent de ceux obtenus avec des rations types (méthode Vermorel) (18 kg CH₄/1000L de lait). A l'échelle de l'animal, les effets de la ration sont complexes à analyser. La part de concentrés peut jouer un rôle. Pour réduire la production de CH₄ (-6,81 kg CH₄/tête), une ration où elle est élevée semble plus efficace qu'une ration pauvre en herbe et riche en ensilage de maïs. A l'échelle de l'atelier, des exploitations possédant moins d'animaux improductifs émettent moins de CH₄ entérique. Un système ayant peu d'animaux improductifs et une ration peu herbagère produit moins de méthane entérique.

Jouer sur les pratiques alimentaires et l'efficacité de la production peut permettre de diminuer les émissions de méthane entérique.

Mots-clés : Impacts environnementaux, Analyse de Cycle de Vie, Systèmes laitiers, Méthane entérique, Ration

Abstract

Nowadays, the study and mitigation of environmental impacts from livestock are major concerns regarding environmental protection. The purposes of this study were 1) to present environmental assessing methods based on Life Cycle Assessment, and 2) to assess the enteric CH₄ production of dairy cattle.

In France, dairy cattle produces on average 16.9 (+/- 3.3) kg CH₄/ 1000L of milk. For one dairy cow, the production is 108.2 (+/- 10.7) kg CH₄ per year. Considering the diet composition, the enteric CH₄ production is different than with standard diets (18 kg CH₄/ 1000L of milk). Diet effects are complex to analyze at the animal scale. The production may change according to concentrates proportion. We compare one diet based on concentrates and another based on corn silage rather than grass. The production is lower for the first one (-6.81 kg CH₄/ head). Considering the whole dairy system, to limit unproductive cattle is a good way to reduce enteric CH₄ production. Indeed, a system characterize by few unproductive animals and a poor grass diet produces less enteric methane.

Changing diet composition and production efficiency can help to reduce enteric methane production.

Key words : Environmental impacts, Life Cycle Assessment, Dairy systems, Enteric methane, Diet