



HAL
open science

Vers un élevage bovin laitier plus éco-responsable : perspectives et rôle possible du vétérinaire

Quentin Reuet

► **To cite this version:**

Quentin Reuet. Vers un élevage bovin laitier plus éco-responsable : perspectives et rôle possible du vétérinaire. Médecine vétérinaire et santé animale. 2023. dumas-04168499

HAL Id: dumas-04168499

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04168499>

Submitted on 21 Jul 2023

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.

Copyright

Année 2023

**VERS UN ÉLEVAGE BOVIN LAITIER PLUS ÉCO-
RESPONSABLE : PERSPECTIVES ET RÔLE POSSIBLE DU
VÉTÉRINAIRE**

THÈSE

pour obtenir le diplôme d'État de

DOCTEUR VÉTÉRINAIRE

présentée et soutenue publiquement devant

la Faculté de Médecine de Créteil (UPEC)

le 19 juin 2023

par

Quentin Jean Michel REUET

sous la direction de

Bénédicte GRIMARD-BALLIF

JURY

Présidente du jury :	Mme Julie RIVIÈRE	Maître de conférences HDR
Directrice de thèse :	Mme Bénédicte GRIMARD-BALLIF	Professeur à l'EnvA
Examinatrice :	Mme Aline DE PAULA REIS	Maître de Conférences à l'EnvA

Liste des enseignants intervenant dans l'encadrement des thèses de Doctorat vétérinaire



version janvier 2023

Liste des Professeurs et Maîtres de conférences titulaires de l'HDR

M	Adjou	Karim	Professeur	DPASP
M	Audiglé	Fabrice	Professeur	DEPEC
M	Bellier	Sylvain	Professeur	DSBP
M	Biaga	Radu	Professeur	DSBP
M	Blot	Stéphane	Professeur	DEPEC
M	Boulouis	Henri-Jean	Professeur émérite	DSBP
Mme	Chahory	Sabine	Professeur	DEPEC
M	Chateau	Henry	Professeur	DSBP
Mme	Chetboul	Valérie	Professeur	DEPEC
Mme	Crevier-Denoux	Nathalie	Professeur	DSBP
M	Degueurce	Christophe	Professeur	DSBP
M	Denoux	Jean-Marie	Professeur	DEPEC
M	Desquilbet	Loïc	Professeur	DSBP
Mme	Dufour	Barbara	Professeur émérite	DPASP
M	Eloit	Marc	Professeur	DSBP
M	Fayolle	Pascal	Professeur émérite	DEPEC
M	Federighi	Michel	Professeur	DPASP
M	Fontbonne	Alain	Professeur	DEPEC
Mme	Gilbert	Caroline	Professeur	DSBP
M	Grandjean	Dominique	Professeur	DEPEC
Mme	Grimard-Ballif	Bénédictte	Professeur	DPASP
Mme	Haddad-Hoang Xuan	Nadia	Professeur	DPASP
M	Jouvion	Gregory	Professeur	DSBP
M	Kohlhauer	Matthias	Professeur	DSBP
Mme	Le Poder	Sophie	Professeur	DSBP
M	Manassero	Mathieu	Professeur	DEPEC
Mme	Maurey-Guéneq	Christelle	Professeur	DEPEC
M	Millemann	Yves	Professeur	DPASP
Mme	Pilot-Storck	Fanny	Professeur	DSBP
M	Ponter	Andrew	Professeur	DPASP
Mme	Risco-Castillo	Véronica	Maître de conférences HDR	DSBP
Mme	Rivière	Julie	Maître de conférences HDR	DPASP
Mme	Robert	Céline	Professeur	DSBP
M	Tiret	Laurent	Professeur	DSBP
M	Tissier	Renaud	Professeur	DSBP
M	Verwaerde	Patrick	Professeur	DEPEC
Mme	Viateau	Véronique	Professeur	DEPEC

Liste des Maîtres de conférences et Ingénieurs de recherche DMV

M	Arné	Pascal	Maître de conférences	DPASP
Mme	Barassin	Isabelle	Maître de conférences	DPASP
Mme	Barbarino	Alix	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
Mme	Benckroun	Ghita	Maître de conférences	DEPEC
Mme	Bertoni	Lelia	Maître de conférences	DEPEC
M	Bolnot	Francois	Maître de conférences	DPASP
Mme	Canonne-Guilbert	Morgane	Maître de conférences	DEPEC
Mme	Chevallier	Lucie	Maître de conférences	DSBP
Mme	Cochet-Faivre	Noëlle	Maître de conférences	DEPEC
Mme	Cordonnier-Lefort	Nathalie	Maître de conférences	DSBP
Mme	Coudry	Virginie	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
Mme	Crepeaux	Guillemette	Maître de conférences	DSBP
M	Crozet	Guillaume	Maître de conférences	DPASP
Mme	De Paula Reis	Alline	Maître de conférences	DPASP
M	Delsart	Maxime	Maître de conférences associé	DPASP
Mme	Denis	Marine	Ingénieur de recherche (DMV)	DPASP
M	Deshullers	Pierre	Maître de conférences	DSBP
M	Gauthier	Michel	Maître de conférences associé	DPASP
Mme	Guérin	Virginie	Maître de conférences	DSBP
Mme	Guétin-Poirier	Valentine	Maître de conférences	DPASP
Mme	Jacquet	Sandrine	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
M	Kurtz	Maxime	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
Mme	Lagrée	Anne-Claire	Maître de conférences	DSBP
Mme	Le Dudal	Marine	Ingénieur de recherche (DMV)	DSBP
Mme	Le Roux	Delphine	Maître de conférences	DSBP
Mme	Legrand	Chantal	Maître de conférences associé	DSBP
M	Mammeri	Mohamed	Maître de conférences	DSBP
Mme	Manguin	Estelle	Maître de conférences	DEPEC
Mme	Marignac	Genevieve	Maître de conférences	DSBP
Mme	Marotto	Stéphanie	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
M	Mauffré	Vincent	Maître de conférences	DPASP
Mme	Maurice	Emeline	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
Mme	Mespoules-Rivière	Céline	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
Mme	Mtimet	Narjès	Maître de conférences	DPASP
M	Mortier	Jérémy	Maître de conférences associé	DEPEC
M	Nudermann	Nicolas	Maître de conférences	DEPEC
M	Pignon	Charly	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
M	Polack	Bruno	Maître de conférences	DSBP
Mme	Quéré	Émille	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
Mme	Ravary-Plumioën	Bérangère	Ingénieur de recherche (DMV)	DPASP
M	Reyes-Gomez	Edouard	Maître de conférences	DSBP
Mme	Rose	Hélène	Maître de conférences associé	DSBP
M	Tanquerel	Ludovic	Maître de conférences	DEPEC

Remerciements

A la Présidente du Jury de cette thèse, Julie RIVIÈRE, Maître de conférences HDR à l'EnvA,

Pour avoir accepté avec enthousiasme d'être assesseur puis présidente de cette thèse et pour votre pédagogie.

Sincères remerciements.

A Mme Bénédicte GRIMARD-BALLIF, Professeure à l'EnvA,

Pour avoir accepté de diriger cette thèse. Pour vos précieux conseils, vos références, votre soutien et votre engagement pour le maintien de la biodiversité.

Sincères remerciements.

A Mme Alline DE PAULA REIS, Maître de conférences à l'EnvA,

Pour avoir accepté avec enthousiasme d'être mon examinatrice et pour votre engagement en faveur du bien-être animal.

Sincères remerciements.

A ma famille,

Merci à mes parents pour leur soutien moral et financier pendant mes années d'étude. Merci à mon frère pour ses réflexions autour de l'écologie. Merci à mes grands-parents pour leur confiance et leurs encouragements.

A mes amis,

Merci pour votre soutien et la joie que vous m'apportez.

A Floriane,

Merci pour ta passion pour la médecine des populations, l'environnement et le bien-être animal, pour ton soutien et le bonheur que tu m'apportes.

Table des matières

Liste des figures.....	5
Liste des tableaux	7
Liste des abréviations	9
Introduction.....	13
Première partie : émissions de gaz à effet de serre en élevage bovin laitier	15
1. Contextualisation : Place de l'élevage bovin laitier dans les émissions de GES en France...	15
2. Description des sources de GES en élevage bovin laitier	16
3. Méthodes de mesure directes et indirectes des émissions de GES en élevage bovin laitier.	19
A. Méthodes de mesure des émissions de méthane par fermentation entérique	19
a. Méthodes de mesure directes des émissions de méthane par fermentation entérique	19
b. Équations de prédiction des émissions de méthane par fermentation entérique.....	24
B. Méthodes de mesure des émissions des autres sources de GES	30
a. Méthodes de mesure directes des émissions des autres sources de GES.....	31
b. Équations de prédiction des émissions des autres sources de GES	37
C. Méthodes globales d'estimation de la contribution de l'élevage bovin laitier aux émissions de GES	38
4. Leviers de réduction des émissions de GES en élevage bovin laitier.....	40
A. Leviers de réduction des émissions de méthane par fermentation entérique.....	40
a. Alimentation	41
b. Génétique.....	47
c. Conduite de troupeau	48
d. Santé	50
B. Leviers de réduction des émissions des autres sources de GES.....	51
a. Alimentation	52
b. Gestion des déjections.....	52
c. Levier mixte : réduction des excédents azotés	54
C. Leviers de réduction globaux des émissions de GES	54
Deuxième partie : stockage de carbone en élevage bovin laitier	59
1. Contextualisation : Place de l'élevage bovin laitier dans le stockage de carbone en France.	59
2. Description des mécanismes de stockage du carbone	60
3. Méthodes d'estimation de l'impact de l'élevage bovin laitier dans le stockage de carbone ...	62
4. Leviers d'optimisation du stockage de carbone	63
A. Leviers d'optimisation du stockage de carbone dans les prairies permanentes.....	63
a. Fertilisation.....	63
b. Mode et intensité de l'exploitation	64
c. Changement d'occupation des sols.....	65
B. Leviers d'optimisation du stockage de carbone dans les cultures.....	65
C. Leviers d'optimisation du stockage de carbone par gestion des bords de cultures.....	67
Troisième partie : l'eau en élevage bovin laitier.....	69
1. Qualité de l'eau : gestion de l'azote et du phosphore	69
A. Contextualisation : Place de l'élevage bovin laitier dans les émissions azotées en France.....	69
B. Description des facteurs influençant la qualité de l'eau en élevage bovin laitier	69
C. Méthodes d'estimation de l'impact de l'élevage bovin laitier sur la qualité de l'eau	70
D. Leviers de réduction de l'impact de l'élevage bovin laitier sur la qualité de l'eau	72
a. Alimentation	72
b. Traitement des déjections.....	73
c. Intensité de pâturage	74
d. Fertilisation et inhibiteur de nitrification.....	74

e. Productivité et fréquence de traite.....	74
f. Réglementation	75
2. Consommation d'eau en élevage bovin laitier	75
A. Place de l'élevage bovin laitier dans la consommation d'eau.....	75
B. Méthodes de mesure et d'estimation de la consommation d'eau	76
C. Leviers de réduction de la consommation d'eau	77
a. Alimentation	77
b. Traitement des déjections	78
c. Intensité du pâturage	78
Quatrième partie : émissions d'ammoniac en élevage bovin laitier.....	81
1. Contextualisation : Place de l'élevage bovin laitier dans les émissions d'ammoniac en France	81
2. Description de l'impact environnemental et des mécanismes d'émissions d'ammoniac en élevage bovin laitier.....	81
3. Méthodes de mesure et d'estimation des émissions d'ammoniac en élevage bovin laitier	82
4. Leviers de réduction des émissions d'ammoniac en élevage bovin laitier	84
A. Gestion du stockage et de l'épandage des déjections	84
B. Conduite de troupeau.....	86
C. Alimentation et système d'élevage.....	87
Cinquième partie : biodiversité et élevage bovin laitier	89
1. Place de l'élevage bovin laitier dans le maintien de la biodiversité.....	89
2. Méthodes de mesure et d'estimation de l'impact de l'élevage bovin laitier dans le maintien de la biodiversité.....	91
3. Leviers d'optimisation du maintien de la biodiversité.....	93
A. Gestion de l'intensité et des périodes de pâturage	93
B. Système d'exploitation et niveau d'apport en concentrés	94
C. Gestion des cultures et des bords de culture	95
Sixième partie : énergie en élevage bovin laitier : consommation et production.....	99
1. Consommation d'énergie en élevage bovin laitier	99
A. Place de l'élevage bovin laitier dans la consommation d'énergie.....	99
B. Méthodes de mesure et d'estimation de la consommation d'énergie	100
C. Leviers de réductions de la consommation d'énergie	102
2. Production d'énergie en élevage bovin laitier	104
A. Rôle de l'élevage bovin laitier dans la production d'énergie.....	104
B. Méthodes d'estimation de la production d'énergie et de sa faisabilité technico-économique.....	105
C. Leviers d'optimisation de la production d'énergie.....	107
a. Digestion anaérobie.....	107
b. Photovoltaïque et éolien	108
Septième partie : les acteurs actuels de la transition écologique de l'élevage bovin laitier en France et leurs actions	113
1. Acteurs de la transition écologique de l'élevage bovin laitier en France.....	113
2. Exemples de programmes favorisant la transition écologique de l'élevage bovin laitier en France.....	114
Huitième partie : place actuelle du vétérinaire rural dans la transition écologique de l'élevage bovin laitier et perspectives.....	117
1. Cadre juridique.....	117
2. Gestion des antibiotiques et des antiparasitaires	117
A. Gestion des antibiotiques.....	117
B. Gestion des antiparasitaires.....	118
3. Rôle de la médecine des populations dans la transition écologique des élevages bovins laitiers	119

4. Vétérinaire et agroécologie en France	120
5. Perspectives	121
Conclusion	123
Liste des références bibliographiques	125
Annexe 1 : Fiche d'optimisation environnementale d'un élevage bovin laitier (réalisation personnelle)	161

Liste des figures

Figure 1 : Équation de formation du méthane par les archéobactéries (Jouany et Thivend, 2008)	17
Figure 2 : Schéma illustrant les mécanismes associés aux émissions de GES à partir des déjections (Yin <i>et al.</i> , 2021)	18
Figure 3 : Schéma d'un dispositif de mesure de la production individuel de méthane Greenfeed (Hassouna <i>et al.</i> , 2015)	21
Figure 4 : Schéma représentant le principe général des méthodes de calcul des flux d'émission de gaz en élevage (Hassouna <i>et al.</i> , 2015)	31
Figure 5 : Schéma représentant l'application de l'Analyse du Cycle de Vie à un élevage bovin laitier d'après Famiglietti <i>et al.</i> (2019)	39
Figure 6 : Schéma présentant les principaux leviers de réduction des émissions de méthane entérique d'après Arndt <i>et al.</i> (2022)	51
Figure 7 : Répartition des sources d'émission de GES à la ferme en élevage bovin laitier d'après CITEPA (2020)	56
Figure 8 : Schéma représentant les principaux processus impliqués dans le contrôle du stockage du carbone dans le sol (Lehmann et Kleber, 2015 ; Pellerin <i>et al.</i> , 2020)	61
Figure 9 : Chiffres clés du stockage de carbone (IDELE, 2021, 2023a)	67
Figure 10 : Répartition des sources d'émission d'azote et de nitrates en élevage bovin laitier (CITEPA, 2020)	78
Figure 11 : Répartition des sources de consommation d'eau en élevage bovin laitier (De Boer <i>et al.</i> , 2013 ; Murphy <i>et al.</i> , 2017)	80
Figure 12 : Schéma du modèle mécaniste d'émission de NH ₃ à l'échelle d'un élevage bovin laitier avec ses multiples sous-modèles et les paramètres d'entrée requis (Hempel <i>et al.</i> , 2022)	83
Figure 13 : Chiffres clés des émissions de NH ₃ (CITEPA, 2020, 2022 ; IDELE, 2018)	87
Figure 14 : Formule représentant le calcul de l'indice de Shannon (Kok <i>et al.</i> , 2020)	91
Figure 15 : Chiffres clés maintien de la biodiversité (IDELE, 2018, 2023a ; Manneville et Leclerc, 2016)	96
Figure 16 : Schéma représentant un élevage bovin laitier dans une cadre d'une analyse du cycle de vie de la consommation énergétique d'une production laitière (Pagani <i>et al.</i> , 2016)	101
Figure 17 : Équation modélisant le fonctionnement d'un système photovoltaïque (Villalva <i>et al.</i> , 2009)	106
Figure 18 : Répartition de la consommation énergétique totale par filière en France (Service des données et études statistiques, 2022)	109

Figure 19 : Répartition des sources de consommation d'énergie en élevage bovin laitier (CITEPA, 2020 ; Houston et al., 2014)	109
Figure 20 : Chiffres clés de la production d'énergie en élevage bovin (Chambres d'agriculture, 2023a ; IDELE, 2018).....	110

Liste des tableaux

Tableau 1 : Récapitulatif des avantages et inconvénients des méthodes directes de mesure d'émission de méthane par fermentation entérique (Pinares-Patiño et al., 2013 ; Velazco et al., 2014 ; Hassouna et al., 2015 ; Hammond et al., 2016b ; Garnsworthy et al., 2019 ; Zhao et al., 2020) ..23	
Tableau 2 : Les modèles de prédiction des émissions de méthane entérique par les vaches laitières les plus performants parmi 40 modèles issues de la littérature d'après Benaouda et al. (2019).....25	
Tableau 3 : Présentation des différents modèles de prédiction des émissions de méthane entérique des vaches laitières les plus performants selon Benaouda et al. (2019).....26	
Tableau 4 : Présentation des différents modèles de prédiction d'émissions de méthane par fermentation entérique des vaches laitières, les plus performants en Europe, développés par Niu et al. (2018)29	
Tableau 5 : Présentation des principales méthodes utilisées pour mesurer les émissions de GES en dehors de la fermentation entérique (Hutchinson et Livingston, 2002 ; Massman et Lee, 2002 ; Honrath et al., 2002 ; Flesch et al., 2004 ; Minato et al., 2013 ; McGinn, 2013 ; Hassouna et al., 2015).....35	
Tableau 6 : Récapitulatif des avantages et inconvénients des méthodes de mesure d'émission de GES en dehors de la fermentation entérique selon Hassouna et al. (2015)36	
Tableau 7 : Présentation de deux modèles de prédiction des émissions de méthane à partir des déjections des bovins développés par Huhtanen et al. (2021)37	
Tableau 8 : Récapitulatif des principaux leviers de réduction des émissions de GES (réalisation personnelle).....57	
Tableau 9 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation du stockage de carbone (réalisation personnelle).....68	
Tableau 10 : Présentation des différents modèles de prédiction des excréments d'azote et de phosphore des vaches laitières les plus performants selon (Reed et al., 2015 ; Alvarez-Fuentes et al., 2016 ; Bougouin et al., 2022)71	
Tableau 11 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation de la qualité de l'eau (réalisation personnelle).....79	
Tableau 12 : Récapitulatif des principaux leviers de réduction de la consommation d'eau (réalisation personnelle).....80	
Tableau 13 : Récapitulatif des principaux leviers de réduction des émissions de NH ₃ (réalisation personnelle).....88	
Tableau 14 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation du maintien de la biodiversité (réalisation personnelle).....97	

Tableau 15 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation de la consommation d'énergie (réalisation personnelle).....	110
Tableau 16 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation de la production d'énergie (réalisation personnelle).....	111

Liste des abréviations

ACV : Analyse du cycle de vie

ADFI : Fibre au détergent acide ingérée

AGI : Acides Gras Insaturés

AGV : Acides Gras Volatils

AI : Apport en amidon

C : Carbone

CCC : Coefficient de corrélation de concordance

CH₄ : Méthane

CI : Culture intermédiaire

CO₂ : Dioxyde de carbone

CO_{2e} : Equivalent dioxyde de carbone

DA : Digestion anaérobie

dEB : Digestibilité de l'énergie brute

dMO : Digestibilité de la matière organique

dNDF : Digestibilité des fibres insolubles dans les détergents neutres

EBI : Energie brute ingérée

ECM : Production de lait corrigée sur la matière utile

EE : Extrait d'éther

FCM : Lait corrigé en matière grasse

g : Gramme

GES : Gaz à Effet de Serre

GIEC : Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat

Gt : Gigatonne

ha : Hectare

H₂SO₄ : Acide sulfurique

IDELE : Institut de l'élevage

INRAE : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

j : Jour

kg : Kilogramme

L : Litre

mg : Milligramme

MG : Taux de matière grasse du lait

Mj : Mégajoule

MOF : Matière organique fécale

MOI : Matière organique ingérée

MP : Taux de matière protéique du lait

MS : Matière sèche

MSI : Matière sèche ingérée

Mt : Mégatonne

m² : Mètre carré

m³ : Mètre cube

N : Azote

NDF : Fibre insoluble dans les détergents neutres

NDFI : Fibre insoluble dans les détergents neutres ingérée

Neq : Equivalent azote

NFC : Glucides non fibreux

NH₃ : Ammoniac

NH₄⁺ : Ammonium

NI : Apport en azote

NO₃⁻ : Nitrates

N₂O : Protoxyde d'azote

P : Phosphore

PB : Teneur en protéines brutes

pCO : Proportion de concentré dans la ration

Peq : Equivalent phosphore

PG : Production de matière grasse dans le lait

PI : Apport en phosphore

PL : Production quotidienne de lait

PM_{2,5} : Particule de diamètre inférieur à 2,5 µm

PM₁₀ : Particule de diamètre inférieur à 10 µm

PO₄eq : Equivalent phosphate

PO₄³⁻ : Phosphate

PRO : Produits résiduels organiques

PV : Poids vif

PVE : Photovoltaïque

RMSPE : Erreur quadratique moyenne

RSR : Rapport entre l'erreur quadratique moyenne et l'écart type des valeurs observées

s : Seconde

SAU : Surface agricole utile

SF₆ : Hexafluorure de soufre

SV : Solides volatils

t : Tonne

TWh : Téra watt-heure

3NOP : 3-nitrooxypropanol

Introduction

Le réchauffement de la température moyenne mondiale de l'air à la surface des terres a été de 1,1°C dans la dernière décennie (2011-2020) par rapport à l'ère préindustrielle (1850-1900) (Ministère de la transition écologique, 2022). Le changement climatique induit par l'homme a causé des impacts négatifs généralisés à la nature et aux personnes, au-delà de la variabilité naturelle du climat (Pörtner *et al.*, 2022). Les personnes et les systèmes les plus vulnérables sont particulièrement touchés (Pörtner *et al.*, 2022). Les systèmes naturels et humains sont poussés au-delà de leur capacité d'adaptation et l'augmentation des extrêmes météorologiques et climatiques a entraîné des impacts irréversibles (Pörtner *et al.*, 2022).

Des actions à court terme permettant de limiter le réchauffement climatique à près de 1,5°C réduiraient considérablement, sans les éliminer, les pertes et dommages projetés liés au changement climatique par rapport à des niveaux de réchauffement plus élevés (Pörtner *et al.*, 2022). Il a été estimé que les émissions de méthane agricole, provenant en majorité de la fermentation entérique des bovins, devaient être réduits de 11 à 30 % par rapport au niveau de 2010 d'ici 2030 et de 24 à 47 % d'ici 2050 pour atteindre l'objectif de 1,5 °C (Arndt *et al.*, 2022).

En dehors des émissions de gaz à effet de serre, l'élevage bovin laitier a un impact majeur sur d'autres enjeux environnementaux tels que le stockage de carbone, la qualité de l'eau et sa consommation, les émissions d'ammoniac et la biodiversité (Dettenmaier *et al.*, 2017 ; Hoekstra et Mekonnen, 2012 ; Krausman *et al.*, 2009 ; McCrory et Hobbs, 2001 ; McDowell et Wilcock, 2008 ; Pellerin *et al.*, 2020). Le rôle de l'élevage bovin laitier dans la consommation et la production d'énergie semble plus réduit mais n'est pas à négliger (Chambres d'agriculture, 2023a ; Service des données et études statistiques, 2022).

Une démarche éco-responsable se doit de minimiser les émissions de gaz à effet de serre mais également de prendre en compte l'impact de l'élevage sur les autres enjeux environnementaux (IDELE, 2023a). Cette démarche globale permet notamment d'éviter le risque de transfert d'impact entre les différents enjeux lors de la mise en place d'un levier d'optimisation.

Face à ces différents enjeux environnementaux, l'élevage bovin laitier français tend à s'engager dans une transition écologique et la place du vétérinaire rural dans celle-ci est encore à déterminer (Buhot *et al.*, 2020).

Les six premières parties de cette thèse seront chacune consacrées à un enjeu environnemental particulier (gaz à effet de serre, stockage de carbone, eau, ammoniac, biodiversité et énergie). Dans chacune de ces parties l'impact de l'élevage bovin laitier en France, les méthodes d'estimation de cet impact et les différents leviers d'optimisation seront présentés. Les deux dernières parties seront consacrées à la présentation des acteurs de la transition écologique en cours de la filière en France et à la description de la place actuelle du vétérinaire rural dans cette transition et ses perspectives.

Première partie : émissions de gaz à effet de serre en élevage bovin laitier

1. Contextualisation : Place de l'élevage bovin laitier dans les émissions de GES en France

En 2018, 19 % des émissions de gaz à effet de serre (GES) en France provenaient de l'agriculture (CITEPA, 2022). L'élevage bovin était la source d'émission de GES la plus importante du secteur agricole en étant à l'origine de 51 % des émissions de la filière (CITEPA, 2020). La répartition des émissions de GES entre les élevages bovins lait et viande était d'environ 50 % (CITEPA, 2020).

L'équivalent dioxyde de carbone (CO₂e) est une unité de mesure utilisée pour comparer les émissions des gaz à effet de serre sur la base de leur potentiel de réchauffement global (IPCC, 1997). En d'autres termes, le CO₂e permet d'exprimer les émissions de différents gaz à effet de serre selon leur effet sur le changement climatique et ainsi de les comparer ou de les sommer. Cette notion sera utilisée à de multiples reprises dans la suite du document.

Le total de GES émis en 2018 au sein de l'élevage bovin lait s'élevait à 26,6 mégatonnes d'équivalent dioxyde de carbone (CO₂e) (CITEPA, 2020). La majorité de ces émissions, à hauteur de 91,4 %, provenait de l'élevage même (CITEPA, 2020). La fabrication et la fertilisation (hors déjections animales) des aliments destinés aux animaux et la transformation par les industries agro-alimentaires étaient respectivement à l'origine de 3,5 % et 5,1 % des émissions de l'élevage bovin lait (CITEPA, 2020). Les émissions « à la ferme » étaient dues à 63,1 % à la fermentation entérique, à 13,7 % à la gestion des déjections au bâtiment (épandage compris), à 13,6 % aux parcours et aux pâturages et à 9,6 % à la consommation énergétique (gazole principalement) (CITEPA, 2020).

Les émissions de GES en élevage bovin laitier concernent principalement le méthane (CH₄), le protoxyde d'azote (N₂O) et le dioxyde de carbone (CO₂) (Wattiaux *et al.*, 2019). En 2018, le méthane représentait près de deux tiers du potentiel de réchauffement global sur 100 ans de l'élevage bovin laitier contre 20,7 % pour le protoxyde d'azote et 12,8 % pour le dioxyde de carbone (CITEPA, 2020).

La source majoritaire de méthane était la fermentation entérique (92,6 %) (CITEPA, 2020). La gestion des déjections au bâtiment comprenant leur stockage et leur épandage était la deuxième source la plus importante de CH₄ (6,7 %) (CITEPA, 2020). Dans une moindre mesure du méthane était émis par fermentation à partir des déjections aux parcours et aux pâturages (0,7 %) et de façon encore plus réduite (inférieure à 0,02 %) par la consommation énergétique, la transformation des produits et la fabrication des aliments (CITEPA, 2020).

Le protoxyde d'azote était principalement émis aux parcours et aux pâturages (49,1 %) et lors de leur gestion au bâtiment (34,5 %) (CITEPA, 2020). La fertilisation (hors déjections animales) des cultures et prairies à destination des animaux (12,8 %) et dans une moindre mesure la consommation énergétique (3,6 %) étaient également des sources importantes de N₂O (CITEPA, 2020). La transformation des produits et la fabrication des aliments étaient des sources mineures de N₂O (inférieures à 0,06 %) (CITEPA, 2020).

La consommation énergétique à la ferme (59,1 %) et la transformation des produits (37,9 %) étaient les deux principales sources de dioxyde de carbone (CITEPA, 2020). La fabrication des aliments était une source plus réduite de CO₂ (3 %) (CITEPA, 2020).

2. Description des sources de GES en élevage bovin laitier

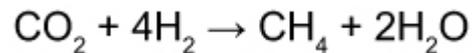
Les émissions de méthane par fermentation entérique et fermentation des déjections font appel au même processus de digestion anaérobie (Wattiaux *et al.*, 2019). La digestion anaérobie est un ensemble de réactions enzymatiques, faisant intervenir différents microorganismes, conduisant à la minéralisation de molécules organiques complexes (Godon, 2015). Elle se déroule en quatre étapes : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et enfin la méthanogénèse (Garcia, 1990).

Chez les ruminants la fermentation entérique a principalement lieu dans le pré-estomac le plus volumineux, le rumen (Jouany, 1994). Les microorganismes du rumen (bactéries, protozoaires et champignons) produisent des enzymes hydrolysant les molécules organiques de haut poids moléculaires (les polysaccharides, les lipides, les protéines et les acides nucléiques) en monomères (monosaccharides, acides gras, acides aminés et bases azotées) (Godon, 2015 ; Jouany, 1994). Lors de l'étape d'acidogénèse, les monomères ainsi formés sont dégradés en acides gras volatils (AGV), alcool, acides organiques, CO₂ et hydrogène par des enzymes produites par ces mêmes micro-organismes (Godon, 2015 ; Jouany, 1994).

Une partie des AGV formés lors de la fermentation entérique est absorbée à travers la paroi du rumen puis métabolisée au niveau du foie pour fournir plus de 70 % de l'énergie utilisée par les ruminants (Jouany et Thivend, 2008). Les acides aminés formés permettent la synthèse de protéines microbiennes qui, une fois les microorganismes évacués dans l'intestin sont dégradés pour fournir 50 à 90 % des acides aminés absorbés dans le tube digestif des ruminants (Jouany et Thivend, 2008). La fermentation entérique fournit ainsi des protéines et de l'énergie aux microorganismes du rumen mais également au ruminant (Jouany et Thivend, 2008).

L'étape d'acétogénèse permet la transformation des différents composés issus des phases précédentes en précurseurs directs du méthane : acétate, hydrogène et dioxyde de carbone (Godon, 2015). Lors des phases d'acidogénèse et d'acétogénèse, des réactions d'oxydation assurent la production d'énergie tout en libérant de l'hydrogène sous la forme de cofacteurs réduits tels que le nicotinamide adénine dinucléotide (NADH,H⁺) (Miller, 1995). La libération de dihydrogène (H₂) dans le mélange gazeux du milieu fermentaire permet ensuite la régénération de la forme oxydée des cofacteurs, NAD⁺ notamment (Miller, 1995). Le dihydrogène ainsi formé est ensuite utilisé par les archéobactéries méthanogènes, lors de la phase de méthanogénèse, pour réduire une partie du CO₂ en CH₄ comme indiqué par la Figure 1. Cette étape permet d'éviter une élévation de la pression partielle en hydrogène qui inhiberait le processus de réoxydation des cofacteurs réduits par les déshydrogénases (Miller, 1995).

Figure 1 : Équation de formation du méthane par les archéobactéries (Jouany et Thivend, 2008)



Le CH₄ ainsi produit, à 88 % dans le rumen et 12 % dans gros intestin, est rejeté dans l'atmosphère à 84 % par éructation, 15 % par expiration et 1 % par flatulences (Murray *et al.*, 1976).

Ce même processus de fermentation, avec une phase d'hydrolyse, une phase fermentaire et une phase de méthanogenèse, est également à l'origine de la production de CH₄ à partir de la matière organique des déjections animales (Godon, 2015 ; Wattiaux *et al.*, 2019).

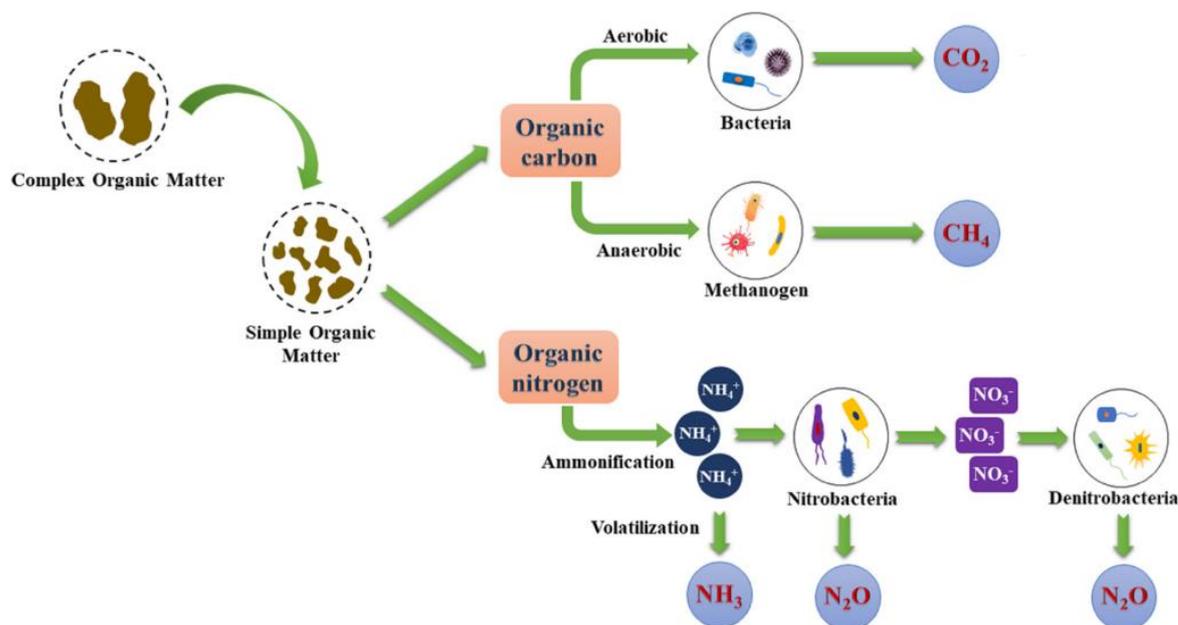
La formation de N₂O dans le sol au pâturage et au champ est principalement due aux processus de nitrification et dénitrification (Jérôme *et al.*, 2013). La nitrification correspond à l'oxydation de l'ammonium (NH₄⁺) en nitrites (NO₂⁻) sous l'action de bactéries nitreuses puis de l'oxydation des nitrites eux-mêmes en nitrates (NO₃⁻) sous l'action de bactéries nitrifiantes, le tout en condition aérobie (Jérôme *et al.*, 2013). Le N₂O est un sous-produit de ce processus (Jérôme *et al.*, 2013). La dénitrification correspond, en condition anaérobie sous l'action de bactéries dénitrifiantes, à la réduction des nitrates en nitrites puis en oxyde nitrique (NO) ensuite en protoxyde d'azote et enfin en diazote (N₂) (Jérôme *et al.*, 2013). Si le taux d'oxygène dans le sol est suffisant pour satisfaire les besoins des bactéries, la dénitrification s'arrête au stade du protoxyde d'azote (Jérôme *et al.*, 2013). L'accumulation de nitrites et le manque partiel d'oxygène associés à un manque relatif de carbone assimilable par les bactéries font des déjections un milieu propice à une dénitrification incomplète avec formation importante de N₂O (Degré *et al.*, 2001).

La production de N₂O au pâturage et au champ est fonction de la quantité d'azote minéral (ammonium et nitrates) et organique présente dans le sol (Jérôme *et al.*, 2013). La fertilisation azotée des prairies et des champs par apport d'engrais minéraux ou épandage de déjections animales participent ainsi à la production de N₂O dans le sol (Wattiaux *et al.*, 2019). Les déjections et l'urine des animaux au pâturage constituent également une source d'azote à l'origine de la production de N₂O (Blazy *et al.*, 2020).

Les bactéries impliquées dans la nitrification et la dénitrification sont également présentes directement dans les déjections animales ce qui conduit à l'émission de N₂O par les mêmes mécanismes lors du stockage, du traitement ou de l'épandage des déjections animales (Blazy *et al.*, 2020).

La Figure 2 résume et illustre les mécanismes biologiques à l'origine des émissions de GES à partir des déjections animales.

Figure 2 : Schéma illustrant les mécanismes associés aux émissions de GES à partir des déjections (Yin *et al.*, 2021)



L'énergie consommée en élevage bovin laitier concerne l'électricité et le fioul (Todde *et al.*, 2018). La production d'électricité en France est majoritairement d'origine nucléaire (69 % en 2021) (RTE, 2022). Les énergies renouvelables sont à l'origine d'une autre part importante de cette production (24 % en 2021) alors qu'une part plus réduite provient de la combustion des énergies fossiles (7 % en 2021) (RTE, 2022). La production d'électricité en France engendre des émissions de CO₂ réduites au contraire de la consommation de fioul (Bamberger, 2008).

En France, la gestion des surfaces fourragères est à l'origine d'un peu plus de la moitié de la consommation de carburant en élevage bovin laitier (Beguin *et al.*, 2009). Un peu moins d'un tiers est consommé au bâtiment et le reste est utilisé pour la récolte et le transport de la paille (Beguin *et al.*, 2009). Au bâtiment la distribution de l'alimentation représente près de deux tiers de la consommation, le paillage environ 20 % de celle-ci et une moindre partie correspond au raclage, curage et au transfert des déjections vers une zone de stockage (Beguin *et al.*, 2009). Il existe une variation entre les différents systèmes fourragers avec en système herbager une proportion plus faible de la consommation en bâtiment et notamment de la distribution de l'alimentation par rapport à la gestion de la paille (récolte, transport et distribution) (Beguin *et al.*, 2009).

3. Méthodes de mesure directes et indirectes des émissions de GES en élevage bovin laitier

La mesure des émissions de GES a des intérêts nombreux et variés. Elle joue un rôle clé dans l'étude des mécanismes d'émissions qui est souvent le point de départ de la conception de procédés de réduction des émissions en question (Hassouna *et al.*, 2015). Elle permet également la vérification de l'efficacité des procédés de réduction des émissions en quantifiant cette réduction tout en évaluant le risque de transfert de pollution au sein des différents postes d'émissions de l'élevage (Crosson *et al.*, 2011 ; Hassouna *et al.*, 2015).

L'importance du développement de méthodes de mesure des émissions de GES concerne différentes échelles (Benaouda *et al.*, 2019 ; Hassouna *et al.*, 2015). A l'échelle de l'exploitation, elle permet le suivi et la certification de la réduction des émissions d'un élevage impliqué dans un processus de transition écologique (Hassouna *et al.*, 2015). A grande échelle, elle permet l'amélioration de la précision des inventaires d'émissions nationaux et notamment de situer un état par rapport à ses engagements écologiques (Benaouda *et al.*, 2019).

A. Méthodes de mesure des émissions de méthane par fermentation entérique

a. Méthodes de mesure directes des émissions de méthane par fermentation entérique

Actuellement le « gold standard » de la mesure directe d'émission de CH₄ d'une vache laitière par fermentation entérique est **la chambre respiratoire** (Garnsworthy *et al.*, 2019). Elle est notamment utilisée pour évaluer la valeur relative de méthodes moins onéreuses, moins invasives et plus faciles à mettre en place, en estimant la corrélation relative entre les mesures de ces méthodes alternatives et celles réalisées en chambre respiratoire (Garnsworthy *et al.*, 2019).

Garnsworthy *et al.* (2019) ont décrit le fonctionnement d'une chambre respiratoire dans le cadre d'une mesure des émissions de CH₄ par fermentation entérique. L'utilisation d'une chambre respiratoire implique le confinement d'un bovin dans une chambre pendant plusieurs jours. Un analyseur de gaz mesure la concentration de CH₄ dans l'air à l'entrée et à la sortie de la chambre. La différence entre les deux mesures est ensuite multipliée par le débit d'air pour obtenir le taux de production de méthane par la vache. Le temps de surveillance nécessaire, trois jours en moyenne, implique un débit maximal d'utilisation de 100 animaux par an voire plutôt 30 à 50 en pratique pour une chambre.

Les limites d'utilisation des chambres respiratoires sont leurs coûts élevés d'installation et de fonctionnement, l'effet du confinement sur le comportement, la difficulté d'utilisation à grande échelle et l'impossibilité d'utilisation en condition réelle à la ferme (Garnsworthy *et al.*, 2019). Le confinement d'un animal grégaire comme la vache peut influencer son comportement alimentaire et pose également des questionnements éthiques (Garnsworthy *et al.*, 2019). Si la modification des habitudes ou des niveaux d'alimentation associées au confinement n'est pas un problème pour les études métaboliques évaluant les aliments, elle peut l'être au contraire lors de l'évaluation individuelle d'animaux dans le cadre d'une sélection génétique par exemple (Garnsworthy *et al.*, 2019). La représentativité des chambres respiratoires pour les systèmes de pâturage a notamment été remise en question (Pinares-Patiño *et al.*, 2013). De nouvelles chambres construites avec des matériaux transparents et plus abordables réduisent le stress des animaux et les coûts d'installation (Hellwing *et al.*, 2012).

Les autres méthodes de mesure directe de production individuelle de CH₄ évoquées dans la littérature sont : le traceur à l'hexafluorure de soufre (SF₆), l'échantillonnage de la respiration pendant la traite ou l'alimentation, le système GreenFeed et le détecteur laser de méthane (Garnsworthy *et al.*, 2019 ; Hassouna *et al.*, 2015).

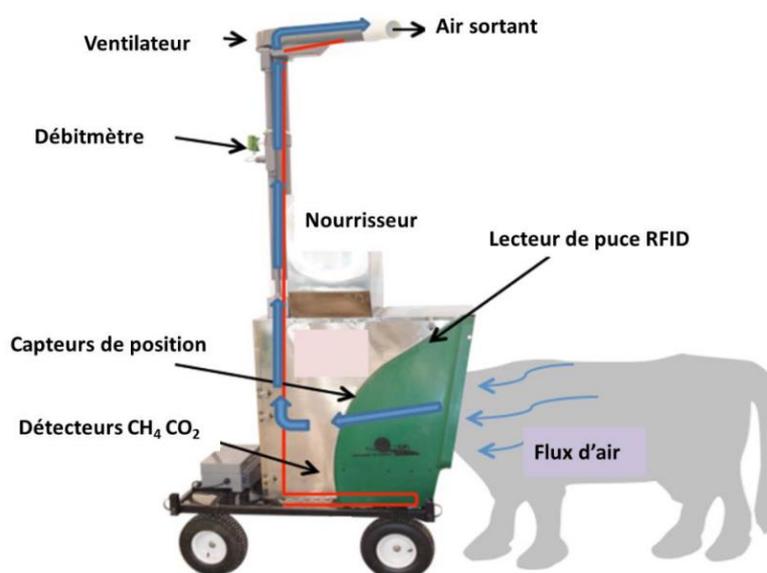
La technique du traceur SF₆ est basée sur l'utilisation d'un tube de perméation, placé à l'intérieur du rumen de la vache, libérant du SF₆ avec un taux de libération prédéterminé (Johnson *et al.*, 1994). Un tube attaché au licol et relié à un bidon sous vide placé autour du cou ou sur le dos de l'animal permet de récupérer l'air au niveau des narines (Johnson *et al.*, 1994). Pour obtenir le taux d'émission de CH₄ il suffit alors de multiplier le taux de libération de SF₆ par le rapport entre les concentrations respectives de CH₄ et de SF₆ mesurées dans le bidon en laboratoire (Johnson *et al.*, 1994). Il existe une bonne corrélation entre les mesures réalisées par traceur SF₆ et celles réalisées par chambre respiratoire avec cependant une plus grande variabilité dans les mesures par traceur SF₆ même si l'élaboration de protocoles standardisés tend à limiter cette variabilité (Berndt *et al.*, 2014 ; Grainger *et al.*, 2007 ; Muñoz *et al.*, 2012). La technique du traceur SF₆ est moins intrusive et est utilisable à une plus grande échelle que la chambre respiratoire (Hassouna *et al.*, 2015). Néanmoins le port de l'appareil et les manipulations quotidiennes peuvent affecter le comportement et l'ingestion des bovins (Zhao *et al.*, 2020). Le changement quotidien des bidons constitue une charge de travail assez importante dont le coût s'ajoute aux analyses en laboratoire relativement onéreuses (Hassouna *et al.*, 2015). Le débit de mesure est limité par le nombre d'appareils disponibles, les installations de manutention, la main-d'œuvre et la capacité du laboratoire à analyser les gaz (Berndt *et al.*, 2014). Le nombre maximal d'animaux mesurés par un dispositif est de 750 animaux par an (Berndt *et al.*, 2014).

La « méthode du renifleur » correspond à la mesure de la concentration en CH₄ dans l'haleine des vaches pendant la traite ou l'alimentation (Garnsworthy *et al.*, 2019). En pratique un tube relié à un analyseur de gaz est fixé dans une mangeoire permettant la récupération d'air en provenance des narines (Garnsworthy *et al.*, 2019). La concentration de CH₄ pendant une visite d'échantillonnage de 3 à 10 minutes peut être calculée de deux façons : par la moyenne générale ou par la moyenne des pics d'éructation (Garnsworthy *et al.*, 2019). Il est également possible d'utiliser le CO₂ comme gaz traceur (Madsen *et al.*, 2010).

La méthode du renifleur présente une bonne répétabilité et une bonne corrélation avec les mesures en chambre respiratoire (Bell *et al.*, 2014). La répétabilité et les corrélations avec les mesures en chambre respiratoire semblent plus élevées pour la méthode des pics d'éruclation que pour celle des concentrations moyennes ou du rapport CH₄/CO₂ (Bell *et al.*, 2014). La méthode du renifleur dispose de plusieurs avantages, elle est non invasive et peut être utilisée en condition réelle à la ferme sans modifier le comportement des animaux, le dispositif est assez peu onéreux et il permet de réaliser un nombre important de mesures (Garnsworthy *et al.*, 2019). Le débit de mesure n'est limité que par le nombre de vaches affectées à une station de traite ou à un distributeur de concentré, en moyenne un analyseur enregistre 2000 à 3000 animaux par an (Pszczola *et al.*, 2017). Le principal inconvénient de la méthode du renifleur est la relative variabilité des mesures (Garnsworthy *et al.*, 2019). Les différentes sources de variabilité sont principalement la position de la tête de la vache par rapport au tube d'échantillonnage et la variation du flux d'air dans le bâtiment (Garnsworthy *et al.*, 2012). L'utilisation de capteurs ou d'algorithmes de filtrage des données permet de résoudre en partie la variabilité due au port de tête (Difford *et al.*, 2016).

Le système GreenFeed est une méthode du renifleur particulièrement sophistiquée sous la forme d'une station d'appât représentée par la Figure 3 (Huhtanen *et al.*, 2015).

Figure 3 : Schéma d'un dispositif de mesure de la production individuel de méthane Greenfeed (Hassouna et al., 2015)



Ce système est utilisable en stabulation mais aussi au pâturage (Waghorn *et al.*, 2016). Il a également l'avantage d'intégrer un ventilateur d'extraction assurant un flux d'air actif et un système de détection de la tête pour limiter la variabilité des mesures et obtenir l'échantillon le plus représentatif possible (Hammond *et al.*, 2016a). Il permet un débit de 750 à 1250 animaux par an (Garnsworthy *et al.*, 2019). Les principaux inconvénients du système GreenFeed sont le besoin d'entraîner les animaux à l'utilisation du système, le fait que certains animaux l'utilisent rarement malgré l'entraînement et l'influence du régime alimentaire sur la fréquence des visites (Hammond *et al.*, 2016b ; Velazco *et al.*, 2014).

Le détecteur laser de méthane est une technique basée sur la mesure de la densité de la colonne de CH₄ à partir d'un faisceau laser émis en direction des narines de l'animal à l'aide d'un appareil portatif (Garnsworthy *et al.*, 2019). Cette technique permet un débit maximal de 1000 animaux par an (Mühlbach *et al.*, 2018). Les avantages du détecteur laser de méthane sont un faible coût du matériel et de son entretien, une utilisation possible en élevage sans modification importante de l'environnement des animaux et un débit de mesure important (Garnsworthy *et al.*, 2019). Ses principaux inconvénients sont le manque de répétabilité et la charge de travail assez importante de l'opérateur (Garnsworthy *et al.*, 2019).

Seule **la chambre respiratoire** prend en compte l'excrétion de méthane par l'anus. Cependant cette voie correspond uniquement à 1 % des émissions d'une vache et ne remet donc pas en question la mesure unique de la production de CH₄ par voie respiratoire (Garnsworthy *et al.*, 2019). **La chambre respiratoire** et **la technique SF6** sont les deux seules méthodes permettant un suivi quasiment continu de la production de méthane sur 24 heures (Garnsworthy *et al.*, 2019). Or la production de CH₄ varie au cours de la journée et cette variation doit être prise en compte dans le calcul des émissions quotidiennes de méthane pour les méthodes ne mesurant pas les émissions sur 24 heures (Brask *et al.*, 2015). Le Tableau 1 rassemble les avantages et inconvénients des différentes méthodes de mesure directes des émissions de CH₄ par fermentation entérique.

Tableau 1 : Récapitulatif des avantages et inconvénients des méthodes directes de mesure d'émission de méthane par fermentation entérique (Pinares-Patiño et al., 2013 ; Velazco et al., 2014 ; Hassouna et al., 2015 ; Hammond et al., 2016b ; Garnsworthy et al., 2019 ; Zhao et al., 2020)

Méthode	Avantages	Inconvénients
Chambre respiratoire	<ul style="list-style-type: none"> - Précision maximum - Haute répétabilité - Mesures sur 24h 	<ul style="list-style-type: none"> - Très onéreux - Modification comportementale - Inutilisable à la ferme - Faible débit de mesure - Problème éthique
SF6	<ul style="list-style-type: none"> - Mesures sur 24h - Assez bonne répétabilité - Débit de mesure moyen - Utilisable à la ferme 	<ul style="list-style-type: none"> - Assez onéreux - Modification comportementale - Charge de travail importante - Impact environnemental du SF6 (GES)
Renifleur	<ul style="list-style-type: none"> - Débit de mesure élevé - Utilisable à la ferme - Pas de modification comportementale - Coûts relativement faibles 	<ul style="list-style-type: none"> - Pas de mesures sur 24h - Répétabilité moyenne
GreenFeed	<ul style="list-style-type: none"> - Possibilité de mesures étalées sur 24h - Meilleure répétabilité que simple système renifleur - Débit de mesure moyen - Utilisable à la ferme 	<ul style="list-style-type: none"> - Plus onéreux que simple système renifleur - Nécessite entraînement des vaches et légère modification comportementale
Laser	<ul style="list-style-type: none"> - Coûts relativement faibles - Assez faible modification comportementale - Débit de mesure moyen - Utilisable à la ferme 	<ul style="list-style-type: none"> - Pas de mesures sur 24h - Moins bonne répétabilité - Charge de travail importante

Au bilan **la chambre respiratoire** est la méthode la plus précise de mesure directe de la production individuelle de méthane par fermentation entérique (Garnsworthy *et al.*, 2019). Cependant elle n'est pas utilisable en condition réelle et a un débit de mesure très réduit (Garnsworthy *et al.*, 2019). **La technique SF6** et **le système GreenFeed** constituent de bonnes alternatives puisqu'elles sont utilisables à grande échelle à la ferme tout en ayant une bonne corrélation avec les mesures effectuées en chambre respiratoire (Hassouna *et al.*, 2015 ; Zhao *et al.*, 2020). Elles sont néanmoins relativement onéreuses ce qui peut constituer un frein à leur utilisation (Garnsworthy *et al.*, 2019 ; Hassouna *et al.*, 2015). **Les autres méthodes type renifleur** et **le détecteur laser de méthane** sont des méthodes moins onéreuses utilisables à grande échelle en condition réelle mais ont une précision moindre que les méthodes précédentes (Garnsworthy *et al.*, 2019 ; Zhao *et al.*, 2020).

b. Équations de prédiction des émissions de méthane par fermentation entérique

Dans le but de mesurer la production de CH₄ par fermentation entérique à grande échelle pour un moindre coût mais aussi de caractériser les effets d'un changement de régime alimentaire sur la production de méthane, des équations de prédictions ont été élaborées par analyse statistique à partir de mesures individuelles effectués principalement par chambre respiratoire (Benaouda *et al.*, 2019). Ces équations ont été établies dans différentes régions du monde à partir de données provenant de ces différentes localisations et leur utilisation est ainsi relativement spécifique à la région concernée (Benaouda *et al.*, 2019). Seuls les modèles ayant montrés les meilleurs résultats en Europe seront développés par la suite.

La performance de ces différents modèles a été évaluée à partir de bases de données regroupant des mesures individuelles effectuées principalement par chambre respiratoire et méthode SF₆ (Benaouda *et al.*, 2019). Ces mesures et les caractéristiques des vaches (alimentation, production laitière, poids vif...) ont été extraites de différentes publications, les données utilisées pour l'élaboration d'un modèle étant exclu de la base utilisée pour l'évaluer (Benaouda *et al.*, 2019).

Les critères d'évaluation des performances des différents modèles étaient l'erreur quadratique moyenne (RMSPE), le coefficient de corrélation de concordance (CCC) et le rapport entre l'erreur quadratique moyenne et l'écart type des valeurs observées (RSR) (Benaouda *et al.*, 2019). L'erreur quadratique moyenne se décompose en trois erreurs : l'erreur de tendance centrale mesurant la différence entre les moyennes des valeurs prédites et observées, l'erreur due à la régression et l'erreur aléatoire (Smith, 1979). Une erreur quadratique moyenne plus basse et un coefficient de corrélation de concordance plus élevé indiquent une plus grande exactitude et précision de la valeur donnée par un modèle prédictif (Lin, 1989 ; Smith, 1979). Le rapport entre l'erreur quadratique moyenne et l'écart type des valeurs observées permet de prendre en compte la variabilité des données utilisés pour comparer les différents modèles (Moriasi *et al.*, 2007).

Le Tableau 2 montre un classement des modèles de prédiction des émissions de CH₄ entérique issues de la littérature (Benaouda *et al.*, 2019). Ces différents modèles sont détaillés au Tableau 3. On retrouve des modèles développés à partir de données provenant d'une localisation particulière parmi l'Europe, l'Australie et les Etats-Unis ou de ces trois localisations (Benaouda *et al.*, 2019). Certains modèles sont spécifiques aux bovins laitiers d'autres sont utilisables pour d'autres catégories de ruminants (Benaouda *et al.*, 2019). Enfin une partie des modèles s'applique à tous les régimes alimentaires alors que d'autres ont été développés pour évaluer spécifiquement une stratégie alimentaire particulière de réduction de la production de méthane par fermentation entérique (Benaouda *et al.*, 2019).

Tableau 2 : Les modèles de prédiction des émissions de méthane entérique par les vaches laitières les plus performants parmi 40 modèles issues de la littérature d'après Benaouda et al. (2019)

Rank	Model	n	RMSPE (g/d)	RMSPE %	ECT %	ER %	ED %	CCC	r	RSR
1	Ramin_1	463	61.0	15.6	0.70	2.90	96.4	0.75	0.76	0.66
2	Ramin_2	1958	82.1	21.2	6.30	3.30	90.4	0.57	0.69	0.76
3	Mills_3	1975	84.3	21.8	11.7	1.50	86.8	0.64	0.69	0.78
4	IPCC_1997	1797	82.3	21.2	0.10	12.8	87.1	0.68	0.68	0.79
5	Ellis_3	1034	88.7	22.7	11.5	0.80	87.7	0.60	0.66	0.80
6	Charmley_2	1797	84.5	21.8	7.60	9.60	82.8	0.66	0.68	0.81
7	Charmley_1	1869	87.0	22.8	8.10	9.80	82.0	0.66	0.68	0.81
8	Charmley_3	1869	87.6	22.9	3.00	16.0	81.0	0.67	0.68	0.81
9	Mills_2	1320	72.5	17.8	4.00	4.40	91.6	0.59	0.62	0.82
10	Mills_1	1975	89.3	23.1	18.4	1.80	79.8	0.61	0.68	0.83
11	Ramin_3	626	80.0	20.5	5.40	8.10	86.5	0.61	0.63	0.84
12	Sauvant_1	967	93.5	27.4	12.5	9.90	77.6	0.63	0.66	0.85
13	IPCC_2006	1797	90.8	23.4	11.0	17.4	71.6	0.65	0.68	0.87

Rank = rank of the performance based on the RSR, n = number of observations; RMSPE = square root of the mean square prediction error, expressed in g/d and RMSPE% as a percentage of methane emissions mean; ECT% = error due to central tendency expressed as a percentage of RMSPE; ER% = error due to deviation of the regression slope expressed as a percentage of RMSPE; ED% = error due to the disturbance expressed as percentage of RMSPE; CCC = concordance correlation coefficient; r = correlation coefficient; RSR = RMSPE to standard deviation of observed values ratio.

Tableau 3 : Présentation des différents modèles de prédiction des émissions de méthane entérique des vaches laitières les plus performants selon Benaouda et al. (2019)

Nom	Equation	Catégories d'animaux	Stratégie alimentaire	Provenance	Publication
Ramin_1	$(49,7 - 0,63*MSI/PV + 0,59*dEB - 0,2*EE) * EBI/0,555$	Bovin lait, Bovin viande et ovin	Supplémentation lipidique et qualité du régime alimentaire	Europe, USA, Australie	(Ramin et Huhtanen, 2013)
Ramin_2	$(20 + 35,8*MSI - 0,5*MSI^2) * 0,714$	Bovin lait, Bovin viande et ovin	Tout régime alimentaire	Europe, USA, Australie	(Ramin et Huhtanen, 2013)
Mills_3	$56,27*(1 - e^{-0,028*MSI}) / 0,05565$	Bovin lait	Tout régime alimentaire	Europe	(Mills et al., 2003)
IPCC_1997	$0,060*EBI / 0,05565$	Tout ruminant	Tout régime alimentaire	Europe, USA, Australie	(IPCC, 1997)
Ellis_3	$(2,16 + 0,493*MSI - 1,36*ADFI + 1,97*NDFI) / 0,05565$	Bovin lait	Qualité du régime alimentaire	USA	(Ellis et al., 2007)
Charmley_2	$(2,14 + 0,058*EBI) / 0,05565$	Bovin lait	Tout régime alimentaire	Australie	(Charmley et al., 2015)
Charmley_1	$38 + 19,22*MSI$	Bovin lait	Tout régime alimentaire	Australie	(Charmley et al., 2015)
Charmley_3	$20,7*MSI$	Bovin lait, bovin viande	Tout régime alimentaire	Australie	(Charmley et al., 2015)
Mills_2	$(7,3 + 13,13*NI + 2,04*ADFI + 0,33*AI) / 0,05565$	Bovin lait	Qualité du régime alimentaire et teneur en Amidon	Europe	(Mills et al., 2003)
Mills_1	$(5,93 + 0,92*MSI) / 0,05565$	Bovin lait	Tout régime alimentaire	Europe	(Mills et al., 2003)
Ramin_3	$(-0,6 - 0,7*MSI/PV + 0,076*dMO - 0,13*EE + 0,046*NDF + 0,044*NFC) * EBI/0,555$	Bovin lait, Bovin viande et ovin	Qualité du régime alimentaire et teneur en Amidon	Europe, USA, Australie	(Ramin et Huhtanen, 2013)
Sauvant_1	$(45,42 - 6,66*MSI/PV + 0,75*MSI/PV^2 + 19,65*pCO - 35,0*pCO^2 - 2,69*MSI/PV*pCO) * MOI * dMO$	Tout ruminant	Qualité du régime alimentaire et teneur en Amidon	Europe, USA, Australie	(Sauvant et Nozière, 2016)
IPCC_2006	$(0,065*EBI) / 0,05565$	Tout ruminant	Tout régime alimentaire	Europe, USA, Australie	(IPCC, 2006)

*MSI : masse sèche ingérée (kg/j), PV : poids vif (kg), dEB : digestibilité de l'énergie brute, EBI : énergie brute ingérée (MJ/j), EE : extrait d'éther (g/kg MS), ADFI : fibre au détergent acide ingérée (kg/j), NDF : fibre insoluble dans les détergents neutres (g/kg MS), NDFI : fibre insoluble dans les détergents neutres ingérée (kg/j), NFC : glucides non fibreux (g/kg MS), NI : apport en azote (kg/j), AI : apport en amidon (kg/j), dMO : digestibilité de la matière organique, MOI : matière organique ingérée (kg/j), pCO : proportion de concentré dans la ration

Les trois modèles développés pour tout régime alimentaire les plus performants ont un unique paramètre d'entrée basée sur l'apport alimentaire : la matière sèche ingérée pour les deux premières et l'énergie brute ingérée pour la troisième (IPCC, 1997 ; Mills *et al.*, 2003 ; Ramin et Huhtanen, 2013). Pour chacun des modèles on retrouve une relation positive entre l'apport alimentaire et la production journalière de méthane (IPCC, 1997 ; Mills *et al.*, 2003 ; Ramin et Huhtanen, 2013). Les équations, développées dans le but de prédire la production de méthane pour des régimes alimentaires particuliers, jugées les plus performantes sont plus complexes et ont un nombre assez important de paramètres d'entrée (Benaouda *et al.*, 2019). Un régime de haute qualité est ici défini par une faible teneur en fibre insoluble dans les détergents neutres (NDF) ou une digestibilité de la matière organique (dMO) et des fibres insolubles au détergent neutre (dNDF) élevées (Benaouda *et al.*, 2019).

Plus récemment de nouvelles équations de prédiction ont été développées à partir de la base de données « GLOBAL NETWORK » utilisée pour évaluer les performances des équations précédemment citées (Benaouda *et al.*, 2019 ; Niu *et al.*, 2018). Cette base de données contient 5233 mesures individuelles de production de méthane par fermentation entérique par des vaches laitières issues de 154 études conduites de 1962 à 2016 dont 3015 mesures issues de 82 études menées en Union Européenne (Niu *et al.*, 2018). Les performances des modèles ainsi développés ont été évaluées en utilisant la méthode de validation croisée K-Fold avec comme critères d'évaluation la RMSPE, l'erreur absolue moyenne, le CCC et le RSR (Efron et Tibshirani, 1998 ; Niu *et al.*, 2018).

A partir de cette de base de données et de l'analyse des équations de prédiction développées, des variables prédictives clés ont été mises en évidence pour la production quotidienne de méthane (en g/jour) mais aussi son rendement et son intensité (Niu *et al.*, 2018).

Le **rendement en méthane** (ou GES) correspond au rapport entre la quantité de méthane (ou de GES) produite et la prise alimentaire (en g/kg MSI) (Niu *et al.*, 2018). L'**intensité du méthane** (ou GES) correspond au rapport entre la quantité de méthane (ou de GES) produite et la production laitière en litre de lait ou kg de lait corrigée sur la matière utile (en g/L lait ou g/kg ECM) (Niu *et al.*, 2018).

La production de lait corrigée sur la matière utile notée ECM (Energy Corrected Milk) est calculée de la façon suivante : $ECM \text{ (kg/jour)} = 12,95 * \text{production de matière grasse (en kg/jour)} + \text{production de protéine vraie (production de protéine brute} * 0,93 \text{ en kg/jour)} + 0,327 * \text{production laitière (en kg/jour)}$ (Tyrrell et Reid, 1965). L'ECM donne ainsi une indication sur la qualité et la quantité de la production laitière d'une vache (Tyrrell et Reid, 1965).

Le rendement et l'intensité en méthane (ou GES) sont des indicateurs complémentaires à la production de méthane (ou de GES) quotidienne par vache et seront utilisées à de multiples reprises dans la suite du document.

Niu *et al.* (2018) ont confirmé que la MSI, et donc l'apport alimentaire, est la variable clé pour prédire la production de CH₄ entérique avec une relation positive significative entre les deux. Cette relation positive peut être expliquée par l'augmentation de la quantité de substrat disponible pour la fermentation microbienne (Niu *et al.*, 2018). La MSI a également une relation positive avec la production laitière impliquant une relation négative entre la MSI et l'intensité du CH₄ mais aussi entre l'ECM et le rendement en CH₄ (Johnson et Johnson, 1995).

Une relation positive entre la concentration de NDF dans le régime alimentaire, correspondant à la quantité de glucides structurels dans la ration, et la production de CH₄ entérique a également été mise en évidence (Niu *et al.*, 2018). L'origine de cette relation positive proviendrait de l'influence du type de glucide (structurel ou non) présent dans la ration sur le profil des AGV dans le rumen (Bannink *et al.*, 2008). Les régimes alimentaires riches en glucides non structurels comme l'amidon favoriseraient la production d'acétate et de butyrate au contraire des régimes riches en glucides structurels comme la cellulose qui favoriseraient la production de propionate or la production de propionate entraîne une production moindre d'hydrogène et donc de CH₄ par rapport à la production d'acétate ou de butyrate (Bannink *et al.*, 2008). Une relation positive entre la concentration de NDF dans le régime alimentaire et le rendement et l'intensité en CH₄ a aussi été mise en évidence par Niu *et al.* (2018). Cette relation semble provenir de l'augmentation du pH ruminal générée par une concentration plus importante en NDF dans la ration selon Knapp *et al.* (2014) qui favoriserait la croissance des protozoaires et des bactéries méthanogènes d'après Kessel et Russell (1996) et donc la production de CH₄ par kg de MSI. La substitution de glucides structurels par des glucides plus digestibles dans la ration induirait également une augmentation de la production laitière (Leng, 1993).

Une relation négative entre la concentration d'extrait d'éther (EE) dans le régime alimentaire et la production de CH₄ entérique a été mise en évidence (Niu *et al.*, 2018). La concentration d'EE est un indicateur de la proportion de lipides dans la ration d'après Warner *et al.* (2016). Or il a été démontré qu'une supplémentation en lipide inhibait la croissance des protozoaires et des bactéries méthanogènes, réduisait la digestibilité des NDF et la quantité de matière organique fermentée entraînant une réduction de la production de CH₄ (Guyader *et al.*, 2014 ; Machmueller et Kreuzer, 1999 ; Vannevel et Demeyer, 1996). Une supplémentation en lipide pourrait réduire la MSI d'après Hollmann *et al.* (2012) et la production laitière selon Hristov *et al.* (2013) ce qui rend la relation entre la concentration d'EE dans la ration et le rendement et l'intensité en CH₄ moins évidente.

Une relation positive entre le poids vif et la production de CH₄ entérique a également été mise en évidence (Niu *et al.*, 2018). Le volume et le poids du rumen sont en effet proportionnels au poids vif d'après Demment et Van Soest (1985) donc les bovins de plus petit gabarit ont un besoin énergétique plus faible, ingèrent moins d'aliments et produisent donc moins de CH₄ selon Hristov *et al.* (2013). Une relation positive entre le poids vif et le rendement en CH₄ est évoquée par Goopy *et al.* (2013) et semble due à une durée de rétention plus longue des digesta ruminiaux pour les ruminants de grand gabarit augmentant la production d'AGV et donc de CH₄ selon Huhtanen *et al.* (2016).

Niu *et al.* (2018) ont sélectionné les modèles de prédiction des émissions de méthane entérique les plus efficaces pour les bovins européens obtenus à partir de la base de données « GLOBAL NETWORK » présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Présentation des différents modèles de prédiction d'émissions de méthane par fermentation entérique des vaches laitières, les plus performants en Europe, développés par Niu et al. (2018)

Type	Equation	Nombre d'observations	RSR	RMSPE	CCC
Production de méthane (g/jour)	$-60,5 + 12,4 \times \text{MSI} - 8,78 \times \text{EE} + 2,10 \times \text{NDF} + 16,1 \times \text{MG} + 0,148 \times \text{PV}$	2566	0,64	14,7	0,72
Production de méthane (g/jour)	$33,2 + 13,6 \times \text{MSI} + 2,43 \times \text{NDF}$	3116	0,65	14,8	0,70
Production de méthane (g/jour)	$124 + 13,3 \times \text{MSI}$	3384	0,67	15,2	0,69
Rendement en méthane (g/kg MSI)	$15,4 - 0,291 \times \text{EE} + 0,144 \times \text{NDF} - 0,104 \times \text{ECM} + 1,34 \times \text{MG} - 1,12 \times \text{MP} + 0,00330 \times \text{PV}$	2566	0,93	14,7	0,37
Rendement en méthane (g/kg MSI)	$21,1 - 0,105 \times \text{ECM} + 1,30 \times \text{MG} - 0,952 \times \text{MP}$	3384	0,95	15,1	0,30
Rendement en méthane (g/kg MSI)	$13,8 + 0,185 \times \text{NDF}$	3116	0,95	15,1	0,26
Intensité du méthane (g/kg ECM)	$-0,101 - 0,215 \times \text{MSI} - 0,118 \times \text{PB} - 0,323 \times \text{EE} + 0,120 \times \text{NDF} - 0,253 \times \text{MG} + 3,44 \times \text{MP} + 0,00947 \times \text{PV}$	2566	0,88	19,9	0,42
Intensité du méthane (g/kg ECM)	$-2,85 - 0,118 \times \text{PB} - 0,289 \times \text{EE} + 0,124 \times \text{NDF} + 3,32 \times \text{MP} + 0,00605 \times \text{PV}$	2566	0,90	20,2	0,39
Intensité du méthane (g/kg ECM)	$3,72 + 2,87 \times \text{MP}$	3384	0,92	20,7	0,28

*MSI (kg/j) ; EE (%MS) ; NDF (%MS) ; PB (%MS) ; MG (%MG lait) ; PV (kg) ; MP (%MP lait) ; ECM (kg/jour) ; RMSPE = erreur quadratique moyenne ; CCC = coefficient de corrélation de concordance et RSR = rapport entre l'erreur quadratique moyenne et l'écart type

Le modèle de prédiction de la production de CH₄ le plus précis était un modèle complexe avec comme variables d'entrée la MSI, le NDF, l'EE, le poids vif et le taux de matière grasse du lait (MG). Des modèles ayant comme variable d'entrée uniquement la MSI ou la MSI et le NDF ont également obtenu de bons résultats. Concernant le rendement en CH₄ le modèle basé sur la production et la composition du lait associés au NDF et à l'EE a obtenu les meilleurs résultats. Les modèles prenant uniquement en compte la production et la composition du lait ou le NDF ont obtenu des résultats proches du modèle précédent. Un modèle complexe comprenant la MSI, le NDF, l'EE, le poids vif, les taux de matière grasse et protéique (MP) du lait et la teneur en protéines brutes (PB) de la ration s'est révélé être le plus précis dans la prédiction de l'intensité du CH₄. Les modèles ayant obtenu respectivement les deuxièmes et troisièmes meilleurs résultats pour la prédiction de l'intensité du CH₄ prenaient en compte respectivement le NDF, l'EE, la part de protéine brute dans la ration, le poids vif et le taux de matière protéique du lait pour l'un et uniquement le taux de matière protéique du lait pour l'autre.

La matière sèche ingérée (MSI) est une variable de la majorité des modèles prédictifs (Benaouda *et al.*, 2019 ; Niu *et al.*, 2018). Or la MSI n'est pas mesurée en routine dans les élevages, l'utilisation des modèles de prédiction nécessite donc l'emploi de modèles d'estimation de la MSI (Appuhamy *et al.*, 2016). La précision des différents modèles présents dans la littérature a été comparée (Appuhamy *et al.*, 2016). Le modèle ayant obtenu la meilleure précision en Europe (RMSPE = 11,7 et CCC = 0,61) admet comme paramètres le poids vif et le lait corrigé en matière grasse noté FCM (fat corrected milk) avec $MSI = 0.0185 * PV + 0.305 * FCM$ (Fox *et al.*, 1992). Le FCM se calcule de la façon suivante : $FCM = 0,4 * PL$ (production quotidienne de lait en kg/j) + $15 * PG$ (production de MG en kg/j) (Petrović *et al.*, 2017). Cependant le PV est une donnée individuelle qui n'est pas accessible directement aux éleveurs. Une autre équation ayant comme unique paramètre la production laitière permet également d'estimer la MSI mais avec une précision moindre (RMSPE=14,3 et CCC=0,49) (Appuhamy *et al.*, 2016). On a ainsi : $MSI = 5,7 + 0,43 * PL$ (Lindgren *et al.*, 2001). Une alternative à ces mesures individuelles semble être l'utilisation de la MSI totale d'un groupe de vache ou de l'ensemble du troupeau, obtenu à partir de la quantité de MS apportée auquel on retire les éventuels refus, permettant d'obtenir une estimation des émissions de CH₄ entériques totales du groupe de bovins ou de l'exploitation (Niu *et al.*, 2018).

B. Méthodes de mesure des émissions des autres sources de GES

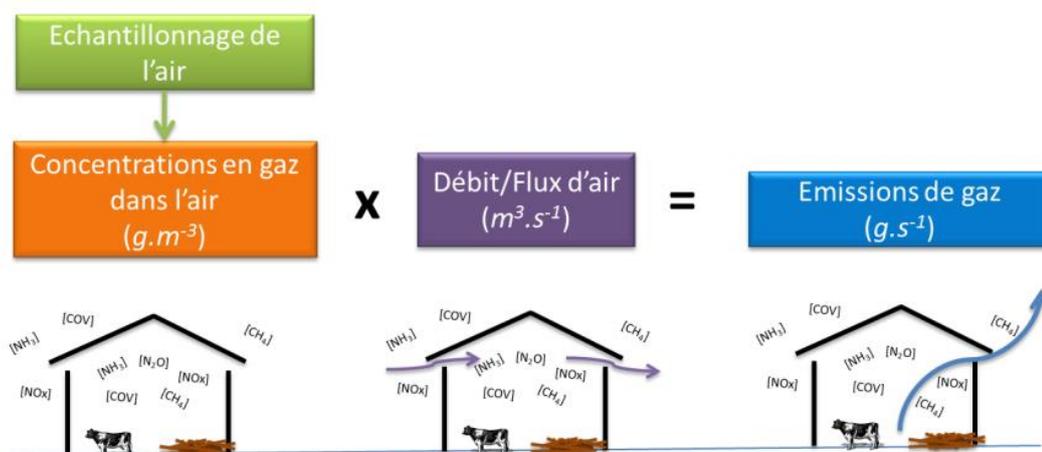
Les principales sources d'émissions de GES en élevage bovin laitier mises en évidence dans la partie « Contextualisation : Place de l'élevage bovin laitier dans les émissions de GES en France » sont, en dehors de la fermentation entérique : la gestion des déjections animales au bâtiment, en zone de stockage ou d'épandage ; la gestion des parcours et pâturages ; la fertilisation (hors déjections animales) des cultures et prairies à destination des animaux, la consommation énergétique à la ferme et la transformation des produits par l'industrie agro-alimentaire. Cette dernière source d'émissions ne dépend pas directement de la gestion de l'élevage et ne sera pas développée par la suite. La mesure de la consommation d'énergie à la ferme sera évoquée dans la partie « Méthodes de mesure et d'estimation de la consommation d'énergie ».

a. Méthodes de mesure directes des émissions des autres sources de GES

Un certain nombre de méthodes ont été développées dans le but de mesurer les émissions de GES en élevage bovin laitier hors fermentation entérique (Hassouna *et al.*, 2015). Parmi elles on retrouve des procédés similaires à ceux utilisés pour la mesure de la production de méthane par fermentation entérique : chambre de mesure, gaz traceur SF6 mais également des procédés micrométéorologiques tels que la méthode du flux horizontal intégré ou la méthode de dispersion inverse (Hassouna *et al.*, 2015).

En dehors des émissions par consommation énergétique, les méthodes de calcul de ces émissions possèdent comme points communs l'utilisation de techniques de prélèvements d'échantillons d'air, d'analyse des concentrations des différents GES dans ces échantillons et parfois de mesure des débits d'air associés aux émissions (Hassouna *et al.*, 2015). La Figure 4 illustre le principe général des procédés de mesures des flux émissions de gaz, utilisable au niveau des zones de stockage des effluents, des sols, ou encore des bâtiments (Hassouna *et al.*, 2015).

Figure 4 : Schéma représentant le principe général des méthodes de calcul des flux d'émission de gaz en élevage (Hassouna *et al.*, 2015)



Parmi les approches de calcul des émissions de GES, on distingue les méthodes de mesure dites « à la source » et les méthodes micro-météorologiques (Hassouna *et al.*, 2015). L'approche « à la source » regroupe la technique du gaz traceur SF6, les chambres de mesure statiques et dynamiques, le bilan de masse et le banc de mesure (Hassouna *et al.*, 2015).

La méthode du gaz traceur SF6 a été décrite par Hassouna *et al.* (2015). Elle débute par la libération de SF6 à la surface de la zone de stockage des effluents ou du bâtiment puis le prélèvement d'échantillons d'air de cette même zone par une méthode de prélèvement pour analyse différée. Une relation empirique entre la concentration en SF6 mesurée et son taux d'émission est alors établie (Kaharabata *et al.*, 1998). La relation ainsi obtenue permet alors de calculer le taux d'émission de CH₄ à partir des concentrations en GES mesurées (Lamb *et al.*, 1995). Il s'agit d'une méthode applicable à tout type de bâtiment et de système de stockage couvert des effluents (Hassouna *et al.*, 2015). Ses principaux inconvénients sont le caractère discontinu des mesures, l'impact environnemental du SF6 en tant que GES et une mise en œuvre relativement complexe (Hassouna *et al.*, 2015).

Dans le cadre de **la méthode de la chambre statique** une enceinte étanche est placée à la surface de la source d'émission de GES (zone de stockage des déjections, épandage ou déjections au pré), une pompe prélève l'air de la chambre puis la concentration en gaz est mesurée à l'aide d'un analyseur (Hutchinson et Livingston, 2002). A partir de la pente de l'équation représentant la masse de GES accumulée dans la chambre en fonction du temps on obtient le flux de GES par surface de source d'émission de GES en divisant cette pente par la surface de la chambre (Hassouna *et al.*, 2015). Les principaux avantages de cette méthode sont sa facilité de mise en place et la possibilité d'utilisation d'analyseurs moins sensibles et donc moins onéreux par rapport à ceux utilisés en chambres dynamiques (Hassouna *et al.*, 2015). Son principal inconvénient est son aspect intrusif (Matthias *et al.*, 1978). Le positionnement de la chambre à la surface de la source d'émission modifie des paramètres physiques (turbulence de l'air, fluctuations de pression et gradient de concentration entre le sol et l'atmosphère) limitant la représentativité du flux d'émission mesuré (Healy *et al.*, 1996).

Dans le cas d'**une chambre dynamique**, une enceinte est également placée sur la zone d'émission de GES, une soufflerie permet le passage d'air extérieur dans l'enceinte à un débit constant, puis l'air est récupéré par l'intermédiaire d'une ligne d'échantillonnage reliée à un analyseur de gaz (Minato *et al.*, 2013). La concentration du GES étudié dans l'air entrant dans la chambre est également mesurée avec le même analyseur et un débitmètre mesure le taux de ventilation à l'entrée de la chambre (Minato *et al.*, 2013). Le taux d'émission horaire de GES (en mg/h) est ensuite obtenu en multipliant la différence entre les concentrations en GES à la sortie et à l'entrée de la chambre (en mg/m³) par le taux de ventilation (en m³/h) (Minato *et al.*, 2013). Le flux d'émission du GES par unité de surface de source d'émission est obtenu en divisant la production de GES par la surface de la chambre (Aquino *et al.*, 2007). Les avantages de cette méthode sont sa facilité de mise en place et sa capacité à mesurer les émissions de surfaces relativement petites (de l'ordre du m²) tout en induisant des modifications des conditions environnementales plus réduites que dans le cas de la chambre statique (Hassouna *et al.*, 2015). Son principal inconvénient demeure la modification des conditions environnementales qui diminuent la représentativité du flux mesuré (Générmont et Cellier, 1997).

Le banc de mesure des émissions gazeuses en conditions contrôlées est une technique proche de la chambre dynamique dans laquelle une certaine quantité d'effluent est placée dans une enceinte hermétique vide ou contenant un substrat (terre, sable...) (Hassouna *et al.*, 2015). De l'air est introduit à un débit constant et l'air sortant de la cellule est ensuite analysé en direct ou en différé (Le Cadre *et al.*, 2005). Le flux d'émission du GES étudié est obtenu à partir d'un bilan de masse à partir de la différence entre les concentrations massiques en GES entre la sortie et l'entrée du dispositif rapporté à la surface de la source d'émission (Hassouna *et al.*, 2015). On a ainsi : $F = q \cdot (C_s - C_e) / S$ avec C_s et C_e les concentrations massiques en GES à sortie et à l'entrée du dispositif (en g/m³) et q le débit d'air apporté (en m³/s) (Hassouna *et al.*, 2015). Le principal intérêt de cette méthode est de permettre la comparaison des émissions des effluents en conditions contrôlées et identiques de stockage et ainsi d'étudier l'influence de différents paramètres séparément (type d'effluents, température, humidité de l'air, substrat...) (Portejoie *et al.*, 2003). Les principaux inconvénients de cette méthode sont l'absence de protocoles standardisés entre les différents laboratoires rendant difficiles la comparaison des mesures obtenues et des conditions de mesures éloignées des conditions de terrain rendant difficile l'extrapolation des résultats (Hassouna *et al.*, 2015).

Le bilan de masse est une technique décrite par Robin *et al.* (2010) permettant d'estimer les émissions gazeuses à partir de la différence de masse entre les entrées et les éléments initiaux (alimentation, nombre d'animaux et litière notamment) et les sorties (croissance des animaux, production laitière, effluents) d'un système sur une période donnée. On a ainsi pour un bilan des émissions azotés : Emissions azotés (kg) = N effluents initiaux + N litière initiale + N litière ajoutée + N animaux initial + N alimentation – (N effluents finaux + N litière finale + N animaux final + N production finale). La quantité d'azote N pour la litière, les effluents et l'alimentation est obtenue en multipliant pour chaque élément sa masse et sa teneur en azote. Les différentes masses sont obtenues par pesée ou calculée à partir du volume et de la densité. Les teneurs en azote sont obtenus à l'aide d'analyseurs gazeux à partir d'échantillons. Les principaux intérêts de cette méthode sont sa facilité de mise en œuvre et son faible coût permettant d'obtenir des ordres de grandeur relativement fiables et validés par recoupement avec des bilans de masse sur les éléments non volatils (le phosphore notamment) (Hassouna *et al.*, 2015). Les principaux inconvénients de cette méthode sont son incapacité à distinguer la nature des différents gaz émis, une incertitude possiblement importante en situations d'élevage commercial dans le cas d'utilisation de références nationales et non de mesure pour les teneurs des effluents et de l'alimentation notamment (Hassouna *et al.*, 2015).

La méthode du flux horizontal intégré a été décrite par McGinn (2013). La quantité de GES émise par une source est obtenue à partir de la différence entre les mesures du GES entrant et sortant de la source. Plus précisément l'émission de GES est calculée à partir de la somme des flux horizontaux moyens accumulés au-dessus de la source jusqu'à une hauteur maximale à partir de laquelle les concentrations de GES entrant et sortant deviennent égales. Chaque flux, pour une hauteur donnée, est obtenu en multipliant la vitesse de l'air obtenue à partir d'un anémomètre par la différence des mesures des concentrations en GES entrants et sortants obtenus à l'aide de capteurs. Les principaux avantages de cette méthode sont une mise en œuvre relativement simple permettant d'obtenir des flux représentatifs dans des conditions réelles et la possibilité d'utiliser des parcelles de petites tailles (10 à 20 m de diamètre) (Hassouna *et al.*, 2015). Ses principaux inconvénients sont une possible surestimation des émissions notamment par négligence de l'existence d'un flux horizontal turbulent et le nombre de points de mesure nécessaires parfois important (Hassouna *et al.*, 2015).

Le principe de **la méthode des covariances turbulentes** est de compter les molécules qui traversent le plan horizontal au niveau d'un point de mesure (Massman et Lee, 2002). Pour obtenir cette quantité de molécules qui traverse ce plan à chaque instant, on multiplie la concentration du GES (en mol/m³) autour de ce plan, obtenue à l'aide d'un capteur rapide, par la composante de la vitesse du vent normale au plan (en m/s), obtenue à l'aide d'un anémomètre ultrasonique (Massman et Lee, 2002). Le flux moyen sur la période est ensuite calculé à partir des différents flux instantanés mesurés (Massman et Lee, 2002). Les principaux intérêts de cette méthode sont les caractères directs et presque continus de la mesure du flux surfacique et sa relative facilité de mise en œuvre (Hassouna *et al.*, 2015). Ses principaux inconvénients sont la nécessité d'utiliser un analyseur rapide de concentration suffisamment sensible pour que le seuil de détection du flux soit acceptable, cela est aisée pour le CO₂ mais plus difficile pour N₂O et CH₄, et le coût élevé de l'analyseur en question (Hassouna *et al.*, 2015).

La méthode du gradient aérodynamique décrite par Hassouna *et al.* (2015) repose sur la loi de Fick qui relie le flux F (en g/s) d'une quantité à son gradient de concentration C (en g/m³) et à la diffusivité D (en m²/s). On a ainsi pour une diffusion selon la verticale z : $F = -D \frac{\partial C}{\partial z}$. Cette loi qui s'applique à tout phénomène de diffusion moléculaire a été étendue au cas de la diffusion turbulente prenant notamment en compte la stratification thermique de l'air. Le matériel nécessaire comprend donc un analyseur, un anémomètre et un thermomètre. Les principaux avantages de cette méthode sont la possibilité d'utiliser des analyseurs plus lents par rapport à la méthode des covariances turbulentes et sa mise en œuvre relativement aisée (Honrath *et al.*, 2002). Son principal inconvénient est son inadaptabilité à un territoire hétérogène ou vallonné (Hassouna *et al.*, 2015).

Le principe de **la méthode de modélisation inverse** décrite par Flesch *et al.* (2004) est de déduire des informations sur la source d'émissions à partir de mesures de concentrations dans et autour cette source d'émission. On a ainsi le flux surfacique d'émission de GES : F (en kg/m²/s) = $(C_{mes} - C_{fond}) / (C/F)_{sim}$ avec C_{mes} la concentration en GES mesurée au niveau de la source, C_{fond} la concentration en GES mesurée autour de la source et $(C/F)_{sim}$ le ratio entre la concentration du GES et son flux surfacique d'émission estimé à l'aide d'un modèle de dispersion. Le matériel nécessaire comprend un anémomètre ultrasonique et deux analyseurs (Flesch *et al.*, 2004). Les principaux avantages de cette méthode sont la possibilité d'utiliser des analyseurs plus lents par rapport à la méthode des covariances turbulentes et sa relative facilité de mise en œuvre (Hassouna *et al.*, 2015). Les principaux inconvénients de cette méthode sont la nécessité d'avoir une source d'émission isolée et non des sources imbriquées dans le même paysage et sa relative inadaptabilité à un territoire hétérogène ou vallonné (Hassouna *et al.*, 2015).

Ces différentes méthodes ont été utilisées pour mesurer la production de GES à partir de différentes formes de stockage des effluents : tonne à lisier, bassin couvert, bassin de décantation ou lagune mais aussi par les déjections émises au pré (Leytem *et al.*, 2017). Certaines de ces méthodes sont utilisables à l'échelle du bâtiment et prennent donc également en compte les émissions par fermentation entérique (Hassouna *et al.*, 2015). Le Tableau 5 recense pour chacune des méthodes les espèces de GES dont elle permet de mesurer l'émission, les postes d'utilisation dans le cadre du système d'élevage bovin lait et les méthodes de prélèvements et d'analyses avec lesquelles elle est compatible.

Tableau 5 : Présentation des principales méthodes utilisées pour mesurer les émissions de GES en dehors de la fermentation entérique (Hutchinson et Livingston, 2002 ; Massman et Lee, 2002 ; Honrath et al., 2002 ; Flesch et al., 2004 ; Minato et al., 2013 ; McGinn, 2013 ; Hassouna et al., 2015)

Méthode	GES mesuré	Poste d'utilisation	Méthodes de prélèvements/analyses compatibles
Gaz traceur SF6	CO ₂ et CH ₄	Bâtiment et stockage d'effluents	Continue / Chromatographie en phase gazeuse, spectroscopie par absorption infra-rouge ou laser
Chambre statique	Tout GES	Litière, stockage d'effluents, champs et pâture	Continue ou différée / Chromatographie en phase gazeuse, spectroscopie par absorption infra-rouge ou laser, chimiluminescence
Chambre dynamique	Tout GES	Litière, stockage d'effluents, champs et pâture	Différée / Chromatographie en phase gazeuse, spectroscopie par absorption infra-rouge ou laser, chimiluminescence
Banc de mesure	Tout GES	Echantillons d'effluents	Différée / Chromatographie en phase gazeuse, spectroscopie par absorption infra-rouge ou laser, chimiluminescence
Bilan de masse	Tout GES	Bâtiment et stockage d'effluents	Aucune
Flux horizontal intégré	Tout GES	Bâtiment, stockage d'effluents, champs et pâture	Différée / Chromatographie en phase gazeuse, spectroscopie par absorption infra-rouge ou laser, chimiluminescence
Covariances turbulentes	Tout GES	Champs et pâture	Différée / Chromatographie en phase gazeuse, spectroscopie par absorption infra-rouge ou laser, chimiluminescence
Gradient aérodynamique	Tout GES	Champs et pâture	Différée / Chromatographie en phase gazeuse, spectroscopie par absorption infra-rouge ou laser, chimiluminescence
Modélisation inverse	Tout GES	Bâtiment, stockage d'effluents, champs et pâture	Différée / Chromatographie en phase gazeuse, spectroscopie par absorption infra-rouge ou laser, chimiluminescence

Tableau 6 : Récapitulatif des avantages et inconvénients des méthodes de mesure d'émission de GES en dehors de la fermentation entérique selon Hassouna et al. (2015)

Méthode	Avantages	Inconvénients
Gaz traceur SF6	Méthode non intrusive	Technicité de la mise en œuvre, coût élevé, impact sur l'environnement du gaz traceur
Chambre statique	Facilité de mise en œuvre, forte sensibilité, comparaison de traitements possible	Méthode intrusive
Chambre dynamique	Facilité de mise en œuvre, forte sensibilité, comparaison de traitements possible	Méthode intrusive
Banc de mesure	Conditions contrôlées, comparaisons de traitements possible	Méthode intrusive, absence de protocoles standardisés
Bilan de masse	Facilité de mise en œuvre, faible coût, méthode non intrusive, estimation globale des émissions	Nécessité d'une connaissance précise de l'alimentation des animaux (quantités ingérées notamment), absence de distinction des émissions par espèce moléculaire
Flux horizontal intégré	Relative facilité de mise en œuvre, méthode non intrusive, comparaison de traitements possible	Probable surestimation des émissions, nombre important de points de mesure important, nécessité d'une source homogène
Covariances turbulentes	Relative facilité de mise en œuvre, méthode non intrusive, mesure directe en quasi-continue	Nécessité d'un analyseur de concentration haute fréquence, coût élevé, nécessité d'une source homogène
Gradient aérodynamique	Relative facilité de mise en œuvre, méthode non intrusive, absence de nécessité d'un capteur de concentration haute fréquence	Nécessité d'une source homogène
Modélisation inverse	Relative facilité de mise en œuvre, méthode non intrusive, absence de nécessité d'un capteur de concentration haute fréquence, coût relativement faible	Nécessité d'une source d'émission isolée et homogène

La liste des avantages et inconvénients de ces différentes méthodes d'après Hassouna *et al.* (2015) est rassemblée dans le Tableau 6. Elle montre une certaine complémentarité de celles-ci pour la réalisation de mesures en conditions contrôlées et en élevage commercial dont les contraintes et les objectifs ont été décrits par Hassouna *et al.* (2015). En condition commerciale la principale contrainte est la reproductibilité de la mesure nécessitant une description complète de la méthode de mesure et du système étudié (caractéristiques des animaux, de l'alimentation, du bâtiment, du climat...). En condition contrôlée la principale contrainte est la représentativité des mesures par rapport à des conditions commerciales. La combinaison et les répétitions de mesures dans ces deux types de conditions sont nécessaires pour répondre aux objectifs scientifiques en termes d'émissions de GES. Ces différents objectifs comprennent l'étude des mécanismes d'émissions, l'identification de facteurs d'émissions permettant la production des inventaires d'émissions nationaux mais également d'indicateurs d'émissions à l'échelle de l'exploitation permettant la création de nouveaux procédés moins émetteurs et la vérification des performances de ces procédés avant et après leur utilisation en élevage commercial.

b. Équations de prédiction des émissions des autres sources de GES

De manière semblable aux émissions par fermentation entérique, des équations de prédictions ont été élaborées par analyse statistique à partir de mesures individuelles. Ces équations permettent d'estimer les émissions à grande échelle pour un moindre coût mais aussi de caractériser les effets d'un changement de régime alimentaire sur la production de GES (Huhtanen *et al.*, 2021). Elles ont notamment été développées pour quantifier les émissions de méthane à partir des déjections des bovins (Huhtanen *et al.*, 2021).

Huhtanen *et al.* (2021) ont ainsi développé des équations prédictives, présentée dans le Tableau 7, à partir de 428 mesures provenant de 28 études.

Tableau 7 : Présentation de deux modèles de prédiction des émissions de méthane à partir des déjections des bovins développés par Huhtanen et al. (2021)

Equation	Erreur quadratique moyenne ajustée
Production de méthane (g/jour) = 51,9*MSI	2.5
Production de méthane (g/jour) = 203*MOF	3.2

* MSI (kg) et MOF = matière organique fécale (kg)

A partir de leurs équations prédictives Huhtanen *et al.* (2021) ont suspecté une corrélation positive entre la production quotidienne de CH₄ à partir des déjections et la MSI. Des corrélations positive avec le taux d'acide gras dans la ration et négative avec la part de protéine brute dans la ration ont également été observées dans cette même étude.

C. Méthodes globales d'estimation de la contribution de l'élevage bovin laitier aux émissions de GES

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthodologie internationalement reconnue utilisée pour déterminer l'impact environnemental de toutes les étapes de la vie d'un produit, d'un service ou d'un processus (Finkbeiner, 2014). La recherche agronomique a adopté l'ACV pour déterminer l'impact environnemental de différents produits ou systèmes de production et notamment l'élevage bovin laitier (Famiglietti *et al.*, 2019). Cette méthodologie permet une approche globale des émissions de GES d'un élevage bovin laitier depuis les processus de production de l'alimentation des vaches laitières jusqu'au moment où le lait quitte l'exploitation (Basset-Mens *et al.*, 2009). Les principales étapes de l'ACV selon les normes ISO sont la définition des objectifs et du champ d'application, l'analyse de l'inventaire du cycle de vie, l'évaluation de l'impact du cycle de vie et l'interprétation du cycle de vie (Finkbeiner, 2014).

La première étape de l'ACV a été décrite par Finkbeiner (2014), elle consiste à définir les buts et objectifs de l'étude et le public visé. Cette étape détermine si une ACV est « attributionnelle » ou « conséquentielle ». Une ACV attributionnelle a pour objectif de quantifier les charges environnementales des processus et des matériaux au cours du cycle de vie d'un produit au niveau de production actuel. Une étude conséquentielle a pour objectif de déterminer l'impact d'un changement marginal dans le niveau de production d'un produit sur sa charge environnementale totale. La définition du champ d'application d'une ACV implique de décrire le système étudié, sa fonction et ses limites.

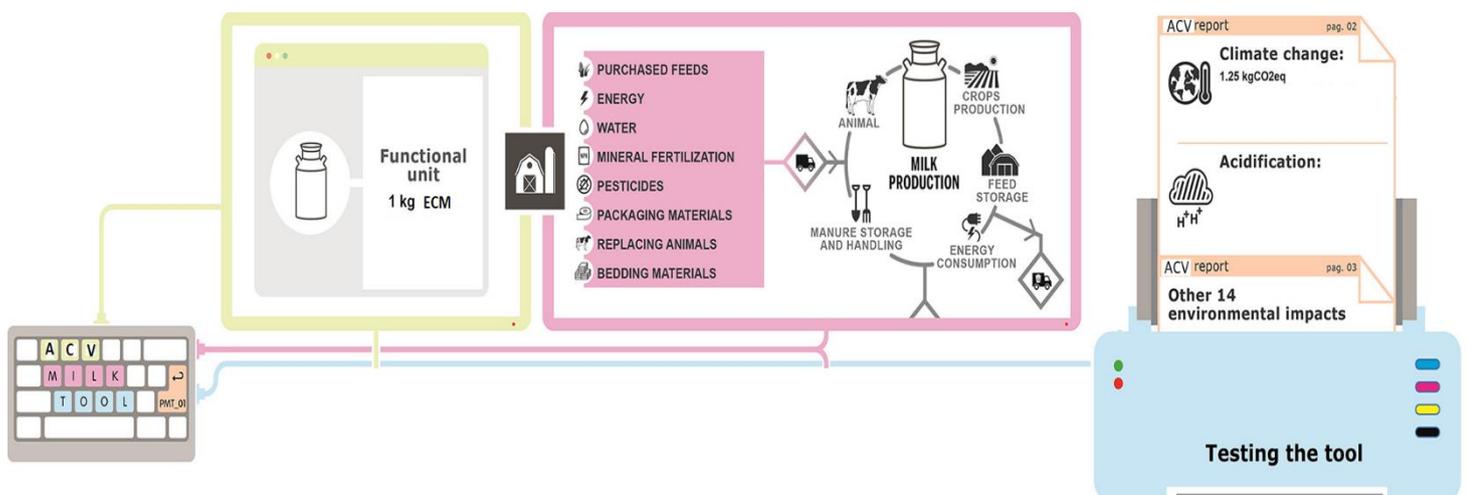
Dans le cadre des systèmes d'élevage les limites des modèles d'exploitation agricole sont définies pour évaluer les émissions de GES de tous les processus jusqu'au moment où le produit primaire, le lait notamment, est vendu par l'exploitation (Basset-Mens *et al.*, 2009). Les émissions provenant de la production d'intrants agricoles externes (les concentrés et les engrais) sont généralement incluses dans l'analyse (Basset-Mens *et al.*, 2009).

La deuxième étape consiste à développer un modèle mathématique du système défini lors de l'étape initiale (Finkbeiner, 2014). L'analyse de l'inventaire du cycle de vie implique la compilation des entrées, des sorties et des émissions pour un système de produits tout au long de son cycle de vie (Finkbeiner, 2014). L'objectif de cette étape est de développer un modèle qui quantifie les ressources utilisées et la quantité de déchets et d'émissions générés par unité fonctionnelle (Rebitzer *et al.*, 2004). Des relations théoriques ou empiriques obtenues à partir de méthodes de mesure directes ou indirectes des émissions de GES voire à partir des données provenant du système agricole étudié sont ainsi utilisées (Schils *et al.*, 2005). Des bases de données internationales ou des sources bibliographiques permettent d'estimer les ressources utilisées et les émissions générées par des processus qui sont indirectement liés au système de production d'intérêt notamment la production de carburant et d'engrais (Crosson *et al.*, 2011).

Une fois le modèle quantitatif développé, l'étape suivante consiste à appliquer le modèle pour analyser le système d'élevage étudié (Crosson *et al.*, 2011). Pour les systèmes de production laitière, la majorité des modèles ont été développés pour quantifier les émissions de GES des systèmes basés sur le pâturage et une part plus réduite de modèles ont été développés pour estimer les émissions des systèmes de stabulation (Crosson *et al.*, 2011). Habituellement, les données recueillies à la ferme ou des informations représentatives de la ferme, telles que des statistiques régionales, sont utilisées comme données d'entrée pour faire fonctionner ces modèles quantitatifs de GES (Crosson *et al.*, 2011). Outre les émissions de GES, les modèles d'ACV comportent souvent des catégories d'impact supplémentaires, notamment l'utilisation des terres, la consommation d'énergie et le potentiel d'eutrophisation (Cederberg et Mattsson, 2000).

Après l'application du modèle, des conclusions et recommandations sont formulées à partir des résultats pour améliorer l'efficacité environnementale du système de production (Finkbeiner, 2014). Les données des modèles de simulation de GES pour l'élevage bovin lait peuvent ainsi être quantifiées par exploitation, par hectare de terres agricoles et par kilogramme de lait ou de lait et de viande (Crosson *et al.*, 2011). Les données résultant des modèles d'émissions de GES sont ensuite testées à l'aide d'une analyse d'incertitude (Hutchings *et al.*, 2018). Enfin les données obtenues sont évaluées pour déterminer les sources principales d'émissions du système agricole mais également l'effet potentiel que diverses modifications du système de production peuvent avoir sur les émissions (Crosson *et al.*, 2011). La Figure 5 montre une représentation schématique d'un exemple d'application de l'ACV dans le but d'évaluer les performances environnementales d'une exploitation laitière (Famiglietti *et al.*, 2019).

Figure 5 : Schéma représentant l'application de l'Analyse du Cycle de Vie à un élevage bovin laitier d'après Famiglietti *et al.* (2019)



Le principal avantage des modèles globaux d'exploitation laitière tels que l'ACV est d'intégrer les effets et les interactions de toutes les sources d'émissions de GES de l'exploitation (Rotz, 2018). L'ACV en particulier permet d'évaluer les émissions sur l'ensemble du cycle de vie du lait et des produits laitiers (Famiglietti *et al.*, 2019). Ces modèles constituent des outils importants pour quantifier les émissions, identifier les possibilités de réduction et évaluer les stratégies d'atténuation au sein des élevages commerciaux (Rotz, 2018). Par rapport aux méthodologies du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat qui permettent d'estimer les inventaires nationaux sectoriels d'émissions de GES, les méthodes globales permettent l'utilisation des données d'exploitations agricoles réelles et ainsi de fournir une analyse plus adaptée et complète de la situation d'un élevage (Meul *et al.*, 2014).

Les méthodes globales présentent néanmoins des inconvénients. La récolte des données nécessaires peut s'avérer complexe et est parfois rétrospective et donc plus sujettes à erreur (Crosson *et al.*, 2011). Les dates de manipulation du lisier ne sont, par exemple, pas collectées de manière routinière dans de nombreuses exploitations (Crosson *et al.*, 2011). La durée des cycles de production s'étendant sur deux ans ou plus, plusieurs années de données sont généralement nécessaires avant de pouvoir évaluer de manière satisfaisante un système d'élevage (Crosson *et al.*, 2011). Le choix du modèle mathématique et donc des facteurs d'émissions varie selon les études et limite la comparaison des résultats provenant de différentes études (Gibbons *et al.*, 2006). Le choix de l'unité fonctionnelle utilisée pour exprimer les émissions de GES diffère également selon les études et peut limiter les comparaisons (Ross *et al.*, 2017). La production de lait corrigée sur la matière utile semble être préconisée pour les systèmes laitiers (Ross *et al.*, 2017).

Malgré ces inconvénients l'ACV semble constituer l'approche la plus solide et la plus complète pour élaborer et mettre en œuvre des stratégies de réductions des émissions de GES à l'échelle d'un élevage commercial (Crosson *et al.*, 2011 ; Meul *et al.*, 2014 ; Rotz, 2018).

4. Leviers de réduction des émissions de GES en élevage bovin laitier

A. Leviers de réduction des émissions de méthane par fermentation entérique

Les principaux domaines de réduction des émissions de CH₄ par fermentation entérique sont l'alimentation, la sélection génétique, la santé des bovins, et la conduite de troupeau comprenant notamment la reproduction. La performance des différents leviers est évaluée à partir de différents indicateurs complémentaires : la production quotidienne de CH₄ par vache en kg de CH₄ ou CO₂e par jour, le rendement en CH₄ qui correspond aux émissions rapportées à la prise alimentaire en kg de CO₂e par kg de matière sèche ingérée (MSI) et l'intensité du CH₄ qui correspond aux émissions rapportées à la production laitière en kg de CO₂e par litre de lait ou kg de lait corrigé sur la matière utile (noté ECM pour « energy corrected milk »).

a. Alimentation

Supplémentation en lipides

Plusieurs mécanismes ont été proposés afin d'expliquer l'effet d'une supplémentation en lipides sur la production de CH₄ entérique par les ruminants (Czerkawski *et al.*, 1966a ; Johnson et Johnson, 1995 ; Prins *et al.*, 1972 ; Van Nevel *et al.*, 1971). Lors de la digestion ruminale, les acides gras insaturés (AGI) subissent une biohydrogénation (Mead et Nevenzel, 1960). Cette réaction chimique consomme de l'hydrogène et est donc une voie concurrente de la réduction du CO₂ par les micro-organismes méthanogènes (Czerkawski *et al.*, 1966a). Il a été démontré que la diminution du CH₄ entérique était positivement corrélée avec le degré de saturation des AGI (Czerkawski *et al.*, 1966a). Cette corrélation ne semble cependant pas être proportionnelle (Czerkawski *et al.*, 1966a, 1966b). La supplémentation en lipides n'entraîne qu'une légère baisse de la digestion de la cellulose qui ne permet pas d'expliquer les niveaux de réduction de production de CH₄ observés (Czerkawski *et al.*, 1966a, 1966b). Ces deux constats sont en faveur de l'existence d'autres mécanismes expliquant la réduction de la production de CH₄ entérique par supplémentation en lipides (Czerkawski *et al.*, 1966b, 1966a). La toxicité des AGI sur les micro-organismes méthanogènes participerait à cette réduction (Prins *et al.*, 1972). Elle semblerait même en être un des principaux mécanismes (Dong *et al.*, 1997). Les voies de formation de l'acétate et du butyrate conduisent à la formation d'hydrogène au contraire de celle du propionate qui permet son élimination (Sauvant *et al.*, 2011). Une augmentation de la proportion de propionate par rapport aux autres AGV lors de supplémentation en lipides a été évoquée (Van Nevel *et al.*, 1971). Cette modification du profil de fermentaire ruminal inhiberait donc la réduction du CO₂ par les micro-organismes méthanogènes (Van Nevel *et al.*, 1971). L'apport d'énergie non fermentescible hautement digestible associée à la diminution de la MSI et de la digestibilité des fibres participerait à la diminution du CH₄ entérique (Johnson et Johnson, 1995).

Patra (2013) a démontré qu'une augmentation de la teneur en lipides dans la ration, correspondant à la proportion d'EE, jusqu'à 6 % de la MS permettait d'améliorer la production laitière et de diminuer la production quotidienne de CH₄ entérique de 15 % en moyenne. La teneur en lipide est d'en moyenne 2 % et chaque pourcentage d'augmentation d'EE dans la ration permet de diminuer le rendement en méthane de 0,7 à 1 g/kg de MSI selon les études (Grainger et Beauchemin, 2011 ; Moate *et al.*, 2011 ; Patra, 2013). Pour une teneur optimale en lipides, le rendement en CH₄ diminue en moyenne de 15 % (Arndt *et al.*, 2022). Pour chaque pourcentage d'augmentation d'EE dans la ration, l'intensité du CH₄ entérique diminue de 0,7 à 1,2 g/kg d'ECM (Knapp *et al.*, 2014). Pour une teneur optimale en lipides, l'intensité du CH₄ diminue en moyenne de 12 % (Arndt *et al.*, 2022).

La supplémentation lipidique est applicable aux différents systèmes fourragers (herbagers, maïs, mixte) (Gerber *et al.*, 2013). Cette supplémentation peut être réalisée par l'ajout de graines de colza, de canola, de lin ou de coton broyées à la ration à la place de céréales (maïs, orge, blé) (Beauchemin *et al.*, 2009 ; Doreau *et al.*, 2014 ; Muñoz *et al.*, 2019). Il ne semble pas y avoir de différence significative en termes d'intensité du CH₄ selon la source de lipide utilisée (Knapp *et al.*, 2014). Des sous-produits tels que les graines de coton entières, les drêches de brasserie et le canola pressé à froid peuvent également permettre un apport en matières grasses (Grainger et Beauchemin, 2011). Pour les régimes à base de pâturage, les possibilités d'augmenter la teneur en matières grasses du régime sont plus limitées (Grainger et Beauchemin, 2011). Palladino *et al.* (2009) ont mis en évidence une variété de ray-grass avec une teneur élevée en matières grasses. Une supplémentation lipidique pourrait ainsi être partiellement obtenue en utilisant des variétés de graminées riches en matières grasses. Osborne *et al.* (2008) ont rapporté que la distribution de lipides dans l'eau de boisson pouvait être utilisée comme alternative à la supplémentation lipidique dans la ration.

Il a été démontré que, jusqu'à un maximum de 6 % de la MS de la ration, une supplémentation lipidique permet une augmentation de la production laitière (Patra, 2013). Au-delà de 6 % des effets négatifs sur l'ingestion, la digestion et la production laitière contre-indiquent la supplémentation (Patra, 2013). Les co-produits ont l'avantage d'être peu onéreux (Hristov *et al.*, 2013). Cependant de nouvelles études sont nécessaires pour en confirmer l'efficacité (Harper *et al.*, 2019).

La supplémentation lipidique a été associée à une diminution de la consommation d'aliments et de la digestibilité des fibres (Hristov *et al.*, 2013 ; Martin *et al.*, 2008). Cependant le gain de poids et la production de lait ne semblent pas être affectés par cette diminution, probablement en raison de la forte concentration énergétique des lipides par rapport aux aliments qu'ils remplacent dans la ration (Arndt *et al.*, 2022). Une baisse des teneurs du lait en matières grasses et protéiques a été décrite lors de supplémentation lipidique (Hristov *et al.*, 2013). L'utilisation de coproduits entraîne une augmentation des teneurs en azote (associé à une baisse de sa digestibilité) et en phosphore dans la ration pouvant être à l'origine d'émissions plus importantes de phosphore, d'ammoniac et de N₂O à partir des pertes urinaires et fécales (Hristov *et al.*, 2013). La réduction de la digestibilité des fibres pourrait être à l'origine d'une augmentation des émissions de CH₄ à partir des déjections par fermentation anaérobie (Gerber *et al.*, 2013). La production d'oléagineux nécessite des émissions de GES importantes et a été associée à un quasi-doublement des émissions de GES en amont par kg de matière sèche par rapport aux autres aliments concentrés (Bonesmo *et al.*, 2012). Cependant la fermentation entérique contribue de manière significativement plus importante à l'empreinte carbone des productions en élevage bovin par rapport à la production de la ration (CITEPA, 2020 ; Thoma *et al.*, 2013). Le coût important de certains oléagineux, notamment les graines de lin et de colza pourrait en limiter l'utilisation (Doreau *et al.*, 2014).

La durabilité de la baisse des émissions de CH₄ entérique par supplémentation lipidique a été confirmée par différentes études (Grainger *et al.*, 2010 ; Jordan *et al.*, 2006 ; Moate *et al.*, 2011). Elle est aujourd'hui remise en question par certains auteurs (Moate *et al.*, 2018).

Ajout d'accepteurs d'électrons

Le mécanisme expliquant la réduction des émissions de CH₄ entérique par ajout d'accepteurs d'électrons dans la ration a été décrit par Ungerfeld (2020). Les récepteurs d'électrons consomment les électrons produits lors des réactions d'oxydation des phases d'acido-genèses et d'acétogenèses. Ces électrons ne sont alors plus disponibles pour permettre la réduction du CO₂ en CH₄ par les micro-organismes méthanogènes. L'ajout dans la ration de récepteurs d'électrons concurrents à la méthanogenèse pourrait donc permettre une réduction de la production de CH₄ entérique.

Une supplémentation en nitrates à hauteur 16,7 g/kg de MS permet une réduction de la production quotidienne et du rendement en CH₄ entérique de 13,9 % et de 11,4 %, respectivement (Feng *et al.*, 2020). Cette réduction semble évoluer de manière dose-dépendante (Feng *et al.*, 2020). L'ajout de récepteurs d'électrons dans la ration diminuerait de 13 % en moyenne l'intensité du CH₄ entérique (Arndt *et al.*, 2022). Parmi les puits d'électrons étudiés seul le nitrate a démontré son efficacité en termes de réduction des émissions de CH₄ entérique (Arndt *et al.*, 2022). Une supplémentation en nitrate à hauteur 1 à 3 % de la MS à l'aide de nitrate de calcium est conseillée (Guyader *et al.*, 2015). Une incorporation progressive des nitrates à la ration est nécessaire pour éviter une méthémoglobinisation (Farra et Satter, 1971). Il a été démontré que cette acclimatation pouvait être perdue en 3 semaines si le nitrate n'était pas apporté quotidiennement (Alaboudi et Jones, 1985). Une supplémentation simultanée en sulfate aiderait à protéger les bovins contre la toxicité du nitrate (Li *et al.*, 2013).

Il a été démontré que la réduction des émissions de CH₄ entérique par ajout de récepteurs d'électrons persistait à long terme (van Zijderveld *et al.*, 2011). La supplémentation en nitrates permettrait une légère augmentation de la production laitière d'en moyenne 3 % (Arndt *et al.*, 2022). La supplémentation en nitrates semble pouvoir être utilisée en association avec la supplémentation lipidique dans le cadre de la réduction des émissions de CH₄ entérique (Guyader *et al.*, 2015). La supplémentation en nitrates entraînerait une légère baisse de la consommation d'aliments d'en moyenne 2 % (Arndt *et al.*, 2022). Elle pourrait entraîner une émission de N₂O entérique par un mécanisme inconnu et possiblement une augmentation de la production de N₂O à partir des déjections (Petersen *et al.*, 2015). La supplémentation en nitrates nécessite un investissement financier rapporté à la réduction de CO₂e engendrée non négligeable mais inférieur à celui de la supplémentation lipidique (Doreau *et al.*, 2014).

Ajout de tannins

Le mécanisme expliquant la réduction des émissions de CH₄ entérique par l'ajout de tannins dans la ration alimentaire des ruminants n'est pas entièrement élucidé (Goel et Makkar, 2011). Pour les tanins hydrolysables une inhibition directe des micro-organismes méthanogènes est suspectée alors qu'une inhibition de la digestion des fibres est suggérée pour les tanins condensés (Goel et Makkar, 2011).

L'inclusion de fourrages tannifères dans la ration alimentaire réduirait les émissions quotidiennes de CH₄ entérique de 12 % en moyenne avec de fortes variations : 0 à 26 % selon les études (Arndt *et al.*, 2022 ; Knapp *et al.*, 2014). L'inclusion de fourrages tannifères dans la ration alimentaire réduirait l'intensité du CH₄ de 18 % en moyenne avec également de fortes variations selon les études : 8 à 26 % (Arndt *et al.*, 2022). Une différence d'efficacité importante entre les sources de tanin semble être à l'origine de cette variation (Arndt *et al.*, 2022). *Sericea lespedeza* est considéré comme étant le fourrage tannifère le plus prometteur, en termes de réduction des émissions de CH₄ entérique, suivi par les *Lotus corniculatus* et *pedunculatus* (Arndt *et al.*, 2022).

Les protocoles d'inclusion de tanins dans la ration des vaches ne sont pas encore clairement établis et semblent dépendre du type de tanin utilisé (Cardoso-Gutierrez *et al.*, 2021). Il a été démontré que la réduction des émissions de CH₄ entérique n'était significative qu'à partir d'une supplémentation en tanins supérieure à 20 g/kg MS (Jayanegara *et al.*, 2012). L'inclusion dans l'alimentation de fourrages tannifères est applicable à tout type de système fourrager (Arndt *et al.*, 2022). Les tanins peuvent permettre une réduction de l'excrétion d'azote dans l'urine, ce qui diminuerait les émissions d'ammoniac et de N₂O des ruminants (Zhang *et al.*, 2019). Les fourrages tannifères peuvent avoir des effets bénéfiques sur la santé des bovins en réduisant le nombre de nématodes intestinaux et en diminuant le risque de météorisation spumeuse (Frutos *et al.*, 2004 ; Niezen *et al.*, 2002).

La réduction de la digestibilité des fibres par les fourrages tannifères pourrait augmenter les émissions de CH₄ à partir des déjections par fermentation (Arndt *et al.*, 2022). Dans certaines études les fourrages tannifères ont été associés à une diminution de la consommation alimentaire (Häring *et al.*, 2008). En cas d'apport en protéines limité, les fourrages tannifères peuvent entraîner une baisse de la digestion des protéines et de la production laitière (Frutos *et al.*, 2004). Le rapport entre l'investissement et la réduction des émissions en CO₂e permise par l'inclusion de tanins dans la ration n'a pas encore été évalué (Arndt *et al.*, 2022).

Ajout de 3-nitrooxypropanol

Le 3-nitrooxypropanol (3NOP) oxyde l'enzyme nommée méthyl-coenzyme M réductase qui catalyse la formation de méthane par les archéobactéries ce qui entraîne une réduction de la formation de CH₄ par fermentation entérique (Duin *et al.*, 2016).

L'ajout de 3NOP à la ration des vaches laitières réduirait en moyenne la production quotidienne de CH₄ par fermentation entérique de 10 à 39 % et le rendement en CH₄ de 16 à 39 % selon les études (Dijkstra *et al.*, 2018 ; Reynolds *et al.*, 2014 ; van Gastelen *et al.*, 2020). La réduction de la production de CH₄ par ajout de 3NOP à la ration semble plus importante avec une augmentation de la teneur en 3NOP et au contraire diminuer avec une augmentation de la teneur en fibre (Dijkstra *et al.*, 2018). L'ajout de 3NOP à la ration des vaches laitières réduirait l'intensité du CH₄ de 32 % en moyenne (Arndt *et al.*, 2022). La supplémentation de 3NOP semble significativement plus efficace lorsqu'elle est administrée en continu et semble donc particulièrement adapté à une utilisation en stabulation (Hristov *et al.*, 2015). Elle peut être incorporée avec le fourrage ou l'aliment composé équilibré en granulés habituels pour une teneur de 100 mg/kg de MS ou 1,6 g/vache (Van Wesemael *et al.*, 2019). Elle ne semble pas affecter la consommation d'aliments ou le rendement laitier (Arndt *et al.*, 2022).

La supplémentation de 3NOP en élevage bovin n'a été approuvée par l'Union Européenne que récemment en 2022 (Bampidis *et al.*, 2021). La supplémentation en algues et notamment en *Asparagopsis taxiformis* est une autre méthode d'inhibition de la fermentation entérique à l'étude actuellement (Roque *et al.*, 2021).

Augmentation de la MSI

L'augmentation de la quantité de matière sèche ingérée entraîne une augmentation du taux de passage des aliments dans le rumen (Mathison *et al.*, 1998). Un taux de passage rapide réduit l'accès des micro-organismes méthanogènes ruminiaux à la matière organique et favorise la production de propionate permettant une réduction de la production de méthane par kg de MSI (Boadi *et al.*, 2004 ; Mathison *et al.*, 1998).

Pour une même ration alimentaire, une augmentation de la MSI d'un kg entraîne une diminution de l'intensité du CH₄ de 2 à 6 % (Knapp *et al.*, 2014). L'augmentation de l'apport alimentaire est applicable aux différents systèmes fourragers mais est particulièrement efficace dans certaines zones climatiques où les animaux sont sous-alimentés en raison d'un apport en fourrage insuffisant ou de mauvaise qualité (Arndt *et al.*, 2022). Une augmentation de la capacité d'ingestion peut être obtenue par sélection génétique (Beauchemin *et al.*, 2020). L'augmentation de l'apport alimentaire entraîne une augmentation de la production laitière (Arndt *et al.*, 2022).

L'augmentation de l'apport alimentaire diminue la digestibilité des fibres en raison de l'augmentation du taux de passage dans le rumen (Huhtanen *et al.*, 2009). Les effets potentiels de cette diminution de la digestibilité des fibres sur les émissions de méthane à partir des déjections doivent encore être évalués (Arndt *et al.*, 2022).

Récolte précoce de l'ensilage d'herbe

Les effets d'une récolte précoce de l'ensilage d'herbe sur les émissions de CH₄ entérique ont été étudiés (Arndt *et al.*, 2022). En général, la digestibilité des fourrages diminue avec l'augmentation de leur maturité (IPCC, 2006). Un ensilage d'herbe récolté plus précocement peut avoir une concentration en fibres plus faible, une digestibilité des fibres plus élevée et une teneur en azote plus élevée par rapport à un ensilage récolté plus tardivement (Elgersma et Søgaard, 2018). Une augmentation du rendement laitier est associée à une récolte précoce de l'ensilage d'herbe (Arndt *et al.*, 2022). Elle est attribuée à une teneur plus importante en énergie et protéines digestibles à ce stade de récolte (Arndt *et al.*, 2022).

Une récolte précoce de l'ensilage d'herbe réduit d'en moyenne 13 % l'intensité du méthane entérique (Arndt *et al.*, 2022). La récolte précoce de l'ensilage d'herbe semble être applicable à tous les systèmes de production (Arndt *et al.*, 2022). Une récolte précoce de l'ensilage d'herbe ne semble pas affecter le niveau d'ingestion des aliments et augmente le rendement laitier d'en moyenne 9 % (Arndt *et al.*, 2022). L'amélioration de la digestibilité des fibres d'en moyenne 15 % peut potentiellement réduire les émissions de CH₄ à partir des déjections (Arndt *et al.*, 2022).

L'augmentation de la teneur en azote de l'ensilage d'herbe pourrait entraîner une augmentation de l'excrétion d'azote (Arndt *et al.*, 2022). Les données relatives à l'effet de la teneur en azote du fourrage sur les émissions de N₂O à partir des déjections animales sont néanmoins très variables (Montes *et al.*, 2013). Dans une majorité des cas aucune différence significative voire une augmentation des émissions de N₂O ont été observés lors de la réduction de l'apport en protéines dans la ration de bovins laitiers (Arriaga *et al.*, 2010). Malgré l'augmentation du rendement laitier observée, la récolte précoce de l'ensilage d'herbe n'a pas été jugée rentable aux Pays-Bas (Van Middelaar *et al.*, 2014).

Diminution du rapport fourrage/concentré

La réduction des émissions de CH₄ entérique par diminution du rapport fourrage/concentré (augmentation de la proportion de concentré par rapport aux fourrages) dans l'alimentation semble être le résultat d'une modification des schémas de fermentation du rumen et d'une diminution du pH du rumen, qui inhibe les micro-organismes méthanogènes (Ungerfeld, 2020). Plus précisément une moindre fermentation des NDF, un déplacement de la digestion de l'amidon du rumen vers l'intestin grêle, une baisse du pH du rumen, une possible augmentation de l'ingestion et une proportion plus élevée de propionate parmi les AGV produits seraient à l'origine de cette réduction (Knapp *et al.*, 2014). Il a également été observé que lorsque le niveau d'alimentation augmente, le temps de séjour dans le rumen diminue davantage avec les régimes à haute teneur en concentré qu'avec les régimes à faible teneur en concentré (Huhtanen *et al.*, 2009).

La diminution du rapport fourrage/concentré permet la réduction des émissions de CH₄ entérique quotidienne d'en moyenne 13 % (Arndt *et al.*, 2022). Elle permet également une réduction de l'intensité du CH₄ entérique d'en moyenne 9 % (Arndt *et al.*, 2022). Plus précisément cette stratégie permettrait une diminution de l'intensité du CH₄ entérique de 2 % pour chaque augmentation de 1 % du taux de glucides non structurels de la ration (Knapp *et al.*, 2014). On peut s'attendre à une diminution de l'intensité du méthane entérique au-delà de 35 à 40 % d'inclusion de concentrés dans la ration alimentaire (Sauvant et Giger-Reverdin, 2009). La diminution du rapport fourrage/concentré permet d'augmenter le niveau d'alimentation et donc le rendement laitier d'en moyenne 17 % sans réduire la digestibilité des fibres (Arndt *et al.*, 2022). Une relation positive et hautement significative entre l'apport de concentrés alimentaires et les taux de matières grasses et protéiques du lait a également été décrite (Huhtanen et Hetta, 2012).

La mise en œuvre de cette stratégie peut être limitée par la disponibilité des concentrés, leur coût et le risque de perturbation du fonctionnement du rumen (Hristov *et al.*, 2022). La supplémentation en concentré à base de céréales doit être limitée car une suralimentation peut entraîner une acidose ruminale subaiguë (Abdela, 2016). Cette pathologie est associée à une perturbation de la fermentation du rumen, une diminution de la digestibilité des fibres, de la teneur en matière grasse du lait et de la santé des bovins (Abdela, 2016). L'utilisation accrue de concentrés à base de céréales dans les régimes alimentaires des ruminants pourrait à terme accentuer la concurrence alimentaire entre animaux et humains (Arndt *et al.*, 2022). L'utilisation de concentrés basés sur des sous-produits de l'industrie alimentaire pourrait permettre de contourner cette problématique (Arndt *et al.*, 2022). La rentabilité de cette stratégie dépend du rapport des coûts des fourrages et des concentrés (Arndt *et al.*, 2022). Si l'on inclut les émissions liées à la production d'aliments concentrés, les émissions absolues de GES ne diminuent pas toujours (Opio *et al.*, 2013). L'inclusion de concentrés peut ainsi ne pas être une option d'atténuation économiquement réalisable et socialement acceptable dans de nombreuses régions du monde (Gerber *et al.*, 2013).

b. Génétique

La sélection génétique est une stratégie intéressante dans le but de réduire l'intensité du CH₄ entérique (Basarab *et al.*, 2013 ; Berry, 2013 ; de Haas *et al.*, 2021, 2017 ; González-Recio *et al.*, 2020 ; Lassen et Difford, 2020 ; López-Paredes *et al.*, 2020).

Les objectifs internationaux actuels en matière d'élevage de bovins laitiers et donc de sélection génétique n'incluent pas explicitement les caractéristiques environnementales (Berry, 2013). Cependant les améliorations observées en matière de production laitière, de fertilité et de longévité contribuent à l'amélioration de l'intensité du méthane (Berry, 2013). Une revue récente de la littérature scientifique a mis en évidence une héritabilité de 0,21 pour la production de CH₄ entérique (de Haas *et al.*, 2021). La sélection génétique sur le rendement laitier semble augmenter légèrement les émissions de CH₄ entériques quotidiennes par vache (López-Paredes *et al.*, 2020). Plus précisément une corrélation génétique de l'ordre de 0,4 de la production de CH₄ entérique avec la MSI et les taux de protéines, de matières grasses et de lactose du lait a été estimée (de Haas *et al.*, 2021).

Zetouni *et al.* (2018) ont étudié les corrélations génétiques entre la production de CH₄ entérique et la conformation corporelle, la fertilité et la santé des vaches laitières. Plus précisément les caractères étudiés étaient l'intervalle entre le vêlage et la première insémination, l'intervalle entre la première et la dernière insémination, le nombre d'inséminations, les pathologies de la mamelle, les autres pathologies, la hauteur du corps, la largeur de la poitrine et la note d'état corporel. Les corrélations génétiques estimées entre la production de CH₄ entérique et ces caractères étaient faibles.

En incluant la production de CH₄ entérique dans l'objectif de sélection génétique d'élevage actuel en Europe avec une valeur économique nulle, une réduction de 13 % de l'intensité du CH₄ entérique peut être attendue en 2050 (de Haas *et al.*, 2021). En associant un poids économique à la production de CH₄ entérique dans l'objectif de sélection, cette réduction pourrait atteindre 24 % (de Haas *et al.*, 2021). Il a été estimé que l'enregistrement des données sur les émissions de CH₄ entérique dans 100 exploitations comprenant en moyenne 150 vaches chacune pendant au moins 2 ans serait nécessaire pour atteindre une fiabilité pour la prédiction génomique souhaitée pour l'obtention de tels résultats, fixée à un coefficient de détermination de 0,40 (de Haas *et al.*, 2021).

Dans le cadre d'une sélection génétique économiquement viable, les émissions de CH₄ entériques doivent être incluses dans un indice génétique global comprenant d'autres facteurs tels que l'intensité des émissions, les indices de production, la fertilité et la santé des vaches laitières (López-Paredes *et al.*, 2020). L'inclusion de ces différents critères avec une pondération adéquate dans la sélection génétique des vaches laitières permet de garantir l'équilibre économique de la filière (Lassen et Difford, 2020). Amer *et al.* (2018) ont développé une méthodologie pour estimer les pondérations à appliquer dans les indices de sélection afin de tenir compte de l'impact des caractères sélectionnés sur l'intensité des GES de la filière à l'échelle nationale.

La sélection génétique est considérée comme une approche permanente, rentable et cumulative de la réduction de l'empreinte environnementale des systèmes de production de bovins laitiers dans le cadre d'une stratégie globale d'atténuation nationale et même mondiale (Berry, 2013 ; de Haas *et al.*, 2021). La limite biologique de la réduction de la production de CH₄ entérique reste inconnue, il est donc nécessaire de s'assurer qu'une sélection plus forte sur le méthane ne nuise pas à la digestion des aliments et à la santé des bovins (González-Recio *et al.*, 2020). Actuellement les informations concernant les paramètres génétiques des émissions GES chez les bovins laitiers manquent de précision (Berry, 2013 ; de Haas *et al.*, 2021, 2017 ; López-Paredes *et al.*, 2020). De nouvelles études avec un grand nombre d'animaux de génotypes connus dans une large gamme d'environnements sont nécessaires pour estimer de tels paramètres et également pour étudier les interactions entre le génotype et les différentes conditions environnementales (Berry, 2013 ; de Haas *et al.*, 2021, 2017 ; López-Paredes *et al.*, 2020).

Une sélection du microbiote est un potentiel levier de réduction des émissions de CH₄ entérique (Lassen et Difford, 2020). Des recherches supplémentaires sur la stabilité du microbiote du rumen tout au long de la vie des vaches, les modèles d'hérédité et l'inclusion de l'influence de l'alimentation sont nécessaires avant de mettre en œuvre une telle stratégie (Lassen et Difford, 2020).

c. Conduite de troupeau

La gestion de la reproduction a un impact sur les émissions de CH₄ entérique en élevage bovin lait (Dall-Orsoletta *et al.*, 2019 ; Garnsworthy, 2004). La diminution de l'âge au premier vêlage et du taux de renouvellement montre un potentiel de réduction des émissions de CH₄ entérique, principalement en modifiant le nombre de vaches laitières et de génisses de renouvellement dans le troupeau (Dall-Orsoletta *et al.*, 2019). L'amélioration de la fertilité du troupeau permet également de réduire le nombre de génisses de renouvellement pour un troupeau donné (Garnsworthy, 2004). L'amélioration de la fertilité peut permettre une réduction des émissions de CH₄ entérique quotidiennes d'un troupeau pouvant atteindre 24 % (Garnsworthy, 2004). Dall-Orsoletta *et al.* (2019) ont réalisé une étude en France afin d'estimer l'impact de la réduction de l'âge au premier vêlage et du taux de renouvellement sur les émissions de CH₄ entérique. Ils ont ainsi estimé une diminution de 20 % des émissions pour une réduction de l'âge au premier vêlage de 3 à 2 ans et une diminution de 16,4 % pour une diminution du taux de renouvellement de 45 à 25 %. Lors de la campagne 2018-2019, l'âge au premier vêlage dans les exploitations laitières françaises était en moyenne de 32 mois et le taux de renouvellement moyen, correspondant au pourcentage de primipares dans le troupeau, était de 31 % (IDELE, 2019a).

Le raccourcissement de la période de tarissement des vaches laitières semble améliorer le statut métabolique au début de la lactation et réduit la durée de vie non productive des vaches laitières (Andersen *et al.*, 2005). Une réduction de la période de tarissement à 28 jours contre 56 jours classiquement semble réduire la production laitière du troupeau de 3,0 % tout en entraînant une augmentation des émissions de méthane entérique globales de l'élevage de 0,7 % respectivement (Kok *et al.*, 2017). Cependant les potentielles améliorations en termes de santé sont encore à évaluer et pourrait rendre cette stratégie intéressante en termes de rentabilité et de potentiel réduction des émissions de GES (Kok *et al.*, 2017).

Lehmann *et al.* (2019) ont estimé les conséquences économiques et environnementales d'**une augmentation de la durée de lactation** des vaches laitières. Le principal intérêt de cette stratégie est la réduction du taux de renouvellement. Dans leur étude une réduction des émissions globales de GES allant jusqu'à 8,1 % par vache et par an a été observée. La diminution de la production d'aliments et de la fermentation entérique étaient les facteurs déterminants de cette réduction. En pratique les intervalles de vêlage étaient augmentés de 13 à 15 ou 17 mois. La réduction de l'utilisation d'aliments par le troupeau permettrait de réduire la superficie de l'exploitation consacrée à la production d'aliments pour le troupeau. L'effet économique global dépend de la capacité de l'agriculteur à utiliser cette surface potentiellement libérée pour nourrir d'autres animaux ou constituer une source de revenu complémentaire. Si le marché exige une offre inchangée de lait et de viande de bœuf, l'allongement de la lactation risquent d'entraîner des émissions indirectes liées à la production de viande de bœuf de substitution, ce qui peut conduire à une augmentation des émissions totales.

Bacenetti *et al.* (2016) ont évalué les effets de **l'introduction d'une troisième traite quotidienne** sur les performances environnementales d'une exploitation laitière intensive conventionnelle du nord de l'Italie. Ils ont estimé que l'augmentation de la fréquence de la traite améliorerait les performances environnementales en particulier le potentiel d'eutrophisation mais également l'intensité des émissions globales de GES (diminution d'environ 10 %).

L'allongement de la durée de vie productive des vaches laitières permet notamment de diminuer le taux de renouvellement des génisses et donc le nombre d'animaux non productifs dans l'élevage (Grandl *et al.*, 2019). Il a été suggéré que l'intensité des émissions de CH₄ entérique et la rentabilité de la production laitière étaient les plus favorables pour les vaches ayant une longue durée de vie productive (Grandl *et al.*, 2019). Si l'on prend en compte la perte de production en viande bovine liée à ce levier, la réduction de la production de CH₄ entérique rapportée à la production de l'exploitation diminue également mais une variabilité plus importante des résultats est observée (Grandl *et al.*, 2019). En pratique limiter la proportion de vaches laitières quittant le troupeau avant la fin de la 1^{ère} lactation semble être un moyen efficace pour réduire les émissions de GES d'un élevage tout en améliorant sa rentabilité (Grandl *et al.*, 2019). De nouvelles études à plus grande échelle sont nécessaires pour estimer plus précisément la durée idéale de la vie productive d'une vache laitière en termes de rentabilité et d'émissions de GES ainsi que pour quantifier ces bénéfices (Grandl *et al.*, 2019).

d. Santé

Les altérations de la santé des bovins laitiers sont associées à des changements comportementaux et métaboliques tels qu'une réduction de la consommation d'aliments, une diminution de la capacité à digérer les aliments et une augmentation des besoins énergétiques pour l'entretien (Llonch *et al.*, 2017). Ces altérations peuvent conduire à une augmentation du taux d'abattage involontaire qui, à son tour, réduit la durée de vie productive moyenne du troupeau et augmente l'intensité des émissions de GES (Gerber *et al.*, 2013 ; Weiske *et al.*, 2006). L'amélioration de la santé peut également réduire les inefficacités résultant de la baisse de productivité des animaux et des pertes liées aux produits rendus impropres à la consommation (de Boer *et al.*, 2011).

Au Royaume-Uni, une modélisation a estimé qu'un programme vétérinaire capable de réduire de 50 % les impacts de dix maladies des bovins laitiers permettrait d'améliorer la productivité de l'élevage laitier et de réduire de 7 à 13 % l'intensité de ses émissions de méthane entérique (Elliott *et al.*, 2014). Dans les pays en développement les maladies animales provoquent une perte importante de ressources alimentaires et environnementales (Pradère, 2017). Une simulation réalisée à partir des données zootechniques des troupeaux bovins des pays du Sahel a montré qu'une modeste amélioration de la santé animale, permettant de réduire de 20 à 15 % le taux annuel moyen de mortalité des veaux et de 7 à 5 % le taux annuel moyen de mortalité des bovins adultes, permettrait de réduire de 17 % les émissions de CH₄ dans les troupeaux étudiés (Pradère, 2015).

Une simulation néerlandaise a estimé que l'intensité globale des émissions de GES des vaches ayant eu au moins une **mammite clinique** dans sa lactation augmentait en moyenne de 6,2 % par rapport aux vaches sans épisode de mammite clinique (Mostert *et al.*, 2019). Cette augmentation était encore plus importante pour les vaches ayant eu deux épisodes de mammite clinique (Mostert *et al.*, 2019).

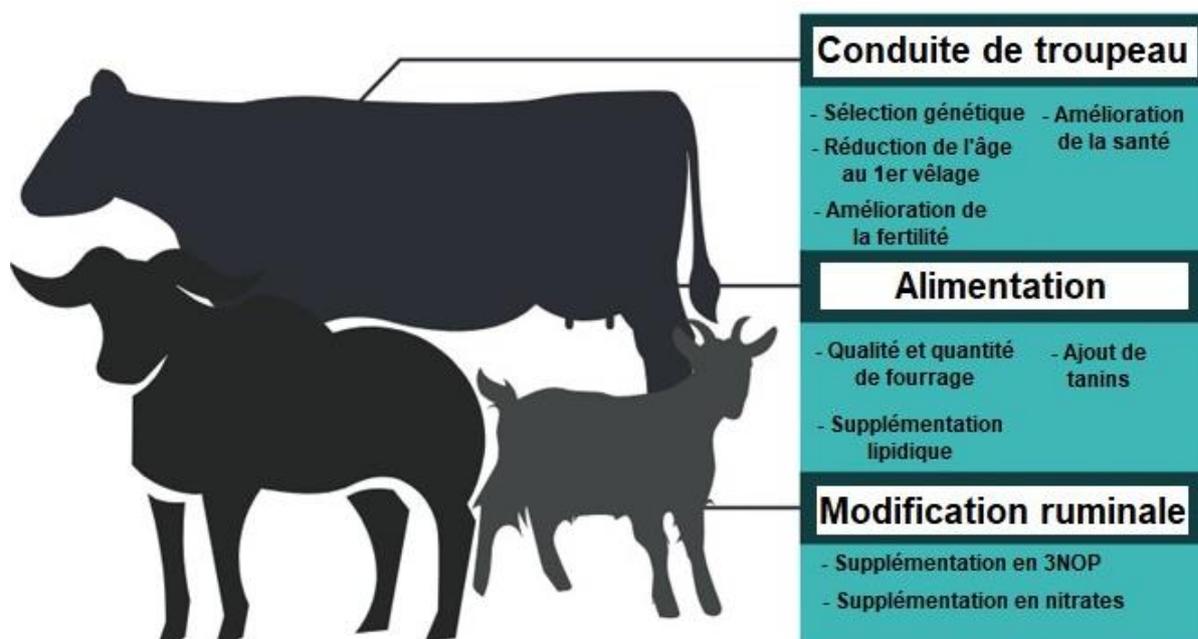
Une simulation similaire a estimé qu'un épisode de **cétose subclinique** et les potentielles maladies associées (mammite, métrite, déplacement de la caillette, boiterie et cétose clinique) augmentait en moyenne l'intensité des émissions de GES d'une vache laitière de 2,3 % (Mostert *et al.*, 2018a). Un autre modèle a été utilisé dans le but d'évaluer l'impact des **mammites subcliniques** sur les émissions de GES en élevage bovin laitier (Özkan Gülzari *et al.*, 2018). Une diminution de l'intensité des émissions de GES globales de l'exploitation de 3,7 % a été estimée pour une réduction du comptage des cellules somatiques de 800 000 à 50 000 cellules/mL (Özkan Gülzari *et al.*, 2018).

L'impact des **lésions podales** chez les vaches laitières sur l'intensité des émissions de GES d'un élevage a également été estimé (Mostert *et al.*, 2018b). Dans cette étude l'intensité des émissions de GES d'une vache laitière augmentait en moyenne de 1,5 % par épisode de lésion podale (Mostert *et al.*, 2018b). Plus précisément elle augmentait en moyenne de 0,4 % par épisode de dermatite digitée, de 4,3 % par épisode de maladie de la ligne blanche, et de 3,6 % par épisode d'ulcère de la sole (Mostert *et al.*, 2018b). Par sa prévalence plus élevée, et ce malgré l'impact plus faible d'un épisode isolé, la dermatite digitée était l'affection podale qui avait l'impact le plus élevé en termes d'émission de GES (Mostert *et al.*, 2018b).

L'amélioration de la santé animale par la prévention et le contrôle des maladies et des parasites est considérée comme fondamentale pour **le bien-être des animaux** (World Organisation for Animal Health, 2012). Il a été suggéré que dans certains cas un meilleur bien-être animal pouvait être bénéfique pour la productivité et donc pour les émissions de GES (Place et Mitloehner, 2014). L'augmentation de l'espace disponible et de la propreté, ainsi que la gestion de la température du bâtiment et l'accès aux pâturages ont notamment été identifiés comme des mesures de bien-être ayant un impact potentiel sur l'environnement (Herzog *et al.*, 2018).

La Figure 6 résume les principaux leviers de réduction des émissions de CH₄ entérique en élevage bovin laitier.

Figure 6 : Schéma présentant les principaux leviers de réduction des émissions de méthane entérique d'après Arndt et al. (2022)



B. Leviers de réduction des émissions des autres sources de GES

Les solides volatils (SV) particulaires et dissous (labiles) sont des déterminants importants des émissions de CH₄ et de N₂O provenant des déjections animales au stockage et à l'épandage (Petersen, 2018). Pendant le stockage, le carbone et l'azote labiles sont des sources de CH₄ et de N₂O, notamment via l'émission d'ammoniac, tandis que les SV particulaires peuvent limiter les émissions atmosphériques si une croûte naturelle se forme (Petersen, 2018). Les croûtes de surface sont elles-mêmes un site potentiel d'émission du CH₄ et du N₂O (Petersen, 2018). Lors de l'épandage, la quantité et la composition des SV dans le fumier jouent un rôle important dans la redistribution du carbone et de l'azote labiles qui, avec les propriétés du sol, déterminent le potentiel d'émissions de N₂O (Petersen, 2018).

a. Alimentation

Jayasundara *et al.* (2016) ont présenté une revue des effets des différentes stratégies de nutrition des bovins laitiers, y compris les additifs, sur les émissions globales de CH₄ et N₂O au sein d'un élevage. Des émissions réciproques de CH₄ à partir du fumier ont notamment été suggérées dans le cadre d'une stratégie de réduction des émissions de CH₄ entérique par supplémentation lipidique (Hellwing *et al.*, 2014). Parmi les additifs, les résultats les plus prometteurs ont été obtenus avec le nitrate et le 3NOP, avec dans certains cas des effets d'atténuation des émissions quotidiennes de CH₄ de 30 à 60 % (Jayasundara *et al.*, 2016). Cependant des études supplémentaires sont nécessaires pour documenter pleinement les implications de ces additifs pour l'environnement et la santé animale (Jayasundara *et al.*, 2016). La réduction du taux de protéines dans la ration des vaches laitières pourrait permettre une réduction de la quantité d'azote excrétée sous forme d'urée dans l'urine (Petersen, 2018). Une telle réduction de l'azote urinaire pourrait réduire les pertes de NH₃ et donc les émissions indirectes de N₂O (Misselbrook *et al.*, 2005 ; Petersen *et al.*, 1998).

b. Gestion des déjections

Les émissions d'ammoniac, et donc de N₂O, et de CH₄ provenant du lisier peuvent être réduites par **acidification**. Une baisse de pH permet notamment une inhibition de l'activité des micro-organismes méthanogènes et une diminution de la volatilité de l'ammoniac (Chen *et al.*, 2008 ; Sommer et Husted, 1995). Cette acidification peut être réalisée par ajout d'acide sulfurique (H₂SO₄) (Fangueiro *et al.*, 2015). En pratique le lisier contenu dans les fosses sous les caillebotis est acidifié par pompage vers un réservoir de traitement externe pour un ajustement quotidien à un pH de 5,5 avec ajout d'acide sulfurique dans le cadre d'un processus strictement confiné et automatisé, l'acidification peut aussi avoir lieu directement dans les réservoirs de stockage ou pendant l'épandage (Fangueiro *et al.*, 2015). Une réduction de 50 % des émissions de NH₃ et de 60 % des émissions de CH₄ provenant de la gestion du fumier peuvent être obtenues par acidification (Misselbrook *et al.*, 2016 ; Petersen, 2018 ; Petersen *et al.*, 2012). De potentiels risques pour la santé des hommes et des animaux et l'effet de l'application sur le terrain de soufre en excès par rapport aux besoins des cultures sont à évaluer avant de mettre en place une acidification par H₂SO₄ (Petersen, 2018).

La **digestion anaérobie (DA)** ou biométhanisation est un processus par lequel la matière organique est décomposée par des bactéries en l'absence d'oxygène (Marañón *et al.*, 2011). Les produits qui en résultent sont le biogaz, qui contient du CH₄ et du CO₂ ainsi que des traces d'autres gaz, et le digestat, une substance semblable à une boue qui contient les matières solides résiduelles (Marañón *et al.*, 2011). La majorité des nutriments sont contenus dans le digestat, ce qui en fait une source précieuse de biofertilisant (Marañón *et al.*, 2011). En plus des émissions de GES évitées par stockage du biogaz d'autres réductions des émissions peuvent être réalisées grâce à l'utilisation de celui-ci pour remplacer l'utilisation d'énergie fossile (Marañón *et al.*, 2011). Il peut s'agir d'un remplacement direct dans l'exploitation pour le chauffage et le transport, ou d'un remplacement indirect par la production d'électricité (Marañón *et al.*, 2011). Au Danemark la potentielle réduction des émissions de CH₄ à partir des déjections des bovins à l'échelle nationale grâce à une stratégie de DA a été estimée à 40 % (Nielsen *et al.*, 2016). Dans le cas d'une exploitation laitière intensive conventionnelle en Italie il a été estimé que la DA permettait une réduction, rapportée à la production laitière, de l'acidification de l'air (29 %), des émissions totales de GES (22 %) et du potentiel d'eutrophisation (18 %) (Bacchetti *et al.*, 2016).

Les technologies utilisées dans une stratégie de DA vont de la couverture de fosses ou de lagunes à la ferme, avec ou sans chauffage, à des réacteurs centralisés avec chauffage et mélange actif voire inclusion de co-digestats organiques pour augmenter la production de biogaz (Petersen, 2018). Étant donné que la dégradation des SV a également lieu pendant la période de collecte, un temps de rétention plus court dans la fosse avant le traitement par DA peut permettre de réduire les émissions de CH₄ tout en augmentant les rendements en biogaz (Petersen, 2018). Massé *et al.* (2011) ont décrit les trois principales conditions pour permettre une réduction efficace des émissions non contrôlées de CH₄ provenant du stockage des déjections animales par DA. Le système mis en place doit ainsi comprendre un bioréacteur étanche au gaz qui élimine les émissions fugitives de CH₄ provenant du bioréacteur à grande échelle, le temps de rétention doit être suffisant pour extraire la majeure partie de l'énergie des substrats organiques et le réservoir de stockage à long terme recevant l'effluent du bioréacteur doit avoir une couverture étanche au gaz pour collecter et recycler le CH₄ résiduel.

Les effets potentiels de la DA sur les émissions de N₂O et NH₃ sont encore à évaluer, actuellement quelques études montrent un potentiel de réduction de NH₃ avec cette méthode (Chantigny *et al.*, 2009, 2007). Malgré ces atouts, la mise en œuvre réussie de la DA dans les exploitations agricoles se heurte à différents obstacles (Massé *et al.*, 2011). Le principal obstacle identifié est le coût élevé de la modification des infrastructures agricoles existantes et de l'équipement supplémentaire nécessaire au fonctionnement d'un digesteur (Massé *et al.*, 2011). Les coûts d'investissement élevés, la faible rentabilité de l'énergie produite et les échecs techniques ont notamment empêché les éleveurs nord-américains d'adopter cette stratégie (Massé *et al.*, 2011). Le faible prix de l'énergie, le manque de coopération entre les parties concernées (éleveurs, industrie, municipalités, secteur de l'énergie) et les réglementations restrictives concernant la co-digestion, l'assainissement et l'utilisation des biogaz freinent également la mise en place de la DA (Tafdrup, 1995). La mise en place de crédits carbone et de politiques pour subventionner la production d'énergie issue de la DA pourrait faciliter son développement (Massé *et al.*, 2011).

Un organisme méthanotrophe est un procaryote capable de se développer en utilisant exclusivement le CH₄ comme source de carbone et d'énergie (Duan *et al.*, 2017). Des méthanotrophes vivent dans des croûtes à la surface du fumier et les lignes directrices 2006 du Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (GIEC) ont évoqué une potentielle réduction de 40 % des émissions de CH₄ à partir des déjections des bovins en maximisant leur activité (IPCC, 2006). Cependant cette estimation ne prend pas en compte la possibilité d'un échappement du CH₄ par d'éventuelles fissures (Petersen, 2018). **L'utilisation d'une couverture sur les entrepôts de fumier**, combinée à une croûte et à une ventilation passive ou active pourrait permettre de maintenir des concentrations élevées de CH₄ disponibles pour les méthanotrophes (Duan *et al.*, 2017 ; Petersen et Miller, 2006). Des couvertures pour les réservoirs à lisier actuellement utilisées pour la protection contre les pertes de NH₃ pourraient également être utilisées à cet effet (Petersen, 2018).

Le biochar est un matériau solide obtenu à partir de la carbonisation de la biomasse (Cha *et al.*, 2016). Le biochar possède une structure poreuse unique et d'abondants groupes fonctionnels de surface, qui peuvent potentiellement contribuer à atténuer les émissions de GES et de NH₃ lors du compostage des déjections des bovins (Yin *et al.*, 2021). L'ajout de biochar lors du compostage a le potentiel de réduire les émissions de CH₄ et de N₂O de plus de 90 % mais également celles de NH₃ d'environ 60 % (Awasthi *et al.*, 2017).

Il a été démontré que la quantité de biochar idéale pour réduire les émissions de GES est de 10g de biochar pour 100g de MS de compost (Yin *et al.*, 2021). Le biochar produit par pyrolyse à haute température (500-900°C) a un effet plus important sur l'atténuation des émissions de CH₄ et de N₂O, tandis que le biochar produit par pyrolyse à basse température (200-500 °C) est plus efficace pour réduire les émissions de NH₃ (Yin *et al.*, 2021). Le biochar granulaire est plus efficace pour atténuer les émissions de CH₄, tandis que l'ajout de biochar en poudre est plus efficace pour réduire les émissions de NH₃ (Yin *et al.*, 2021).

c. Levier mixte : réduction des excédents azotés

Les principales stratégies permettant de **réduire les excédents azotés** au sein des déjections des bovins sont l'alimentation, un temps de rétention dans la fosse à lisier plus court, une couverture des zones stockages des déjections, l'acidification et la DA (Petersen, 2018). Dans certains cas ces stratégies doivent être combinées afin d'éviter une augmentation des émissions de NH₃ (Hutchings *et al.*, 1996 ; Petersen *et al.*, 1998).

La réduction de la teneur en protéines brutes de la ration alimentaire et de l'utilisation d'engrais minéraux lors de la production de cette ration semble permettre une réduction des excédents azotés avec peu d'effet sur la productivité (Powell et Rotz, 2015). Dans les exploitations laitières néerlandaises cette stratégie a permis une réduction de 20 % de l'excédent d'azote (Schils *et al.*, 2006). Parallèlement les émissions de CH₄ ont augmenté en raison de la collecte et du stockage d'une plus grande quantité de fumier dans les exploitations (Schils *et al.*, 2006). Une réduction globale des émissions de GES de 6 % a néanmoins été calculée avec un potentiel d'amélioration par l'adoption de mesures d'atténuation des émissions de CH₄ pendant le stockage du fumier (Schils *et al.*, 2006).

C. Leviers de réduction globaux des émissions de GES

L'optimisation de l'efficacité de production des vaches laitières semble avoir un haut potentiel dans le but de réduire l'impact environnemental global de l'élevage bovin lait (de Boer *et al.*, 2011 ; Kristensen *et al.*, 2011 ; Liang et Cabrera, 2015 ; Rotz *et al.*, 2010). Parmi les leviers appartenant à cette stratégie les mieux décrits sont l'augmentation de la valeur génétique du troupeau avec notamment la sélection des vaches les plus productives, la réduction du taux de renouvellement, l'amélioration des paramètres de fertilité et de santé et l'augmentation de l'efficacité de la conversion alimentaire grâce à une ration équilibrée et précise associée à une amélioration de la qualité de l'ensilage (Bacenetti et Fusi, 2015 ; de Boer *et al.*, 2011 ; Guerci *et al.*, 2013a ; D. O'Brien *et al.*, 2014 ; Vellinga *et al.*, 2011).

La gestion des déjections animales est un autre levier avec un haut potentiel d'atténuation de l'impact environnemental de l'élevage bovin laitier (Weiske *et al.*, 2006). Parmi les leviers appartenant à cette stratégie on retrouve notamment la digestion anaérobie, la couverture des installations de stockage et la réduction des excédents azotés (Duan *et al.*, 2017 ; Massé *et al.*, 2011 ; Petersen, 2018).

Les élevages laitiers adoptant **un système d'agriculture biologique** semblent avoir une efficacité alimentaire, calculée comme le rendement ECM sur MSI, plus réduite et une intensité du méthane plus importante (Brito et Silva, 2020). Cependant un tel système permet un niveau de stockage du carbone plus important pouvant représenter une compensation considérable des émissions de GES (Horrillo *et al.*, 2020). Plusieurs auteurs ont constaté des variations significativement plus importantes en termes d'émissions globales de GES entre les exploitations d'un même système (conventionnel, biologique, intensif ou extensif) qu'entre les systèmes (Flysjö *et al.*, 2011 ; Haas *et al.*, 2001). Cette observation laisse penser que la combinaison des pratiques de gestion au sein d'une exploitation joue un rôle significativement plus important en termes d'impact environnemental que son appartenance à un système de production particulier (Wattiaux *et al.*, 2019).

En France au cours de la période 1961-2019, la production de lait par vache laitière a augmenté en moyenne de 89 kg par an, alors que le poids des carcasses des animaux abattus dans le secteur laitier a augmenté de 0,6 kg par an (CITEPA, 2022). Cette augmentation du potentiel de production des vaches laitières associée à l'introduction des quotas laitiers qui ont limité la production totale de lait jusqu'à la fin de cette politique en 2015 a conduit à une forte réduction du nombre de vaches laitières (CITEPA, 2022 ; Faverdin *et al.*, 2022). Parallèlement le nombre de vaches allaitantes (Blonde d'Aquitaine, Charolaise, Limousine) a fortement augmenté avec des animaux de plus grands formats et à croissance rapide dans des exploitations de plus en plus spécialisées (Pflimlin *et al.*, 2009). Or l'intensité des GES de la viande provenant du secteur allaitant est généralement plus élevée que celle de la viande provenant du secteur laitier (Faverdin *et al.*, 2022). Les gains d'efficacité alimentaire et d'émissions de GES des vaches laitière obtenus notamment grâce au progrès génétique ont été compensés par **la baisse de la coproduction de viande** du troupeau laitier et l'augmentation du nombre de bovins de boucherie (Faverdin *et al.*, 2022 ; Zehetmeier *et al.*, 2012). A l'échelle nationale l'augmentation de la production de lait par vache ne permet donc pas de réduire les émissions de GES de l'ensemble du cheptel bovin, à moins que la production et la donc consommation de viande ne soit simultanément réduite (Faverdin *et al.*, 2022 ; Zehetmeier *et al.*, 2012).

Le potentiel de réduction global des émissions de GES du secteur agricole français d'ici 2030 en CO₂e par an est estimé à 33 % (CITEPA, 2022 ; Pellerin *et al.*, 2017). Ce potentiel de réduction est comparable à celui obtenu dans d'autres pays européens (Moran *et al.*, 2011 ; Donal O'Brien *et al.*, 2014). Par exemple, les potentiels de réduction estimés en Irlande, au Royaume-Uni et à l'échelle mondiale sont respectivement de 13 % à 17 %, 25 % à 54 % et 58 % (McKinsey, 2009 ; Moran *et al.*, 2011 ; Donal O'Brien *et al.*, 2014). Parmi les mesures sélectionnées dans cette estimation on retrouve plusieurs stratégies concernant l'élevage bovin lait (Pellerin *et al.*, 2017). Les stratégies en question sont la réduction de l'apport en engrais azotés minéraux, l'optimisation de la gestion des prairies associée à une augmentation de l'utilisation des légumineuses dans les prairies temporaires, la modification de l'alimentation des bovins comprenant un remplacement des glucides par des graisses insaturées, l'utilisation de certains additifs et une réduction de la teneur en azote, l'augmentation de l'utilisation la digestion anaérobie et de la couverture des zones de stockage des déjections animales et la réduction de la consommation de combustibles fossiles par les bâtiments et les machines agricoles (Pellerin *et al.*, 2017). L'application de certaines stratégies incluses dans cette estimation pourrait permettre une meilleure gestion du cycle de l'azote dans l'agriculture et avoir des effets positifs sur la qualité de l'eau et de l'air (Pellerin *et al.*, 2017). Une grande partie du potentiel de réduction des émissions de GES du secteur agricole peut être obtenue sans réduire la rentabilité des activités agricoles voire en l'augmentant notamment grâce aux économies obtenues par la diminution de l'utilisation d'intrants et l'augmentation de l'efficacité alimentaire (Moran *et al.*, 2013 ; Pellerin *et al.*, 2017).

Bilan de la première partie

La Figure 7 présente la répartition des sources d'émission au sein de l'exploitation mis en évidence dans cette première partie consacrée aux GES. Le Tableau 8 recense les principaux leviers de réduction des émissions de GES tirés de notre étude bibliographique.

Figure 7 : Répartition des sources d'émission de GES à la ferme en élevage bovin laitier d'après CITEPA (2020)

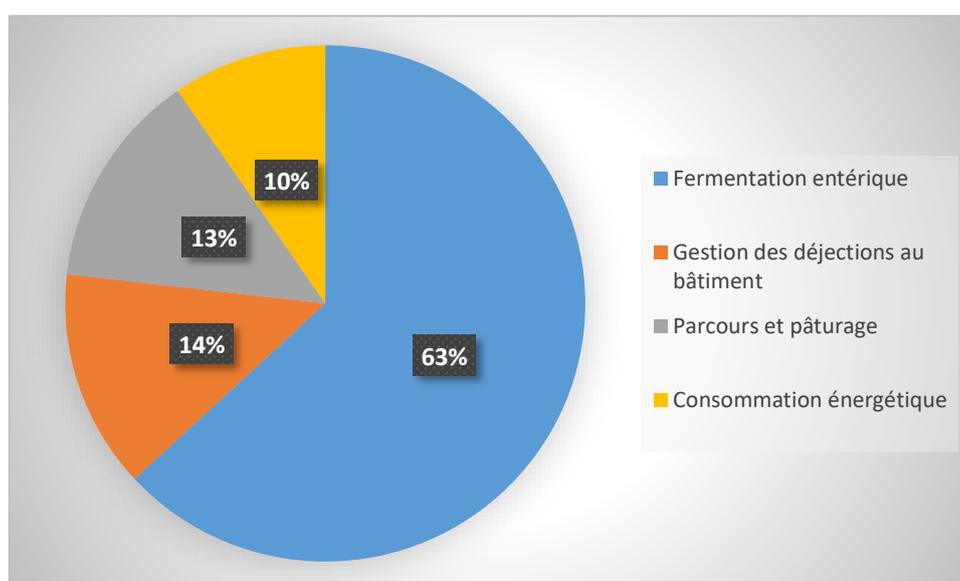


Tableau 8 : Récapitulatif des principaux leviers de réduction des émissions de GES (réalisation personnelle)

	Modalités	Sources d'émission
Alimentation	Qualité et quantité du fourrage adéquates, supplémentation en lipides, tannins voire nitrates et 3NOP	Fermentation entérique
Génétique	Amélioration de la production laitière, de la fertilité et de la longévité voire inclusion de la fermentation entérique dans les objectifs de sélection génétique	Fermentation entérique principalement
Gestion des déjections	Digestion anaérobie, acidification, ajout de biochar	Gestion des déjections au bâtiment
Conduite de troupeau	Amélioration de la fertilité, réduction de l'âge au 1 ^{er} vêlage, augmentation de la durée de vie productive	Fermentation entérique principalement
Santé	Réduction de l'incidence des affections néonatales, des mammites, des cétozes et des lésions podales	Fermentation entérique principalement

En parallèle de son rôle dans les émissions de GES, l'élevage bovin laitier participe également au stockage de carbone. La partie suivante est ainsi consacrée à la description de ce rôle de stockage et à la présentation des méthodes de mesure et des leviers d'optimisation associés.

Deuxième partie : stockage de carbone en élevage bovin laitier

1. Contextualisation : Place de l'élevage bovin laitier dans le stockage de carbone en France

Les prairies sont des surfaces agricoles composées de végétation herbacée, principalement des graminées et des légumineuses, destinées à l'alimentation des animaux (IDELE, 2021). Les prairies sont séparées en deux catégories, les prairies permanentes qui sont semées depuis plus de six ans et les prairies temporaires, en place depuis moins de six ans (IDELE, 2021). Les prairies sont pâturées par les troupeaux et peuvent également être fauchées pour constituer des stocks de fourrages sous forme de foin, d'ensilage ou d'enrubannage (IDELE, 2021). Les parcours sont des espaces de végétation non semée, herbacée, arbustive ou arborée et peu ou pas mécanisables (IDELE, 2021). La productivité en biomasse consommable de ces espaces est faible et leur valorisation est réalisée majoritairement par le pâturage de troupeaux (IDELE, 2021).

En 2021, 11,5 millions d'hectares (ha) de prairies et 2,2 millions d'ha de parcours étaient réservés à l'alimentation de 27 millions de ruminants en France (IDELE, 2021). En 2018, le stockage de carbone (C) permis par les prairies en France était estimé à 7,5 Mt CO₂e (CITEPA, 2022). Les stocks de carbone moyens sur les 30 premiers centimètres de sol sous les prairies permanentes sont de 85 tonnes de C par ha (Pellerin *et al.*, 2020). Ainsi les stocks de carbone organique correspondants aux prairies permanentes pour le territoire français sont de 0,79 Gt soit 22 % du stock total de C des sols français (Pellerin *et al.*, 2020).

En France les terres arables comprenant notamment les grandes cultures, les cultures de fourrages annuels et les prairies temporaires occupaient 18,4 millions d'ha en 2016 (Agreste, 2019). Les stocks de carbone moyens sur les 30 premiers centimètres de sol sous les cultures annuelles sont de 51,7 tonnes de C par ha (Pellerin *et al.*, 2020). Ainsi les stocks de carbone organique correspondants aux cultures annuelles pour le territoire français sont de 0,95 Gt soit 25 % du stock total de C des sols français (Pellerin *et al.*, 2020).

En 2020, une exploitation laitière moyenne disposait de 35 ha de prairies (Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, 2020). Entre 2013 et 2021 une étude menée sur 8324 élevages bovins laitiers français a estimé qu'en moyenne un élevage permettait le stockage de 872 kg de CO₂e par ha de surface agricole utile (SAU) (IDELE, 2023a). Cette SAU était en moyenne de 120 ha et composée de 25 % de prairie permanente, 25 % de prairie temporaire, 23 % de maïs, 23 % de culture destinée à la vente, 3 % de culture auto-consommée et 1 % d'autres fourrages (IDELE, 2023a). Le stockage de carbone moyen d'un élevage bovin laitier était de 0,15 kg CO₂e/L de lait pour une émission de GES moyenne de 1,01 kg CO₂e/L de lait (IDELE, 2023a).

2. Description des mécanismes de stockage du carbone

Les matières organiques des sols sont principalement des molécules organiques issues de la transformation des apports par les plantes (Rasse *et al.*, 2005). On retrouve également des sources de matières organiques exogènes qui sont essentiellement issues d'autres activités et seront appelées produits résiduels organiques (PRO) par la suite (Pellerin *et al.*, 2020). Parmi ces PRO on retrouve les effluents d'élevage, les boues d'épuration urbaine et les digestats issus de la méthanisation (Pellerin *et al.*, 2020).

Les micro-organismes (champignons et bactéries) mais aussi la macrofaune (vers de terre, termites, fourmis) sont essentiels dans la production, la transformation et la minéralisation des matières organiques du sol (Pellerin *et al.*, 2020). Le macrofaune fragmente la litière et l'incorpore au sol (Bohlen *et al.*, 2004). Les réactions de biotransformations dans les sols sont des réactions chimiques catalysées par des enzymes dues à l'activité de microorganismes (Pellerin *et al.*, 2020). Il s'agit de réactions à la fois de dégradation mais aussi de synthèse (Pellerin *et al.*, 2020). Les réactions de dégradation des composés organiques sont principalement réalisées par dépolymérisation hydrolytique ou oxydative (Lehmann et Kleber, 2015). L'action des enzymes extracellulaires se poursuit jusqu'à ce que les produits de réaction de plus petite taille (sucres, composés phénoliques, acides aminés, lipides) puissent être transportés au travers des membranes cellulaires des micro-organismes (Lehmann et Kleber, 2015 ; Pellerin *et al.*, 2020). La dégradation oxydative se poursuit jusqu'à son stade ultime pour lequel les éléments sont minéralisés (CO_2 , NH_4^+ , H_2O , HPO_4^{2-} , SO_4^{2-}) (Pellerin *et al.*, 2020).

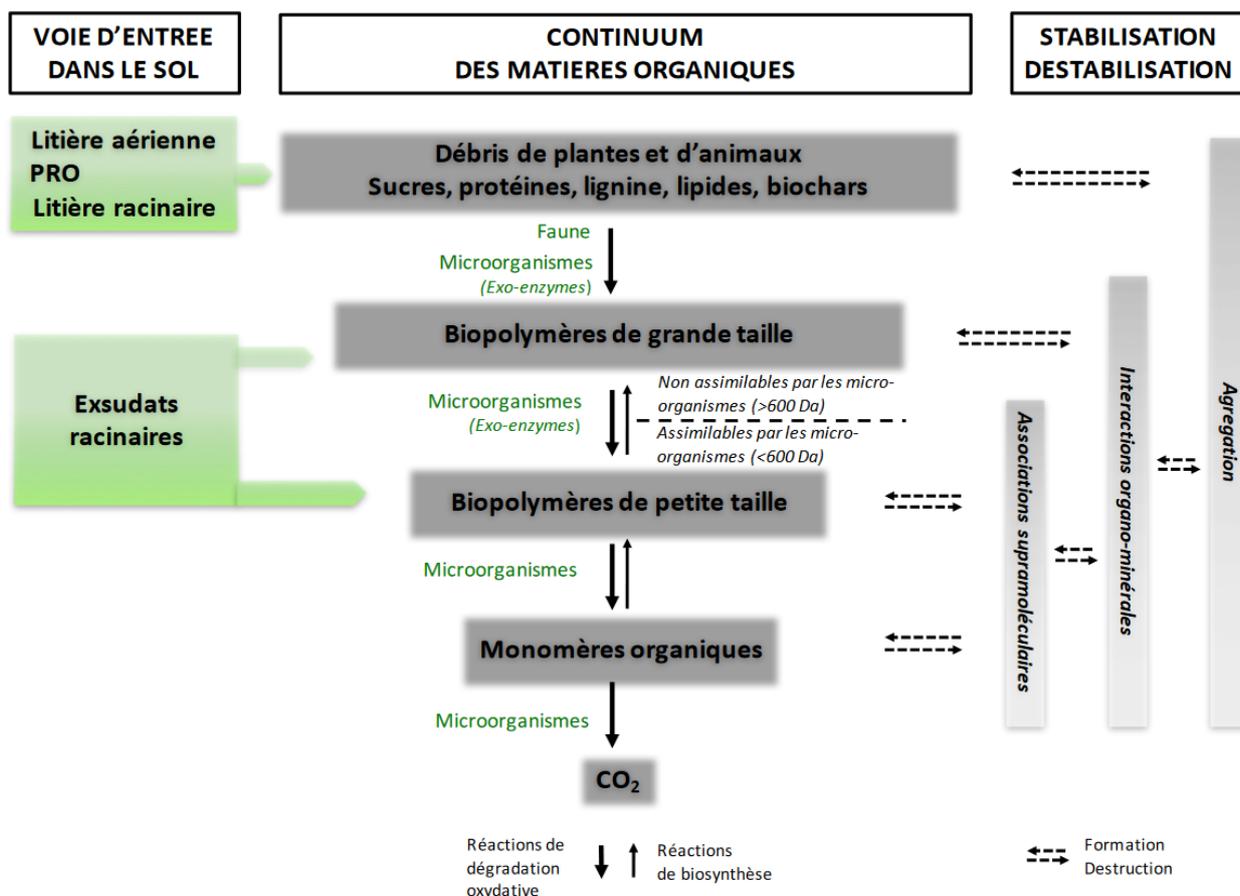
A l'inverse de la dégradation oxydative, des réactions de synthèse de nouvelles molécules organiques à partir des composés organiques de petite masse moléculaire se produisent dans les cellules des micro-organismes (Pellerin *et al.*, 2020). Des ions inorganiques présents dans la solution du sol (nitrate, phosphate, ammonium) sont aussi utilisés pour la synthèse des nouvelles molécules (Pellerin *et al.*, 2020). Ces nouvelles molécules sont utilisées comme constituants cellulaires ou comme métabolites excrétés et contribuent à alimenter le pool de matière organique du sol (Pellerin *et al.*, 2020).

La stabilisation ou protection des matières organiques renvoie aux processus empêchant la biodégradation des composés (Lehmann et Kleber, 2015 ; Pellerin *et al.*, 2020). La rencontre ou la réaction entre le composé organique et les enzymes responsables de sa dégradation sont ainsi empêchées, notamment en raison du piégeage de l'un ou l'autre au sein des minéraux (Lehmann et Kleber, 2015 ; Pellerin *et al.*, 2020). C'est le processus majeur expliquant la persistance à long terme des matières organiques dans les sols (Pellerin *et al.*, 2020). La déstabilisation correspond au processus inverse rendant le composé à nouveau disponible (Pellerin *et al.*, 2020).

Le stock de carbone d'un sol est la somme de ce qui reste de chacun des apports annuels passés (Pellerin *et al.*, 2020). Il dépend donc des flux de carbone entrant, des biotransformations de ce carbone et de ses durées de stabilisation, avant que le carbone ne quitte le sol essentiellement sous forme de CO_2 , produit de la respiration des organismes décomposeurs (Pellerin *et al.*, 2020).

La Figure 8 adaptée de Lehmann et Kleber (2015) par Pellerin *et al.* (2020) donne une vue d'ensemble des principaux processus impliqués dans le contrôle du stockage du carbone dans le sol. Les flèches pleines représentent les processus biotiques et les flèches en pointillé représentent des processus abiotiques.

Figure 8 : Schéma représentant les principaux processus impliqués dans le contrôle du stockage du carbone dans le sol (Lehmann et Kleber, 2015 ; Pellerin et al., 2020)



On compte un grand nombre de facteurs contrôlant la dynamique des matières organiques dans les sols : nature et flux du C entrant, température, teneur en eau, pression partielle en dioxygène, granulométrie, minéralogie, chimie de la solution du sol, disponibilité en azote et phosphore, biodiversité végétale et biodiversité microbienne (Pellerin *et al.*, 2020). Une meilleure compréhension des mécanismes évoqués, de leurs interdépendances, de leur hiérarchisation et de leur sensibilité aux pratiques agricoles pourrait permettre le développement de potentiels leviers d'action futurs pour la séquestration du C dans les sols (Pellerin *et al.*, 2020).

Les sols présentent un gradient décroissant de concentration en C depuis la surface jusqu'à environ 1 mètre de profondeur (Mulder *et al.*, 2016 ; Pellerin *et al.*, 2020). Les horizons profonds au-delà de 30 cm, peu étudiés en comparaison des horizons de surface, contribuent à hauteur de 25 % à la séquestration du C sur 50 ans (Mulder *et al.*, 2016 ; Pellerin *et al.*, 2020).

3. Méthodes d'estimation de l'impact de l'élevage bovin laitier dans le stockage de carbone

La dynamique résultant des processus impliqués dans le stockage du C est généralement modélisée par des approches linéaires, bien que de nombreux processus, considérés individuellement, ne se comportent pas linéairement (Pellerin *et al.*, 2020). Les modèles développés pour représenter la dynamique du C dans les sols peuvent être séparés en deux grandes catégories selon leurs objectifs et leurs limites (Pellerin *et al.*, 2020). On retrouve ainsi d'une part une approche empirique ou statistique dont l'objectif est de relier des observations sur le stock de C des sols avec des variables explicatives proposées par les auteurs (Poeplau *et al.*, 2011). D'autre part une approche mécaniste qui permet de représenter les biotransformations du C organique du sol et ses facteurs de contrôle au cours du temps (Smith *et al.*, 1998).

L'approche empirique repose sur l'utilisation d'une équation telle que $SOC(h) = RC \times BF \times TF \times IF \times LA$ avec $SOC(h)$ le stock sur une surface considérée pour un type d'usage h , RC le stock de C de référence du sol, BF un facteur de stockage correspondant à un stockage relatif pour l'usage h en comparaison au système de référence, TF un facteur représentant l'effet du travail du sol, IF un facteur représentant l'effet des entrées de C et LA la fraction de terre couverte par l'usage considéré (Barraclough *et al.*, 2015 ; Gray et Bishop, 2016 ; Pellerin *et al.*, 2020).

Les mécanismes de contrôle de la stabilité du C organique dans les sols modélisés dans les approches mécanistes peuvent être séparés en trois catégories principales : les interactions avec la matrice minérale, la récalcitrance chimique et la protection physique au sein d'agrégats de tailles diverses (Lützow *et al.*, 2006). La récalcitrance chimique est la résistance d'un composé à une réaction chimique notamment une hydrolyse ou une oxydation, son rôle dans le stockage de C à moyen et long terme est actuellement remis en question (Pellerin *et al.*, 2020).

Les modèles simulant l'évolution des stocks de C dans les sols peuvent également être distingués par la représentation des entrées de carbone dans le système (Pellerin *et al.*, 2020). Certains modèles représentent uniquement le compartiment sol (Coleman et Jenkinson, 1996). Au contraire d'autres modèles représentent les interactions entre le sol et la végétation (Calanca *et al.*, 2007 ; Nendel *et al.*, 2011). Ces modèles prennent en compte le développement des végétaux, la séquestration de carbone via la photosynthèse et le retour éventuel de cette biomasse au sol (Pellerin *et al.*, 2020).

Dans le cadre des inventaires et des politiques publiques de lutte contre les émissions de GES il est nécessaire d'étendre les applications des modèles de dynamique des stocks de C à des surfaces qui dépassent l'échelle de la parcelle (Luo *et al.*, 2016 ; Viaud *et al.*, 2010). La modélisation à ces échelles est réalisée soit en spatialisant des modèles déjà développés soit en utilisant des modèles d'écosystèmes développés pour des applications sur des surfaces larges (Pellerin *et al.*, 2020). Dans le cadre de ses modèles globaux à l'échelle de l'écosystème la dynamique de stockage du C est basée sur des modèles mécanistes couplés à des modèles de dynamique de la végétation, de transferts de nutriments et à des scénarios de changement d'usage des sols (Luo *et al.*, 2016).

Les incertitudes liées à la modélisation du stockage de C des sols peuvent être regroupées en quatre catégories comprenant les incertitudes liées à la formulation mathématique utilisée pour représenter un processus donné, celles concernant les paramètres nécessaires aux équations proposées dans un modèle, celles liées aux données d'entrées du modèle et celles liées à l'approche d'initialisation utilisée (Pellerin *et al.*, 2020). La qualité des modèles mécanistes reflète notre compréhension des mécanismes impliqués dans le contrôle du stockage de C dans les sols et celle-ci demeure incomplète (Manzoni et Porporato, 2009).

4. Leviers d'optimisation du stockage de carbone

A. Leviers d'optimisation du stockage de carbone dans les prairies permanentes

Les principales pratiques de gestion d'une prairie permanente ayant un impact sur le stockage du carbone sont l'apport de fertilisants minéraux et organiques, les modes d'exploitation de l'herbe (pâturage, fauche, mixte) et l'intensité de son utilisation par rapport à son potentiel de production (McSherry et Ritchie, 2013 ; Soussana *et al.*, 2004). A l'échelle des exploitations bovines laitières, l'utilisation des surfaces par les ruminants et l'épandage des effluents produits en bâtiment ou au pâturage ont notamment un rôle important sur le stockage de C (Soussana et Lemaire, 2014).

Parmi les stratégies les plus étudiées, la plus forte augmentation du stockage de C en prairie permanente semble être obtenue par l'implantation d'une prairie après une culture (Conant *et al.*, 2017). Les autres stratégies jugées les plus efficaces ont pour objectif de permettre un meilleur transfert du C vers le sol (Conant *et al.*, 2017). Parmi elles on retrouve la stimulation de la production nette de matière organique et le choix du mode et de l'intensité de l'exploitation de l'herbe (Pellerin *et al.*, 2020). La fertilisation (minérale et organique), le semis de légumineuses et la gestion des déjections animales remplissent notamment cet objectif (Conant *et al.*, 2017 ; Rutledge *et al.*, 2017). Il a été estimé que le stockage de C en prairie fauchée était inférieur à celui de prairies pâturées (Soussana *et al.*, 2010).

a. Fertilisation

Les prairies permanentes peuvent recevoir différents éléments minéraux sous la forme d'engrais et d'amendements (Pellerin *et al.*, 2020). Il semble que le potentiel de stockage additionnel de la fertilisation soit de 0 à 0,3 t C/ha/an (Poeplau *et al.*, 2018). Un apport modéré d'azote et de phosphore stimule la productivité des végétaux et augmente les flux de C depuis l'atmosphère vers le sol et ainsi le stockage de carbone sous prairie (Poeplau *et al.*, 2018 ; Soussana et Lemaire, 2014). Cependant un apport élevé peut également stimuler la minéralisation de la matière organique des sols et réduire le stockage de C dans le sol (Jones et Donnelly, 2004). Il semble que 1,15 kg d'engrais composé d'azote, de phosphore et de potassium soit nécessaire pour stocker 1 kg de carbone (Poeplau *et al.*, 2018).

L'application d'engrais organiques semble permettre un stockage de C supérieur à celui obtenu par l'emploi d'engrais minéraux (Conant *et al.*, 2017). Le chaulage des sols de 2 à 20 % semble permettre une augmentation du stockage de C dans les sols (Egan *et al.*, 2018 ; Eze *et al.*, 2018 ; Fornara *et al.*, 2011 ; Paradelo *et al.*, 2015). L'effet du chaulage semble être limité aux sols acides et à des situations où l'intensité d'utilisation de l'herbe est modérée (Pellerin *et al.*, 2020).

b. Mode et intensité de l'exploitation

Les effets du pâturage et de la fauche sur le stock de C sous prairie sont liés à leurs conséquences sur l'état du couvert végétal via l'intensité de prélèvements, la sélection et le piétinement, sur le retour de la matière organique au sol via les restitutions animales et la litière végétale et également sur la modification de la structure, la chimie, l'activité des enzymes et celle des communautés de micro-organismes du sol (Pellerin *et al.*, 2020 ; Soussana et Lemaire, 2014). L'intensité et la fréquence de prélèvement influencent la productivité et la digestibilité du couvert, qui affectent les retours de C au sol via la litière végétale et les restitutions animales (Soussana et Lemaire, 2014). Les restitutions animales liées à un chargement animal modéré peuvent augmenter la productivité primaire du couvert végétal notamment dans le cas de prairies implantées sur des sols pauvres en nutriments (Pellerin *et al.*, 2020 ; Soussana et Lemaire, 2014). Le piétinement des bovins réduit la surface foliaire du couvert et sa capacité à capturer du CO₂ atmosphérique (Pellerin *et al.*, 2020). Ce piétinement peut, en cas de forts chargements altérer les propriétés physiques, hydrologiques et biologiques des sols et possiblement réduire le stockage de C (Pellerin *et al.*, 2020).

L'intensité d'utilisation de l'herbe peut être estimée à partir du chargement animal à l'ha, du nombre annuel de journées de pâturage ou du nombre annuel de fauches (Pellerin *et al.*, 2020 ; Soussana et Lemaire, 2014). Elle peut être également estimée à partir du rapport entre la quantité d'herbe récoltée ou ingérée par les animaux et le potentiel de production de biomasse sur une année lui-même estimé à partir des précipitations et de la température (Pellerin *et al.*, 2020). Il semble exister une relation non linéaire entre l'intensité d'utilisation de l'herbe et le stockage de C sous prairie avec un stockage maximal pour une intensité faible à modérée correspondant généralement à un chargement de 2,5 à 2,9 vaches par ha (Chen *et al.*, 2015 ; Lemaire, 2012 ; McCarthy *et al.*, 2015 ; Soussana et Lemaire, 2014 ; Zou *et al.*, 2015). L'intensité d'utilisation optimale est ainsi de 50 à 80 % pour une prairie pâturée (Pellerin *et al.*, 2020).

Pour des niveaux d'utilisation de l'herbe équivalents, les prairies uniquement pâturées semblent stocker davantage de C que les prairies uniquement fauchées (Pellerin *et al.*, 2020). Cette différence semble due à une exportation moindre du C et une meilleure restitution de celui-ci via les déjections animales (Pellerin *et al.*, 2020). Les effets du choix du mode de pâturage (continu, tournant) sur le stockage du C ne sont pas encore bien compris (Pellerin *et al.*, 2020). Une méta-analyse semble montrer une augmentation du stockage de C avec un pâturage tournant par rapport à un pâturage continu (Byrnes *et al.*, 2018).

c. *Changement d'occupation des sols*

L'implantation d'une prairie sur une parcelle cultivée se traduit par un stockage additionnel de C dans le sol sur plusieurs dizaines d'années (Johnston, 1986 ; Johnston *et al.*, 2017). Cette augmentation du stockage de C est permise par l'arrêt du labour qui déstabilise la matière organique, à un apport continu de C par la végétation, à l'augmentation de la biodiversité avec notamment une augmentation du nombre de vers de terre et au potentiel apport plus important et continu de déjections animales (Pellerin *et al.*, 2020).

Le taux de stockage additionnel potentiel sur la couche 0-30 cm permis par cette stratégie est d'en moyenne 0,5 à 0,6 t C/ha/an sur 30 ans soit une augmentation d'environ 40 % des stocks de C du sol en 20 ans (Conant *et al.*, 2001 ; Poeplau *et al.*, 2011). La vitesse d'augmentation du stock de C ralentit avec l'âge de la prairie (Conant *et al.*, 2001 ; Johnston *et al.*, 2017). La transition prairie vers culture se traduit par une perte de 30 à 80 % du stock de C initial (Guo et Gifford, 2002 ; Lal, 2008).

B. **Leviers d'optimisation du stockage de carbone dans les cultures**

Les principaux facteurs du stockage de C sous les cultures y compris les prairies temporaires sont la gestion du travail du sol, des résidus de culture, des cultures intermédiaires, de la part des prairies temporaires dans les successions et des apports de carbone exogène (Pellerin *et al.*, 2020).

L'effet du **travail du sol** sur l'évolution du stock de carbone dans les sols cultivés est complexe et passe par plusieurs processus (Pellerin *et al.*, 2020). L'enfouissement lié au labour modifie la répartition du C dans le sol, détruit les agrégats ce qui accentue la dégradation, diminue l'activité de la macrofaune et la protection du sol contre l'érosion (Pellerin *et al.*, 2020). Le travail du sol peut favoriser l'activité des microorganismes aérobies en aérant le sol, permettre le contact entre la terre et les résidus par le mélange et modifier les conditions de température et d'humidité dans les premiers centimètres de sol (Balesdent *et al.*, 2000 ; White et Rice, 2009). L'effet du travail du sol sur le rendement et donc la production primaire est également à considérer (Pellerin *et al.*, 2020). La réduction du travail du sol peut être associée de façon non systématique à une diminution du rendement (Pittelkow *et al.*, 2015). Le travail du sol a également un impact sur les émissions de N₂O et sur la consommation d'énergie fossile (Rochette *et al.*, 2008 ; Soane *et al.*, 2012). Certaines études montrent des effets positifs du non-travail du sol sur le stockage du carbone d'autres concluent à un effet nul voire indiquent une diminution (Dimassi *et al.*, 2014 ; González-Sánchez *et al.*, 2012 ; Luo *et al.*, 2016 ; Powlson *et al.*, 2016 ; Puget et Lal, 2005 ; West et Post, 2002).

Dans les systèmes de grandes cultures, **les résidus de culture** représentent la part de la biomasse végétale qui reste au sol après la récolte et constitue la plus importante source de carbone restituée au sol (Turmel *et al.*, 2015). Le potentiel de stockage de la restitution des résidus de culture est de 0,03 à 0,35 t C/ha/an en région tempérée avec notamment un potentiel de stockage de 0,33 t C/ha/an pour un apport annuel de paille de 10 t de MS/ha/an (Arrouays *et al.*, 2002 ; Minasny *et al.*, 2017 ; Smith *et al.*, 2000). Malgré le développement de stratégies de valorisation des résidus de culture dont la méthanisation, le maintien au moins partiel des pratiques de restitution est nécessaire pour l'entretien de la qualité des sols, l'amélioration de leur productivité et la réduction des risques d'érosion (Pellerin *et al.*, 2020 ; Powlson *et al.*, 2011, 2008).

Les cultures intermédiaires (CI) sont ici définies comme des cultures présentes entre deux cultures principales et dont l'intégralité de la biomasse est restituée au sol (Pellerin *et al.*, 2020). L'apport répété de matière organique via l'enfouissement des CI permet une augmentation du C stocké dans le sol par rapport à l'absence de CI (Pellerin *et al.*, 2020). La présence répétée des CI sur une période moyenne de 10 ans permet un potentiel de stockage additionnel d'en moyenne 350 kg C/ha/an en climat tempéré (Justes *et al.*, 2012 ; Poeplau et Don, 2015). Par leurs effets directs et indirects sur les émissions de N₂O, les CI ont globalement un effet négligeable à légèrement favorable sur ces émissions brutes de GES (Bertuzzi *et al.*, 2012). Les CI sont déjà pratiquées en France notamment en zone vulnérable nitrate mais cette stratégie peut être élargie par l'introduction de CI en zones non vulnérables et par allongement des CI existantes (Pellerin *et al.*, 2020).

Les prairies temporaires ont, comme les prairies permanentes, un potentiel de stockage de carbone dans le sol plus élevé que les cultures annuelles (Chan *et al.*, 2011). **L'accroissement de la part des prairies dans les rotations prairies-cultures** en systèmes de polyculture-élevage est donc un levier potentiel pour optimiser le stockage du carbone dans les sols (Lemaire *et al.*, 2015). Comme vu dans le cas des prairies permanentes, l'implantation d'une prairie suite à une phase de culture, permet d'obtenir une augmentation du potentiel de stockage du C de plus de 0,5 t C/ha/an sur au moins une dizaine d'années (Conant *et al.*, 2001). Le retour à la phase culture conduit à une perte du stockage de carbone du sol pouvant atteindre 20 à 30 % du stock initial en une dizaine d'années (Pellerin *et al.*, 2020). Sur une longue durée le stockage en carbone du sol semble augmenter dans les rotations prairie-culture par rapport à une succession simple de cultures (Johnston *et al.*, 2017 ; Pellerin *et al.*, 2020). Une durée relative de plus de 50 % du stade prairie par rapport au stade culture semble permettre cette augmentation de stockage (Franzluebbbers et Gastal, 2019).

Les rotations prairie-culture présentent d'autres avantages avec notamment des reports de fertilité, une amélioration de la structure et de la perméabilité du sol, une réduction de l'usage des produits phytosanitaires, une réduction des émissions de N₂O et un effet bénéfique sur la biodiversité (Franzluebbbers et Gastal, 2019). En zone d'élevage ou de polyculture élevage augmenter la fréquence ou allonger la durée de la phase prairie dans les rotations peut engendrer des achats d'aliments importés pour le bétail (Kronberg et Ryschawy, 2019). A l'échelle de territoires voire de régions des échanges peuvent alors être mis en place pour permettre aux éleveurs de bénéficier du fourrage produit dans les rotations des exploitations céréalières et permettre aux céréaliers de bénéficier des effluents produits par les élevages (Kronberg et Ryschawy, 2019). Cette stratégie semble particulièrement intéressante dans les zones pédoclimatiques peu favorables aux cultures (Kronberg et Ryschawy, 2019).

Une supplémentation en carbone exogène permet d'augmenter le stockage de C sous cultures (Pellerin *et al.*, 2020). Les potentiels d'augmentation de stockage du C sont respectivement de 0,48 t C/ha/an, 0,31 t C/ha/an, 0,09 t C/ha/an et 0,02 t C/ha/an pour l'apport de compost, fumiers, lisiers et de boues d'épuration (Pellerin *et al.*, 2020). La majorité des effluents d'élevage produits en France sont restitués au sol et il n'y a donc pas de possibilité d'accroître les stocks de C organique des sols par ce biais (Pellerin *et al.*, 2020). Cependant d'autres produits organiques tels que les boues d'épuration ne sont que partiellement restituées et pourrait être mobilisés pour accroître le stockage de C dans les sols (Pellerin *et al.*, 2020).

Un stockage additionnel de C en **agriculture biologique** par rapport à l'agriculture conventionnelle non expliqué par des apports additionnels de matières organiques est suspecté (Gattinger *et al.*, 2012). Les mécanismes suspectés impliquent la disponibilité en azote, la présence de légumineuses, les apports racinaires, la faune et la microfaune du sol (Chirinda *et al.*, 2012).

C. Leviers d'optimisation du stockage de carbone par gestion des bords de cultures

Les haies et les bandes enherbées situées à la périphérie des parcelles agricoles peuvent permettre un stockage additionnel de C (Pellerin *et al.*, 2020). Le taux additionnel de stockage de C potentiel des haies semble être d'en moyenne 0,75t C/ha de haies/an (Dhillon et Van Rees, 2017 ; Thiel *et al.*, 2015 ; Wiesmeier *et al.*, 2018). Un nombre réduit d'études ont étudiés le potentiel de stockage des bandes enherbées (Cardinali *et al.*, 2014 ; Falloon *et al.*, 2004 ; Paudel *et al.*, 2012). Les effets de leur implantation semblent être comparables, pour une surface équivalente, à ceux des prairies (Pellerin *et al.*, 2020).

Bilan de la deuxième partie

La Figure 9 reprend les chiffres clés de la place de l'élevage bovin laitier dans le stockage de C en France. La partie gauche donne la superficie occupée par les prairies et les parcours réservés à l'alimentation des ruminants et le stockage moyen de carbone par ha associé (IDELE, 2021). La partie droite présente la répartition de la SAU et les performances en termes de stockage de C moyennes de plus de 8000 élevage bovins laitiers français (IDELE, 2023a). Le Tableau 9 recense les principaux leviers d'optimisation du stockage de carbone tirés de notre étude bibliographique.

Figure 9 : Chiffres clés du stockage de carbone (IDELE, 2021, 2023a)

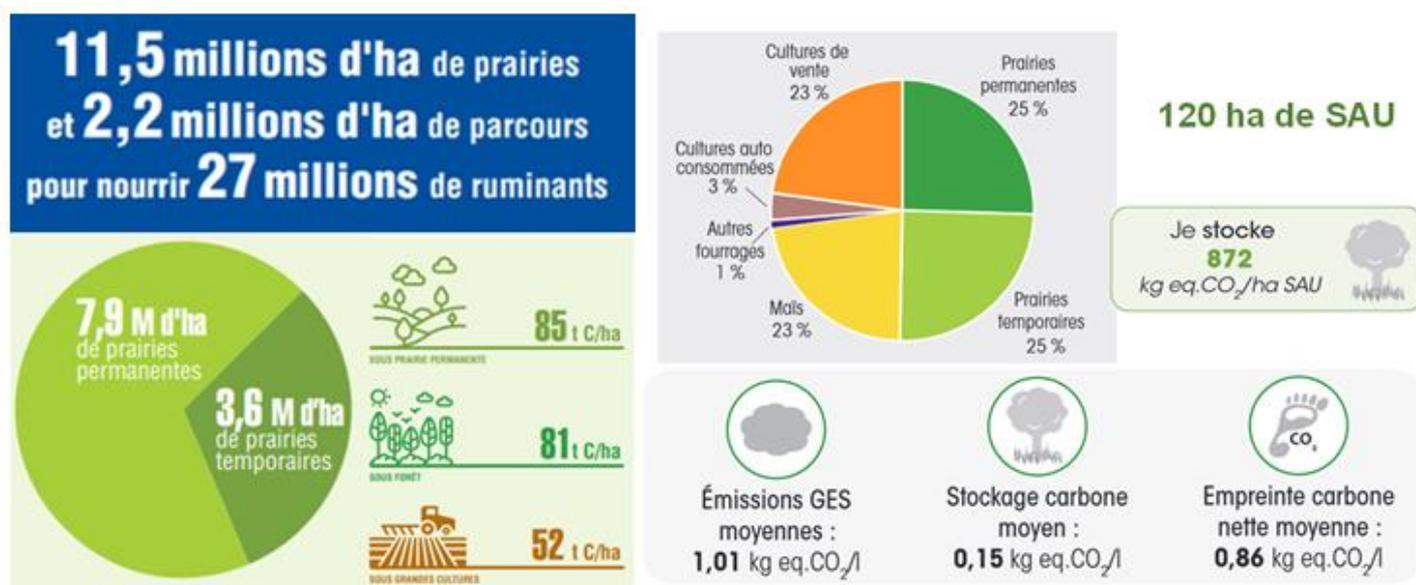


Tableau 9 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation du stockage de carbone (réalisation personnelle)

	Leviers d'optimisation
Prairies permanentes	<p>Fertilisation : favoriser les engrais organiques avec un apport modéré en N et P</p> <p>Intensité d'utilisation de l'herbe légère à modérée, pâturage tournant plutôt que continu</p>
Cultures	<p>Cultures intermédiaires</p> <p>Augmentation de la part des prairies dans les rotations prairies-cultures</p> <p>Restitution des boues d'épuration, maintien partiel de la restitution des résidus de culture si méthanisation</p> <p>Agriculture biologique</p>
Bords de culture	Favoriser les haies et les bandes enherbées

La gestion de l'eau est, au même titre que le changement climatique, un enjeu environnemental majeur. La partie suivante est consacrée au rôle de l'élevage bovin laitier dans la gestion de la qualité et de la consommation de l'eau, et à la présentation des leviers d'optimisation associés.

Troisième partie : l'eau en élevage bovin laitier

1. Qualité de l'eau : gestion de l'azote et du phosphore

A. Contextualisation : Place de l'élevage bovin laitier dans les émissions azotées en France

La quantité de fèces en base humide produite par 1 000 kg de PV de vaches laitières par jour est en moyenne de 86 kg (Hubbard *et al.*, 2004). Les quantités moyennes d'azote (N) et de phosphore (P) en base humide excrétés dans les déjections quotidiennement sont respectivement de 0,45 kg et 0,094 kg pour 1 000 kg de PV de vaches laitières (Hubbard *et al.*, 2004).

En 2018, la production azotée ou excédent du bilan azoté de l'élevage bovin laitier en France était d'une mégatonne dont 157 000 t N de nitrates (CITEPA, 2020). La production azotée de l'élevage bovin laitier provenait à 29 % du parcours et du pâturage, à 28 % des déjections animales au bâtiment, 25 % du stockage des déjections animales et à 18 % de l'épandage de celles-ci (CITEPA, 2020). La production de nitrates provenait à 57 % des parcours et du pâturage, à 7 % du stockage des déjections animales et à 36 % de leur épandage (CITEPA, 2020).

B. Description des facteurs influençant la qualité de l'eau en élevage bovin laitier

L'eutrophisation des eaux de surface et souterraines est un phénomène complexe défini par un enrichissement excessif en nutriments d'origine anthropique, en particulier en nitrates et en phosphates, impliquant plusieurs facteurs physiques, chimiques et biologiques (Shen *et al.*, 2013). Cette surcharge en nutriments stimule de façon excessive la production primaire de microorganismes et d'espèces végétales dans l'eau, ce qui modifie l'écologie du système (Shen *et al.*, 2013). Ces émissions de P et N sont dans certaines régions principalement liées aux effluents produits dans les systèmes d'élevage et notamment l'élevage bovin laitier (Biagini et Lazzaroni, 2018 ; Ekholm *et al.*, 2005).

Les effluents d'élevage sont une source potentielle de micro-organismes pathogènes pour l'homme (Fraser *et al.*, 1998 ; Howell *et al.*, 1996 ; Mawdsley *et al.*, 1995). En cas de ruissellement de surface ou de lessivage excessifs, une contamination des ressources en eau par des bactéries entériques peut se produire (Entry *et al.*, 2000).

Les déjections des bovins contiennent des matières organiques qui peuvent être exigeantes en oxygène (Hubbard *et al.*, 2004). L'augmentation du métabolisme bactérien résultant d'un rejet de déchets organiques dans l'eau accroît le taux d'appauvrissement en oxygène de l'eau (Hubbard *et al.*, 2004). L'appauvrissement des niveaux d'oxygène peut alors entraîner une modification de l'équilibre de l'écosystème (Hubbard *et al.*, 2004).

La qualité de l'eau peut également être dégradée par des apports excessifs de sédiments dissous ou en suspension dans les eaux de ruissellement ou les écoulements (Hubbard *et al.*, 2004). Cet apport peut être causé par une accélération de l'érosion et du ruissellement en cas de pâturage intensif et continu (Smeins, 1975).

L'azote est présent dans le sol sous forme de nitrite, de nitrates (NO_3^-), d'ammoniac (NH_3), ou sous forme organique dans la fraction de matière organique du sol (Hubbard *et al.*, 2004). La forme d'azote la plus préoccupante en termes de qualité de l'eau est le NO_3^- (Galloway *et al.*, 2003). Une concentration élevée de NO_3^- dans l'eau potable peut engendrer des effets néfastes sur la santé avec notamment une méthémoglobinémie chez les nourrissons, des infections respiratoires, une altération de la fonction thyroïdienne ou le développement de certains cancers (EPA, s. d. ; Follett et Follett, 2001). En tant qu'élément nutritif les nitrates jouent également un rôle important dans le potentiel d'eutrophisation (Marchetti, 1994).

Les activités agricoles et notamment les cultures, l'élevage et le pâturage peuvent être à l'origine concentrations de NO_3^- élevées, supérieures à 10 mg/L, dans les eaux souterraines (Hubbard *et al.*, 1986 ; Hubbard et Sheridan, 1989 ; Sharpley *et al.*, 1987 ; Spalding et Exner, 1980). L'azote provenant de l'urine et des excréments des animaux en pâturage peut donc affecter négativement la qualité de l'eau lorsque le nombre d'animaux en pâturage par surface dépasse les besoins de fertilité en azote des fourrages (Sharpley *et al.*, 1987). Une baisse de la qualité de l'eau par apport de NO_3^- peut également survenir lorsque la somme de l'azote provenant des engrais inorganiques appliqués pour produire des fourrages et de l'azote provenant des animaux au pâturage dépasse l'absorption de l'azote par les fourrages (Hubbard *et al.*, 1987).

En tant qu'élément nutritif **le phosphore**, majoritairement sous forme de phosphate (PO_4^{3-}), joue un rôle important dans le potentiel d'eutrophisation (Marchetti, 1994). De même que les NO_3^- , les PO_4^{3-} liées aux déjections animales impactent fortement la qualité de l'eau lorsqu'il existe localement une forte densité dans les pâturages et en particulier lorsque ceux-ci sont situés à proximité des cours d'eau (Fisher *et al.*, 2000 ; Schepers et Francis, 1982).

Le phosphore est la principale source de l'eutrophisation en eau douce alors que l'azote est la cause majoritaire d'eutrophisation en zone marine (Marchetti, 1994). Les piétinements participent à une augmentation du ruissellement et des rejets d'éléments nutritifs en endommageant la végétation et en compactant le sol (Chichester *et al.*, 1979).

C. Méthodes d'estimation de l'impact de l'élevage bovin laitier sur la qualité de l'eau

Dans le but d'estimer l'impact d'un élevage bovin laitier sur la qualité de l'eau et d'identifier les principaux facteurs de celui-ci, des équations de prédictions ont été élaborées par analyse statistique à partir de mesures individuelles des excréments de P et N dans les déjections de bovins laitiers (Alvarez-Fuentes *et al.*, 2016 ; Bougouin *et al.*, 2022 ; Reed *et al.*, 2015 ; Yan *et al.*, 2006). Les modes de développement et d'évaluation de la performance de ces modèles sont similaires à ceux employer pour l'estimation des émissions de méthane entérique (Benaouda *et al.*, 2019 ; Bougouin *et al.*, 2022 ; Niu *et al.*, 2018).

Le Tableau 10 recense les équations de prédiction des excréments de N et P des vaches laitières les plus performantes (Alvarez-Fuentes *et al.*, 2016 ; Bougouin *et al.*, 2022 ; Reed *et al.*, 2015 ; Yan *et al.*, 2006).

Tableau 10 : Présentation des différents modèles de prédiction des excréments d'azote et de phosphore des vaches laitières les plus performants selon (Reed *et al.*, 2015 ; Alvarez-Fuentes *et al.*, 2016 ; Bougouin *et al.*, 2022)

Type et source	Equation	Nombre d'observations, localisation, source	RSR	RMSPE (%)	CCC
Excrétion N (g/jour)	$-53,1 (\pm 41,52) + 0,45 (\pm 0,034) \times \text{NI} + 0,4 (\pm 0,11) \times \text{NDF}$	1422 Europe (Bougouin <i>et al.</i> , 2022)	0,57	13,5	0,79
Excrétion N (g/jour)	$43,4 (\pm 5,81) + 0,57 (\pm 0,008) \times \text{NI}$	1422 Europe (Bougouin <i>et al.</i> , 2022)	0,57	13,6	0,79
Excrétion N (g/jour)	$31,2 (\pm 6,84) + 0,55 (\pm 0,009) \times \text{NI} + 2,1 (\pm 0,27) \times \text{urée}$	1422 Europe (Bougouin <i>et al.</i> , 2022)	0,58	13,7	0,79
Excrétion N (g/jour)	$-18 + 0,742 \times \text{NI} + 0,072 \times \text{PV} - 1,486 \times \text{PL}$	564 Europe (Yan <i>et al.</i> , 2006)	/	9,39	/
Excrétion de P (g/jour)	$-45,6 + (0,73 \times \text{PI}) - (0,30 \times \text{PL}) + (2,37 \times \text{cendres}) + (10,4 \times \text{MP})$	177 Intercontinental (Alvarez-Fuentes <i>et al.</i> , 2016)	/	19,2	/
Excrétion de P (g/jour)	$-52,9 + (0,23 \times \text{PL}) + (202,6 \times \text{P}\%) + (0,060 \times \text{PV}) - (0,99 \times \text{PB})$	177 Intercontinental (Alvarez-Fuentes <i>et al.</i> , 2016)	/	19,6	/

* NDF (g/kg MS), NI (g/jour), urée = teneur en urée du lait (mg/dL), PV (kg), PL (kg/jour), MP (%), P% = taux de P dans la ration (%MS), cendre = teneur de la ration en cendres brutes (%MS), PB (%MS), PI = apport en phosphore (g/jour) (+/- SE = erreur standard) ; RMSPE = erreur quadratique moyenne ; CCC = coefficient de corrélation de concordance et RSR = rapport entre l'erreur quadratique moyenne et l'écart type

L'apport en N est corrélé positivement à l'excrétion de N et est une variable incontournable des modèles les plus performants (Bougouin *et al.*, 2022 ; Yan *et al.*, 2006). L'apport en P ou sa teneur dans la ration alimentaire sont corrélés positivement à l'excrétion de P et sont des variables incontournables des modèles les plus performants (Alvarez-Fuentes *et al.*, 2016). L'influence de la PL sur les excrétions de N et P est controversée, certaines équations les relient positivement et d'autres négativement (Alvarez-Fuentes *et al.*, 2016 ; Bougouin *et al.*, 2022 ; Reed *et al.*, 2015 ; Yan *et al.*, 2006). Des équations spécifiques permettant d'estimer les excrétions de N et P des veaux, génisses et vaches taries ont également été développées (Nennich *et al.*, 2005 ; Reed *et al.*, 2015).

L'analyse du cycle de vie peut être utilisée pour estimer l'impact d'un élevage bovin lait sur la qualité de l'eau en suivant une méthodologie similaire à celle utilisée pour estimer les émissions de GES (Cederberg et Mattsson, 2000 ; Noya *et al.*, 2018). La spectroscopie infrarouge semble être une méthode fiable pour déterminer les teneurs en N et P tout au long de la chaîne de gestion des déjections animales (Wang *et al.*, 2021). Des modèles tel que l'« Annual P Loss Estimator » (APLE) ont été développés pour estimer les pertes de phosphore dans les eaux de ruissellement des pâturages (Vadas *et al.*, 2015).

De même que les émissions de GES peuvent être exprimées par le potentiel de réchauffement global sur 100 ans en kg de CO_{2e}, les conséquences d'une activité sur la qualité de l'eau peuvent être exprimées par un potentiel d'eutrophisation en kg d'équivalent phosphate (PO_{4eq}) ou d'équivalent phosphore (P_{eq}) ou encore d'équivalent azote (N_{eq}) (Payen et Ledgard, 2017).

D. Leviers de réduction de l'impact de l'élevage bovin laitier sur la qualité de l'eau

a. Alimentation

Un excès des apports alimentaires en P est fréquemment observé dans les élevages bovins laitiers (Knowlton *et al.*, 2004). Les apports alimentaires en P des vaches laitières peuvent être en moyenne 20 à 40 % supérieurs aux besoins publiés (Shaver et Howard, 1995 ; Wu, 2003). L'explication principale de cette suralimentation en P est la perception que les régimes riches en P améliorent les performances de reproduction (Knowlton *et al.*, 2004). Bien qu'une carence importante en P puisse nuire aux performances de reproduction, il n'existe aucune donnée suggérant un avantage à donner un supplément de P aux vaches laitières au-delà des exigences (Wu *et al.*, 2000). Des variations non détectées de la teneur en P des aliments conduisent à une formulation imprécise des rations et peuvent participer à la suralimentation en P (Knowlton *et al.*, 2004). Le coefficient de variation de la teneur en P des fourrages semble être de 20 à 25 % pour la plupart des types de fourrages (Knowlton *et al.*, 2004). De nombreux sous-produits alimentaires utilisés dans la ration des vaches laitières sont riches en P, notamment les sous-produits de la transformation du maïs et de la production d'éthanol (Knowlton *et al.*, 2004).

Une augmentation des apports en P alimentaire accroît le P fécal total mais aussi la quantité et la proportion de P fécal soluble dans l'eau (Dou *et al.*, 2002). Ce P soluble dans l'eau est la forme de P la plus susceptible d'être perdue dans l'environnement (Dou *et al.*, 2002). Il a été observé qu'une réduction d'un gramme de P par kg de MS dans la ration permettait une diminution d'environ 1 g de P soluble dans l'eau par kg de MS dans les matières fécales (Maguire *et al.*, 2005).

Il est possible de réduire l'excrétion de P en début de lactation en tenant compte du P libéré par le catabolisme osseux physiologique qui se produit à ce stade (Knowlton *et al.*, 2004). Des apports en P plus en adéquation avec les besoins des bovins, une formulation plus précise de la ration et des stratégies de regroupement des bovins par lot selon leurs besoins alimentaires pourrait diminuer la teneur moyenne en P du fumier de 25 à 40 % (Knowlton *et al.*, 2004). Une réduction des apports en P pourrait diminuer le coût de la ration des vaches laitières et faciliter le respect d'éventuelles réglementations sur la qualité de l'eau (Knowlton *et al.*, 2004). Les réglementations de gestion des éléments nutritifs à base de P peuvent augmenter la quantité de terres nécessaires pour éliminer le fumier et avoir un effet négatif sur la rentabilité des élevages intensifs (Knowlton *et al.*, 2004).

La supplémentation en N est généralement équilibrée pour les animaux productifs mais excédentaire pour les génisses de renouvellement (Biagini et Lazzaroni, 2018). Il est donc nécessaire d'adapter la ration alimentaire aux différentes catégories d'âge du troupeau (Biagini et Lazzaroni, 2018). Il a été estimé que l'adaptation de PB réduirait l'excrétion d'azote du troupeau par ha de maximum 11 % (Arriaga *et al.*, 2009).

b. Traitement des déjections

L'utilisation de la digestion anaérobie pourrait permettre une réduction de 18 % du potentiel d'eutrophisation rapporté à la production laitière tout en réduisant les émissions de GES et l'impact sur la qualité de l'air d'un élevage bovin laitier (Bacenetti *et al.*, 2016). Cette réduction est controversée en territoire marin (Glover *et al.*, 2023). La DA réduit la volatilisation de l'azote sous forme de NH₃ ou N₂O et augmente donc la teneur en N dans le digestat par rapport à un effluent non traité (Glover *et al.*, 2023). Une partie de l'azote est volatilisée pendant le stockage du digestat mais la durée de stockage est souvent moins longue que celle d'un effluent non traité (Glover *et al.*, 2023).

D'autres méthodes de traitement des déjections ont été développées avec notamment un système de récupération intégrée des nutriments, de l'énergie et de l'eau (Glover *et al.*, 2022). Ce système fait appel à la carbonisation hydrothermale pour la récupération de l'énergie, la culture d'algues pour la récupération des nutriments et la distillation membranaire pour la récupération de l'eau (Glover *et al.*, 2022). Ce système a un potentiel prometteur de réduction des potentiels d'eutrophisation de l'eau douce et de l'eau de mer (Glover *et al.*, 2023).

c. Intensité de pâturage

Une intensité de pâturage légère semble augmenter le stockage de N dans le sol, tandis qu'une intensité de pâturage modérée ou élevée semble augmenter de manière significative les pertes de N (Zhou *et al.*, 2017). Les niveaux d'intensité de pâturage idéaux pour diminuer le potentiel d'eutrophisation restent encore à déterminer (Zhou *et al.*, 2017).

Le pâturage hivernal des cultures fourragères est une pratique relativement courante et cette utilisation intensive des terres est une source potentielle d'eutrophisation par pertes de N (Johnes et Heathwaite, 1997 ; Monaghan *et al.*, 2008).

d. Fertilisation et inhibiteur de nitrification

L'utilisation d'engrais phosphatés à faible solubilité et la réduction des apports d'engrais riches en P pourraient réduire les pertes de P provenant des pâturages (McDowell et Catto, 2005 ; Monaghan *et al.*, 2008). Cette stratégie pourrait réduire les pertes de P des élevages bovins laitiers de 7 à 14 % tout en permettant de réduire les coûts liés à la fertilisation sans impact sur les émissions de GES (Monaghan *et al.*, 2008).

Des bonnes pratiques de gestion de l'épandage des effluents ont été développées (Monaghan *et al.*, 2008). Elles incluent des recommandations sur les taux annuels maximaux d'application de N et P par ha, des applications fractionnées et des temps d'exclusion de la présence des animaux après l'application (Cameron et Di, 2004 ; Longhurst *et al.*, 2000 ; Roach *et al.*, 2001). Cette stratégie pourrait permettre une réduction des pertes en P de 10 à 55 % (Monaghan *et al.*, 2008).

L'application d'inhibiteurs de la nitrification tel que le dicyandiamide dans les sols agricoles semble permettre une réduction des pertes azotées en élevage bovin laitier (Monaghan *et al.*, 2008). Cette stratégie a un potentiel de réductions des pertes en N de 9 à 30 % tout en réduisant les émissions totales et l'intensité des GES de l'élevage (Monaghan *et al.*, 2008).

e. Productivité et fréquence de traite

De même que pour la réduction de l'intensité des GES, l'augmentation de la productivité des vaches laitières permet de réduire le nombre d'animaux nécessaires pour satisfaire une demande et donc de réduire l'excrétion totale d'éléments nutritifs dans les déjections (Knowlton *et al.*, 2004). Les leviers permettant cette augmentation de la productivité sont l'augmentation de la valeur génétique du troupeau, la réduction du taux de renouvellement, l'amélioration des paramètres de fertilité et de santé et l'augmentation de l'efficacité de la conversion alimentaire grâce à une ration équilibrée et précise (de Boer *et al.*, 2011 ; Knowlton *et al.*, 2004 ; D. O'Brien *et al.*, 2014).

Le passage de 2 à 3 traites par jour semble permettre une réduction du potentiel d'eutrophisation rapporté à la production laitière de 12 % tout en améliorant les performances environnementales de l'élevage en termes d'émissions de GES et la qualité de l'air (Bacchetti *et al.*, 2016).

f. Réglementation

Une réglementation des rejets d'azote dans l'environnement (directive 91/676/CEE) a été mise en place par l'Union Européenne et une réglementation des rejets de phosphore pourrait apparaître prochainement (Biagini et Lazzaroni, 2018 ; Meschy et Ramirez-Perez, 2005).

2. Consommation d'eau en élevage bovin laitier

A. Place de l'élevage bovin laitier dans la consommation d'eau

Les ressources en eau peuvent être séparées en trois catégories, l'eau bleue correspondant à l'eau douce stockée dans les eaux de surface ou souterraines, l'eau verte correspondant à l'eau de pluie et l'eau grise correspond à la partie polluée des eaux usées ou la quantité d'eau bleue nécessaire pour assimiler la charge de polluants de ces eaux usées (Hoekstra *et al.*, 2011).

La production agricole représente 92 % de la consommation d'eau mondiale (Hoekstra et Mekonnen, 2012). Après les produits céréaliers et la viande, les produits laitiers sont la troisième plus grande source de consommation d'eau du consommateur moyen dans le monde avec 7 % de la consommation totale (Hoekstra et Mekonnen, 2012). La consommation d'eau en élevage bovin lait concerne l'irrigation des cultures, l'hygiène de la salle de traite, l'eau de boisson, la gestion des déjections, l'hygiène du pis et éventuellement le refroidissement des animaux en cas de fortes chaleurs (Meyer *et al.*, 2006 ; Naranjo *et al.*, 2020).

L'eau nécessaire à la production des aliments représente 99 % de la consommation d'eau totale et 91 % de l'eau bleue consommées en élevage bovin laitier (Atzori *et al.*, 2016 ; De Boer *et al.*, 2013). En climat tempéré, la consommation d'eau d'un élevage bovin lait provient en moyenne de la production de fourrage sur l'exploitation à 85 %, de la production de fourrage importé à 10 %, de la production de concentrés à 4 % et environ 1 % à l'utilisation de l'eau au bâtiment (Murphy *et al.*, 2017). Concernant l'eau bleue en moyenne 74 % de cette eau est utilisée pour irriguer les plantes fourragères dont le maïs au sein de l'exploitation, 15 % pour produire des concentrés, 2 % pour produire du maïs importé, 8 % pour l'eau de boisson et l'eau de nettoyage alors que le transport et la production de diesel, d'électricité et d'engrais achetés ne représente que 1 % de cette consommation (De Boer *et al.*, 2013).

L'empreinte eau des produits de l'élevage bovin correspond au volume d'eau douce nécessaire pour produire un kg de produit (Atzori *et al.*, 2016). Cette empreinte eau varie selon la localisation de l'élevage et notamment selon le climat (Atzori *et al.*, 2016 ; Ibidhi et Ben Salem, 2020 ; Murphy *et al.*, 2017). En climat tempéré l'empreinte eau du lait est en moyenne de 690 L d'eau/kg d'ECM et de 66 L d'eau bleue/kg de lait corrigé sur la matière utile ou « Energy corrected milk » (ECM) (De Boer *et al.*, 2013 ; Murphy *et al.*, 2017). La moyenne mondiale est de 1000 L d'eau par kg de lait et elle peut atteindre plus de 1300 L d'eau/kg d'ECM en climat semi-aride (Ibidhi et Ben Salem, 2020 ; Mekonnen et Hoekstra, 2012).

B. Méthodes de mesure et d'estimation de la consommation d'eau

Les principales méthodes de mesure et d'estimation de l'impact d'un élevage bovin lait sur la consommation d'eau sont l'approche volumétrique et l'analyse du cycle de vie (De Boer *et al.*, 2013 ; Ibdhi et Ben Salem, 2020 ; Mekonnen et Hoekstra, 2012 ; Murphy *et al.*, 2017 ; Noya *et al.*, 2018 ; Payen *et al.*, 2018).

Dans le cadre de l'approche volumétrique, l'empreinte eau de la production alimentaire est obtenue en faisant le rapport entre le volume d'eau en litre utilisé pour la production de l'alimentation et le rendement réel des cultures en kg de MS (Mekonnen et Hoekstra, 2012 ; Murphy *et al.*, 2017). Le volume d'eau requis pendant la période de croissance de l'ensemble des cultures est calculé sur la base des données climatiques, du type de sol, des taux d'humidité maximaux et quotidiens de celui-ci (Mekonnen et Hoekstra, 2012 ; Murphy *et al.*, 2017). Cette consommation peut être séparée en deux catégories selon l'origine de l'eau (Mekonnen et Hoekstra, 2012 ; Murphy *et al.*, 2017). De l'eau verte est consommée par l'utilisation des précipitations et de l'eau déjà présente dans le sol alors que dans le cas où la demande en eau dépasse le stock d'eau verte disponible l'irrigation et donc l'utilisation d'eau bleue est nécessaire (Mekonnen et Hoekstra, 2012 ; Murphy *et al.*, 2017).

La consommation en eau grise de la production de l'alimentation est calculée à partir de la formule suivante : consommation en eau grise = $(\alpha \cdot AR) \cdot (c_{max} - c_{nat})$ avec α la fraction de lessivage, AR en kg par ha le taux d'application de produits chimiques polluant pour le champ, c_{max} et c_{nat} en kg/m^3 les concentrations maximales acceptables et naturelles des polluants considérés (Mekonnen et Hoekstra, 2012 ; Murphy *et al.*, 2017). L'eau utilisée pour nettoyer les parcours du bétail et le sol de la salle de traite est estimée selon une méthodologie similaire et ajoutée à la consommation en eau grise (Murphy *et al.*, 2017). Les eaux grises provenant des fèces et de l'urine des bovins sont estimées à l'aide d'une analyse d'échantillon d'effluent et d'une mesure du flux dans les bassins d'effluents (Murphy *et al.*, 2017).

L'analyse du cycle de vie peut être utilisée afin d'estimer la consommation d'eau en élevage bovin lait suivant une méthodologie similaire à celle utilisée pour estimer les émissions de GES (Noya *et al.*, 2018 ; Payen *et al.*, 2018).

L'eau verte par son abondance en milieu tempéré est souvent considérée comme une ressource moins importante par rapport à la gestion des eaux bleues et grises (Atzori *et al.*, 2016 ; Murphy *et al.*, 2017). Une évapotranspiration de l'eau verte au niveau d'une terre se produit même en l'absence d'une culture ou en présence d'un couvert végétal naturel (Atzori *et al.*, 2016). Cette observation laisse penser que la quantité d'eau verte utilisée pour la production d'un produit alimentaire ne doit pas être considérée en terme absolu (Atzori *et al.*, 2016). Une empreinte eau nette peut être calculée en tenant compte de l'évapotranspiration différentielle entre l'évapotranspiration totale d'une culture ou d'un pâturage et l'évapotranspiration d'un scénario hypothétique d'une couverture naturelle telle qu'une forêt sur la même surface terrestre (Atzori *et al.*, 2016).

Plusieurs indicateurs permettant d'estimer l'impact de la consommation d'eau en fonction de la région ou du pays ont été proposés (Milà i Canals *et al.*, 2008 ; Pfister *et al.*, 2009). L'indice de stress hydrique est ainsi une fonction logistique du prélèvement annuel total d'eau par rapport à la disponibilité annuelle totale d'eau, corrigée par la variabilité saisonnière des précipitations et des débits, dans un bassin hydrographique, une région ou un pays (Pfister *et al.*, 2009). L'indice d'impact du manque d'eau sur la santé humaine estime les conséquences d'une pénurie d'eau douce pour l'hygiène, la consommation humaine mais aussi l'irrigation des cultures (Milà i Canals *et al.*, 2008). En France le coefficient modélisant cet impact est nul actuellement mais il est particulièrement important dans d'autres pays tel que l'Inde (Pfister *et al.*, 2009). L'indice d'impact de la consommation d'eau sur les écosystèmes estime les conséquences de la baisse de la disponibilité en eau sur la biodiversité (Milà i Canals *et al.*, 2008 ; Pfister *et al.*, 2009). L'indice d'épuisement d'une ressource en eau estime le potentiel d'épuisement des réserves en eau par l'utilisation d'eau souterraine fossile provenant d'un gisement ou par la surutilisation de l'eau de surface provenant d'une masse d'eau ou d'un écoulement (Pfister *et al.*, 2009).

C. Leviers de réduction de la consommation d'eau

a. Alimentation

Certaines cultures semblent être irriguées avec des quantités d'eau supérieures à leurs besoins ce qui laisse un potentiel d'amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'eau grâce à une optimisation de l'efficacité de l'irrigation (Ibidhi et Ben Salem, 2020). Une meilleure gestion des précipitations peut augmenter l'efficacité de l'utilisation de l'eau verte et réduire les volumes d'irrigation (Ibidhi et Ben Salem, 2020).

L'évaluation de l'empreinte eau voire de l'empreinte eau nette des différents produits alimentaires locaux peut permettre d'identifier ceux qui sont les moins consommateurs d'eau et ainsi optimiser l'efficacité de l'irrigation (Ibidhi et Ben Salem, 2020). En Espagne l'utilisation d'une part plus importante de l'ensilage de maïs par rapport à l'ensilage de luzerne semble permettre une réduction de 18 % de la consommation d'eau d'un élevage bovin lait (Noya *et al.*, 2018).

Au sein d'un même pays voire d'une même région la répartition des ressources en eau n'est pas homogène (Murphy *et al.*, 2017). L'approvisionnement en fourrage et concentré à partir de territoires qui ne sont pas soumis à un stress hydrique peut donc permettre une réduction de l'empreinte eau nette du lait (Murphy *et al.*, 2017).

Une réduction de l'utilisation de l'eau bleue peut permettre d'augmenter le rendement économique du lait (Ibidhi et Ben Salem, 2020).

Le lien entre l'efficacité alimentaire et l'impact de la production de lait sur la consommation d'eau n'est pas évident (Atzori *et al.*, 2016). Une faible efficacité alimentaire semble associée à une empreinte eau brute plus importante mais à une empreinte eau nette réduite (Atzori *et al.*, 2016). Cette observation semble liée au plus faible recours à l'irrigation et donc à l'eau bleue des systèmes d'élevages à faible efficacité alimentaire (Atzori *et al.*, 2016).

b. Traitement des déjections

L'utilisation de la digestion anaérobie semble ne pas modifier significativement l'empreinte eau brute et réduire légèrement l'empreinte eau nette d'un élevage bovin lait (Glover *et al.*, 2023). L'utilisation d'un système de récupération intégrée des nutriments, de l'énergie et de l'eau semble augmenter l'empreinte eau d'un élevage bovin lait. Cette augmentation semble notamment liée à la fabrication de produits chimiques tampons et à la culture d'algues (Glover *et al.*, 2023).

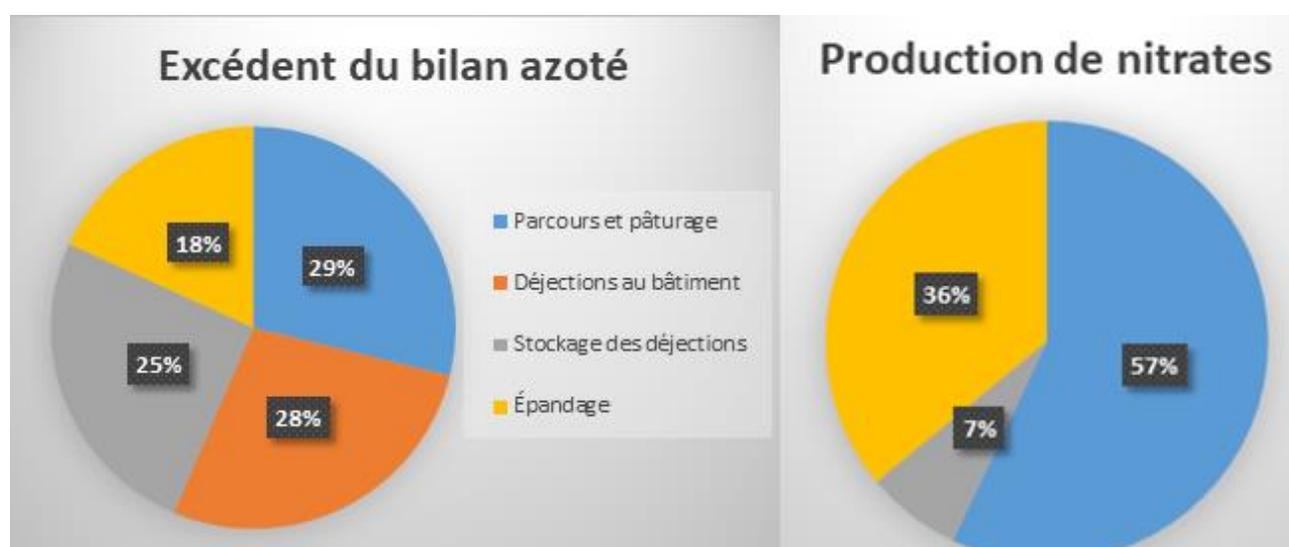
c. Intensité du pâturage

L'intensité du pâturage est associée à l'empreinte hydrique d'un élevage bovin (Allocca *et al.*, 2018). La contamination microbienne des eaux souterraines et de surface par les effluents entraîne une diminution des ressources en eau bleue au profit de la formation d'eau grise (Allocca *et al.*, 2018). L'établissement d'un seuil maximal de bovins par surface de pâturage permet d'éviter cette perte d'eau bleue (Allocca *et al.*, 2018).

Bilan de la troisième partie

La Figure 10 présente la répartition des sources d'émission d'azote et de nitrates en partie responsable de l'impact de l'élevage sur la qualité de l'eau (CITEPA, 2020). La Figure 11 présente les sources de consommation d'eau au sein d'un élevage (De Boer *et al.*, 2013 ; Murphy *et al.*, 2017). Le Tableau 11 et le Tableau 12 recensent respectivement les principaux leviers de réduction de l'impact d'un élevage sur la qualité et la consommation d'eau.

Figure 10 : Répartition des sources d'émission d'azote et de nitrates en élevage bovin laitier (CITEPA, 2020)

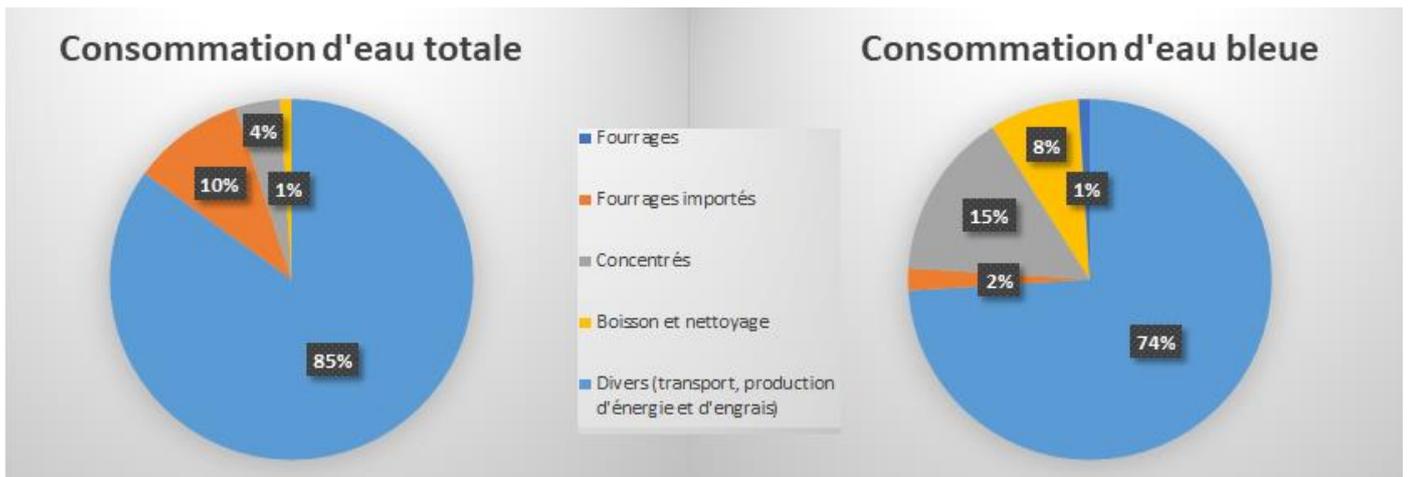


*Légende commune aux deux graphiques

Tableau 11 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation de la qualité de l'eau (réalisation personnelle)

	Modalités	Sources
Alimentation	Supplémentation adaptée en N et P	Parcours et pâturage, gestion des déjections (bâtiment, stockage et épandage)
Traitement des déjections	Digestion anaérobie	Stockage des déjections
Intensité de pâturage	Taux de chargement faible, éviter le pâturage hivernal	Parcours et pâturage
Fertilisation et inhibiteur de nitrification	Engrais phosphatés à faible solubilité et moins riche en P Bonnes pratiques d'épandage : applications fractionnées, respect des taux annuels maximaux d'application de N et P, et des temps d'exclusion de la présence des animaux après l'application Application de dicyandiamide dans les sols agricoles	Cultures, parcours et pâturage, épandage
Productivité	Génétique, fertilité, santé, ration alimentaire équilibrée, précise et adaptée	Parcours et pâturage, gestion des déjections (bâtiment, stockage et épandage)

Figure 11 : Répartition des sources de consommation d'eau en élevage bovin laitier (De Boer *et al.*, 2013 ; Murphy *et al.*, 2017)



*Légende commune aux deux graphiques

Tableau 12 : Récapitulatif des principaux leviers de réduction de la consommation d'eau (réalisation personnelle)

	Modalités	Sources
Alimentation	Optimisation de l'irrigation : favoriser l'utilisation des précipitations, aliments adaptés au climat local voire importations de territoires voisins non soumis à un stress hydrique	Fourrages importés ou non, concentrés
Intensité du pâturage	Taux de chargement faible à modéré	Fourrages (pâturage)

Les émissions azotées de l'élevage bovin laitier impactent le changement climatique et la qualité de l'eau à travers les émissions de N_2O et NO_3^- comme nous l'avons évoqué dans les parties précédentes. L'élevage est également à l'origine d'émissions d'un autre composé azoté : le NH_3 . La partie suivante est consacrée à la description de la place de la filière dans les émissions de ce composé, des conséquences environnementales associées et des leviers d'optimisation correspondants.

Quatrième partie : émissions d'ammoniac en élevage bovin laitier

1. Contextualisation : Place de l'élevage bovin laitier dans les émissions d'ammoniac en France

En 2018, 94 % des émissions de NH_3 en France provenaient de l'agriculture (CITEPA, 2022). L'élevage bovin était la source d'émission de NH_3 la plus importante du secteur agricole en étant à l'origine de 48,7 % des émissions de la filière (CITEPA, 2020). Plus précisément l'élevage bovin lait était à l'origine de 26,4 % des émissions de NH_3 du secteur agricole et 24,8 % des émissions françaises totales (CITEPA, 2020).

Le total de NH_3 émis en 2018 au sein de l'élevage bovin lait en France s'élevait à 147 kilotonnes (CITEPA, 2020). La majorité de ces émissions, à hauteur de 79,9 %, provenait de la gestion des déjections (épandage compris) (CITEPA, 2020). La gestion des parcours et pâturages et la fabrication et la fertilisation (hors déjections animales) des aliments destinés aux animaux étaient respectivement à l'origine de 12,8 % et 7,3 % des émissions de NH_3 (CITEPA, 2020).

2. Description de l'impact environnemental et des mécanismes d'émissions d'ammoniac en élevage bovin laitier

En moyenne les bovins consomment moins de 30 % de l'azote contenu dans leur ration alimentaire (McCrorry et Hobbs, 2001). L'azote restant est excrété dans l'urine et dans les fèces (McCrorry et Hobbs, 2001). L'azote urinaire est composé d'urée à près de 97 % (McCrorry et Hobbs, 2001). L'enzyme uréase présente dans les fèces permet l'hydrolyse de l'urée en ammonium (NH_4^+) en quelques heures (Béline *et al.*, 1998). L'azote fécal est composé en moyenne de 50 % d'azote protéique et de 50 % de NH_4^+ (McCrorry et Hobbs, 2001). L'azote protéique est hydrolysé en acides aminés sous l'action de bactéries protéolytiques qui sont ensuite désaminés en NH_4^+ toujours sous l'action de bactéries (McCrorry et Hobbs, 2001). Ce processus se produit à un rythme significativement plus lent que l'hydrolyse de l'urée et est donc considéré comme une source relativement peu importante de NH_4^+ lorsque les déjections des bovins sont stockées pendant une courte période (Muck et Steenhuis, 1982). Cependant lorsque celles-ci sont stockées pendant de longues périodes, en particulier à des températures élevées, il devient la principale voie de production de NH_4^+ (Patni et Jui, 1991).

La volatilisation du NH_3 dépend de la différence de pression partielle de NH_3 en équilibre avec la phase liquide, c'est-à-dire inclus dans les effluents, et celle dans l'air ambiant (Freney *et al.*, 1981 ; McCrorry et Hobbs, 2001). Cette différence est principalement influencée par la concentration de NH_4^+ dans les effluents, le pH et la température de ceux-ci (Freney *et al.*, 1981 ; McCrorry et Hobbs, 2001).

Le NH₃ joue un rôle important dans la production de particules fines (Sharma *et al.*, 2007). Il réagit avec les acides sulfurique et nitrique pour former des aérosols de sulfate et de nitrate d'ammonium (Sharma *et al.*, 2007). Ces aérosols contribuent aux pics de concentrations des particules de diamètre inférieur à 10 ou 2,5 µm (PM10 et PM2,5) en suspension dans l'air (Deutsch *et al.*, 2008). L'exposition à un taux de particules fines important entraîne une augmentation du risque de décès par défaillance cardio-pulmonaire et de développement de cancers pulmonaires (Pope *et al.*, 2009). Les émissions de NH₃ et leurs dépôts sont à l'origine d'une acidification des sols et des eaux de surface et participent à l'eutrophisation des eaux de surface et souterraines par apport de matière azotée (Sutton *et al.*, 1995). Le contrôle des émissions de NH₃ est donc un facteur clé de la préservation de la qualité de l'air et de l'eau (Deutsch *et al.*, 2008 ; Pope *et al.*, 2009 ; Sutton *et al.*, 1995).

3. Méthodes de mesure et d'estimation des émissions d'ammoniac en élevage bovin laitier

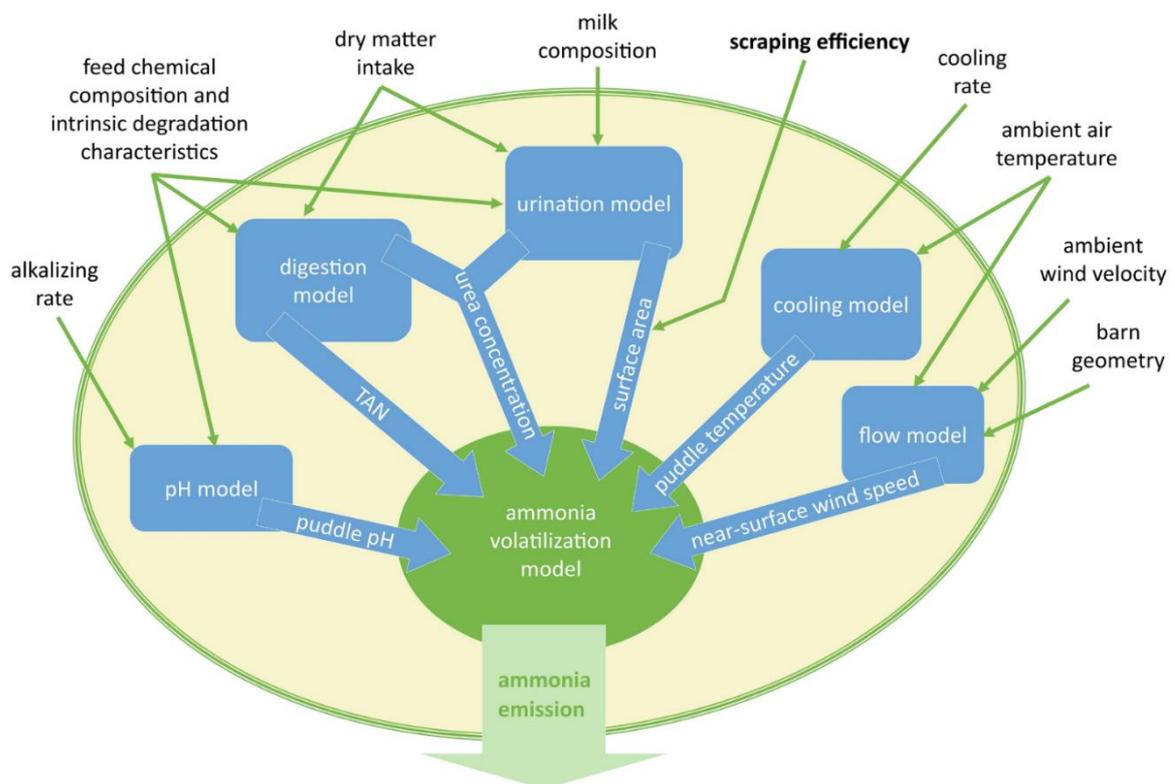
Certaines méthodes de mesure des émissions de GES permettent également de mesurer les émissions de NH₃ (Hassouna *et al.*, 2015). Le gaz traceur, le banc de mesure des émissions gazeuses en conditions contrôlées, le bilan de masse, les chambres statiques et dynamiques, le flux horizontal intégré, les covariances turbulentes, la modélisation inverse et le gradient aérodynamique permettent en effet de mesurer les émissions de NH₃ en élevage bovin laitier (Hassouna *et al.*, 2015 ; Mohn *et al.*, 2018).

Des méthodes ont été développées spécifiquement pour mesurer les émissions de NH₃ (Famulari *et al.*, 2010 ; Noordijk *et al.*, 2020). Parmi elles on retrouve notamment la méthode simplifiée de mesure de flux surfacique par gradient de concentration nommée COTAG (COnditional Time-Averaged Gradient) (Famulari *et al.*, 2010). Cette méthode repose sur une adaptation de la méthode du gradient aérodynamique (Famulari *et al.*, 2010). Elle permet de mesurer le flux d'émission de NH₃ en conditions réelles sur une longue période pour un coût réduit (Hassouna *et al.*, 2015). Les limites de cette méthode sont une utilisation réduite aux sources d'émission homogènes et une perte de précision par rapport aux autres méthodes micro-météorologiques (Hassouna *et al.*, 2015).

Des équations de prédiction ont été développées afin d'estimer les émissions de NH₃ en élevage bovin laitier à grande échelle et pour un moindre coût (Burgos *et al.*, 2010 ; Elzing et Monteny, 1997). Les émissions quotidiennes de NH₃ par vache peuvent ainsi être estimées à partir de la teneur en azote uréique du lait (en mg/dL) via l'équation : émission de NH₃ (en g/j/vache) = 25 (+/- 6,72) + 5,03 (±0,373)*teneur en azote uréique du lait (Burgos *et al.*, 2010).

Une approche mécaniste basée sur une modélisation des mécanismes physiques, chimiques et biologiques impliqués dans les émissions de NH₃ en élevage bovin laitier a permis de développer des méthodes d'estimation (Elzing et Monteny, 1997 ; Hempel *et al.*, 2022). Cette approche mécaniste a permis le développement d'équations différentielles décrivant la libération de NH₃ à partir de flaques d'urine de bovin (Elzing et Monteny, 1997). Ces équations admettent comme paramètres d'entrée les concentrations initiales d'azote ammoniacal total (somme des concentrations en ammoniac et ammonium) et d'urée, le pH et la température des flaques d'urine émettrices, la vitesse du vent à proximité ainsi que de l'aire de la surface d'émission (Elzing et Monteny, 1997 ; Hempel *et al.*, 2022). Ces différents paramètres d'entrée sont difficilement mesurables sur le terrain et des sous-modèles ont été développés afin de les estimer (Hempel *et al.*, 2022). Ces différents sous-modèles et leurs paramètres d'entrée sont recensés dans la Figure 12 (Hempel *et al.*, 2022)

Figure 12 : Schéma du modèle mécaniste d'émission de NH₃ à l'échelle d'un élevage bovin laitier avec ses multiples sous-modèles et les paramètres d'entrée requis (Hempel *et al.*, 2022)



L'analyse du cycle de vie permet également d'estimer les émissions de NH₃ à l'échelle d'un élevage bovin laitier (Miranda *et al.*, 2021). Cette méthode permet d'estimer le potentiel impact d'une stratégie sur la réduction des émissions NH₃ mais également sur d'autres facteurs environnementaux tels que le potentiel d'eutrophisation ou les émissions de GES (Miranda *et al.*, 2021).

4. Leviers de réduction des émissions d'ammoniac en élevage bovin laitier

A. Gestion du stockage et de l'épandage des déjections

Le **mode de compostage** a une influence sur les émissions de NH_3 à partir du fumier des bovins laitiers (Ba *et al.*, 2020). D'une part le compostage en silo est associé à une température élevée qui déplace l'équilibre entre NH_4^+ et NH_3 vers le NH_3 gazeux (Ba *et al.*, 2020 ; Fillingham *et al.*, 2017). D'autre part ce mode de compostage implique un retournement continu qui favorise la libération de NH_3 (Fillingham *et al.*, 2017). Le compostage en silo est ainsi considéré comme un mode de compostage favorisant l'émission de NH_3 (Ba *et al.*, 2020). A l'inverse le compostage en andains est associé à de faibles températures de compostage qui inhiberait l'activité des bactéries impliquées dans la production de NH_3 (Arriaga *et al.*, 2017 ; El Kader *et al.*, 2007). Le grand volume de compost et la paroi enveloppée entourant celui-ci forme un milieu anaérobie et semble diminuer la volatilisation du NH_3 (Beck-Friis *et al.*, 2000). Ces caractéristiques font du compostage en andains un mode de compostage faiblement émetteur de NH_3 (Ba *et al.*, 2020).

Le **mode d'épandage** a une influence sur les émissions de NH_3 (Hou *et al.*, 2015). Les émissions de NH_3 suite à un épandage en bande, par incorporation ou injection sont respectivement d'en moyenne 55 %, 70 % et 80 % inférieures à celle d'un épandage en surface (Hou *et al.*, 2015). Cependant les émissions de N_2O étaient plus élevées de 98% pour l'injection et l'incorporation par rapport à un épandage en surface (Hou *et al.*, 2015).

La **compression** et la **couverture** du compost favorisent la mise en place d'un milieu anaérobie qui inhibe l'activité microbienne impliquée dans la formation de NH_3 (Chadwick, 2005). La couverture augmente également la résistance à la volatilisation du NH_3 (Chadwick, 2005). Cette stratégie semble permettre une diminution des émissions de NH_3 de 24,3 % en moyenne (Ba *et al.*, 2020). La significativité de cette réduction n'est cependant pas bien établie (Hou *et al.*, 2015). Les conditions anaérobies impliquées dans cette stratégie diminuent également les émissions de CO_2 mais favorisent les émissions de CH_4 (Ba *et al.*, 2020 ; Chen *et al.*, 2014).

Le **lombricompostage** favorise la mise en place d'un milieu avec une texture meuble et ayant une grande capacité d'adsorption limitant les émissions de NH_3 (Ba *et al.*, 2020). La médiane de réduction des émissions de NH_3 permise par cette stratégie est de 33,5 % (Ba *et al.*, 2020).

La **séparation mécanique** du lisier en une fraction liquide et une fraction solide est une potentielle stratégie de réduction des émissions de NH₃ (Owusu-Twum *et al.*, 2017). La fraction liquide est caractérisée par une teneur en MS plus faible et s'infiltre dans le sol plus rapidement que le lisier brut (Jensen, 2013). Ce potentiel d'infiltration élevé minimise la volatilisation du NH₃ après épandage (Sommer *et al.*, 2006). Après l'épandage les émissions de NH₃ dans la fraction liquide sont de près de 50 % inférieure à celles du lisier brut (Owusu-Twum *et al.*, 2017). La fraction solide a une teneur élevée en MS et en éléments nutritifs, elle est soit transportée vers des régions déficitaires en éléments nutritifs, soit le plus souvent compostée à la ferme avant épandage (Jensen, 2013). Cependant cette stratégie peut entraîner une augmentation des pertes azotées pendant le stockage de la fraction liquide et le compostage de la fraction solide (Amon *et al.*, 2006 ; Fangueiro *et al.*, 2008). Des stratégies supplémentaires d'atténuation des émissions de NH₃ pendant le stockage et compostage peuvent être nécessaires afin de ne pas compenser les avantages de la séparation mécanique (Owusu-Twum *et al.*, 2017).

L'**acidification** des déjections animales permet une réduction de l'activité des micro-organismes et de la volatilisation du NH₃ tout en permettant une réduction des émissions de GES (Petersen *et al.*, 2012 ; Sommer et Husted, 1995). Cette stratégie est applicable pendant le stockage et après l'épandage en augmentant par ailleurs la valeur fertilisante du lisier (Fangueiro *et al.*, 2015). L'utilisation d'acides forts permet une réduction des émissions de NH₃ de 29 à 88 % pour des pH compris entre 5,7 et 4,2 lors du stockage des déjections et de 15 à 80 % après l'épandage (Berg *et al.*, 2006 ; Fangueiro *et al.*, 2015 ; Frost, 1994 ; Frost *et al.*, 1990 ; Pain *et al.*, 1994 ; Stevens *et al.*, 1989). La solubilisation de certains minéraux peut entraîner des pertes plus importantes par lixiviation et donc avoir un impact négatif sur la qualité de l'eau (Fangueiro *et al.*, 2015). La manipulation d'acide concentré nécessite l'emploi de travailleurs spécialisés et son utilisation implique un changement de législation qui nécessite une étude approfondie de son impact sur la santé humaine et animale (Fangueiro *et al.*, 2015). Des dérivés de l'industrie agro-alimentaire et des pratiques agricoles peuvent être utilisés comme acidifiants dans le but de dépasser ces limites (Kavanagh *et al.*, 2021). La mélasse de betterave à sucre semble permettre une réduction de 67 % des émissions de NH₃ pour un taux d'inclusion de 5 % (Kavanagh *et al.*, 2021). Cette stratégie nécessite de faibles coûts de mise en place (Kavanagh *et al.*, 2021).

Les **additifs microbiens** peuvent transformer l'azote ammoniacal en NO₃⁻ ou diazote par nitrification ou dénitrification (Chadwick, 2005). Des champignons peuvent également fixer l'azote ammoniacal sous forme de protéines microbiennes (Ba *et al.*, 2020). Ces processus permettent de diminuer l'azote disponible pour la production et donc l'émission de NH₃ (Ba *et al.*, 2020 ; Chadwick, 2005). Une réduction moyenne de 9,2 % des émissions de NH₃ est attendue avec cette stratégie (Ba *et al.*, 2020). La souche *alcaligenes faecalis* et la formulation commerciale « micro-organisme efficace » sont les principaux additifs microbiens utilisés en élevage bovin laitier (Ba *et al.*, 2020).

L'ajout de **phosphogypse** lors du compostage semble permettre une diminution du pH et ainsi une réduction de la volatilisation du NH₃ (Tubail *et al.*, 2008). Cet additif permettrait une réduction des émissions de NH₃ de 55,7 % en moyenne (Ba *et al.*, 2020). Son impact sur les émissions de GES n'est pas encore bien élucidé mais une inhibition de la méthanogenèse est suspectée (Hao *et al.*, 2005). Cependant cette stratégie peut être à l'origine de concentrations élevées en sulfure d'hydrogène présentant un risque pour la santé humaine et animale (Ba *et al.*, 2020).

L'ajout de **biochar** semble réduire les émissions de NH₃ lors du stockage des déjections de 11 à 21 % (Chowdhury *et al.*, 2014). Le mécanisme impliqué dans cette réduction n'est pas entièrement élucidé mais une amélioration de la capacité d'adsorption du NH₄⁺ est suspectée (Steiner *et al.*, 2010). Le biochar permet également une réduction des émissions de GES (Yin *et al.*, 2021). Le biochar produit par pyrolyse à haute température (500-900 °C) a un effet plus important sur l'atténuation des émissions de CH₄ et de N₂O, tandis que le biochar produit par pyrolyse à basse température (200-500 °C) est plus efficace pour réduire les émissions de NH₃ (Yin *et al.*, 2021). Le biochar granulaire est plus efficace pour atténuer les émissions de CH₄, tandis que l'ajout de biochar en poudre est plus efficace pour réduire les émissions de NH₃ (Yin *et al.*, 2021).

Un **débit d'aération faible** semble favoriser une réduction de la volatilisation et donc des émissions de NH₃ mais aussi de N₂O à partir du compost en système d'aération forcée (Chowdhury *et al.*, 2014). Cependant cette stratégie semble favoriser les émissions de CH₄ (Chowdhury *et al.*, 2014).

La **digestion anaérobie** semble permettre une réduction des émissions de NH₃ (Bacchetti *et al.*, 2016). Cette réduction permettrait une réduction du potentiel d'acidification rapporté à la production laitière de 29 % associée à une baisse des potentiels d'eutrophisation et de réchauffement global (Bacchetti *et al.*, 2016).

Les **biofiltres** permettent de capturer le NH₃ par adsorption et dégradation microbienne (Hong et Park, 2005). Une réduction de 97 % des émissions de NH₃ semble pouvoir être atteinte avec l'utilisation d'un biofiltre (Ba *et al.*, 2020). Cependant ce type de stratégie nécessite un environnement fermé avec un dispositif de collecte ce qui est difficilement compatible avec une application sur le terrain (Wang *et al.*, 2018).

B. Conduite de troupeau

L'**allongement de la durée de vie productive** des vaches laitières permet une réduction des émissions de NH₃ à l'échelle de l'élevage de 2,5 % par lactation supplémentaire (Dämmgen *et al.*, 2017). Cette stratégie permet également une réduction des émissions de GES (Grandl *et al.*, 2019).

L'amélioration de la **fertilité** permet de réduire le nombre de génisses de renouvellement et donc le nombre d'animaux à l'origine d'émission de NH₃ (Garnsworthy, 2004). Cette stratégie pourrait permettre une réduction des émissions de NH₃ allant jusqu'à 17 % (Garnsworthy, 2004).

L'augmentation de la **fréquence de la traite**, de 2 à 3 par jour, permet d'obtenir un meilleur rendement laitier et donc une efficacité alimentaire plus importante (Bacchetti *et al.*, 2016). Cette stratégie semble permettre une réduction de 11 % du potentiel d'acidification rapporté à la production laitière tout en permettant une réduction des potentiels d'eutrophisation et de réchauffement global (Bacchetti *et al.*, 2016).

L'**amélioration du bien-être animal** semble avoir un effet positif sur la réduction des émissions de NH₃ (Dämmgen *et al.*, 2017).

C. Alimentation et système d'élevage

La **teneur en azote dans l'alimentation** évaluée par la teneur en protéines brutes influence le taux d'azote excrété dans les déjections et diminue leur pH (Edouard *et al.*, 2016 ; Hou *et al.*, 2015). Un taux d'apport azoté réduit peut permettre une émission de NH_3 3 à 4,5 fois moins importante ou une réduction de 24 à 65 % selon les publications par rapport à un taux d'apport azoté élevé (Edouard *et al.*, 2019 ; Hou *et al.*, 2015).

Le **système d'agriculture biologique** semble être associé à un potentiel d'acidification d'en moyenne 10 % inférieur à celui du système conventionnel (Cederberg et Mattsson, 2000).

Bilan de la quatrième partie

La Figure 13 reprend les chiffres clés de la place de l'élevage bovin laitier dans les émissions de NH_3 en France. La partie gauche donne la répartition des sources d'émission de NH_3 selon les secteurs (CITEPA, 2022, 2020 ; IDELE, 2018). La partie droite présente la répartition des sources d'émission de NH_3 au sein de l'élevage bovin laitier (CITEPA, 2020). Le Tableau 13 recense les principaux leviers de réduction des émissions de NH_3 tirés de notre étude bibliographique.

Figure 13 : Chiffres clés des émissions de NH_3 (CITEPA, 2020, 2022 ; IDELE, 2018)

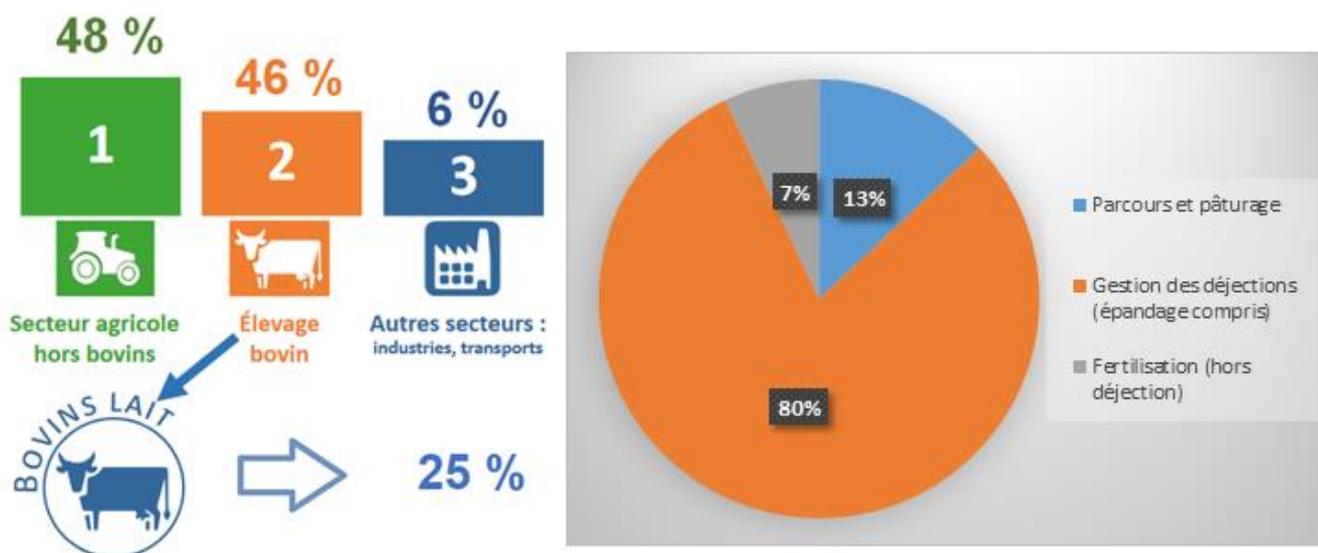


Tableau 13 : Récapitulatif des principaux leviers de réduction des émissions de NH₃ (réalisation personnelle)

	Modalités	Sources
Stockage et épandage des déjections	Compostage en andains, compression/couverture du compost, séparation mécanique, lombricompostage, acidification, additifs microbiens, biochar, digestion anaérobie	Gestion des déjections
Conduite de troupeau	Allongement de la durée de vie productive, amélioration de la fertilité	Toutes
Alimentation et système d'exploitation	Teneur en protéines brutes adaptée Agriculture biologique	Gestion des déjections, parcours et pâturage Toutes (?)

Dans les parties précédentes nous avons évoqué la place de l'élevage dans le changement climatique, l'eutrophisation des eaux de surface et la qualité de l'air. Ces enjeux environnementaux ont un impact important sur la biodiversité. La partie suivante est consacrée à la description du rôle de la filière dans le maintien de la biodiversité et à la présentation des leviers d'optimisation de celui-ci.

Cinquième partie : biodiversité et élevage bovin laitier

1. Place de l'élevage bovin laitier dans le maintien de la biodiversité

L'action du pâturage sur la diversité faunique est complexe (Dettenmaier *et al.*, 2017 ; Krausman *et al.*, 2009). Elle peut avoir des effets positifs ou négatifs selon le contexte (Krausman *et al.*, 2009). Les principaux paramètres impliqués sont l'intensité actuelle et passée du pâturage avec notamment le nombre et la répartition des bovins, la période de l'année, la durée et la fréquence du pâturage, les caractéristiques du sol, les précipitations et les communautés végétales et animales (Briske *et al.*, 2008 ; Dettenmaier *et al.*, 2017 ; Heitschmidt et Walker, 1996 ; Krausman *et al.*, 2009 ; Veblen *et al.*, 2015).

Les principaux éléments d'un habitat impliqués dans le maintien de la biodiversité de la faune sont l'accès à la nourriture, le couvert végétal et l'espace (Krausman, 2002). Une mauvaise gestion du pâturage peut entraîner de fortes modifications de ces éléments (Krausman *et al.*, 2009). Ces modifications peuvent engendrer une diminution des habitats et du nombre d'individus de nombreuses espèces fauniques (Krausman *et al.*, 2009). La détérioration des communautés végétales et notamment des hautes herbes dans les environnements de parcours a notamment un impact négatif sur la biodiversité (Teague et Dowhower, 2003).

Les oiseaux nichant au sol sont particulièrement sensibles à la gestion des parcours (Dettenmaier *et al.*, 2017). Plusieurs études ont ainsi démontré qu'un pâturage intensif entraînait un déclin de leurs populations par piétinement des œufs, destruction des nids et réduction de la disponibilité de la nourriture notamment (Beck et Mitchell, 2000 ; Boyd *et al.*, 2014 ; Calladine *et al.*, 2002 ; Jenkins et Watson, 2001 ; Warren et Baines, 2004). Les effets indirects de l'élevage bovin laitier sur la biodiversité sont souvent considérés comme plus importants que ses effets directs (Dettenmaier *et al.*, 2017 ; Hovick *et al.*, 2012). Parmi eux la conversion de l'habitat en fourrage et l'introduction d'espèces végétales envahissantes sont fréquemment observées (Beck et Mitchell, 2000).

Une revue de la littérature sur l'impact de l'élevage sur la biodiversité en Europe a montré la complexité de celui-ci (Kok *et al.*, 2020). L'impact général de l'élevage conventionnel sur la biodiversité a été classé comme négatif dans 36 % des études, positif dans 21 % des études, à la fois positif et négatif dans 15 % des études, et sans objet ou neutre dans 26 % d'entre elles (Kok *et al.*, 2020). Un impact positif de l'élevage sur la biodiversité a souvent été observé dans les études comparant l'abandon ou l'absence de pâturage avec la restauration ou la poursuite du pâturage extensif alors que les impacts négatifs étaient généralement liés à des intensités d'exploitation plus élevées (Kok *et al.*, 2020).

Les conséquences du pâturage varient selon les espèces végétales ou animales concernées (Kok *et al.*, 2020). Il favorise la croissance de certaines espèces notamment des coléoptères et inhibe la croissance d'autres espèces notamment des papillons et des petits mammifères (Amar *et al.*, 2011 ; García *et al.*, 2009 ; Kaltsas *et al.*, 2013 ; Kruse *et al.*, 2016 ; Negro *et al.*, 2011 ; Potts *et al.*, 2009 ; Rickert *et al.*, 2012 ; Schtickzelle *et al.*, 2007 ; Ważna *et al.*, 2016). Une même disparité est observée pour les espèces végétales (Bucher *et al.*, 2016 ; Gachet *et al.*, 2009 ; Takala *et al.*, 2012). Les effets du pâturage modifient à terme la composition des espèces du milieu (Burnside *et al.*, 2007 ; Catorci *et al.*, 2014 ; Farris *et al.*, 2010 ; Marrs *et al.*, 2007).

Les prairies, les talus et les haies fournissent un environnement favorable à certaines espèces jouant un rôle clé au sein de l'écosystème mais également pour l'activité agricole (Manneville et Leclerc, 2016). Les bourdons sont des pollinisateurs sauvages capables de butiner par temps froid (Manneville et Leclerc, 2016). Les talus et les haies servent d'abris aux reines fécondées pendant la période d'hibernation et les prairies constituent des habitats pour les colonies de bourdons (Manneville et Leclerc, 2016). Sur les 20 espèces de bourdons présentes en France, 13 ont été recensées sur les terres d'élevages de ruminants (Manneville et Leclerc, 2016). Les vers de terre agissent notamment sur la fertilité des sols et favorisent l'infiltration, l'épuration et le cycle de l'eau (Manneville et Leclerc, 2016). Les zones non labourées comme les prairies, les talus ou les bordures herbacées servent de refuges aux vers de terre lorsque les conditions des parcelles environnantes leur deviennent défavorables (Manneville et Leclerc, 2016). On observe en moyenne 1,1 t de vers de terre par ha de prairie (Manneville et Leclerc, 2016)

Le pâturage modifie les cycles du carbone et de l'azote à l'échelle locale, les teneurs en C et N du sol mais aussi son pH et sa densité (B. Wang *et al.*, 2020). Ces modifications sont considérées comme le principal mécanisme expliquant les modifications de la biodiversité microbienne en lien avec le pâturage (B. Wang *et al.*, 2020). Au contraire les modifications du couvert végétal semblent être le facteur prédominant dans l'action du pâturage sur la biodiversité des nématodes (B. Wang *et al.*, 2020). Dans certaines régions le pâturage est associé à une augmentation de la diversité microbienne du sol en surface (de 0 à 20 cm) mais également dans les couches profondes (de 40 à 60 cm) (Wu *et al.*, 2022). Les changements de teneur du sol en C et N sont considérés comme le mécanisme principal de cette augmentation (Wu *et al.*, 2022).

Comme nous l'avons dit plus haut, en 2021, 11,5 millions d'ha de prairies et 2,2 millions d'ha de parcours étaient réservés à l'alimentation des ruminants en France (IDELE, 2021). En 2020, une exploitation laitière moyenne disposait de 35 ha de prairies (Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, 2020).

Le rapport entre la surface en biodiversité développée et la SAU traduit la surface de compensation où l'agriculteur agit en faveur de la biodiversité (IDELE, 2018). Entre 2013 et 2021 une étude menée sur 8324 élevages bovins laitiers français a estimé qu'en moyenne un élevage entretenait 1,4 ha de biodiversité par ha de SAU, en comparaison avec une forêt primaire (IDELE, 2023a). Cette SAU était en moyenne de 120 ha et composée de 25 % de prairie permanente, 25 % de prairie temporaire (IDELE, 2023a).

2. Méthodes de mesure et d'estimation de l'impact de l'élevage bovin laitier dans le maintien de la biodiversité

De nombreux **indicateurs** sont utilisés dans la littérature pour mesurer la biodiversité (Kok *et al.*, 2020). La définition générale de la biodiversité et les indicateurs permettant de la mesurer font appel à trois niveaux : les gènes, les espèces et les écosystèmes (Gitay *et al.*, 2001).

La diversité génétique est évaluée à l'aide des microsatellites, des polymorphismes nucléotidiques, du nombre de mâles et de femelles reproducteurs ou de races au sein d'une espèce (Kok *et al.*, 2020). L'abondance et la richesse en espèces font partie des indicateurs les plus utilisés pour mesurer la biodiversité (Kok *et al.*, 2020). L'abondance fait référence au nombre d'individus d'une certaine espèce ou la zone couverte par une certaine espèce, tandis que la richesse fait référence au nombre d'espèces (Kok *et al.*, 2020). Des indices de diversité combinant l'abondance et la richesse ont été développés (Heip *et al.*, 1998). Parmi eux l'indice de Shannon est fréquemment utilisé (Kok *et al.*, 2020). La Figure 14 détaille le calcul de l'indice de Shannon noté H' avec S le nombre total d'espèces (représentant la richesse) dans l'échantillon, et p_i le rapport entre le nombre d'individus dans la i ème espèce et le nombre total d'individu (représentant l'abondance relative) (Kok *et al.*, 2020).

Figure 14 : Formule représentant le calcul de l'indice de Shannon (Kok *et al.*, 2020)

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

Parmi les autres indices de diversité basés sur l'abondance et la richesse, l'abondance moyenne des espèces et la fraction potentiellement disparue permettent d'estimer les éventuelles pertes de biodiversité suite à l'utilisation des terres agricoles (Kok *et al.*, 2020). L'abondance moyenne des espèces exprime l'abondance relative actuelle des espèces présentes à l'origine par rapport à l'écosystème non perturbé (Alkemade *et al.*, 2009). La fraction potentiellement disparue exprime le changement relatif de la richesse en espèces de plantes vasculaires par rapport à la forêt semi-naturelle qui surviendrait sans interférence humaine (Battini *et al.*, 2016 ; Guerci *et al.*, 2013b). Cet indicateur est notamment utilisé à l'échelle de la ferme dans les ACV de la production laitière et permet d'exprimer l'impact de la production d'un kg de lait sur la biodiversité (Kok *et al.*, 2020). La multidiversité est une mesure basée sur la richesse relative de plusieurs groupes taxonomiques et est utilisée pour combiner les mesures de différents groupes en un seul score (Manning *et al.*, 2015).

Des indicateurs liés à la composition et à la fonction des communautés de végétaux et d'animaux sont également utilisés pour évaluer les impacts des activités agricoles sur la biodiversité (Kok *et al.*, 2020). Les caractéristiques utilisées dans ces indicateurs comprennent notamment les indices d'Ellenberg pour la niche écologique, les traits fonctionnels des plantes et la diversité fonctionnelle des arthropodes (Bucher *et al.*, 2016 ; Koch *et al.*, 2017 ; Primi *et al.*, 2016).

Des indicateurs liés à la structure spatiale des plantes et des habitats ont été développés pour évaluer la biodiversité à l'échelle du paysage (Kok *et al.*, 2020). Les indicateurs fréquemment utilisés pour évaluer la structure spatiale des plantes sont la hauteur moyenne de la végétation, et les hauteurs respectives des pelouses, des plantes herbacées, des arbustes et des arbres (Kok *et al.*, 2020). La proportion de couverture de différents types de végétation est également fréquemment évaluée (Kok *et al.*, 2020). La richesse, l'abondance relative ou non, l'indice de Shannon appliqués aux couvertures terrestres et aux types d'utilisation des terres ainsi que le rapport terres arables sur prairies sont utilisés pour évaluer la structure spatiale des habitats (Kok *et al.*, 2020 ; Teillard *et al.*, 2015). Pour les éléments linéaires, tels que les rivières et les haies, les indicateurs sont exprimés soit en pourcentage de la superficie totale, soit en longueur des éléments linéaires par ha (Kok *et al.*, 2020). L'organisation spatiale du paysage peut être explicitement évaluée, en utilisant la taille des parcelles de terres arables et de prairies, la connectivité des prairies, la taille effective des mailles, les habitats en bordure et une distinction entre la lisière et la zone centrale (Kok *et al.*, 2020).

Des systèmes de notation globaux qualitatifs sont basés sur des indicateurs de la diversité génétique, des espèces et des paysages évoqués précédemment et incluent des aspects de gestion des milieux qui influencent la biodiversité (Kok *et al.*, 2020). Ils permettent de comparer la biodiversité entre les sites ou dans le temps en utilisant un score (Kok *et al.*, 2020). Les aspects de gestion fréquemment inclus dans ces systèmes sont l'intensité ou le mode de pâturage, la date de la première coupe et la quantité d'engrais apportée (N et P) (Kok *et al.*, 2020).

Des **modèles théoriques** ont été développés afin d'estimer la réponse de la biodiversité des prairies aux effets du pâturage (Wu *et al.*, 2023). Parmi eux on retrouve le modèle d'équilibre unique, le modèle d'équilibre multiple, le modèle de non-équilibre et le modèle mixte (Wu *et al.*, 2023). Le modèle d'équilibre unique postule qu'un milieu initial a un état d'équilibre unique et atteindra une autre position d'équilibre avec une certaine perturbation du pâturage (Dyksterhuis, 1949). Le modèle d'équilibre multiple suggère qu'une prairie, composée d'une partie biotique et d'une partie abiotique, peut atteindre plusieurs compositions d'équilibre (Westoby *et al.*, 1989). Le modèle de non-équilibre généralisé postule que la réponse de la biodiversité des prairies à l'effet du pâturage est liée à son intensité présente et passée en lien avec les précipitations (Milchunas *et al.*, 1988). Le modèle mixte est une combinaison des modèles d'équilibre multiple et de non-équilibre généralisé (Cingolani *et al.*, 2005). Ces modèles soulignent l'importance des caractéristiques de pâturage, notamment son intensité présente et passée, et les composantes biotiques et abiotiques de l'environnement, notamment la productivité primaire nette, le climat régional et la disponibilité de l'eau, dans la formation de la biodiversité des prairies (Cingolani *et al.*, 2005 ; Milchunas *et al.*, 1988 ; Wu *et al.*, 2023).

Le pâturage est un processus qui affecte simultanément plusieurs composants du biome des prairies tels que les producteurs, les consommateurs et les décomposeurs (Filazzola *et al.*, 2020). Bien que ces différents composants soient connectés les uns aux autres, ils affichent souvent une réponse incohérente ou asynchrone à la même perturbation du pâturage (Filazzola *et al.*, 2020 ; Rosenstock, 1996 ; Wang et Tang, 2019). Ces résultats impliquent d'inclure plusieurs composants du biome dans les modèles de compréhension de l'effet du pâturage sur la biodiversité des prairies (Filazzola *et al.*, 2020).

De nombreux indicateurs différents sont ainsi utilisés pour évaluer les impacts de l'élevage sur la biodiversité à différentes échelles et pour différents objectifs. L'ensemble des indicateurs évoqués peuvent être utiles en fonction de l'objectif fixé en termes de maintien de la biodiversité car ceux-ci mesurent différents aspects de la biodiversité et sont liés à différentes hypothèses. Les modèles d'équilibre multiple, de non-équilibre généralisé ou mixte semblent plus représentatifs de la réalité que le modèle d'équilibre unique. Cependant l'état de la biodiversité et les impacts de l'élevage sur celle-ci demeurent difficiles à évaluer. A l'avenir l'inclusion de multiples composants du biome et des impacts indirects liés à la production d'aliments pour animaux dans les modèles d'évaluation pourrait permettre d'améliorer l'évaluation de l'impact de l'élevage sur la biodiversité. L'utilisation de réseaux de neurones profonds à la place des algorithmes classiquement utilisés semble permettre une amélioration de l'efficacité et de la précision des modèles d'estimation de la biodiversité des prairies et de son évolution (Muro *et al.*, 2022).

3. Leviers d'optimisation du maintien de la biodiversité

A. Gestion de l'intensité et des périodes de pâturage

La **rotation des parcours et des pâturages** comprenant une mise au repos d'un an peut bénéficier à certaines espèces adaptées à une végétation hautes et denses et au contraire défavoriser des espèces préférant une végétation courte et clairsemée (Davis *et al.*, 2020). Cette observation est en faveur d'une adaptation de la gestion des parcours et des pâturages en fonction des espèces peuplant l'écosystème afin d'en préserver la biodiversité (Davis *et al.*, 2020). Une période de pâturage de longue durée est associée à un épuisement des ressources préférentielles des ruminants qui peut aboutir à la consommation d'espèces végétales moins abondantes (Fraser *et al.*, 2022). Une gestion des pâturages et des parcours en rotation avec des périodes d'exploitation adaptées aux conditions biotiques et abiotiques de l'écosystème semble permettre une plus grande biodiversité (Farruggia *et al.*, 2012 ; Fraser *et al.*, 2022 ; Krausman *et al.*, 2009 ; Kruse *et al.*, 2016 ; Ravetto Enri *et al.*, 2017).

Des **faibles taux de chargement** des pâturages peuvent aider à maintenir une richesse en espèces élevée en contrôlant l'abondance des espèces végétales dominantes compétitives (Gornish *et al.*, 2018). Au contraire des taux de chargement élevés provoquent une instabilité et une diminution de la diversité végétale réduisant ainsi la diversité des sources de nourriture disponibles pour les insectes, les oiseaux et les petits mammifères (Olf et Ritchie, 1998 ; Wang et Tang, 2019). La perte de biodiversité engendrée par une gestion intensive des pâturages ne semble pas aisément réversible (Fraser *et al.*, 2022). L'abandon agricole de pâturages exploités intensivement ne permet pas nécessairement d'inverser le déclin de la biodiversité (Hermoso *et al.*, 2018 ; Keenleyside et Tucker, 2010). Le recours à des systèmes de pâturages mixtes bovins-ovins de faible intensité peuvent alors être bénéfiques pour la restauration de la biodiversité (Critchley *et al.*, 2008 ; Evans *et al.*, 2015 ; Fraser *et al.*, 2014). Une gestion extensive des pâturages semble donc en faveur d'un maintien de la biodiversité (Calladine *et al.*, 2002 ; Fraser *et al.*, 2022 ; Kasiske *et al.*, 2023).

La **surveillance des mouvements d'animaux** permet d'estimer l'intensité de pâturage de manière localisée et dynamique (Fraser *et al.*, 2022). La surveillance des mouvements d'animaux fournit des informations utiles pour le maintien de la biodiversité mais aussi pour la production et la santé animale (Fraser *et al.*, 2022). Cependant les colliers commerciaux du système mondial de navigation par satellite et les étiquettes à radiofréquence demeurent trop onéreux pour permettre leur utilisation en dehors de la recherche ou la conservation des espèces (Fraser *et al.*, 2022). L'observation reste la seule solution accessible jusqu'à récemment mais l'utilisation de nouveaux enregistreurs de position par satellite « open source » et de drones pourrait se développer (McGranahan *et al.*, 2018 ; Roberts *et al.*, 2020 ; Sarwar *et al.*, 2021).

La **surveillance détaillée des conditions environnementales** affectant la croissance des plantes et le comportement des animaux peut également aider à l'adaptation de la gestion du pâturage afin de préserver la biodiversité (Fraser *et al.*, 2022). Des capteurs climatiques analysant sur place le sol et l'air peuvent fournir les données nécessaires pour mesurer les différences microclimatiques au sein d'une végétation (Fraser *et al.*, 2022). Les sorties dérivées des satellites et des drones peuvent fournir des informations détaillées sur la topologie du site, la santé des plantes et l'hydrologie (Fraser *et al.*, 2022 ; Roberts *et al.*, 2020). Ces informations peuvent permettre de modifier la répartition des animaux afin de répondre au mieux aux objectifs de conservation (Roberts *et al.*, 2020). Pour cela l'utilisation de clôtures temporaires peut être un moyen efficace pour la gestion de pâturage de taille moyenne (Fraser *et al.*, 2022). Les pâturages extensifs et les parcours peuvent nécessiter l'utilisation du renforcement positif avec la fourniture de nutriments notamment sous forme de blocs d'alimentation, d'eau ou d'abris (Fraser *et al.*, 2022).

B. Système d'exploitation et niveau d'apport en concentrés

La biodiversité végétale évaluée par la richesse d'espèces et la richesse d'espèce à haute valeur de conservation semble plus élevée dans les élevages avec de **faibles apports en concentrés** dans la ration alimentaire (Bettin *et al.*, 2023). Cette différence semble provenir d'apports en nutriments (N et P) plus élevés, d'intervalle de défoliation plus courts et de niveaux de chargements plus importants dans les élevages avec des apports en concentrés élevés (Dentler *et al.*, 2020 ; Gaujour *et al.*, 2012).

Le taux de fertilisation azotée semble être un facteur clé de la différence de biodiversité observée entre les exploitations conventionnelles et **biologiques** (Gilhaus *et al.*, 2017 ; van Dobben *et al.*, 2019). Un taux de fertilisation azotée plus faible pourrait être le principal facteur d'une richesse en espèces végétales supérieure de 30 % dans les prairies des systèmes biologiques (van Dobben *et al.*, 2019). D'autres auteurs attribuent cependant cette différence au plus faible taux de chargement et à l'absence d'usage de pesticides synthétiques (Power *et al.*, 2012).

Le lien entre l'apport ou la perte de biodiversité rapporté au litre de lait et le système d'exploitation conventionnel ou biologique est controversé (Kok *et al.*, 2020). Certaines études montrent une perte de biodiversité rapportée au litre de lait plus faible en conventionnel alors que d'autres donnent des résultats opposés (Battini *et al.*, 2016 ; Guerci *et al.*, 2013b ; Mueller *et al.*, 2014). Les élevages conventionnels avec de faibles apports en concentrés semblent être associés à une biodiversité végétale comparable avec celle des élevages biologiques peu importe leur niveau d'apport en concentrés (Bettin *et al.*, 2023).

La défoliation sélective, le piétinement et la redistribution des nutriments associés au pâturage semble plus favorables au maintien d'une hétérogénéité des espèces végétales en comparaison à **la fauche** qui affecte de manière similaire toutes les espèces végétales au-dessus de la hauteur de coupe (Adler *et al.*, 2001 ; Rook et Tallowin, 2003 ; Tonn *et al.*, 2019). Cependant des résultats contraires à cette théorie ont été observés avec une diversité biologique, notamment des arthropodes, plus élevée suite à la fauche (Rosa García et Fraser, 2019). La gestion la plus efficace en termes de maintien de la biodiversité pourrait être une fauche suivie d'un pâturage (Rosa García et Fraser, 2019).

Les **systèmes sylvopastoraux** semblent favoriser une augmentation de la biodiversité végétale et animale (McAdam et McEvoy, 2009). Ces systèmes semblent également favoriser le bien-être des ruminants (Broom *et al.*, 2013).

C. Gestion des cultures et des bords de culture

Une utilisation raisonnée des **produits phytosanitaires** permet de préserver la richesse et l'abondance de nombreuses espèces de bourdons, de chiroptères et de lombrics (Manneville et Leclerc, 2016). L'**épandage de fumier** sur les parcelles cultivées augmente de 2,5 fois l'abondance des lombrics (Manneville et Leclerc, 2016).

La gestion des **bordures des cultures** peut jouer un rôle important dans le maintien de la biodiversité au sein des exploitations (Potts *et al.*, 2009). L'ensemencement d'un mélange de céréales, graminées, légumineuses, lin ou encore de chou frisé permettrait d'augmenter la richesse et l'abondance d'espèces de bourdons et de papillons (Potts *et al.*, 2009).

Incorporer des haies et des bois dans les exploitations offre un type d'habitat différent et permet d'augmenter la richesse d'espèces au sein des différents taxons (Tschardtke *et al.*, 2021). Cette pratique favorise également la de séquestration du carbone et fournit un abri et de l'ombre pour le bétail lors de sécheresse ou de précipitations importantes (Drexler *et al.*, 2021 ; Fraser *et al.*, 2022).

Bilan que la cinquième partie

La Figure 15 reprend les chiffres clés de la place de l'élevage bovin dans le maintien de la biodiversité en France (IDELE, 2018, 2023a ; Manneville et Leclerc, 2016). Le Tableau 14 recense les principaux leviers d'optimisation du maintien de la biodiversité tirés de notre étude bibliographique.

Figure 15 : Chiffres clés maintien de la biodiversité (IDELE, 2018, 2023a ; Manneville et Leclerc, 2016)

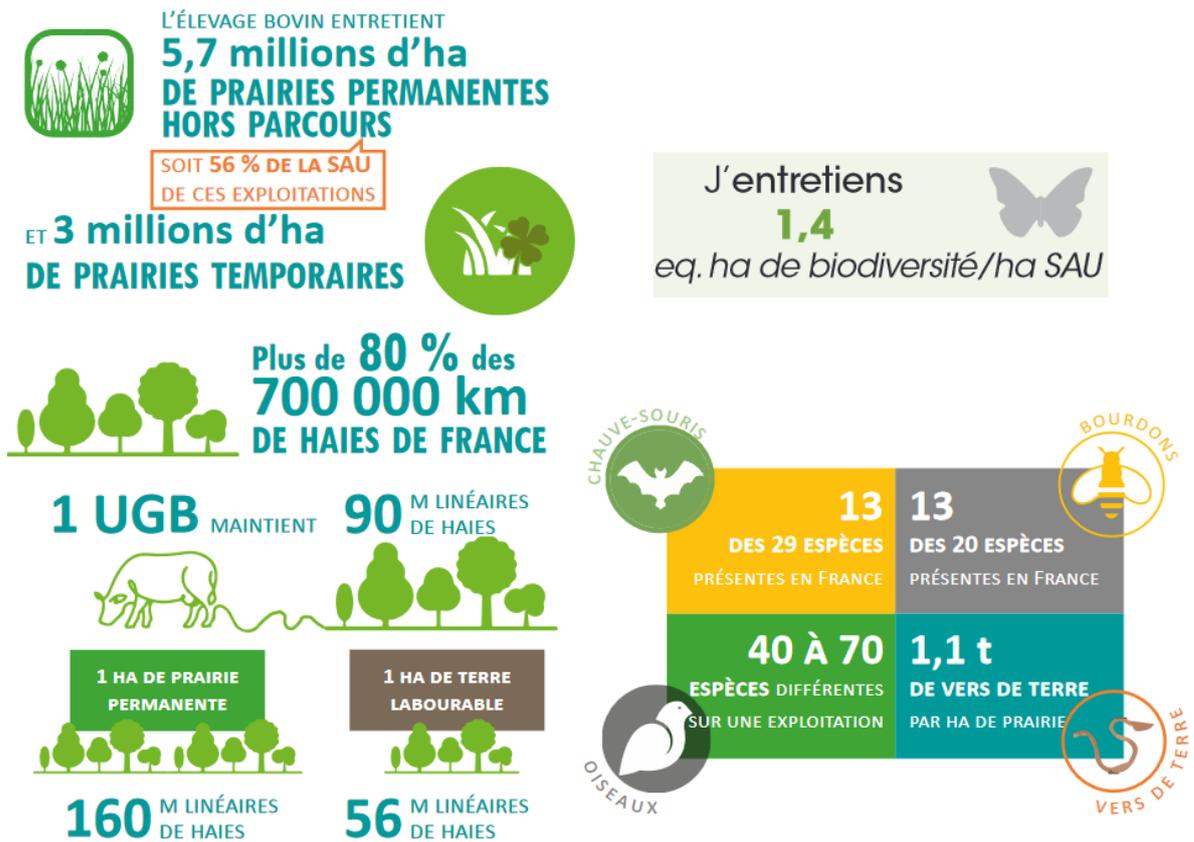


Tableau 14 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation du maintien de la biodiversité (réalisation personnelle)

	Leviers d'optimisation
Pâturage et parcours	<p>Rotation adaptée à la biodiversité locale avec périodes de repos suffisantes</p> <p>Faible taux de chargement</p>
Système d'exploitation et alimentation	<p>Diminution des apports en concentrés</p> <p>Systèmes sylvopastoraux</p> <p>Agriculture biologique</p>
Cultures et bords de culture	<p>Utilisation raisonnée des produits phytosanitaires</p> <p>Engrais organiques plutôt que minéraux avec apports azotés modérés</p> <p>Végétation diversifiée en bords de culture</p> <p>Préservation des haies et des bois</p>

L'élevage bovin laitier joue un rôle de consommateur mais également de producteur dans la gestion de l'énergie. La gestion de l'énergie est liée à celle des gaz à effet de serre par l'utilisation et la production d'énergie carbonée ou non. La partie suivante est consacrée à la description de la place de l'élevage dans la gestion de l'énergie et à la présentation des leviers d'optimisation associés.

Sixième partie : énergie en élevage bovin laitier : consommation et production

1. Consommation d'énergie en élevage bovin laitier

A. Place de l'élevage bovin laitier dans la consommation d'énergie

En 2021, l'agriculture représentait 3 % de la consommation énergétique totale en France (Service des données et études statistiques, 2022).

En 2018, hors électricité, la consommation d'énergie de l'élevage en France représentait 63 500 térajoules (CITEPA, 2020). Les tracteurs et les autres engins motorisés étaient à l'origine de 85,7 % de cette consommation, sous forme de gazole (CITEPA, 2020). 13,7 % de la consommation énergétique hors électricité provenait du bâtiment d'élevage dont 79 % sous forme de gaz de pétrole liquéfié, 14,4 % sous forme de gaz naturel et 6,3 % sous forme de sous-produits du bois (CITEPA, 2020). La laiterie et la salle de traite étaient à l'origine de moins de 0,6 % de la consommation totale hors électricité de l'élevage (CITEPA, 2020).

En France, la consommation d'énergie totale moyenne en bâtiment est de presque 900 kilowattheures par vache laitière par an soit 128 wattheures par litre de lait (IDELE, 2009). Cette énergie est consommée à 50 % sous forme de fioul et à 50 % sous forme d'électricité (IDELE, 2009).

En France, la gestion des surfaces fourragères est à l'origine d'un peu plus de la moitié de la consommation de carburant en élevage bovin laitier (Beguin *et al.*, 2009). Un peu moins d'un tiers est consommé au bâtiment et le reste est utilisé pour la récolte et le transport de la paille (Beguin *et al.*, 2009). Au bâtiment la distribution de l'alimentation représente près de deux tiers de la consommation, le paillage environ 20 % de celle-ci et une moindre partie correspond au raclage, curage et au transfert des déjections vers une zone de stockage (Beguin *et al.*, 2009). Il existe une variation entre les différents systèmes fourragers avec en système herbager une proportion plus faible de la consommation en bâtiment et notamment de la distribution de l'alimentation par rapport à la gestion de la paille (récolte, transport et distribution) (Beguin *et al.*, 2009).

L'éclairage, la réfrigération et la ventilation sont les trois principaux foyers de consommation d'électricité en exploitation laitière (Houston *et al.*, 2014). Ils représentent plus de 70 % de la consommation totale de l'élevage (Houston *et al.*, 2014). La pompe à lait, le chauffage et l'habitation de l'éleveur sont à l'origine du reste de la consommation (Houston *et al.*, 2014).

L'énergie grise correspond à la consommation d'énergie provenant de la construction des bâtiments, des installations ou des engins agricoles et non à leur utilisation (Koesling *et al.*, 2015 ; Sartori et Hestnes, 2007). L'énergie grise contribue à environ 10 % à 30 % de la consommation totale d'énergie dans les élevages bovins laitiers (Dalgaard *et al.*, 2000 ; Koesling *et al.*, 2015).

B. Méthodes de mesure et d'estimation de la consommation d'énergie

La consommation totale d'énergie dans les fermes laitières peut être classée en utilisation d'énergie **directe** et **indirecte** (Upton *et al.*, 2013). L'énergie indirecte est composée des utilisations d'énergie pour lesquelles l'utilisation directe d'énergie se produit en dehors des limites de l'exploitation telle que l'énergie nécessaire pour produire et transporter des aliments ou des engrais (Shine *et al.*, 2020).

L'étude et la mesure de la consommation énergétique d'un élevage bovin laitier sur le terrain est réalisée dans le cadre d'un **audit énergétique** (Houston *et al.*, 2014 ; Shine *et al.*, 2018b ; Todde *et al.*, 2018). Cet audit comporte classiquement une étape de recueil et d'analyses des données historiques en termes de consommation énergétique, une étape d'examen et de description du fonctionnement actuel de l'exploitation et une étape d'enquête détaillée et d'analyse des domaines clés de consommation identifiés lors des deux précédentes étapes (Houston *et al.*, 2014). La deuxième étape correspond plus précisément au recueil des paramètres des foyers de consommation d'énergie tels que la durée de la traite, le système de refroidissement du lait ou encore les températures de l'eau (Houston *et al.*, 2014 ; Shine *et al.*, 2018b).

Les principales méthodes développées dans le but de prédire ou d'estimer la consommation d'énergie d'un élevage bovin laitier sont la modélisation mécaniste, la régression linéaire multiple, la régression polynomiale et l'apprentissage automatique (Shine *et al.*, 2020). En plus de l'erreur quadratique moyenne, l'erreur relative est utilisée pour connaître la précision d'un modèle de prédiction (Shine *et al.*, 2020). Elle correspond au quotient en valeur absolue de la différence entre le produit de la valeur réelle ou mesurée et la valeur estimée par la valeur réelle ou mesurée (Tofallis, 2015).

Un **modèle mécaniste** a notamment été développé afin d'estimer la consommation d'électricité des exploitations laitières mais aussi le coût et les émissions de GES associés (Upton *et al.*, 2014). Cette modélisation correspond à une représentation mathématique des principaux systèmes consommateurs d'électricité d'une exploitation laitière que sont le refroidissement du lait, le chauffage de l'eau, la récolte du lait, l'éclairage, le pompage de l'eau, le pompage de lavage et logement d'hiver (Upton *et al.*, 2014). Un grand nombre de variables d'entrée sont donc nécessaires, y compris le rapport lait sur eau, les températures de l'eau, les temps de traite, l'intervalle de collecte du lait et la taille du moteur de la pompe à eau (Upton *et al.*, 2014). L'erreur relative de ce modèle pour la prédiction de la consommation annuelle d'électricité est estimée inférieure à 10 % (Upton *et al.*, 2014).

Edens *et al.* (2003) ont utilisé une modélisation empirique en développant quatre modèles de **régression linéaire multiple** chacun modélisant respectivement la consommation énergétique des pompes à vide, des chauffe-eaux, des compresseurs de réfrigération et des compresseurs d'air. Un cinquième modèle de régression linéaire multiple permettait d'estimer leur consommation combinée. Les données d'entrée étaient le volume de lait produit, le nombre de vaches en lactation, le pourcentage de matière grasse dans le lait, la production laitière, les température basse et élevée mensuelles.

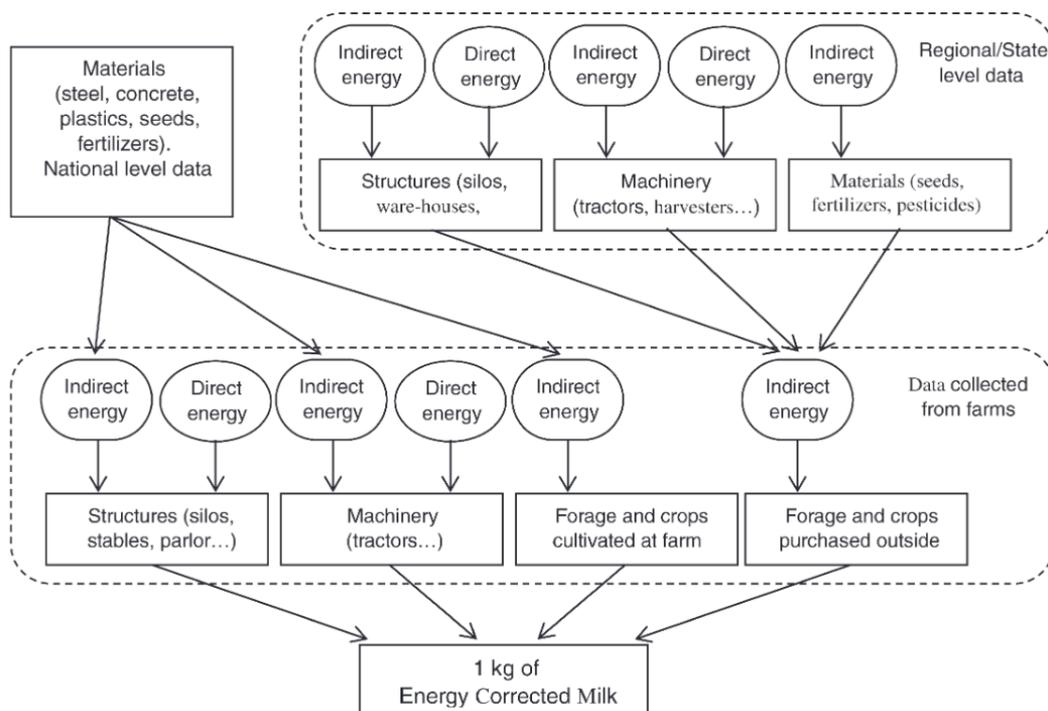
Shine *et al.* (2018c) ont également utilisés une modélisation empirique avec des modèles de régression linéaire multiple afin d'isoler les principaux paramètres permettant d'estimer la consommation d'électricité d'un élevage bovin laitier. Les paramètres en question étaient la taille du troupeau, le volume de lait produit, le type de système de refroidissement du lait du tank à lait, la fréquence de lavage à chaud des lignes de lait et le volume total du chauffe-eau. L'erreur relative de ce modèle pour la prédiction de la consommation annuelle d'électricité est estimée inférieure à 26 %.

Une méthode statistique univariée basée sur une **régression polynomiale** peut également être utilisée dans le but d'établir un modèle de prédiction de la consommation énergétique d'une exploitation laitière à partir de données empiriques (Todde *et al.*, 2017). Les variables d'entrée peuvent être notamment la taille du troupeau, le nombre de vaches en lactation, la production de lait et la superficie des terres (Todde *et al.*, 2017). Des modèles permettant d'estimer la consommation annuelle d'électricité et de diesel des exploitations laitières avec des erreurs relatives de 11,4 % et 15 % respectivement ont ainsi été développés (Todde *et al.*, 2017).

L'**apprentissage automatique** avec l'utilisation d'un réseau de neurones artificiels peut être utilisé afin de développer ou d'améliorer la précision d'un modèle de prédiction de la consommation énergétique d'une exploitation laitière à partir de données empiriques (Sefeedpari *et al.*, 2014, 2013 ; Shine *et al.*, 2018a).

L'**ACV** peut être utilisée afin d'estimer la consommation énergétique nécessaire pour produire un litre de lait ou d'ECM à l'échelle d'une exploitation laitière (Pagani *et al.*, 2016 ; Vigne *et al.*, 2012). La Figure 16 montre un exemple des postes de consommation d'énergie inclus dans une ACV (Pagani *et al.*, 2016).

Figure 16 : Schéma représentant un élevage bovin laitier dans une cadre d'une analyse du cycle de vie de la consommation énergétique d'une production laitière (Pagani et al., 2016)



L'estimation de la consommation d'énergie grise et notamment celle des bâtiments d'élevage peut être obtenue à l'aide d'une ACV (Koesling *et al.*, 2015). La durée de vie, les matériaux et les dimensions du bâtiment d'élevage font partie des données d'entrée permettant d'estimer sa consommation en énergie grise (Koesling *et al.*, 2015). L'ACV permet d'étudier et d'estimer la consommation énergétique d'un élevage bovin laitier en parallèle de sa consommation d'eau et de ses émissions de GES (Entrena-Barbero *et al.*, 2023).

C. Leviers de réductions de la consommation d'énergie

La consommation d'électricité en **période creuse** permet de favoriser la consommation d'énergie provenant de moyens de production renouvelables par rapport à une origine nucléaire ou émettrice de GES (Hamill et Stephenson, 2020). Cette stratégie permet également de réduire la facture d'électricité des élevages bovins laitiers (Dew *et al.*, 2021). La réduction de l'utilisation de l'irrigation pendant les pics quotidiens de demande en électricité pourrait ainsi permettre de réduire la facture d'électricité des exploitations laitières de 3,3 % (Dew *et al.*, 2021). Une traite matinale plus précoce vers 5h et une traite vespérale plus tardive vers 20h pourrait permettre de réduire la consommation d'électricité lors des pics de consommation (Upton *et al.*, 2015b). Le contrôle à distance, la programmation et l'automatisation peuvent permettre de s'affranchir de l'inconvénient de se déplacer physiquement pour allumer et éteindre l'équipement à certaines heures de la journée (Dew *et al.*, 2021).

La mise en place de **systèmes de suivi et de gestion** de la consommation d'énergie peut permettre d'optimiser le temps de fonctionnement et la demande énergétique des équipements tels que les compresseurs des chambres froides (Egas *et al.*, 2021). Elle semble permettre une réduction de la consommation et de la facture d'électricité de 5 et 6 % respectivement (Egas *et al.*, 2021).

Une **augmentation de la production laitière** dans les exploitations laitières conventionnelles permet une réduction de la consommation d'énergie nécessaire pour produire un litre de lait ou d'ECM nommée intensité énergétique (Koesling *et al.*, 2017 ; Kraatz, 2012). Cette association entre production laitière et intensité énergétique semble moins évidente pour les exploitations biologiques (Koesling *et al.*, 2017).

Un **système d'exploitation biologique** semble être associé à une intensité énergétique d'en moyenne 30 % plus faible par rapport à un système conventionnel (Koesling *et al.*, 2017 ; Shine *et al.*, 2020 ; Smith *et al.*, 2015). La fixation de l'azote via la culture de trèfle, l'utilisation d'engins agricoles de taille réduite et de bâtiments moins consommateurs d'énergie grise, des cultures et des pâturages plus proches de l'exploitation, la part plus importante du pâturage et des exploitations de superficie moins importante semblent contribuer à cette différence (Koesling *et al.*, 2017 ; Smith *et al.*, 2015).

Les exploitations conventionnelles avec de plus **grandes superficies** semblent avoir des intensités énergétiques plus élevées (Antonini et Argilés-Bosch, 2017 ; Koesling *et al.*, 2017).

L'augmentation du **pâturage** peut contribuer à réduire l'intensité énergétique d'une exploitation laitière (Koesling *et al.*, 2017 ; Kraatz, 2012 ; O'Brien *et al.*, 2012 ; Vigne *et al.*, 2013). La moindre utilisation d'engins agricoles et le moindre recours à l'importation d'aliments expliquent notamment cette réduction (Koesling *et al.*, 2017). La consommation d'énergie et le coût associé pour un élevage conventionnel peuvent être réduits de 37 % et 61 % en passant à un système basé sur le pâturage (Finneran *et al.*, 2010 ; Shine *et al.*, 2020).

L'utilisation de **lampes électroluminescentes** permet une diminution significative de la consommation d'électricité liée à l'éclairage (Egas *et al.*, 2021). Elle semble permettre une réduction de 5% de la consommation et de la facture d'électricité (Egas *et al.*, 2021). Un prix d'achat élevé peut cependant freiner son adoption par les éleveurs (Upton *et al.*, 2010).

Un bon entretien associé à une **durée de vie plus longue des bâtiments et des machines** réduirait progressivement la consommation d'énergie grise des infrastructures dans les élevages bovins laitiers (Koesling *et al.*, 2017).

Lors des investissements, une **optimisation des caractéristiques des bâtiments** avec notamment une conception avec moins de mètre carré de surface de rez-de-chaussée et moins de mètre carré de murs isolés et l'utilisation accrue de matériaux à faible demande d'énergie primaire pendant la production tel que le bois réduirait la consommation d'énergie grise (Dux *et al.*, 2009 ; Koesling *et al.*, 2015).

La réduction du **gaspillage d'énergie** en élevage bovin laitier peut être réalisée en réparant les éventuelles fuites d'eau chaude et en isolant les conduites d'eau chaude et de gaz réfrigérant (Upton *et al.*, 2010). Une fuite d'eau chaude d'un litre par heure peut engendrer une perte de 3800 kilowattheures par an (Upton *et al.*, 2010).

L'électricité consommée lors du **refroidissement du lait** peut être réduite par l'amélioration de la ventilation de la salle du tank à lait, le placement du condenseur de réfrigération à l'extérieur du bâtiment et l'installation de systèmes de pré-refroidissement du lait et de récupération de chaleur (Rajaniemi *et al.*, 2017). Cette stratégie pourrait permettre une réduction de la consommation d'électricité en lien avec le refroidissement du lait de 30 % mais de nouvelles études sont nécessaires pour le confirmer (Rajaniemi *et al.*, 2017 ; Shine *et al.*, 2020). L'installation seule d'un système de pré-refroidissement pourrait permettre une réduction de l'énergie nécessaire au refroidissement du lait de 15 % avec un bon retour sur investissement (Ludington et Johnson, 2003 ; Upton *et al.*, 2015b). L'augmentation du débit d'eau lors du refroidissement pour obtenir un rapport débit lait sur débit eau d'un pour un à un pour trois pourrait réduire l'énergie consommée lors de cette étape de 40 à 50 % (Rajaniemi *et al.*, 2015 ; Shine *et al.*, 2020 ; Upton *et al.*, 2010). Il faut cependant tenir compte de l'impact de cette stratégie sur la consommation d'eau avec une augmentation de 41 % de la consommation d'eau de la salle de traite (Shine *et al.*, 2020, 2018b).

L'introduction de la **technologie d'entraînement à vitesse variable ou variateur de vitesse** pour contrôler le vide dans un système de traite peut contribuer à réduire la consommation d'énergie (Upton *et al.*, 2010). Cette technologie permet de diminuer les fuites d'air liées à l'utilisation de débits d'air supérieurs à ceux requis pour un lavage adéquat de l'équipement de traite (Morison *et al.*, 2007 ; Upton *et al.*, 2010). Une réduction de la consommation électrique liée à l'utilisation de la pompe à vide de 33 % à plus de 70 % est attendue avec cette stratégie avec un retour sur investissement en moins de 3 ans (Shine *et al.*, 2020 ; Upton *et al.*, 2010). Le coût d'achat de cette technologie freine cependant sa généralisation (Upton *et al.*, 2015a).

2. Production d'énergie en élevage bovin laitier

A. Rôle de l'élevage bovin laitier dans la production d'énergie

La digestion anaérobie (DA) ou biométhanisation est un processus par lequel la matière organique est décomposée par des bactéries en l'absence d'oxygène (Marañón *et al.*, 2011). Les produits qui en résultent sont le biogaz, qui contient du CH₄ et du CO₂ ainsi que des traces d'autres gaz, et le digestat, une substance semblable à une boue qui contient les matières solides résiduelles (Marañón *et al.*, 2011). La majorité des nutriments sont contenus dans le digestat, ce qui en fait une source précieuse de biofertilisant (Marañón *et al.*, 2011).

En plus de la réduction des émissions de méthane par stockage du biogaz d'autres réductions des émissions peuvent être réalisées grâce à l'utilisation de celui-ci pour remplacer l'utilisation d'énergie fossile (Marañón *et al.*, 2011). Le biogaz peut être valorisé en deux procédés différents, l'injection de « biométhane » dans les réseaux de transport ou de distribution du gaz et l'alimentation d'un moteur à gaz permettant la production d'électricité et de chaleur nommée cogénération (Bausson *et al.*, 2019).

En dehors de la DA, la production d'énergie dans les exploitations laitières peut être permise par la mise en place de panneaux solaires ou d'éoliennes (Nacer *et al.*, 2016a ; Vida et Tedesco, 2017 ; K. Wang *et al.*, 2020).

En 2011, l'élevage bovin était à l'origine de 24 % de la production totale d'énergie renouvelable par le secteur agricole en France (IDELE, 2018). 8000 élevages étaient ainsi impliqués dans la production d'énergie (IDELE, 2018). Cette production atteignait 276 kilotonnes d'équivalent pétrole soit 30 % de la consommation d'énergie directe en élevage bovin en France (IDELE, 2018).

En 2021, on recense plus de 1400 sites de méthanisation en France dont 47 % sont détenus par des agriculteurs (Chambres d'agriculture, 2023a). 90 % du gisement de biomasse méthanisable est d'origine agricole (Chambres d'agriculture, 2023a). Fin 2022 en France, on dénombrait un peu moins de 1000 installations produisant de l'électricité et de la chaleur à partir du biogaz produit notamment par méthanisation, plus de 500 installations d'injection de biométhane dans les réseaux de gaz et presque 200 installations valorisant le biogaz par production de chaleur uniquement (MéthaFrance, 2022).

En 2021, la production d'énergie par DA en France était de 4,3 térawatt-heures (TWh) de biométhane injecté soit 0,9 % de la consommation annuelle de gaz, 2,8 TWh d'électricité soit 0,6 % de la consommation annuelle d'électricité et 4,5 TWh de chaleur produite soit 0,6 % de la consommation annuelle de chaleur (Chambres d'agriculture, 2023a).

Ces chiffres de production demeurent relativement faibles mais la filière méthanisation est très jeune et encore en croissance avec de premières installations au début des années 2000 (Chambres d'agriculture, 2023a). En 2020, seulement 2,2 TWh de gaz étaient injectés sur le réseau contre 4,3 TWh en 2021 (Chambres d'agriculture, 2023a). Le gisement de biomasse mobilisable pour la méthanisation est estimé à 60 TWh à horizon 2030 et pourrait aller jusqu'à 185 TWh à plus longs termes (Chambres d'agriculture, 2023a).

La gestion des effluents d'élevage est un enjeu clé en élevage bovin laitier en termes d'émission de GES, de NH₃ et de rejets de N et P (Biagini et Lazzaroni, 2018 ; Ekholm *et al.*, 2005 ; McCrory et Hobbs, 2001 ; Petersen, 2018). La production de biogaz à partir des effluents d'élevage a donc un impact sur ses différents enjeux environnementaux (Purdy *et al.*, 2018). Au Danemark la potentielle réduction des émissions de CH₄ à partir des déjections des bovins à l'échelle nationale grâce à une stratégie de DA a été estimée à 40 % (Nielsen *et al.*, 2016). La DA contribue à la protection des eaux de surface en réduisant la charge de polluants organiques dans les effluents d'élevage (Massé *et al.*, 1996). La digestion anaérobie semble permettre une réduction des émissions de NH₃ (Bacenetti *et al.*, 2016). Dans le cas d'une exploitation laitière intensive conventionnelle en Italie, il a été estimé que la DA permettait une réduction du potentiel d'acidification de l'air rapporté à la production laitière de 29 %, des émissions totales de GES de 22 % et du potentiel d'eutrophisation de 18 % (Bacenetti *et al.*, 2016). La réduction du potentiel d'eutrophisation par DA est cependant controversée en territoire marin (Glover *et al.*, 2023).

B. Méthodes d'estimation de la production d'énergie et de sa faisabilité technico-économique

Des **modèles d'estimation** ou de prédiction du bilan énergétique globaux intégrant une exploitation laitière et une **usine de biogaz** ont été développés (Guan *et al.*, 2014 ; Purdy *et al.*, 2018 ; Richards et Yabar, 2023 ; Villarroel-Schneider *et al.*, 2022, 2020). Une telle modélisation est divisée en plusieurs représentations mathématiques concernant respectivement l'exploitation laitière, l'usine de biogaz, le processeur de carburant, la pile à combustible et un modèle global intégrant ces différentes composantes (Guan *et al.*, 2014). Dans ce système intégré, l'exploitation laitière a un double rôle, en tant qu'utilisateur final de la chaleur et de l'électricité et en tant que fournisseur des matières premières pour la production d'électricité (Guan *et al.*, 2014).

La production annuelle de biogaz peut être estimée à l'aide de l'équation suivante : production annuelle de biogaz en kilowattheure = $M * V_{\text{biogaz}} * e_{\text{biogaz}}$ avec M la production de fumier en tonne, V_{biogaz} la production de biogaz à partir du fumier humide en normo mètre cube /tonne et e_{biogaz} le pouvoir calorifique du biogaz en kilowattheure/normo mètre cube (Guan *et al.*, 2014). Les bovins peuvent produire chaque jour 5 à 6 % de leur PV en fumier, soit une masse sèche d'environ 5,5 kg par animal et par jour (Carlin *et al.*, 2009). La production de biogaz à partir de fumier humide est classiquement de 25 normo mètre cube par tonne et le pouvoir calorifique du biogaz est fixé à 6 kilowattheures par normo mètre cube (Guan *et al.*, 2014).

Des **modèles physiques** basés sur les principaux mécanismes de transfert optique, électrique et thermique impliqués dans un **système PVE** ont été développés pour estimer ses performances électriques et thermiques en élevage en élevage bovin laitier (K. Wang *et al.*, 2020).

Afin de **simuler la production d'un système PVE** et d'évaluer son effet sur la consommation d'électricité d'une exploitation laitière, un modèle a été créé à partir de données obtenues via un système de mesure de l'équilibre énergétique d'un bâtiment équipé de capteurs PVE (Breen *et al.*, 2020 ; Davis *et al.*, 2014). Les principales données nécessaires au développement et au fonctionnement de ce modèle concernent l'irradiance, la vitesse du vent et la température ambiante (Breen *et al.*, 2020).

Dans ce modèle, le système PVE et ses paramètres de fonctionnement sont représentés dans la Figure 17 avec I et V l'intensité et la tension du réseau, I_{pv} et I_o les intensités PVE et de saturation du réseau, V_t la tension thermique du réseau, a la constante d'idéalité de la diode, R_s la résistance série et R_p la résistance parallèle (Breen *et al.*, 2020 ; Villalva *et al.*, 2009).

Figure 17 : Équation modélisant le fonctionnement d'un système photovoltaïque (Villalva et al., 2009)

$$I = I_{pv} - I_o \left[\exp\left(\frac{V + R_s I}{V_t a}\right) - 1 \right] - \frac{V + R_s I}{R_p}$$

La comparaison avec les valeurs de puissance de sortie du système PVE a permis d'estimer la précision du modèle avec une erreur relative de 4,9 % et un coefficient de corrélation de concordance de 1,00 (Breen *et al.*, 2020).

L'**ACV** peut permettre d'identifier l'impact de la mise en place de la DA ou d'un système PVE rapporté à la production laitière sur les principaux enjeux environnementaux tels que les émissions de GES, NH₃, N et P et les potentiels de réchauffement global, d'eutrophisation, d'acidification et la consommation d'énergie associés dans une exploitation laitière (Bacenetti *et al.*, 2016 ; De Vries *et al.*, 2012 ; Fusi et Pirlo, 2023 ; Vida et Tedesco, 2017).

La production d'énergie à partir d'un **système d'éoliennes** peut être estimée à partir des données annuelles sur la vitesse du vent pour le site de l'exploitation laitière étudiée (Houston *et al.*, 2014).

Des **modèles hybrides** associant un système PVE et une usine de biogaz ou un système d'éoliennes ont été développés (Kirim *et al.*, 2022 ; Nacer *et al.*, 2016a). Différents modèles de régression permettent ainsi d'estimer ou de prédire la production énergétique d'un modèle mixte (Kirim *et al.*, 2022).

La **faisabilité technico-économique** de la mise en place d'un système de DA, de PVE ou d'éoliennes dans les exploitations laitières peut être vérifiée en déterminant les coûts de production du biogaz et/ou de l'électricité (Houston *et al.*, 2014 ; Nacer *et al.*, 2016b, 2016a ; Villarroel-Schneider *et al.*, 2022, 2020). L'indicateur retenu pour déterminer la faisabilité des solutions est le coût actualisé de l'électricité ou du biogaz (Villarroel-Schneider *et al.*, 2022). Cet indicateur fournit le coût d'une unité d'énergie tout au long de la durée de vie du projet (Villarroel-Schneider *et al.*, 2022). Il correspond à la somme des coûts annuels du capital d'investissement, de l'exploitation, de la maintenance et du carburant divisée par l'énergie fournie par le système pendant la durée de vie du projet (Aldersey-Williams et Rubert, 2019 ; Gu *et al.*, 2018 ; Mainali et Silveira, 2013). Cet indicateur est ensuite comparé aux prix de référence de l'électricité et des énergies fossiles dans la région de l'exploitation laitière concernée (Villarroel-Schneider *et al.*, 2022).

C. Leviers d'optimisation de la production d'énergie

a. Digestion anaérobie

Une **ration alimentaire à base d'ensilage de maïs** est associée à des émissions de CH₄ entériques plus faibles qu'avec un ensilage d'herbe mais celles-ci peuvent être compensées par des émissions de CH₄ plus élevées à partir du lisier (Hellwing *et al.*, 2014). Cependant si le lisier des régimes à base de maïs est utilisé pour la production de biogaz, on devrait observer une diminution du CH₄ entérique et une augmentation de la production de biogaz associée à une diminution des émissions de CH₄ globales (Hellwing *et al.*, 2014).

Une **période de stockage du fumier courte** permet de diminuer les émissions de CH₄ à partir des déjections et d'augmenter la production de biogaz (Purdy *et al.*, 2018). La diminution des émissions de CH₄ en incluant un digesteur de biogaz pourrait être plus importante dans les exploitations où la **température de stockage** du lisier est élevée (Hellwing *et al.*, 2014).

Une **utilisation efficace de la chaleur co-générée** peut améliorer considérablement le bilan GES de la production d'électricité à partir de biogaz (Bacenetti *et al.*, 2013). Dans la mesure du possible, la chaleur co-générée doit être utilisée pour remplacer la production de chaleur à partir de sources fossiles (Bacenetti *et al.*, 2013).

La **puissance d'installation** et le **type de matières premières** apportées à une usine de biogaz influence sa production en électricité et son efficacité environnementale (Fusi et Pirlo, 2023). Par rapport aux cultures énergétiques, le lisier animal et les sous-produits agricoles ont une faible densité énergétique et permettent généralement une plus faible production d'énergie (Bacenetti *et al.*, 2016). Dans ce contexte, la réalisation de la méthanisation dans une usine commune à proximité de plusieurs élevages laitiers peut être une solution (Bacenetti *et al.*, 2016). Il semblerait qu'une usine de biogaz de puissance d'installation plus faible alimentée uniquement par du fumier de bovins produise moins d'électricité et entraîne une réduction moindre des émissions de GES par rapport à la production laitière d'une usine avec une puissance d'installation plus élevée alimentée par du fumier de bovins, de volailles, de déchets d'abattoir et de cultures de céréales (Fusi et Pirlo, 2023). En revanche la réduction d'émission de GES rapportée à la production d'énergie semble plus importante pour une usine de biogaz de puissance d'installation plus faible alimentée uniquement par du fumier de bovins (Fusi et Pirlo, 2023). De nouvelles études sont nécessaires pour évaluer l'influence de la puissance d'installation et du type de matières premières apportées sur l'efficacité environnementale d'une exploitation laitière mais celle-ci semble dépendre de la nature des objectifs environnementaux formulés (Fusi et Pirlo, 2023).

Le **remplacement des engrais minéraux par le digestat** et la **minimisation des distances de transport des matières premières** jouent un rôle important dans les performances énergétiques et environnementales de l'exploitation laitière notamment lorsque l'usine de biogaz est alimentée avec une matière première caractérisée par une faible production d'énergie tel que le lisier (Bacenetti *et al.*, 2013).

Le coût initial assez élevé d'un système de DA peut s'avérer encore plus élevé lors de l'achat d'un système dimensionné pour une petite échelle (Houston *et al.*, 2014). Il peut y avoir une opportunité d'augmenter l'apport de fumier grâce à la **collaboration avec les exploitations agricoles voisines** et ainsi de diminuer le poids de l'investissement initial (Houston *et al.*, 2014 ; Villarroel-Schneider *et al.*, 2022).

Malgré ces atouts, la mise en œuvre réussie de la DA dans les exploitations agricoles se heurte à **différents obstacles** (Massé *et al.*, 2011). Le principal obstacle identifié est le coût élevé de la modification des infrastructures agricoles existantes et de l'équipement supplémentaire nécessaire au fonctionnement d'un digesteur (Massé *et al.*, 2011). Le faible prix de l'énergie, le manque de coopération entre les parties concernées (éleveurs, industrie, municipalités, secteur de l'énergie) et les réglementations restrictives concernant l'utilisation des biogaz freinent également la mise en place de la DA (Tafdrup, 1995). La mise en place de **crédits carbone** et de politiques pour **subventionner** la production d'énergie issue de la DA pourrait faciliter son développement (Massé *et al.*, 2011).

b. Photovoltaïque et éolien

La **disponibilité des ressources éoliennes et solaires** est considérée comme le facteur le plus influent affectant la quantité d'énergie produite par un système PVE, éolien ou mixte (Nacer *et al.*, 2016a). Les conditions météorologiques (vitesse du vent et rayonnement solaire) d'une région doivent donc être étudiées préalablement à l'installation de ce type de système de production d'énergie renouvelable afin d'en optimiser le rendement énergétique via l'utilisation d'équipements et de configurations adaptés (Nacer *et al.*, 2016a, 2016b).

La configuration de système PVE ou éolien doit être en partie adaptée à la consommation énergétique de l'exploitation laitière dépendant notamment du **nombre d'animaux** de l'exploitation avec la nécessité d'une puissance électrique plus élevée pour les systèmes intégrés dans des exploitations avec un plus grand nombre d'animaux (Nacer *et al.*, 2016a, 2016b).

Une **méthode d'optimisation financière et environnementale** multi-objectifs des exploitations laitières a été développée dans le cadre de l'utilisation d'un système PVE (Breen *et al.*, 2020). Elle permet de déterminer la combinaison d'équipements, de pratiques de gestion agricoles et de puissance du système PVE qui maximise le compromis entre le bénéfice net d'une exploitation laitière et son efficacité environnementale (Breen *et al.*, 2020).

Bilan de la sixième partie

La Figure 18, la Figure 19 et la Figure 20 présentent les chiffres clés de la place de l'élevage bovin laitier dans la gestion de l'énergie en France et la répartition des sources de consommation d'énergie (Chambres d'agriculture, 2023a ; CITEPA, 2020 ; Houston *et al.*, 2014 ; IDELE, 2018 ; Service des données et études statistiques, 2022). Le Tableau 15 et le Tableau 16 recensent respectivement les principaux leviers d'optimisation de la consommation et de la production d'énergie en élevage tirés de notre étude bibliographique.

Figure 18 : Répartition de la consommation énergétique totale par filière en France (Service des données et études statistiques, 2022)

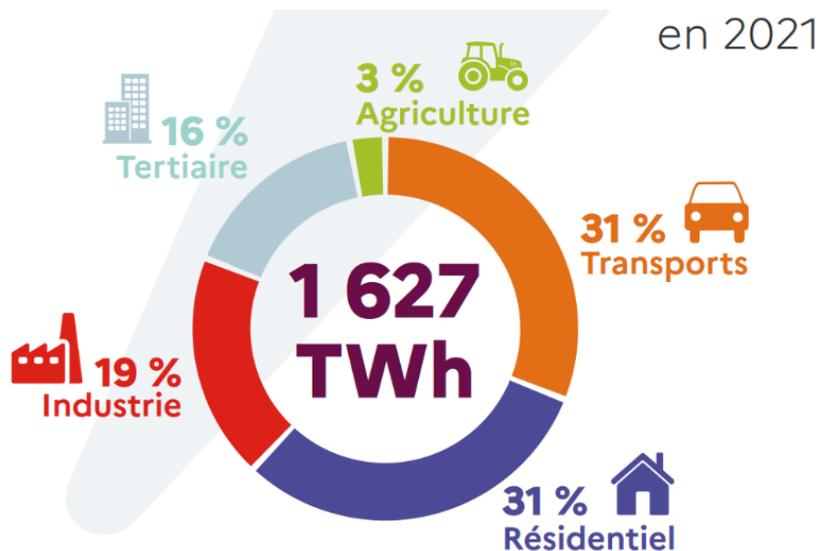


Figure 19 : Répartition des sources de consommation d'énergie en élevage bovin laitier (CITEPA, 2020 ; Houston *et al.*, 2014)

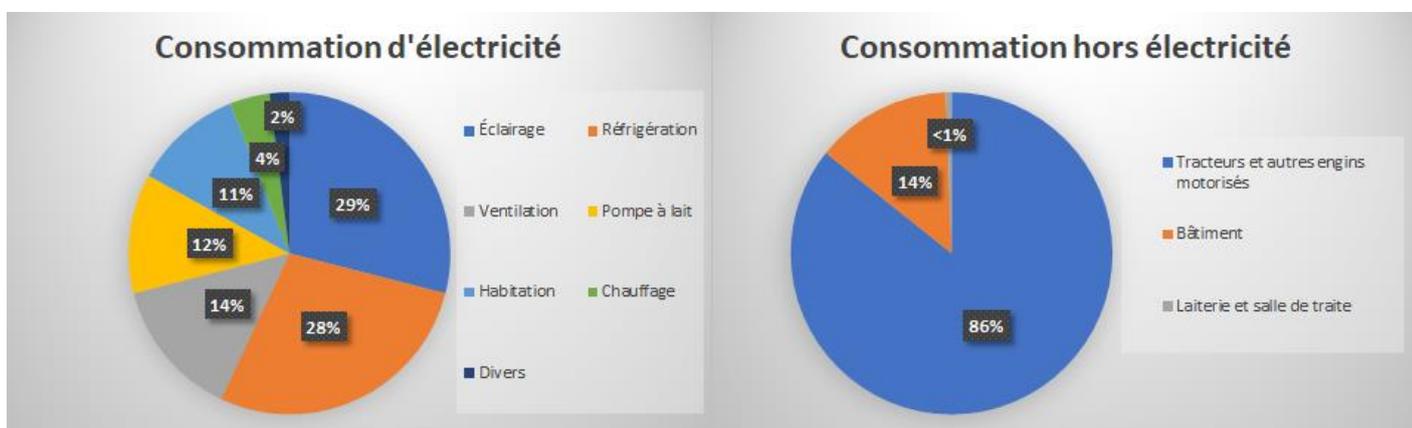


Tableau 15 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation de la consommation d'énergie (réalisation personnelle)

	Leviers d'optimisation
Matériel et équipement	Lampes électroluminescentes, optimisation des caractéristiques des bâtiments et du système de refroidissement du lait, entretien des bâtiments et des machines, pompe à lait avec variateur de vitesse
Mode d'utilisation	Favoriser la consommation en période creuse, système de gestion et de suivi de la consommation
Système d'exploitation et conduite de troupeau	Augmentation de la production laitière (génétique, fertilité, santé...) Augmentation du pâturage Agriculture biologique

Figure 20 : Chiffres clés de la production d'énergie en élevage bovin (Chambres d'agriculture, 2023a ; IDELE, 2018)

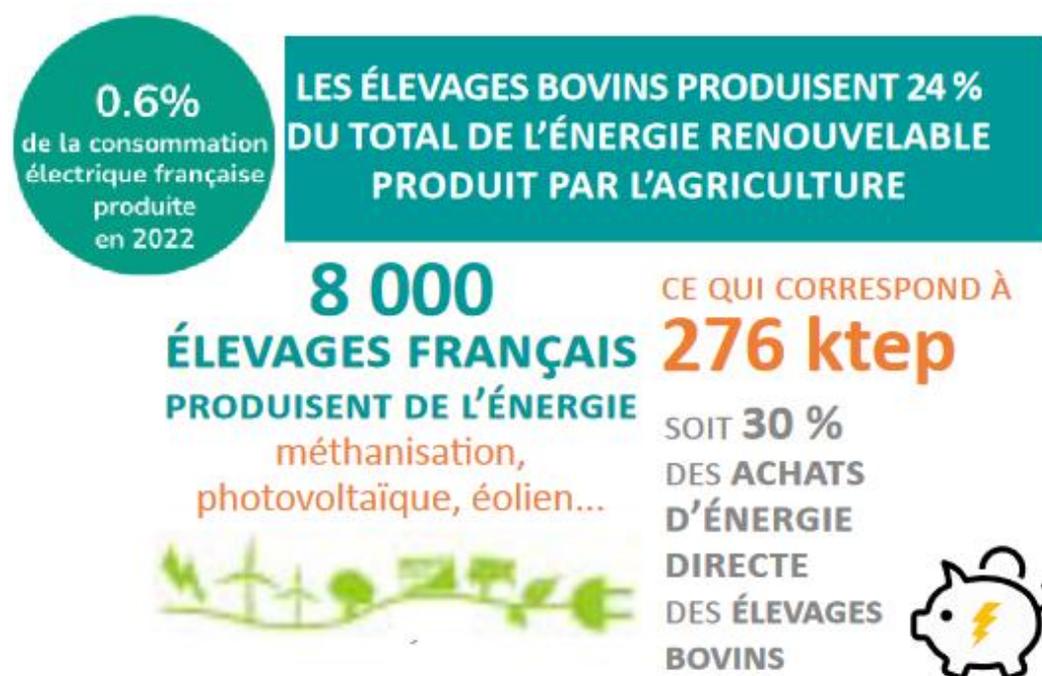


Tableau 16 : Récapitulatif des principaux leviers d'optimisation de la production d'énergie (réalisation personnelle)

	Leviers d'optimisation
Digestion anaérobie	Courte période de stockage des déjections, usine commune avec exploitations voisines, valorisation du digestat et de la chaleur co-générée
Photovoltaïque et éolien	Installation adaptée aux conditions météorologiques et à la consommation

Dans les six premières parties nous avons présenté l'impact de l'élevage bovin laitier au sein des différents enjeux environnementaux et identifier les leviers d'optimisation de cet impact. La partie suivante est consacrée à la présentation des différents acteurs de la transition écologique de la filière en France qui tentent de mettre en œuvre ces différents leviers.

Septième partie : les acteurs actuels de la transition écologique de l'élevage bovin laitier en France et leurs actions

1. Acteurs de la transition écologique de l'élevage bovin laitier en France

Les principaux acteurs de la transition écologique de l'élevage bovin laitier en France actuellement sont les éleveurs, les organisations agricoles qui les représentent, les autorités ou organismes publics, les entreprises agroalimentaires, les instituts de recherche et les consommateurs (Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, 2017, 2023a ; Chambres d'agriculture, 2023b ; Delanoue *et al.*, 2015 ; France Carbon Agri Association, 2023 ; IDELE, 2023b ; IDELE et INRAE, 2023 ; Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, 2023a).

Les principaux **instituts de recherche** étudiant l'impact environnemental de l'élevage bovin laitier et les possibles leviers d'actions associés sont l'Institut de l'élevage (IDELE) et l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) (IDELE, 2023b ; IDELE et INRAE, 2023 ; INRAE, 2023).

Les **autorités** ou **organismes publics** impliqués dans la transition écologique de l'élevage bovin laitier sont les ministères de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, de la transition écologique et de la cohésion des territoires et de la transition énergétique, l'agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail et les chambres d'agriculture (Anses, 2023 ; Chambres d'agriculture, 2023b ; Ministère de la transition énergétique, 2023a ; Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, 2023a).

Le Centre national interprofessionnel de l'économie laitière est une **interprofession** et un groupe d'intérêt regroupant et représentant les producteurs et transformateurs de la filière laitière en France (Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, 2023b). Il joue un rôle dans l'évolution de l'élevage bovin laitier et de son impact environnemental (Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, 2023a).

Certains **éleveurs** développent une démarche personnelle de transition écologique de leur exploitation et participent ainsi à l'évolution de leur profession (Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, 2023c).

En privilégiant les produits issus d'élevages respectueux de l'environnement ou en réduisant leur consommation de viande ou de produits laitiers les **consommateurs** influencent la transition écologique de l'élevage bovin laitier (Delanoue *et al.*, 2015 ; Gaillac et Marbach, 2021).

2. Exemples de programmes favorisant la transition écologique de l'élevage bovin laitier en France

Le Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire (2019) accompagne le développement d'une **certification environnementale** conçue selon trois niveaux. Le niveau 1 correspond à la maîtrise de la réglementation environnementale et à la réalisation par l'agriculteur d'une évaluation de son exploitation au regard des cahiers des charges du niveau 2 ou du niveau 3. Le niveau 2 certifie le respect par l'agriculteur d'un cahier des charges comportant des obligations de moyens permettant de raisonner les apports d'intrants et de limiter les fuites dans le milieu. Le niveau 3 ou haute valeur environnementale s'appuie sur des obligations de résultats mesurées par des indicateurs de performances environnementales.

En 2018, six organisations professionnelles impliquées dans le déploiement de la **Haute Valeur Environnementale** ont créé une association rassemblant différents acteurs (production, transformation, distribution, collectivités locales, conseil agricole) afin de partager leurs expertises et de participer au déploiement à grande échelle d'une agriculture de Haute Valeur Environnementale (L'Association Nationale pour le Développement de la Certification Haute Valeur Environnementale, 2023). L'Association Nationale pour le Développement de la Certification Haute Valeur Environnementale a pour but d'agir en faveur du développement et de la promotion de la Haute Valeur Environnementale auprès des pouvoirs publics, du grand public, des professionnels de l'agriculture et de l'ensemble de la filière agroalimentaire, de coordonner l'action de ses adhérents relative à la Haute Valeur Environnementale, de représenter les adhérents auprès des différentes instances régionales, nationales, européennes ou internationales et d'assurer la gestion technique, administrative et financière d'aides publiques (L'Association Nationale pour le Développement de la Certification Haute Valeur Environnementale, 2023).

La « **Ferme Laitière Bas Carbone** » faisant suite au projet pilote « Life Carbon Dairy » a été mise en place à l'initiative de l'Institut de l'élevage et du Centre national interprofessionnel de l'économie laitière afin de réduire l'impact environnemental et notamment les émissions de GES des élevages bovins laitiers français (Andurand *et al.*, 2020 ; Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, 2023a ; IDELE, 2023c). L'objectif est de réduire à horizon 2025 l'empreinte carbone des produits laitiers de 20 % par rapport à 2015 (Andurand *et al.*, 2020).

En pratique ce projet consiste à réaliser dans chaque élevage un diagnostic environnemental technico-économique, identifier les leviers d'action potentiels permettant d'améliorer son empreinte carbone et ses performances techniques et économiques, construire avec l'éleveur un plan d'action adapté à chaque exploitation et à son contexte économique et social et communiquer positivement sur l'élevage et la filière laitière française (Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, 2023a). A ce jour, plus de 17 000 éleveurs laitiers ont choisi de s'engager cette démarche (Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, 2023a).

L'Institut de l'élevage et le Centre national interprofessionnel de l'économie laitière ont développé dans le cadre de ce projet la méthode CARBON AGRI qui permet de certifier les réductions d'émissions et le stockage de carbone additionnel des exploitations (IDELE, 2019b). Cette méthode propose un cadre de suivi basé sur la réalisation d'un diagnostic de performance environnementale en début et en fin de projet, parallèlement à la mise en place de mesures d'accompagnement des producteurs (IDELE, 2019b). Elle a été certifiée par le ministère de la transition écologique et solidaire en 2019, permet la reconnaissance de crédits carbone et donc apporte aux éleveurs une possibilité de valorisation financière (IDELE, 2019b ; Ministère de la transition énergétique, 2023a).

France Carbon Agri Association est une association créée pour faciliter le déploiement du projet « Ferme Laitière Bas Carbone » (France Carbon Agri Association, 2023). Ses missions sont la communication avec les acheteurs de crédits carbone nationaux ou locaux, la prise en charge des démarches administratives pour l'obtention de la labellisation bas carbone et la reconnaissance des crédits carbone, la garanti de l'accompagnement par des porteurs de projets assurant la réalisation des bilans carbone, la construction du plan d'action sur 5 ans et le suivi technique des exploitations ainsi que la construction de projets communs avec d'autres exploitations à l'échelle régionale ou nationale (France Carbon Agri Association, 2023).

Le **Programme National de Développement Agricole et Rural** établi par les Chambres d'agriculture a défini pour la période 2022-2027 les priorités d'actions soutenues financièrement par le compte d'affectation spécial pour le développement agricole et rural (Chambres d'agriculture, 2023b). Ce programme inclut plusieurs objectifs en lien avec la transition écologique de l'agriculture dont l'adaptation de l'agriculture au changement climatique, l'atténuation des effets de l'agriculture sur le changement climatique, la préservation de la biodiversité, l'amélioration de l'autonomie des agriculteurs vis-à-vis des intrants de synthèse et la réponse aux enjeux de souveraineté alimentaire et de consommation croissante de produits locaux et de qualité (Chambres d'agriculture, 2023b).

Les organismes vivants et les écosystèmes sont interconnectés et la santé des uns dépend de celle des autres, le concept « **One Health** » tient compte de ces liens complexes dans une approche globale des enjeux sanitaires (Anses, 2023). Cette démarche mise en avant dans les années 2000 inclue la santé des animaux, des végétaux et des êtres humains, ainsi que les perturbations de l'environnement générées par l'activité humaine (Anses, 2023). En France l'agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail tente d'appliquer ce concept à travers plusieurs de ses missions (Anses, 2023). Parmi elles on retrouve la gestion de certains insectes et acariens vecteurs d'agents pathogènes émergents et celle de l'influence du changement climatique sur ces vecteurs, la lutte contre l'antibiorésistance et l'étude de la santé des abeilles en lien avec les modifications environnementales (Anses, 2023). En 2023, les ministères de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires et de la Santé et de la Prévention ont annoncé la création de l'Institut One Health (Ministère de la transition énergétique, 2023b). Cet institut a vocation à devenir l'organisme de référence pour la formation et l'expertise des décideurs sur les sujets « One Health » en France (Ministère de la transition énergétique, 2023b).

Le **système d'agriculture biologique** semble avoir certains effets positifs sur les résultats environnementaux d'une exploitation laitière en termes de consommation d'énergie, de potentiel d'acidification et de stockage de C (Cederberg et Mattsson, 2000 ; Gattinger *et al.*, 2012 ; Koesling *et al.*, 2017). Cependant la combinaison des pratiques de gestion au sein d'une exploitation joue un rôle significativement plus important en termes d'impact environnemental que son appartenance à un système d'exploitation biologique ou conventionnel notamment en termes d'émissions de GES ou de maintien de la biodiversité (Kok *et al.*, 2020 ; Pavie *et al.*, 2012 ; Wattiaux *et al.*, 2019). En décembre 2021, on dénombrait plus de 4000 exploitations livrant du lait de vache certifié bio en France soit 9 % des exploitations laitières françaises représentant 7 % du cheptel français (Produire Bio, 2023). La consommation de produits laitiers bio connaissait jusqu'en début d'année 2021 une croissance très importante, qui s'est ralentie depuis (Produire Bio, 2023). Alors que la production devrait continuer d'augmenter, le déséquilibre observé entre production et consommation risque de perdurer voire de s'aggraver (Produire Bio, 2023).

Nous venons de présenter les principaux acteurs de la transition écologique de la filière et leurs actions. La partie suivante est consacrée à la présentation de la place actuelle du vétérinaire rural dans cette transition et des perspectives d'évolution de celle-ci.

Huitième partie : place actuelle du vétérinaire rural dans la transition écologique de l'élevage bovin laitier et perspectives

1. Cadre juridique

L'article R.242-33 du Code Rural indique que : « VII. Le vétérinaire prend en compte les conséquences de son activité professionnelle sur la santé publique et notamment en matière d'antibiorésistance » et « IX. Le vétérinaire prend en compte les conséquences de son activité professionnelle sur l'environnement » (Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, 2023b).

2. Gestion des antibiotiques et des antiparasitaires

A. Gestion des antibiotiques

La résistance aux antibiotiques est un défi majeur pour la santé mondiale (World Health Organization, 2014). Son développement augmente la morbidité et la mortalité de nombreuses infections bactériennes pour les animaux et les humains (Lambert *et al.*, 2011). Un usage inapproprié des antibiotiques semble réduire la biodiversité microbienne notamment dans les eaux douces, les sols et les végétaux (Danner *et al.*, 2019 ; Tyrrell *et al.*, 2019).

Une prescription appropriée des antibiotiques est une étape essentielle pour limiter le développement de résistances (World Health Organization, 2000). Une utilisation inappropriée comprend une prescription excessive ou insuffisante, une posologie inappropriée, une durée de traitement ou un choix de molécule incorrects (World Health Organization, 2000). En plus de leur rôle de prescripteur, les vétérinaires sont la principale source d'information pour les éleveurs concernant l'utilisation responsable des antibiotiques (Llanos-Soto *et al.*, 2021). Les vétérinaires ont donc un rôle clé à jouer dans la réduction du risque de développement d'une résistance aux antibiotiques (Tree *et al.*, 2022).

Les principaux obstacles à une prescription responsable des antibiotiques en élevage bovin laitier identifiés par les vétérinaires sont le manque de formation continue limitant la capacité des vétérinaires à encourager le changement de comportement des éleveurs, les difficultés liés aux tests de laboratoire (prix, accessibilité), les pressions exercées par les éleveurs et le souci du bien-être des animaux (Farrell *et al.*, 2023). Au contraire les éléments facilitant une prescription raisonnée évoqués par les vétérinaires sont de bonnes connaissances en termes de résistance aux antibiotiques, la possibilité d'être conseillé par d'autres vétérinaires, la réduction des coûts liés à l'achat d'antibiotiques pour les éleveurs et le sentiment d'une responsabilité partagée de la gestion des résistances avec ceux-ci (Farrell *et al.*, 2023).

Des relations vétérinaires-éleveurs bien établies facilitent l'utilisation appropriée des antibiotiques par une plus grande confiance dans le vétérinaire, une meilleure compréhension concernant le moment où les antibiotiques sont nécessaires ou non et la mise en place plus aisée de discussions constructives sur l'utilisation des antibiotiques (Gröndal *et al.*, 2023).

Les perspectives d'amélioration de la gestion des antibiotiques en élevage bovin laitier comprennent la formation continue des vétérinaires sur la résistance aux antibiotiques et la gestion des obstacles rencontrés notamment en termes de communication avec les éleveurs, la mise en place de groupes de soutien entre vétérinaires afin d'améliorer la confiance dans leurs connaissances et leurs prises de décision, la mise en place de groupes de travail collaboratif entre éleveurs et vétérinaires pour promouvoir une relation de travail transparente et faciliter notamment le recours aux examens complémentaires (Farrell *et al.*, 2023).

B. Gestion des antiparasitaires

Les infections parasitaires ont un impact négatif sur la production laitière, la valorisation de l'apport alimentaire et de l'azote mais aussi sur les émissions de gaz à effet de serre en réduisant l'efficacité de la production (Charlier *et al.*, 2023). La capacité du vétérinaire à diagnostiquer rapidement et à traiter efficacement les infections helminthiques est ainsi essentielle pour réduire leurs impacts sur la santé animale et l'efficacité de la production (Charlier *et al.*, 2023). Les anthelminthiques sont un outil clé pour gérer les infections mais leur efficacité est menacée par la prévalence croissante de la résistance aux anthelminthiques (Charlier *et al.*, 2023).

Les propriétés insecticides de nombreux anthelminthiques peuvent impacter la faune des déjections par les effets des résidus de médicaments sur l'activité, la ponte et le développement des invertébrés (Cooke *et al.*, 2017). Cet impact négatif sur la faune peut inhiber la dégradation des déjections, ce qui peut impacter la biodiversité et le cycle des nutriments dans les exploitations (Cooke *et al.*, 2017). Une utilisation ciblée et raisonnée des anthelminthiques devrait diminuer l'impact négatif de leur utilisation sur la biodiversité et le cycle des nutriments (Cooke *et al.*, 2017).

Les anthelminthiques ont traditionnellement été utilisés pour traiter des groupes de bovins, souvent de manière prophylactique, en l'absence de toute information diagnostique (Charlier *et al.*, 2023). L'utilisation des anthelminthiques devrait évoluer vers des stratégies ciblées qui limitent le traitement médicamenteux à des périodes ou à des animaux spécifiques, en maintenant la productivité sans traitement fréquent du troupeau entier (Kaplan, 2020).

Les traitements ciblés nécessitent des connaissances épidémiologiques locales et des outils diagnostics accessibles et rentables pour identifier les troupeaux ou les animaux infectés (Charlier *et al.*, 2023). Le développement de méthodes de détection des infections subcliniques est également nécessaire (Charlier *et al.*, 2023). Cela pourrait favoriser la réduction des pertes de production, et réduire l'utilisation d'anthelminthiques (Charlier *et al.*, 2023). La définition de seuils subcliniques pour les tests existants est une piste d'amélioration (Charlier *et al.*, 2023). La formation des vétérinaires et des éleveurs en termes d'utilisation des anthelminthiques est nécessaire afin d'améliorer la gestion des infections parasitaires (Charlier *et al.*, 2023).

3. Rôle de la médecine des populations dans la transition écologique des élevages bovins laitiers

Les conseils du vétérinaire rural en termes de gestion du troupeau peuvent permettre de réduire l'impact environnemental des élevages et notamment les émissions de GES, de N, de P et de NH₃ (Dämmgen *et al.*, 2017). La réduction de l'incidence des maladies, l'allongement de la durée de vie productive laitière ou l'incitation à l'augmentation du pâturage font parties des leviers facilement accessibles au vétérinaire rural et n'engendrant globalement pas de coûts supplémentaires pour l'éleveur (Dämmgen *et al.*, 2017).

La gestion de la santé du troupeau ou médecine des populations en élevage bovin laitier permet une approche préventive de la santé animale et ainsi une réduction de l'incidence des maladies cliniques et subcliniques (Svensson *et al.*, 2018). Au Royaume-Uni, une modélisation a estimé qu'un programme vétérinaire capable de réduire de 50 % les impacts de dix maladies des bovins laitiers permettrait d'améliorer la productivité de l'élevage laitier et de réduire de 7 à 13 % l'intensité de ses émissions de méthane entérique (Elliott *et al.*, 2014).

Comme nous l'avons dit plus haut, la gestion de la reproduction a un impact sur les performances environnementales en élevage bovin lait (Dall-Orsoletta *et al.*, 2019 ; de Boer *et al.*, 2011 ; Garnsworthy, 2004). La diminution de l'âge au premier vêlage et du taux de renouvellement montre un potentiel de réduction de l'impact environnemental et notamment des émissions de CH₄ entérique, principalement en modifiant le nombre de vaches laitières et de génisses de renouvellement dans le troupeau (Dall-Orsoletta *et al.*, 2019). L'amélioration de la fertilité du troupeau permet également de réduire le nombre de génisses de renouvellement pour un troupeau donné (Garnsworthy, 2004). Les audits et les suivis de reproduction donnent au vétérinaire rural l'opportunité d'améliorer la fertilité et de réduire l'âge au premier vêlage (Béraud, 2021).

Une enquête a été menée par Svensson *et al.* (2018) auprès des éleveurs laitiers suédois afin d'évaluer leur perception du rôle des vétérinaires dans la gestion de la santé du troupeau. Les résultats de cette enquête ont montré que la gestion de la santé du troupeau était une notion importante pour les éleveurs. Cependant plusieurs obstacles freinaient l'engagement d'un vétérinaire dans le cadre de la gestion de la santé du troupeau. Le principal obstacle s'est révélé être le coût avec la perception d'un faible rapport coût-bénéfice des services vétérinaires et des coûts élevés pour mettre en œuvre les conseils. La faible compétence du vétérinaire en médecine des populations et le manque de connaissances sur les mesures efficaces, l'agriculture pratique et l'économie agricole étaient d'autres obstacles importants. Des problèmes de communication ont également été évoqués tel qu'une description insuffisante des services et de leurs avantages voire un manque de proposition de service de gestion de la santé du troupeau. Un niveau de confiance élevé entre l'éleveur et le vétérinaire était considéré comme un élément primordial de la mise en place d'un contrat de gestion de la santé du troupeau. Le manque de temps voire de compétences en communication des vétérinaires était considéré comme des freins potentiels à la création d'une telle relation de confiance.

Une enquête au Royaume-Uni a révélé des résultats similaires témoignant d'un manque de proactivité des vétérinaires dans l'initiation de discussions sur la santé du troupeau et la prévention des maladies (Hall et Wapenaar, 2012). Une autre enquête menée auprès des vétérinaires ruraux britanniques a démontré que la grande majorité d'entre eux reconnaissaient ne pas effectuer la promotion de leurs services en termes de gestion de la santé du troupeau (Ruston *et al.*, 2016).

4. Vétérinaire et agroécologie en France

En France l'implication d'une partie de la profession vétérinaire dans la transition écologique des élevages bovins laitiers semble se concentrer sur la promotion et la diffusion de l'agroécologie et de ses pratiques (Addey, 2021 ; Béraud, 2021 ; Laisney, 2020).

L'agroécologie est basée sur cinq grands principes qui sont l'adoption de pratiques de gestion visant à améliorer la santé des animaux, la réduction des intrants nécessaires à la production, la réduction de la pollution en optimisant le fonctionnement métabolique des systèmes d'élevage, l'amélioration de la diversité au sein des systèmes de production animale afin de renforcer leur résilience et la préservation de la diversité biologique dans les agroécosystèmes en adaptant les pratiques de gestion (Dumont *et al.*, 2013).

Dans la transition agroécologique des élevages le rôle du vétérinaire est de proposer à l'éleveur une gestion intégrée de la santé de ses animaux par des approches préventives et curatives raisonnées (Laisney, 2020). Les leviers d'action des vétérinaires ruraux dans la transition agroécologique des élevages sont l'augmentation de la durée de vie en bonne santé, de l'efficacité alimentaire, de la production par jour de vie et des bonnes pratiques de traitement permettant de diminuer les pertes d'animaux, de production de lait et de revenu direct de l'élevage (Addey, 2021). Le vétérinaire peut également accompagner les éleveurs dans leurs transitions en communiquant sur les risques de chaque nouvelle pratique en termes de santé animale pour mieux les prévenir (Addey, 2021 ; Laisney, 2020). Par exemple favoriser les pâturages en période humide risque d'augmenter l'incidence des boiteries, une augmentation du suivi des parages pourrait permettre de prévenir et de soigner les affections podales avant l'apparition de pertes de productivité (Addey, 2021).

Un sondage auprès de 52 vétérinaires ruraux français à propos de leurs connaissances en agroécologie a été effectué par deux étudiantes de l'École nationale vétérinaire de Toulouse (Béraud, 2021). Parmi les vétérinaires interrogés, 61,5 % estimaient que certains types d'élevage avaient un impact environnemental néfaste, 93 % avaient déjà entendu parler d'agroécologie, 50 % estimaient n'en connaître que le nom, 34,6 % estimaient avoir quelques connaissances dans ce domaine et 7,7 % estimaient avoir des connaissances très poussées (Béraud, 2021). Selon 98 % d'entre eux l'agroécologie devrait être incluse dans la formation des vétérinaires et 88,5 % jugeaient l'intégration de cette notion très importante voire indispensable (Béraud, 2021). Leurs principaux intérêts en termes d'agroécologie étaient la préservation de l'agrosystème, l'autonomie alimentaire du cheptel et la réduction de l'usage curatif des médicaments (Béraud, 2021).

Afin de permettre au vétérinaire de conseiller efficacement les éleveurs sur la transition agroécologique de leurs systèmes une formation complémentaire semble nécessaire notamment en agronomie et production fourragère, gestion de la biodiversité et valorisation des effluents (Béraud, 2021). La difficulté actuelle des vétérinaires à se former dans ces différents domaines est notamment imputable au manque de temps et à l'absence de l'abord de la notion d'agroécologie dans leur formation initiale (Béraud, 2021). Depuis quelques années certains cours magistraux de la formation initiale à l'École nationale vétérinaire de Toulouse sont dédiés à la transition agroécologique des élevages (Béraud, 2021).

5. Perspectives

Le projet « VetFuturs France », initié par le Conseil National de l'Ordre des Vétérinaires et le Syndicat National des Vétérinaires d'Exercice Libéral, estime qu'en 2030 l'exercice du vétérinaire s'intégrera pleinement au concept « One Health » notamment par la gestion de la biodiversité, l'antibiorésistance et la réduction des impacts environnementaux de l'élevage (Buhot *et al.*, 2020).

Depuis 2015, l'association « Éco Veto », comptant plus de 200 adhérents en 2023, se questionne, récolte des données, informe et favorise l'engagement de la profession vétérinaire dans une pratique éco-responsable scientifique (Ecoveto, 2023).

La présence de la notion de transition écologique des élevages dans le titre de plusieurs thèses d'exercice vétérinaire françaises en cours tels que « Quelle place pour l'agroécologie dans la formation des vétérinaires d'aujourd'hui et de demain ? Etat des lieux des connaissances, pratiques et opinions des vétérinaires ruraux par l'intermédiaire d'enquêtes », « Intérêt de diversifier les espèces végétales cultivées au sein d'une même parcelle pour réussir la transition agroécologique de nos élevages » ou « A propos de la nécessaire transition écologique des systèmes agricoles et alimentaires : Qu'en pensent les jeunes ? » témoignent de l'intérêt croissant des nouvelles générations de vétérinaires pour ce sujet.

La présidente de l'association France Carbone Agri estime que les vétérinaires devraient offrir davantage de soins préventifs et évoque la possibilité à l'avenir de la mise en place de contrats de suivi éleveurs-vétérinaires pour une activité de conseil en agroécologie (Béraud, 2021). Cette vision est partagée par un vétérinaire consultant en management de troupeaux (Béraud, 2021). Selon lui le vétérinaire rural devra à l'avenir conseiller l'agriculteur dans l'élaboration d'un système d'élevage où le soin et la thérapie deviendront des actes peu fréquents (Béraud, 2021). La mise en place de plans de prévention des maladies, de suivis alimentaires, zootechniques, de reproduction et la possible association entre vétérinaire rural et agronome pourraient être les clés d'un tel objectif (Béraud, 2021).

Une fiche récapitulant les principaux axes permettant à un vétérinaire rural de soutenir un éleveur bovin laitier dans une démarche d'amélioration de ses performances environnementales est proposée en Annexe 1 : Fiche d'optimisation environnementale d'un élevage bovin laitier. Cette fiche a été réalisée à partir de l'étude bibliographique exposée dans ce document.

Conclusion

L'élevage bovin laitier a un impact significatif sur les différents enjeux environnementaux en France. Il est à l'origine de près de 5 % des émissions totales de GES. La majorité de ces émissions, à plus de 90 %, sont émises dans l'élevage même dont 63,1 % par fermentation entérique, 27,3 % par fermentation, nitrification et dénitrification à partir des déjections au bâtiment, au pâturage ou lors de l'épandage et à 9,6 % par consommation énergétique principalement par les engins agricoles. Les déjections des bovins laitiers sont à l'origine de 25 % des émissions françaises totales de NH_3 qui impactent la qualité de l'air et de l'eau. Elles entraînent également des émissions importantes d'azote et de phosphore notamment sous la forme de nitrates et de phosphates qui impactent la qualité de l'eau en favorisant le processus d'eutrophisation. La production d'un kilogramme de lait corrigé sur la matière utile nécessite en moyenne 690 L d'eau dont 66 L d'eau bleue. Les prairies, les parcours et les cultures permettent le stockage de carbone et ainsi de compenser en moyenne de 15 % les émissions de GES d'un élevage bovin laitier. L'agriculture représente 3 % de la consommation énergétique française. La digestion anaérobie permet une production énergétique équivalent à 0,6 % de la consommation française en chaleur et électricité. L'élevage bovin laitier a un impact aussi important que complexe sur la biodiversité animale et végétale.

Actuellement la méthode de référence pour évaluer l'impact global d'un élevage bovin laitier sur les différents enjeux environnementaux est l'analyse du cycle de vie. Elle permet une approche globale de l'impact environnemental d'un élevage depuis les processus de production de l'alimentation des vaches laitières jusqu'au moment où le lait quitte l'exploitation. Elle nécessite le développement de modèles mathématiques obtenus à partir de l'analyse d'un ensemble de mesures des différents paramètres environnementaux issus de publications scientifiques. L'analyse des résultats de l'ACV d'un élevage permet d'estimer ses performances environnementales mais également l'effet potentiel de modifications du système de production sur celles-ci.

Les principaux domaines de réduction des émissions de GES sont l'alimentation, la gestion des déjections, la sélection génétique, la santé des bovins, et la conduite de troupeau. L'optimisation du stockage de carbone concerne principalement la fertilisation, le mode et l'intensité d'exploitation des prairies permanentes, l'augmentation de la part des prairies dans les rotations prairies-cultures et l'implantation de haies ou de bandes enherbées en périphérie des surfaces agricoles. Les leviers d'action principaux permettant la réduction de l'impact sur la qualité de l'eau sont une meilleure gestion des apports en N et P dans la ration, une meilleure gestion des déjections et notamment de l'épandage, une intensité de pâturage adaptée et une augmentation de la productivité des vaches laitières notamment par la sélection génétique, la santé des bovins ou la conduite de troupeau. Une gestion de l'irrigation plus adaptée aux cultures pourrait permettre de diminuer l'empreinte en eau bleue du lait. La gestion des déjections par l'utilisation du compostage en andains, la compression ou la couverture du compost, le lombricompostage, l'acidification du compost par incorporation de mélasse de betterave à sucre, l'ajout de biochar ou d'additifs microbiens ou la mise en place d'une digestion anaérobie, permet de réduire les émissions de NH_3 . La diminution du taux d'azote dans la ration et une augmentation de la productivité notamment par la sélection génétique, la santé des bovins ou la conduite de troupeau permettent également de réduire les émissions de NH_3 .

Le maintien de la biodiversité peut être optimisé par une gestion adaptée du chargement et des périodes de pâturage, une réduction des apports en concentré, une utilisation raisonnée des produits phytosanitaires et une meilleure gestion des bordures de culture. Les principaux leviers de réduction de la consommation énergétique sont une augmentation de la production laitière, une augmentation du pâturage, un bon entretien des machines et des bâtiments et une optimisation des caractéristiques des bâtiments lors de leur construction. Une augmentation de la part d'électricité consommée en heure creuse permet de favoriser la consommation d'énergie renouvelable. L'évaluation de la faisabilité technico-économique est nécessaire avant la mise en place d'un système de digestion anaérobie, de panneaux solaires ou d'éoliennes. Les paramètres météorologiques locaux sont les principaux facteurs de la production d'électricité par des systèmes de panneaux solaires ou d'éoliennes. La mise en place d'un système de digestion anaérobie peut être favorisée par la collaboration entre plusieurs exploitations agricoles voisines afin de diminuer les coûts associés.

Les principaux acteurs de la transition écologique en France actuellement sont les éleveurs, et les entreprises agroalimentaires, les organisations agricoles qui les représentent (Centre national interprofessionnel de l'économie laitière, chambres d'agriculture), les autorités ou organismes publics (ministères de l'agriculture et de la transition écologique), les instituts de recherche (Institut de l'élevage et INRAE) et les consommateurs. Parmi les programmes de certifications environnementales et de réduction de l'impact des élevages bovins laitiers en France, on peut citer le projet de « Ferme laitière bas carbone ». Ce projet consiste à réaliser dans chaque élevage participant un diagnostic environnemental, identifier les leviers d'action potentiels, construire avec l'éleveur un plan d'action adapté à son exploitation et valoriser économiquement ses résultats avec l'obtention de crédits carbone. A ce jour, plus de 17 000 éleveurs laitiers sur les 53 000 présents en France ont choisi de s'engager dans cette démarche.

Le vétérinaire rural peut s'impliquer dans la transition écologique des élevages bovins laitiers à différents niveaux. Le développement de services de médecine des populations comprenant des plans de prévention des maladies, des suivis alimentaires, zootechniques et de reproduction peut permettre au vétérinaire d'optimiser l'impact environnemental d'une exploitation. A l'avenir le vétérinaire rural pourrait s'investir de manière plus spécifique dans l'optimisation des performances environnementales d'un élevage par la mise en place de contrats de suivi éleveurs-vétérinaires pour une activité de conseils environnementaux.

Afin de permettre au vétérinaire de conseiller efficacement les éleveurs sur la transition écologique de leurs systèmes, une formation complémentaire semble nécessaire notamment en médecine des populations (alimentation, reproduction et zootechnie) mais aussi en communication, agronomie, gestion de la biodiversité et valorisation des déjections.

Liste des références bibliographiques

- ABDELA, N. (2016) Sub-acute Ruminant Acidosis (SARA) and its Consequence in Dairy Cattle: A Review of Past and Recent Research at Global Prospective. *Achievements in the Life Sciences* vol. 10, n° 2, p. 187-196. [<https://doi.org/10.1016/j.als.2016.11.006>]
- ADDEY, W. (2021) Quels rôles pour les vétérinaires dans la transition agro-écologique de l'élevage des bovins ? *La Dépêche Vétérinaire* n° 1594, p. 28-30.
- ADLER, P., RAFF, D., LAUENROTH, W. (2001) The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* vol. 128, n° 4, p. 465-479. [<https://doi.org/10.1007/s004420100737>]
- AGRESTE (2019) Statistique agricole annuelle 2016-2017. Résultats définitifs. In *Agreste, la statistique, l'évaluation et la prospective agricole du ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire*. [<https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/>] (consulté le 13/03/2023).
- ALABOUDI, A.R., JONES, G.A. (1985) Effect of acclimation to high nitrate intakes on some rumen fermentation parameters in sheep. *Canadian Journal of Animal Science*. vol. 65, n° 4, p. 841-849. [<https://doi.org/10.4141/cjas85-099>]
- ALDERSEY-WILLIAMS, J., RUBERT, T. (2019) Levelised cost of energy – A theoretical justification and critical assessment. *Energy Policy* vol. 124, p. 169-179. [<https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.10.004>]
- ALKEMADE, R., VAN OORSCHOT, M., MILES, L., *et al.* (2009) GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems* vol. 12, n° 3, p. 374-390. [<https://doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>]
- ALLOCCA, V., MARZANO, E., TRAMONTANO, M., *et al.* (2018) Environmental impact of cattle grazing on a karst aquifer in the southern Apennines (Italy): Quantification through the grey water footprint. *Ecological Indicators* vol. 93, p. 830-837. [<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.075>]
- ALVAREZ-FUENTES, G., APPUHAMY, J.A.D.R.N., KEBREAB, E. (2016) Prediction of phosphorus output in manure and milk by lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* vol. 99, n° 1, p. 771-782. [<https://doi.org/10.3168/jds.2015-10092>]
- AMAR, A., DAVIES, J., MEEK, E., *et al.* (2011) Long-term impact of changes in sheep *Ovis aries* densities on the breeding output of the hen harrier *Circus cyaneus*. *Journal of Applied Ecology* vol. 48, n° 1, p. 220-227. [<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01896.x>]
- AMER, P.R., HELY, F.S., QUINTON, C.D., *et al.* (2018) A methodology framework for weighting genetic traits that impact greenhouse gas emission intensities in selection indexes. *Animal* vol. 12, n° 1, p. 5-11. [<https://doi.org/10.1017/S1751731117001549>]
- AMON, B., KRYVORUCHKO, V., AMON, T., *et al.* (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 112, n° 2, p. 153-162. [<https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.030>]
- ANDERSEN, J.B., MADSEN, T.G., LARSEN, T., *et al.* (2005) The Effects of Dry Period Versus Continuous Lactation on Metabolic Status and Performance in Periparturient Cows. *Journal of Dairy Science* vol. 88, n° 10, p. 3530-3541. [[https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(05\)73038-1](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)73038-1)]
- ANDURAND, J., GOUMAND, E., LABARRE, J., *et al.* (2020) Synthèse de 6 années de démarches environnementales bas carbone en élevage 3R - Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants. In *3R - Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*. [<http://www.journees3r.fr/spip.php?article4918>] (consulté le 30/04/2023).
- ANSES (2023) One Health : une seule santé pour les êtres vivants et les écosystèmes. In *Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail*. [<https://www.anses.fr/fr/content/one-health-une-seule-sant%C3%A9-pour-les-%C3%AAtres-vivants-et-les-%C3%A9cosyst%C3%A8mes>] (consulté le 30/04/2023).

- ANTONINI, C., ARGILÉS-BOSCH, J.M. (2017) Productivity and environmental costs from intensification of farming. A panel data analysis across EU regions. *Journal of Cleaner Production*, Towards eco-efficient agriculture and food systems: selected papers addressing the global challenges for food systems, including those presented at the Conference "LCA for Feeding the planet and energy for life" (6-8 October 2015, Stresa & Milan Expo, Italy) vol. 140, p. 796-803. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.009]
- APPUHAMY, J.A.D.R.N., FRANCE, J., KEBREAB, E. (2016) Models for predicting enteric methane emissions from dairy cows in North America, Europe, and Australia and New Zealand. *Global Change Biology* vol. 22, n° 9, p. 3039-3056. [https://doi.org/10.1111/gcb.13339]
- AQUINO, F., CAPAREDA, S., LACEY, R., *et al.* (2007) Comparison of Partial Reactive Organic Gases (ROG) Emission Factors in a Dairy and Beef Feedlot. *2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers* vol. 8, p. 1-21. [https://doi.org/10.13031/2013.23051]
- ARNDT, C., HRISTOV, A.N., PRICE, W.J., *et al.* (2022) Full adoption of the most effective strategies to mitigate methane emissions by ruminants can help meet the 1.5 °C target by 2030 but not 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences* vol. 119, n° 20, p. e2111294119. [https://doi.org/10.1073/pnas.2111294119]
- ARRIAGA, H., PINTO, M., CALSAMIGLIA, S., *et al.* (2009) Nutritional and management strategies on nitrogen and phosphorus use efficiency of lactating dairy cattle on commercial farms: An environmental perspective. *Journal of Dairy Science* vol. 92, n° 1, p. 204-215. [https://doi.org/10.3168/jds.2008-1304]
- ARRIAGA, H., SALCEDO, G., CALSAMIGLIA, S., *et al.* (2010) Effect of diet manipulation in dairy cow N balance and nitrogen oxides emissions from grasslands in northern Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 135, n° 1, p. 132-139. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.09.007]
- ARRIAGA, H., VIGURIA, M., LÓPEZ, D.M., *et al.* (2017) Ammonia and greenhouse gases losses from mechanically turned cattle manure windrows: A regional composting network. *Journal of Environmental Management* vol. 203, p. 557-563. [https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.006]
- ARROUAYS, D., BALESSENT, J., GERMON, J.C., *et al.* (2002) Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport. In *HAL science ouverte*. [https://hal.inrae.fr/hal-02832401] (consulté le 10/03/2023).
- ATZORI, A.S., CANALIS, C., FRANCESCONI, A.H.D., *et al.* (2016) A Preliminary Study on a New Approach to Estimate Water Resource Allocation: The Net Water Footprint Applied to Animal Products. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, Florence "Sustainability of Well-Being International Forum". 2015: Food for Sustainability and not just food, Florence SWIF 2015 vol. 8, p. 50-57. [https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2016.02.007]
- AWASTHI, M.K., WANG, M., CHEN, H., *et al.* (2017) Heterogeneity of biochar amendment to improve the carbon and nitrogen sequestration through reduce the greenhouse gases emissions during sewage sludge composting. *Bioresource Technology* vol. 224, p. 428-438. [https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.014]
- BA, S., QU, Q., ZHANG, K., *et al.* (2020) Meta-analysis of greenhouse gas and ammonia emissions from dairy manure composting. *Biosystems Engineering* vol. 193, p. 126-137. [https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2020.02.015]
- BACENETTI, J., BAVA, L., ZUCALI, M., *et al.* (2016) Anaerobic digestion and milking frequency as mitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. *Science of The Total Environment* vol. 539, p. 450-459. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.015]
- BACENETTI, J., FUSI, A. (2015) The environmental burdens of maize silage production: Influence of different ensiling techniques. *Animal Feed Science and Technology* vol. 204, p. 88-98. [https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2015.03.005]
- BACENETTI, J., NEGRI, M., FIALA, M., *et al.* (2013) Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Science of The Total Environment* vol. 463-464, p. 541-551. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.058]

- BALESDENT, J., CHENU, C., BALABANE, M. (2000) Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* vol. 53, n° 3, p. 215-230. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5]
- BAMBERGER, Y. (2008) Davantage d'électricité pour moins de CO₂. *Annales des Mines - Réalités industrielles* n° 4, p. 45-49. [https://doi.org/10.3917/rindu.084.0045]
- BAMPIDIS, V., AZIMONTI, G., BASTOS, M. de L., *et al.* (2021) Safety and efficacy of a feed additive consisting of 3-nitrooxypropanol (Bovaer® 10) for ruminants for milk production and reproduction (DSM Nutritional Products Ltd). *EFSA Journal* vol. 19, n° 11, p. e06905. [https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6905]
- BANNINK, A., FRANCE, J., LOPEZ, S., *et al.* (2008) Modelling the implications of feeding strategy on rumen fermentation and functioning of the rumen wall. *Animal Feed Science and Technology* vol. 143, n° 1-4, p. 3-26. [https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2007.05.002]
- BARRACLOUGH, D., SMITH, P., WORRALL, F., *et al.* (2015) Is there an impact of climate change on soil carbon contents in England and Wales? *European Journal of Soil Science* vol. 66, n° 3, p. 451-462. [https://doi.org/10.1111/ejss.12253]
- BASARAB, J.A., BEAUCHEMIN, K.A., BARON, V.S., *et al.* (2013) Reducing GHG emissions through genetic improvement for feed efficiency: effects on economically important traits and enteric methane production. *Animal* vol. 7, p. 303-315. [https://doi.org/10.1017/S1751731113000888]
- BASSET-MENS, C., LEDGARD, S., BOYES, M. (2009) Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics* vol. 68, n° 6, p. 1615-1625. [https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.017]
- BATTINI, F., AGOSTINI, A., TABAGLIO, V., *et al.* (2016) Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production* vol. 112, p. 91-102. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.062]
- BAUSSON, C., BUREL, S., GARNIER, C., *et al.* (2019) Une métha chez moi, pourquoi pas ? In *IDELE-Institut de l'élevage*. [https://idele.fr/inosys-reseaux-elevage/?eID=cmis_download&oID=workspace%3A%2F%2FspacesStore%2Ffd543904-369c-4950-8534-83d9efaf7eea&cHash=26fd89464e1f2a2e47466cde0349a4ec] (consulté le 26/04/2023).
- BEAUCHEMIN, K.A., MCGINN, S.M., BENCHAAAR, C., *et al.* (2009) Crushed sunflower, flax, or canola seeds in lactating dairy cow diets: Effects on methane production, rumen fermentation, and milk production. *Journal of Dairy Science* vol. 92, n° 5, p. 2118-2127. [https://doi.org/10.3168/jds.2008-1903]
- BEAUCHEMIN, K.A., UNGERFELD, E.M., ECKARD, R.J., *et al.* (2020) Review: Fifty years of research on rumen methanogenesis: lessons learned and future challenges for mitigation. *Animal* vol. 14, p. 2-16. [https://doi.org/10.1017/S1751731119003100]
- BECK, J., MITCHELL, D. (2000) Influences of livestock grazing on sage grouse habitat. *Wildlife Society Bulletin* vol. 28, p. 993-1002. [https://doi.org/10.2307/3783858]
- BECK-FRIIS, B., PELL, M., SONESSON, U., *et al.* (2000) Formation and Emission of N₂O and CH₄ from Compost Heaps of Organic Household Waster. *Environmental Monitoring and Assessment* vol. 62, n° 3, p. 317-331. [https://doi.org/10.1023/A:1006245227491]
- BEGUIN, E., BAUDOUX, H., GEOFFRIN, M., *et al.* (2009) Fuel in dairy and beef breeding: fuel saving guidelines and factors accounting for fuel consumption. *16^{èmes} Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants, Paris, 2 et 3 décembre* p. 225-228.
- BÉLINE, F., MARTINEZ, J., MAROL, C., *et al.* (1998) Nitrogen transformations during anaerobically stored 15N-labelled pig slurry. *Bioresource Technology* vol. 64, n° 2, p. 83-88. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)84352-0]
- BELL, M.J., SAUNDERS, N., WILCOX, R.H., *et al.* (2014) Methane emissions among individual dairy cows during milking quantified by eructation peaks or ratio with carbon dioxide. *Journal of Dairy Science* vol. 97, n° 10, p. 6536-6546. [https://doi.org/10.3168/jds.2013-7889]

- BENAOUDA, M., MARTIN, C., LI, X., *et al.* (2019) Evaluation of the performance of existing mathematical models predicting enteric methane emissions from ruminants: Animal categories and dietary mitigation strategies. *Animal Feed Science and Technology* vol. 255, p. 114207. [https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2019.114207]
- BÉRAUD, C. (2021) Quelle place pour les vétérinaires dans la transition agroécologique des systèmes d'élevage ? *La Semaine Vétérinaire* n° 1923, p. 32-37.
- BERG, W., TÜRK, M., HELLEBRAND, H.J. (2006) Effects of acidifying liquid cattle manure with nitric or lactic acid on gaseous emissions. In *ATB-Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie*. [http://www2.atb-potsdam.de/hauptseite-deutsch/Institut/Abteilungen/abt2/mitarbeiter/jhellebrand/jhellebrand/publikat/Berg1.pdf] (consulté le 18/04/2023).
- BERNDT, A., BOLAND, T., DEIGHTON, M., *et al.* (2014) Guidelines for use of the sulphur hexafluoride (SF6) tracer technique to measure enteric methane emissions from ruminants. In *ResearchGate*. [https://www.researchgate.net/publication/271831575_Guidelines_for_use_of_the_sulphur_hexafluoride_SF6_tracer_technique_to_measure_enteric_methane_emissions_from_ruminants] (consulté le 26/03/2023).
- BERRY, D.P. (2013) Breeding strategies to reduce environmental footprint in dairy cattle. *Advances in Animal Biosciences* vol. 4, p. 28-36. [https://doi.org/10.1017/S2040470013000289]
- BERTUZZI, P., JUSTES, E., LES BAS, C., *et al.* (2012) Effets des cultures intermédiaires sur l'érosion, les propriétés physiques du sol et le bilan carbone. In *Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement*. [https://www.static.inrae.fr/sites/default/files/pdf/be92dde25cf1612503576ba678f5edc3.pdf] (consulté le 15/03/2023).
- BETTIN, K., KOMAINDA, M., TONN, B., *et al.* (2023) Relationship between concentrate feeding strategy and grassland phytodiversity on dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 344, p. 108293. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108293]
- BIAGINI, D., LAZZARONI, C. (2018) Eutrophication risk arising from intensive dairy cattle rearing systems and assessment of the potential effect of mitigation strategies. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 266, p. 76-83. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.026]
- BLAZY, V., ESPAGNOL, S., LORINQUER, E., *et al.* (2020) Emissions des déjections animales. In *ARVALIS - institut du végétal*. [https://www.arvalis.fr/sites/default/files/imported_files/4-1-4859364996611090494.pdf] (consulté le 14/10/2022).
- BOADI, D., BENCHAAAR, C., CHIQUETTE, J., *et al.* (2004) Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review. *Canadian Journal of Animal Science* vol. 84, n° 3, p. 319-335. [https://doi.org/10.4141/A03-109]
- BOHLEN, P.J., PELLETIER, D.M., GROFFMAN, P.M., *et al.* (2004) Influence of Earthworm Invasion on Redistribution and Retention of Soil Carbon and Nitrogen in Northern Temperate Forests. *Ecosystems* vol. 7, n° 1, p. 13-27. [https://doi.org/10.1007/s10021-003-0127-y]
- BONESMO, H., SKJELVÅG, A.O., HENRY JANZEN, H., *et al.* (2012) Greenhouse gas emission intensities and economic efficiency in crop production: A systems analysis of 95 farms. *Agricultural Systems* vol. 110, p. 142-151. [https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.04.001]
- BOUGOUIN, A., HRISTOV, A., DIJKSTRA, J., *et al.* (2022) Prediction of nitrogen excretion from data on dairy cows fed a wide range of diets compiled in an intercontinental database: A meta-analysis. *Journal of Dairy Science* vol. 105, n° 9, p. 7462-7481. [https://doi.org/10.3168/jds.2021-20885]
- BOYD, C., BECK, J., TANAKA, J. (2014) Livestock Grazing and Sage-Grouse Habitat: Impacts and Opportunities. *Journal of Rangeland Applications* vol. 1, p. 58-77.
- BRASK, M., WEISBJERG, M.R., HELLWING, A.L.F., *et al.* (2015) Methane production and diurnal variation measured in dairy cows and predicted from fermentation pattern and nutrient or carbon flow. *Animal* vol. 9, n° 11, p. 1795-1806. [https://doi.org/10.1017/S1751731115001184]
- BREEN, M., UPTON, J., MURPHY, M.D. (2020) Photovoltaic systems on dairy farms: Financial and renewable multi-objective optimization (FARMOO) analysis. *Applied Energy* vol. 278, p. 115534. [https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115534]

- BRISKE, D.D., DERNER, J.D., BROWN, J.R., *et al.* (2008) Rotational Grazing on Rangelands: Reconciliation of Perception and Experimental Evidence. *Rangeland Ecology & Management* vol. 61, n° 1, p. 3-17. [<https://doi.org/10.2111/06-159R.1>]
- BRITO, A.F., SILVA, L.H.P. (2020) Symposium review: Comparisons of feed and milk nitrogen efficiency and carbon emissions in organic versus conventional dairy production systems. *Journal of Dairy Science* vol. 103, n° 6, p. 5726-5739. [<https://doi.org/10.3168/jds.2019-17232>]
- BROOM, D.M., GALINDO, F.A., MURGUEITIO, E. (2013) Sustainable, efficient livestock production with high biodiversity and good welfare for animals. *Proceedings. Biological Sciences* vol. 280, n° 1771, p. 20132025. [<https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2025>]
- BUCHER, R., ANDRES, C., WEDEL, M.F., *et al.* (2016) Biodiversity in low-intensity pastures, straw meadows, and fallows of a fen area—A multitrophic comparison. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 219, p. 190-196. [<https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.12.019>]
- BUHOT, C., BOURSE, F., DESAUNAY, C., *et al.* (2020) *Vetfuturs France, Le Livre Blanc, Synthèse*. Paris, Futuribles.
- BURGOS, S.A., EMBERTSON, N.M., ZHAO, Y., *et al.* (2010) Prediction of ammonia emission from dairy cattle manure based on milk urea nitrogen: Relation of milk urea nitrogen to ammonia emissions. *Journal of Dairy Science* vol. 93, n° 6, p. 2377-2386. [<https://doi.org/10.3168/jds.2009-2415>]
- BURNSIDE, N.G., JOYCE, C.B., PUURMANN, E., *et al.* (2007) Use of vegetation classification and plant indicators to assess grazing abandonment in Estonian coastal wetlands. *Journal of Vegetation Science* vol. 18, n° 5, p. 645-654. [<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02578.x>]
- BYRNES, R.C., EASTBURN, D.J., TATE, K.W., *et al.* (2018) A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. *Journal of Environmental Quality* vol. 47, n° 4, p. 758-765. [<https://doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313>]
- CALANCA, P., VUICHARD, N., CAMPBELL, C., *et al.* (2007) Simulating the fluxes of CO₂ and N₂O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim). *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 121, n° 1, p. 164-174. [<https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.010>]
- CALLADINE, J., BAINES, D., WARREN, P. (2002) Effects of reduced grazing on population density and breeding success of black grouse in northern England. *Journal of Applied Ecology* vol. 39, n° 5, p. 772-780. [<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00753.x>]
- CAMERON, K.C., DI, H.J. (2004) Nitrogen leaching losses from different forms and rates of farm effluent applied to a Templeton soil in Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* vol. 47, n° 4, p. 429-437. [<https://doi.org/10.1080/00288233.2004.9513611>]
- CARDINALI, A., CARLETTI, P., NARDI, S., *et al.* (2014) Design of riparian buffer strips affects soil quality parameters. *Applied Soil Ecology* vol. 80, p. 67-76. [<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.04.003>]
- CARDOSO-GUTIERREZ, E., ARANDA-AGUIRRE, E., ROBLES-JIMENEZ, L.E., *et al.* (2021) Effect of tannins from tropical plants on methane production from ruminants: A systematic review. *Veterinary and Animal Science* vol. 14, p. 100214. [<https://doi.org/10.1016/j.vas.2021.100214>]
- CARLIN, N.T., ANNAMALAI, K., HARMAN, W.L., *et al.* (2009) The economics of reburning with cattle manure-based biomass in existing coal-fired power plants for NO_x and CO₂ emissions control. *Biomass and Bioenergy* vol. 33, n° 9, p. 1139-1157. [<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.04.007>]
- CATORCI, A., CESARETTI, S., MALATESTA, L., *et al.* (2014) Effects of grazing vs mowing on the functional diversity of sub-Mediterranean productive grasslands. *Applied Vegetation Science* vol. 17, n° 4, p. 658-669. [<https://doi.org/10.1111/avsc.12103>]
- CEDERBERG, C., MATSSON, B. (2000) Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* vol. 8, n° 1, p. 49-60. [[https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(99\)00311-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00311-X)]
- CENTRE NATIONAL INTERPROFESSIONNEL DE L'ÉCONOMIE LAITIÈRE (2023a) Découvrir la démarche Ferme Laitière Bas Carbone. In *Ferme Laitière Bas Carbone*. [<https://www.ferme-laitiere-bas-carbone.fr/decouvrir-le-projet>] (consulté le 30/04/2023).
- CENTRE NATIONAL INTERPROFESSIONNEL DE L'ÉCONOMIE LAITIÈRE (2023b) CNIEL. [<https://www.filiere-laitiere.fr/fr/les-organisations/cniel>] (consulté le 01/05/2023).

- CENTRE NATIONAL INTERPROFESSIONNEL DE L'ÉCONOMIE LAITIÈRE (2023c) Des éleveurs engagés. In *Ferme Laitière Bas Carbone*. [<https://www.ferme-laitiere-bas-carbone.fr/des-eleveurs-engages?page=1>] (consulté le 30/04/2023).
- CENTRE NATIONAL INTERPROFESSIONNEL DE L'ÉCONOMIE LAITIÈRE (2020) La filière laitière française en chiffres. In *Centre National Interprofessionnel de l'Economie Laitière*. [<https://www.filiere-laitiere.fr/fr/chiffres-cles/filiere-laitiere-francaise-en-chiffres>] (consulté le 12/03/2023).
- CENTRE NATIONAL INTERPROFESSIONNEL DE L'ÉCONOMIE LAITIÈRE (2017) L'agroécologie dans les fermes laitières. In *Les produits laitiers*. [<https://www.produits-laitiers.com/lagroecologie-dans-les-fermes-laitieres/>] (consulté le 30/04/2023).
- CHA, J.S., PARK, S.H., JUNG, S.-C., *et al.* (2016) Production and utilization of biochar: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* vol. 40, p. 1-15. [<https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.06.002>]
- CHADWICK, D.R. (2005) Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment* vol. 39, n° 4, p. 787-799. [<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.10.012>]
- CHAMBRES D'AGRICULTURE (2023a) Les données de la méthanisation en France. In *Chambres d'agriculture*. [<https://chambres-agriculture.fr/actualites/toutes-les-actualites/detail-de-lactualite/actualites/les-donnees-de-la-methanisation-en-france/>] (consulté le 27/04/2023).
- CHAMBRES D'AGRICULTURE (2023b) Programmes CASDAR. In *Chambres d'agriculture*. [<https://chambres-agriculture.fr/recherche-innovation/programmes-rd/programmes-casdar/>] (consulté le 30/04/2023).
- CHAN, K.Y., CONYERS, M.K., LI, G.D., *et al.* (2011) Soil carbon dynamics under different cropping and pasture management in temperate Australia: Results of three long-term experiments. *Soil Research* vol. 49, n° 4, p. 320-328. [<https://doi.org/10.1071/SR10185>]
- CHANTIGNY, M.H., ANGERS, D.A., ROCHETTE, P., *et al.* (2007) Gaseous Nitrogen Emissions and Forage Nitrogen Uptake on Soils Fertilized with Raw and Treated Swine Manure. *Journal of Environmental Quality* vol. 36, n° 6, p. 1864-1872. [<https://doi.org/10.2134/jeq2007.0083>]
- CHANTIGNY, M.H., MACDONALD, J.D., BEAUPRÉ, C., *et al.* (2009) Ammonia volatilization following surface application of raw and treated liquid swine manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* vol. 85, n° 3, p. 275-286. [<https://doi.org/10.1007/s10705-009-9266-7>]
- CHARLIER, J., WILLIAMS, D.J., RAVINET, N., *et al.* (2023) To treat or not to treat: diagnostic thresholds in subclinical helminth infections of cattle. *Trends in Parasitology* vol. 39, n° 2, p. 139-151. [<https://doi.org/10.1016/j.pt.2022.11.014>]
- CHARMLEY, E., WILLIAMS, S.R.O., MOATE, P.J., *et al.* (2015) A universal equation to predict methane production of forage-fed cattle in Australia. *Animal Production Science* vol. 56, n° 3, p. 169-180. [<https://doi.org/10.1071/AN15365>]
- CHEN, R., WANG, Y., WEI, S., *et al.* (2014) Windrow composting mitigated CH₄ emissions: characterization of methanogenic and methanotrophic communities in manure management. *FEMS Microbiology Ecology* vol. 90, n° 3, p. 575-586. [<https://doi.org/10.1111/1574-6941.12417>]
- CHEN, W., HUANG, D., LIU, N., *et al.* (2015) Improved grazing management may increase soil carbon sequestration in temperate steppe. *Scientific Reports* vol. 5, n° 1, p. 10892. [<https://doi.org/10.1038/srep10892>]
- CHEN, Y., CHENG, J.J., CREAMER, K.S. (2008) Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technology* vol. 99, n° 10, p. 4044-4064. [<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>]
- CHICHESTER, F.W., VAN KEUREN, R.W., MC GUINNESS, J.L. (1979) Hydrology and Chemical Quality of Flow from Small Pastured Watersheds: II. Chemical Quality. *Journal of Environmental Quality* vol. 8, n° 2, p. 167-171. [<https://doi.org/10.2134/jeq1979.00472425000800020006x>]
- CHIRINDA, N., OLESEN, J.E., PORTER, J.R. (2012) Root carbon input in organic and inorganic fertilizer-based systems. *Plant and Soil* vol. 359, n° 1, p. 321-333. [<https://doi.org/10.1007/s11104-012-1208-5>]
- CHOWDHURY, M.A., DE NEERGAARD, A., JENSEN, L.S. (2014) Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. *Chemosphere* vol. 97, p. 16-25. [<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.030>]

- CINGOLANI, A.M., NOY-MEIR, I., DÍAZ, S. (2005) Grazing Effects on Rangeland Diversity: A Synthesis of Contemporary Models. *Ecological Applications* vol. 15, n° 2, p. 757-773. [https://doi.org/10.1890/03-5272]
- CITEPA (2022) Secten – le rapport de référence sur les émissions de gaz à effet de serre et de polluants atmosphériques en France. In *Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique*. [https://www.citepa.org/fr/secten/] (consulté le 13/10/2022).
- CITEPA (2020) Floréal – un inventaire inédit des émissions et absorptions des secteurs agricoles et forestiers : résolution fine, transparence, approche filière. In *Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique*. [https://www.citepa.org/wp-content/uploads/Rapport_Floreal_V2-d.pdf] (consulté le 13/10/2022).
- COLEMAN, K., JENKINSON, D.S. (1996) RothC-26.3 - A Model for the turnover of carbon in soil. Berlin, Heidelberg, Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_17]
- CONANT, R.T., CERRI, C.E.P., OSBORNE, B.B., *et al.* (2017) Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications* vol. 27, n° 2, p. 662-668. [https://doi.org/10.1002/eap.1473]
- CONANT, R.T., PAUSTIAN, K., ELLIOTT, E.T. (2001) Grassland Management and Conversion into Grassland: Effects on Soil Carbon. *Ecological Applications* vol. 11, n° 2, p. 343-355. [https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:GMACIG]2.0.CO;2]
- COOKE, A.S., MORGAN, E.R., DUNGAIT, J.A.J. (2017) Modelling the impact of targeted anthelmintic treatment of cattle on dung fauna. *Environmental Toxicology and Pharmacology* vol. 55, p. 94-98. [https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.07.012]
- CRITCHLEY, C.N.R., ADAMSON, H.F., MCLEAN, B.M.L., *et al.* (2008) Vegetation dynamics and livestock performance in system-scale studies of sheep and cattle grazing on degraded upland wet heath. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 128, n° 1, p. 59-67. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.002]
- CROSSON, P., SHALLOO, L., O'BRIEN, D., *et al.* (2011) A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*, Special Issue: Greenhouse Gases in Animal Agriculture - Finding a Balance between Food and Emissions vol. 166-167, p. 29-45. [https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.001]
- CZERKAWSKI, J.W., BLAXTER, K.L., WAINMAN, F.W. (1966a) The metabolism of oleic, linoleic and linolenic acids by sheep with reference to their effects on methane production. *British Journal of Nutrition* vol. 20, n° 2, p. 349-362. [https://doi.org/10.1079/BJN19660035]
- CZERKAWSKI, J.W., BLAXTER, K.L., WAINMAN, F.W. (1966b) The effect of functional groups other than carboxyl on the metabolism of C18 and C12 alkyl compounds by sheep. *British Journal of Nutrition* vol. 20, n° 3, p. 495-508. [https://doi.org/10.1079/BJN19660049]
- DALGAARD, T., HALBERG, N., FENGER, J. (2000) Simulering af fossilt energiforbrug og emission af drivhusgasser. Tre scenarier for omlægning til 100% økologisk jordbrug i Danmark. Tjele, Forskningscenter for Oekologisk Jordbrug.
- DALL-ORSOLETTA, A.C., LEURENT-COLETTE, S., LAUNAY, F., *et al.* (2019) A quantitative description of the effect of breed, first calving age and feeding strategy on dairy systems enteric methane emission. *Livestock Science* vol. 224, p. 87-95. [https://doi.org/10.1016/j.livsci.2019.04.015]
- DÄMMGEN, U., BRADE, W., HAENEL, H.-D., *et al.* (2017) Emissionen aus der Milchrinderhaltung und ihre Beeinflussung durch das Herdenmanagement. *Tierärztliche Praxis Ausgabe G: Großtiere / Nutztiere* vol. 45, n° 04, p. 226-236. [https://doi.org/10.15653/TPG-161164]
- DANNER, M.-C., ROBERTSON, A., BEHRENDTS, V., *et al.* (2019) Antibiotic pollution in surface fresh waters: Occurrence and effects. *Science of The Total Environment* vol. 664, p. 793-804. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.406]
- DAVIS, K.P., AUGUSTINE, D.J., MONROE, A.P., *et al.* (2020) Adaptive rangeland management benefits grassland birds utilizing opposing vegetation structure in the shortgrass steppe. *Ecological Applications* vol. 30, n° 1, p. e02020. [https://doi.org/10.1002/eap.2020]
- DAVIS, M., HEALY, W., BOYD, M., *et al.* (2014) Monitoring Techniques for the Net-Zero Energy Residential Test Facility. Gaithersburg, National Institute of Standards and Technology.

- DE BOER, I.J.M., HOVING, I.E., VELLINGA, T.V., *et al.* (2013) Assessing environmental impacts associated with freshwater consumption along the life cycle of animal products: the case of Dutch milk production in Noord-Brabant. *The International Journal of Life Cycle Assessment* vol. 18, n° 1, p. 193-203. [<https://doi.org/10.1007/s11367-012-0446-3>]
- DE VRIES, J.W., GROENESTEIN, C.M., DE BOER, I.J.M. (2012) Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. *Journal of Environmental Management* vol. 102, p. 173-183. [<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.02.032>]
- DE BOER, I., CEDERBERG, C., EADY, S., *et al.* (2011) Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. *Current Opinion in Environmental Sustainability, Carbon and nitrogen cycles* vol. 3, n° 5, p. 423-431. [<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.007>]
- DEGRÉ, A., VERHÈVE, D., DEBOUCHE, C. (2001) Émissions gazeuses en élevage porcin et modes de réduction : revue bibliographique. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment* vol. 5, n° 3, p. 135-143.
- DE HAAS, Y., PSZCZOLA, M., SOYEURT, H., *et al.* (2017) Invited review: Phenotypes to genetically reduce greenhouse gas emissions in dairying. *Journal of Dairy Science* vol. 100, n° 2, p. 855-870. [<https://doi.org/10.3168/jds.2016-11246>]
- DE HAAS, Y., VEERKAMP, R.F., DE JONG, G., *et al.* (2021) Selective breeding as a mitigation tool for methane emissions from dairy cattle. *Animal* vol. 15, p. 100294. [<https://doi.org/10.1016/j.animal.2021.100294>]
- DELANOUE, E., DOCKÈS, A.-C., ROGUET, C., *et al.* (2015) Points de vue et attentes des acteurs de la société envers l'élevage. Un regard sur les principales controverses. *22èmes Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants, Paris, 2 et 3 décembre* p. 171-178.
- DEMMENT, M.W., VAN SOEST, P.J. (1985) A Nutritional Explanation for Body-Size Patterns of Ruminant and Nonruminant Herbivores. *The American Naturalist* vol. 125, n° 5, p. 641-672. [<https://doi.org/10.1086/284369>]
- DENTLER, J., KIEFER, L., HUMMLER, T., *et al.* (2020) The impact of low-input grass-based and high-input confinement-based dairy systems on food production, environmental protection and resource use. *Agroecology and Sustainable Food Systems* vol. 44, n° 8, p. 1089-1110. [<https://doi.org/10.1080/21683565.2020.1712572>]
- DETTENMAIER, S.J., MESSMER, T.A., HOVICK, T.J., *et al.* (2017) Effects of livestock grazing on rangeland biodiversity: A meta-analysis of grouse populations. *Ecology and Evolution* vol. 7, n° 19, p. 7620-7627. [<https://doi.org/10.1002/ece3.3287>]
- DEUTSCH, F., VANKERKOM, J., JANSSEN, L., *et al.* (2008) Modelling concentrations of airborne primary and secondary PM10 and PM2.5 with the BelEUROS-model in Belgium. *Ecological Modelling* vol. 217, n° 3, p. 230-239. [<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.06.003>]
- DEW, J.J.W., JACK, M.W., STEPHENSON, J., *et al.* (2021) Reducing electricity demand peaks on large-scale dairy farms. *Sustainable Production and Consumption* vol. 25, p. 248-258. [<https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.08.014>]
- DHILLON, G.S., VAN REES, K.C.J. (2017) Soil organic carbon sequestration by shelterbelt agroforestry systems in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* vol. 97, n° 3, p. 394-409. [<https://doi.org/10.1139/cjss-2016-0094>]
- DIFFORD, G.F., LASSEN, J., LØVENDAHL, P. (2016) Interchangeability between methane measurements in dairy cows assessed by comparing precision and agreement of two non-invasive infrared methods. *Computers and Electronics in Agriculture* vol. 124, p. 220-226. [<https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.04.010>]
- DIJKSTRA, J., BANNINK, A., FRANCE, J., *et al.* (2018) Short communication: Antimethanogenic effects of 3-nitrooxypropanol depend on supplementation dose, dietary fiber content, and cattle type. *Journal of Dairy Science* vol. 101, n° 10, p. 9041-9047. [<https://doi.org/10.3168/jds.2018-14456>]
- DIMASSI, B., MARY, B., WYLLEMAN, R., *et al.* (2014) Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 188, p. 134-146. [<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.014>]

- DONG, Y., BAE, H.D., MCALLISTER, T.A., *et al.* (1997) Lipid-induced depression of methane production and digestibility in the artificial rumen system (RUSITEC). *Canadian Journal of Animal Science* vol. 77, n° 2, p. 269-278. [<https://doi.org/10.4141/A96-078>]
- DOREAU, M., BAMIERE, L., PELLERIN, S., *et al.* (2014) Mitigation of enteric methane for French cattle: potential extent and cost of selected actions. *Animal Production Science* vol. 54, n° 9, p. 1417-1422. [<https://doi.org/10.1071/AN14207>]
- DOU, Z., KNOWLTON, K.F., KOHN, R.A., *et al.* (2002) Phosphorus Characteristics of Dairy Feces Affected by Diets. *Journal of Environmental Quality* vol. 31, n° 6, p. 2058-2065. [<https://doi.org/10.2134/jeq2002.2058>]
- DREXLER, S., GENSIOR, A., DON, A. (2021) Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Regional Environmental Change* vol. 21, n° 3, p. 74. [<https://doi.org/10.1007/s10113-021-01798-8>]
- DUAN, Y.-F., REINSCH, S., AMBUS, P., *et al.* (2017) Activity of Type I Methanotrophs Dominates under High Methane Concentration: Methanotrophic Activity in Slurry Surface Crusts as Influenced by Methane, Oxygen, and Inorganic Nitrogen. *Journal of Environmental Quality* vol. 46, n° 4, p. 767-775. [<https://doi.org/10.2134/jeq2017.02.0047>]
- DUIN, E.C., WAGNER, T., SHIMA, S., *et al.* (2016) Mode of action uncovered for the specific reduction of methane emissions from ruminants by the small molecule 3-nitrooxypropanol. *Proceedings of the National Academy of Sciences* vol. 113, n° 22, p. 6172-6177. [<https://doi.org/10.1073/pnas.1600298113>]
- DUMONT, B., FORTUN-LAMOTHE, L., JOUVEN, M.J.P., *et al.* (2013) Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal* vol. 7, n° 6, p. 1028-1043. [<https://doi.org/10.1017/S1751731112002418>]
- DUX, D., ALIG, M., HERZOG, D. (2009) Environmental impact of agricultural buildings. *Agrarforschung* vol. 16, n° 8, p. 284-289.
- DYKSTERHUIS, E.J. (1949) Condition and Management of Range Land Based on Quantitative Ecology. *Journal of Range Management* vol. 2, n° 3, p. 104-115. [<https://doi.org/10.2307/3893680>]
- ECOVETO (2023) Accueil Ecoveto. In *Ecoveto*. [<https://www.ecoveto.org>] (consulté le 01/05/2023).
- EDENS, W.C., PORDESIMO, L.O., WILHELM, L.R., *et al.* (2003) Energy use analysis of major milking center components at a dairy experiment station. *Applied Engineering in Agriculture* vol. 19, n° 6, p. 711-716. [<https://doi.org/10.13031/2013.15659>]
- EDOUARD, N., CHARPIOT, A., ROBIN, P., *et al.* (2019) Influence of diet and manure management on ammonia and greenhouse gas emissions from dairy barns. *Animal* vol. 13, n° 12, p. 2903-2912. [<https://doi.org/10.1017/S1751731119001368>]
- EDOUARD, N., HASSOUNA, M., ROBIN, P., *et al.* (2016) Low degradable protein supply to increase nitrogen efficiency in lactating dairy cows and reduce environmental impacts at barn level. *Animal* vol. 10, n° 2, p. 212-220. [<https://doi.org/10.1017/S1751731115002050>]
- EFRON, B., TIBSHIRANI, R. (1998) An introduction to the bootstrap, Nachdr., Monographs on statistics and applied probability. New York, Chapman and Hall.
- EGAN, G., CRAWLEY, M.J., FORNARA, D.A. (2018) Effects of long-term grassland management on the carbon and nitrogen pools of different soil aggregate fractions. *Science of The Total Environment* vol. 613-614, p. 810-819. [<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.165>]
- EGAS, D., PONSÁ, S., LLENAS, L., *et al.* (2021) Towards energy-efficient small dairy production systems: An environmental and economic assessment. *Sustainable Production and Consumption* vol. 28, p. 39-51. [<https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.03.021>]
- EKHOLM, P., TURTOLO, E., GRÖNROOS, J., *et al.* (2005) Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 110, n° 3, p. 266-278. [<https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.014>]
- EL KADER, N.A., ROBIN, P., PAILLAT, J.-M., *et al.* (2007) Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology* vol. 98, n° 14, p. 2619-2628. [<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.035>]

- ELGERSMA, A., SØEGAARD, K. (2018) Changes in nutritive value and herbage yield during extended growth intervals in grass–legume mixtures: effects of species, maturity at harvest, and relationships between productivity and components of feed quality. *Grass and Forage Science* vol. 73, n° 1, p. 78-93. [<https://doi.org/10.1111/gfs.12287>]
- ELLIOTT, J., DRAKE, B., JONES, G., *et al.* (2014) Modelling the impact of controlling UK endemic cattle diseases on greenhouse gas emissions. *Contributed Paper prepared for presentation at the 88th Annual Conference of the Agricultural Economics Society, AgroParisTech* p. 9-11.
- ELLIS, J.L., KEBREAB, E., ODONGO, N.E., *et al.* (2007) Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *Journal of Dairy Science* vol. 90, n° 7, p. 3456-3466. [<https://doi.org/10.3168/jds.2006-675>]
- ELZING, A., MONTENY, G.J. (1997) Modelling and experimental determination of ammonia emissions rates from a scale model dairy-cow house. *Transactions of the ASAE* vol. 40, n° 3, p. 721-726. [<https://doi.org/10.13031/2013.21302>]
- ENTRENA-BARBERO, E., REBOLLEDO-LEIVA, R., VÁSQUEZ-IBARRA, L., *et al.* (2023) Water-Energy-Food nexus index proposal as a sustainability criterion on dairy farms. *Science of The Total Environment* vol. 874, p. 162507. [<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162507>]
- ENTRY, J.A., HUBBARD, R.K., THIES, J.E., *et al.* (2000) The Influence of Vegetation in Riparian Filterstrips on Coliform Bacteria: I. Movement and Survival in Water. *Journal of Environmental Quality* vol. 29, n° 4, p. 1206-1214. [<https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900040026x>]
- EPA (s. d.) National Primary Drinking Water Regulation Table. *In Environmental Protection Agency*. [<https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations>] (consulté le 16/03/2023).
- EVANS, D.M., VILLAR, N., LITTLEWOOD, N.A., *et al.* (2015) The cascading impacts of livestock grazing in upland ecosystems: a 10-year experiment. *Ecosphere* vol. 6, n° 3, p. 1-15. [<https://doi.org/10.1890/ES14-00316.1>]
- EZE, S., PALMER, S.M., CHAPMAN, P.J. (2018) Soil organic carbon stock in grasslands: Effects of inorganic fertilizers, liming and grazing in different climate settings. *Journal of Environmental Management* vol. 223, p. 74-84. [<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.013>]
- FALLOON, P., POWLSON, D., SMITH, P. (2004) Managing field margins for biodiversity and carbon sequestration: a Great Britain case study. *Soil Use and Management* vol. 20, n° 2, p. 240-247. [<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00364.x>]
- FAMIGLIETTI, J., GUERCI, M., PROSERPIO, C., *et al.* (2019) Development and testing of the Product Environmental Footprint Milk Tool: A comprehensive LCA tool for dairy products. *Science of The Total Environment* vol. 648, p. 1614-1626. [<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.142>]
- FAMULARI, D., FOWLER, D., NEMITZ, E., *et al.* (2010) Development of a low-cost system for measuring conditional time-averaged gradients of SO₂ and NH₃. *Environmental Monitoring and Assessment* vol. 161, n° 1, p. 11-27. [<https://doi.org/10.1007/s10661-008-0723-6>]
- FANGUEIRO, D., COUTINHO, J., CHADWICK, D., *et al.* (2008) Effect of cattle slurry separation on greenhouse gas and ammonia emissions during storage. *Journal of Environmental Quality* vol. 37, n° 6, p. 2322-2331. [<https://doi.org/10.2134/jeq2007.0330>]
- FANGUEIRO, D., HJORTH, M., GIOELLI, F. (2015) Acidification of animal slurry—a review. *Journal of Environmental Management* vol. 149, p. 46-56. [<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.001>]
- FARRA, P.A., SATTER, L.D. (1971) Manipulation of the Ruminant Fermentation. III. Effect of Nitrate on Ruminant Volatile Fatty Acid Production and Milk Composition. *Journal of Dairy Science* vol. 54, n° 7, p. 1018-1024. [[https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(71\)85965-9](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(71)85965-9)]
- FARRELL, S., BENSON, T., MCKERNAN, C., *et al.* (2023) Exploring veterinarians' behaviour relating to antibiotic use stewardship on Irish dairy farms using the COM-B model of behaviour change. *Research in Veterinary Science* vol. 156, p. 45-53. [<https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2023.01.019>]
- FARRIS, E., FILIGHEDDU, R., DEIANA, P., *et al.* (2010) Short-term effects on sheep pastureland due to grazing abandonment in a Western Mediterranean island ecosystem: A multidisciplinary approach. *Journal for Nature Conservation* vol. 18, n° 4, p. 258-267. [<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.11.003>]

- FARRUGGIA, A., DUMONT, B., SCOHIER, A., *et al.* (2012) An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. *Grass and Forage Science* vol. 67, n° 1, p. 136-149. [<https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00829.x>]
- FAVERDIN, P., GUYOMARD, H., PUILLET, L., *et al.* (2022) Animal board invited review: Specialising and intensifying cattle production for better efficiency and less global warming: contrasting results for milk and meat co-production at different scales. *Animal* vol. 16, n° 1, p. 100431. [<https://doi.org/10.1016/j.animal.2021.100431>]
- FENG, X.Y., DIJKSTRA, J., BANNINK, A., *et al.* (2020) Antimethanogenic effects of nitrate supplementation in cattle: A meta-analysis. *Journal of Dairy Science* vol. 103, n° 12, p. 11375-11385. [<https://doi.org/10.3168/jds.2020-18541>]
- FILAZZOLA, A., BROWN, C., DETTLAFF, M.A., *et al.* (2020) The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. *Ecology Letters* vol. 23, n° 8, p. 1298-1309. [<https://doi.org/10.1111/ele.13527>]
- FILLINGHAM, M.A., VANDERZAAG, A.C., BURTT, S., *et al.* (2017) Greenhouse gas and ammonia emissions from production of compost bedding on a dairy farm. *Waste Management* vol. 70, p. 45-52. [<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.013>]
- FINKBEINER, M. (2014) The International Standards as the Constitution of Life Cycle Assessment: The ISO 14040 Series and its Offspring. In Klöpffer, W. (Éd.), *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment, LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*. Dordrecht, Springer Netherlands, p. 85-106. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8697-3_3]
- FINNERAN, E., CROSSON, P., O'KIELY, P., *et al.* (2010) Simulation Modelling of the Cost of Producing and Utilising Feeds for Ruminants on Irish Farms. *Journal of Farm Management* vol. 14, p. 95-116.
- FISHER, D.S., STEINER, J.L., ENDALE, D.M., *et al.* (2000) The relationship of land use practices to surface water quality in the Upper Oconee Watershed of Georgia. *Forest Ecology and Management* vol. 128, n° 1, p. 39-48. [[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00270-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00270-4)]
- FLESCHE, T.K., WILSON, J.D., HARPER, L.A., *et al.* (2004) Deducing Ground-to-Air Emissions from Observed Trace Gas Concentrations: A Field Trial. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* vol. 43, n° 3, p. 487-502. [[https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2004\)043<0487:DGEFOT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2004)043<0487:DGEFOT>2.0.CO;2)]
- FLYSJÖ, A., HENRIKSSON, M., CEDERBERG, C., *et al.* (2011) The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems* vol. 104, n° 6, p. 459-469. [<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.03.003>]
- FOLLETT, J.R., FOLLETT, R.F. (2001) Chapter 4 - Utilization and Metabolism of Nitrogen by Humans. In Follett, R. F., Hatfield, J.L. (Éd.), *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*. Amsterdam, Elsevier Science, p. 65-92. [<https://doi.org/10.1016/B978-044450486-9/50006-6>]
- FORNARA, D.A., STEINBEISS, S., MCNAMARA, N.P., *et al.* (2011) Increases in soil organic carbon sequestration can reduce the global warming potential of long-term liming to permanent grassland. *Global Change Biology* vol. 17, n° 5, p. 1925-1934. [<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02328.x>]
- FOX, D.G., SNIFFEN, C.J., O'CONNOR, J.D., *et al.* (1992) A net carbohydrate and protein system for evaluating cattle diets: III. Cattle requirements and diet adequacy. *Journal of Animal Science* vol. 70, n° 11, p. 3578-3596. [<https://doi.org/10.2527/1992.70113578x>]
- FRANCE CARBON AGRI ASSOCIATION (2023) Les missions de FCAA. In *France Carbon Agri Association*. [<https://www.france-carbon-agri.fr/les-plues-values-de-fcaa/>] (consulté le 30/04/2023).
- FRANZLUEBBERS, A.J., GASTAL, F. (2019) Chapter 7 - Building Agricultural Resilience With Conservation Pasture-Crop Rotations. In Lemaire, G., Carvalho, P.C.D.F., Kronberg, S., *et al.* (Éd.), *Agroecosystem Diversity*. Cambridge, Academic Press, p. 109-121. [<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00007-8>]
- FRASER, M.D., MOORBY, J.M., VALE, J.E., *et al.* (2014) Mixed grazing systems benefit both upland biodiversity and livestock production. *PLoS One* vol. 9, n° 2, p. e89054. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089054>]

- FRASER, M.D., VALLIN, H.E., ROBERTS, B.P. (2022) Animal board invited review: Grassland-based livestock farming and biodiversity. *Animal* vol. 16, n° 12, p. 100671. [https://doi.org/10.1016/j.animal.2022.100671]
- FRASER, R.H., BARTEN, P.K., PINNEY, D.A.K. (1998) Predicting Stream Pathogen Loading from Livestock using a Geographical Information System-Based Delivery Model. *Journal of Environmental Quality* vol. 27, n° 4, p. 935-945. [https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700040030x]
- FRENEY, J.R., DENMEAD, O.T., WATANABE, I., *et al.* (1981) Ammonia and nitrous oxide losses following applications of ammonium sulfate to flooded rice. *Australian Journal of Agricultural Research* vol. 32, n° 1, p. 37-45. [https://doi.org/10.1071/ar9810037]
- FROST, J.P. (1994) Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass and Forage Science* vol. 49, n° 4, p. 391-400. [https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1994.tb02015.x]
- FROST, J.P., STEVENS, R.J., LAUGHLIN, R.J. (1990) Effect of separation and acidification of cattle slurry on ammonia volatilization and on the efficiency of slurry nitrogen for herbage production. *The Journal of Agricultural Science* vol. 115, n° 1, p. 49-56. [https://doi.org/10.1017/S0021859600073901]
- FRUTOS, P., HERVÁS, G., GIRÁLDEZ, F.J., *et al.* (2004) Review. Tannins and ruminant nutrition. *Spanish Journal of Agricultural Research* vol. 2, n° 2, p. 191-202. [https://doi.org/10.5424/sjar/2004022-73]
- FUSI, M., PIRLO, G. (2023) Environmental impact of milk and electricity production from dairy farms with biogas plants of different size and feeding system. *Journal of Cleaner Production* vol. 383, p. 135445. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135445]
- GACHET, S., SARTHOU, C., BARDAT, J., *et al.* (2009) The state of change of Erica scoparia L. heathland through cattle grazing and oak colonization. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie* vol. 64, n° 1, p. 3-17.
- GAILLAC, R., MARBACH, S. (2021) The carbon footprint of meat and dairy proteins: A practical perspective to guide low carbon footprint dietary choices. *Journal of Cleaner Production* vol. 321, p. 128766. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128766]
- GALLOWAY, J.N., ABER, J.D., ERISMAN, J.W., *et al.* (2003) The Nitrogen Cascade. *BioScience* vol. 53, n° 4, p. 341-356. [https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2]
- GARCIA, J.L. (1990) Taxonomy and ecology of methanogens. *FEMS Microbiology Letters* vol. 87, n° 3, p. 297-308. [https://doi.org/10.1016/0378-1097(90)90470-B]
- GARCÍA, R.R., JÁUREGUI, B.M., GARCÍA, U., *et al.* (2009) Effects of livestock breed and grazing pressure on ground-dwelling arthropods in Cantabrian heathlands. *Ecological Entomology* vol. 34, n° 4, p. 466-475. [https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2008.01072.x]
- GARNSWORTHY, P.C. (2004) The environmental impact of fertility in dairy cows: a modelling approach to predict methane and ammonia emissions. *Animal Feed Science and Technology* vol. 112, n° 1, p. 211-223. [https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2003.10.011]
- GARNSWORTHY, P.C., CRAIGON, J., HERNANDEZ-MEDRANO, J.H., *et al.* (2012) Variation among individual dairy cows in methane measurements made on farm during milking. *Journal of Dairy Science* vol. 95, n° 6, p. 3181-3189. [https://doi.org/10.3168/jds.2011-4606]
- GARNSWORTHY, P.C., DIFFORD, G.F., BELL, M.J., *et al.* (2019) Comparison of Methods to Measure Methane for Use in Genetic Evaluation of Dairy Cattle. *Animals* vol. 9, n° 10, p. 837. [https://doi.org/10.3390/ani9100837]
- GATTINGER, A., MULLER, A., HAENI, M., *et al.* (2012) Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* vol. 109, n° 44, p. 18226-18231. [https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109]
- GAUJOUR, E., AMIAUD, B., MIGNOLET, C., *et al.* (2012) Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development* vol. 32, n° 1, p. 133-160. [https://doi.org/10.1007/s13593-011-0015-3]
- GÉNERMONT, S., CELLIER, P. (1997) A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology* vol. 88, n° 1, p. 145-167. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00044-0]

- GERBER, P.J., HRISTOV, A.N., HENDERSON, B., *et al.* (2013) Technical options for the mitigation of direct methane and nitrous oxide emissions from livestock: a review. *Animal* vol. 7, p. 220-234. [https://doi.org/10.1017/S1751731113000876]
- GIBBONS, J.M., RAMSDEN, S.J., BLAKE, A. (2006) Modelling uncertainty in greenhouse gas emissions from UK agriculture at the farm level. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 112, n° 4, p. 347-355. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.029]
- GILHAUS, K., BOCH, S., FISCHER, M., *et al.* (2017) Grassland management in Germany: effects on plant diversity and vegetation composition. *Tuexenia* n° 37, p. 379-397.
- GITAY, H., NURSE, L., WATSON, R. (2001) Requested by UN convention on biological diversity. *In Nations Unies Bibliothèque Numérique*. [https://digitallibrary.un.org/record/503782] (consulté le 20/04/2023).
- GLOVER, C.J., CORNEJO, P.K., HIIBEL, S.R. (2022) Life Cycle Assessment of Integrated Nutrient, Energy, and Water Recovery on Large-Scale Dairy Farms. *Environmental Engineering Science* vol. 39, n° 10, p. 811-820. [https://doi.org/10.1089/ees.2021.0376]
- GLOVER, C.J., MCDONNELL, A., ROLLINS, K.S., *et al.* (2023) Assessing the environmental impact of resource recovery from dairy manure. *Journal of Environmental Management* vol. 330, p. 117150. [https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117150]
- GODON, J.-J. (2015) Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation. Chapitre 2. *In* Moletta, R. (Éd.), *La méthanisation*, 3ème ed. Paris, Editions Tec & Doc Lavoisier, p. 11-16.
- GOEL, G., MAKKAR, H. (2011) Methane mitigation from ruminants using tannins and saponins. *Tropical Animal Health and Production* vol. 44, p. 729-39. [https://doi.org/10.1007/s11250-011-9966-2]
- GONZÁLEZ-RECIO, O., LÓPEZ-PAREDES, J., OUATAHAR, L., *et al.* (2020) Mitigation of greenhouse gases in dairy cattle via genetic selection: 2. Incorporating methane emissions into the breeding goal. *Journal of Dairy Science* vol. 103, n° 8, p. 7210-7221. [https://doi.org/10.3168/jds.2019-17598]
- GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, E.J., ORDÓÑEZ-FERNÁNDEZ, R., CARBONELL-BOJOLLO, R., *et al.* (2012) Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil and Tillage Research* vol. 122, p. 52-60. [https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.001]
- GOOPY, J.P., DONALDSON, A., HEGARTY, R., *et al.* (2013) Low-methane yield sheep have smaller rumens and shorter rumen retention time. *British Journal of Nutrition* vol. 111, n° 4, p. 578-585. [https://doi.org/10.1017/S0007114513002936]
- GORNISH, E.S., EASTBURN, D.J., ONETO, S., *et al.* (2018) Livestock grazing and topographic site effects on grassland plant communities after long-term grazing cessation. *The Rangeland Journal* vol. 40, n° 6, p. 577-582. [https://doi.org/10.1071/RJ18020]
- GRAINGER, C., BEAUCHEMIN, K.A. (2011) Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal Feed Science and Technology, Special Issue: Greenhouse Gases in Animal Agriculture - Finding a Balance between Food and Emissions* vol. 166-167, p. 308-320. [https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.021]
- GRAINGER, C., CLARKE, T., MCGINN, S.M., *et al.* (2007) Methane Emissions from Dairy Cows Measured Using the Sulfur Hexafluoride (SF6) Tracer and Chamber Techniques. *Journal of Dairy Science* vol. 90, n° 6, p. 2755-2766. [https://doi.org/10.3168/jds.2006-697]
- GRAINGER, C., WILLIAMS, R., CLARKE, T., *et al.* (2010) Supplementation with whole cottonseed causes long-term reduction of methane emissions from lactating dairy cows offered a forage and cereal grain diet. *Journal of Dairy Science* vol. 93, n° 6, p. 2612-2619. [https://doi.org/10.3168/jds.2009-2888]
- GRANDL, F., FURGER, M., KREUZER, M., *et al.* (2019) Impact of longevity on greenhouse gas emissions and profitability of individual dairy cows analysed with different system boundaries. *Animal* vol. 13, n° 1, p. 198-208. [https://doi.org/10.1017/S175173111800112X]
- GRAY, J.M., BISHOP, T.F.A. (2016) Change in Soil Organic Carbon Stocks under 12 Climate Change Projections over New South Wales, Australia. *Soil Science Society of America Journal* vol. 80, n° 5, p. 1296-1307. [https://doi.org/10.2136/sssaj2016.02.0038]

- GRÖNDAL, H., BLANCO-PENEDO, I., FALL, N., *et al.* (2023) Trust, agreements, and occasional breakdowns: Veterinarians' perspectives on farmer-veterinarian relationships and use of antimicrobials for Swedish dairy cattle. *Journal of Dairy Science* vol. 106, n° 1, p. 534-546. [https://doi.org/10.3168/jds.2022-21834]
- GU, Y., ZHANG, X., ARE MYHREN, J., *et al.* (2018) Techno-economic analysis of a solar photovoltaic/thermal (PV/T) concentrator for building application in Sweden using Monte Carlo method. *Energy Conversion and Management* vol. 165, p. 8-24. [https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.03.043]
- GUAN, T., ALVFORS, P., LINDBERGH, G. (2014) Investigation of the prospect of energy self-sufficiency and technical performance of an integrated PEMFC (proton exchange membrane fuel cell), dairy farm and biogas plant system. *Applied Energy* vol. 130, p. 685-691. [https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.04.043]
- GUERCI, M., BAVA, L., ZUCALI, M., *et al.* (2013a) Effect of farming strategies on environmental impact of intensive dairy farms in Italy. *Journal of Dairy Research* vol. 80, n° 3, p. 300-308. [https://doi.org/10.1017/S0022029913000277]
- GUERCI, M., KNUDSEN, M.T., BAVA, L., *et al.* (2013b) Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production* vol. 54, p. 133-141. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.035]
- GUO, L.B., GIFFORD, R.M. (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* vol. 8, n° 4, p. 345-360. [https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x]
- GUYADER, J., EUGÈNE, M., MEUNIER, B., *et al.* (2015) Additive methane-mitigating effect between linseed oil and nitrate fed to cattle. *Journal of Animal Science* vol. 93, n° 7, p. 3564-3577. [https://doi.org/10.2527/jas.2014-8196]
- GUYADER, J., EUGÈNE, M., NOZIÈRE, P., *et al.* (2014) Influence of rumen protozoa on methane emission in ruminants: A meta-analysis approach. *Animal* vol. 8, n° 11, p. 1816-1825. [https://doi.org/10.1017/S1751731114001852]
- HAAS, G., WETTERICH, F., KÖPKE, U. (2001) Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 83, n° 1, p. 43-53. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00160-2]
- HALL, J., WAPENAAR, W. (2012) Opinions and practices of veterinarians and dairy farmers towards herd health management in the UK. *Veterinary Record* vol. 170, n° 17, p. 441-441. [https://doi.org/10.1136/vr.100318]
- HAMILL, B., STEPHENSON, J. (2020) Reducing GHGs on farms. *In University of Otago Library*. [https://ourarchive.otago.ac.nz/handle/10523/9953] (consulté le 25/04/2023).
- HAMMOND, K.J., CROMPTON, L.A., BANNINK, A., *et al.* (2016a) Review of current in vivo measurement techniques for quantifying enteric methane emission from ruminants. *Animal Feed Science and Technology* vol. 219, p. 13-30. [https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2016.05.018]
- HAMMOND, K.J., JONES, A.K., HUMPHRIES, D.J., *et al.* (2016b) Effects of diet forage source and neutral detergent fiber content on milk production of dairy cattle and methane emissions determined using GreenFeed and respiration chamber techniques. *Journal of Dairy Science* vol. 99, n° 10, p. 7904-7917. [https://doi.org/10.3168/jds.2015-10759]
- HAO, X., LARNEY, F.J., CHANG, C., *et al.* (2005) The Effect of Phosphogypsum on Greenhouse Gas Emissions during Cattle Manure Composting. *Journal of Environmental Quality* vol. 34, n° 3, p. 774-781. [https://doi.org/10.2134/jeq2004.0388]
- HÄRING, D.A., SCHARENBERG, A., HECKENDORN, F., *et al.* (2008) Tanniferous forage plants: Agronomic performance, palatability and efficacy against parasitic nematodes in sheep. *Renewable Agriculture and Food Systems* vol. 23, n° 1, p. 19-29.
- HARPER, M.T., OH, J., MELGAR, A., *et al.* (2019) Production effects of feeding extruded soybean meal to early-lactation dairy cows. *Journal of Dairy Science* vol. 102, n° 10, p. 8999-9016. [https://doi.org/10.3168/jds.2019-16551]
- HASSOUNA, M., EGLIN, T., CELLIER, P., *et al.* (2015) Mesurer les émissions gazeuses en élevage : gaz à effet de serre, ammoniac et oxydes d'azote. *In HAL science ouverte*. [https://hal.science/hal-01590618] (consulté le 02/03/2022).

- HEALY, R.W., STRIEGL, R.G., RUSSELL, T.F., *et al.* (1996) Numerical Evaluation of Static-Chamber Measurements of Soil—Atmosphere Gas Exchange: Identification of Physical Processes. *Soil Science Society of America Journal* vol. 60, n° 3, p. 740-747. [https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000030009x]
- HEIP, C., HERMAN, P., SOETAERT, K. (1998) Indices of diversity and evenness. *Oceanis* vol. 24, n° 4, p. 61-87.
- HEITSCHMIDT, R.K., WALKER, J.W. (1996) Grazing Management: Technology for Sustaining Rangeland Ecosystems? *The Rangeland Journal* vol. 18, n° 2, p. 194-215. [https://doi.org/10.1071/rj9960194]
- HELLWING, A.L.F., LUND, P., WEISBJERG, M.R., *et al.* (2012) Technical note: Test of a low-cost and animal-friendly system for measuring methane emissions from dairy cows. *Journal of Dairy Science* vol. 95, n° 10, p. 6077-6085. [https://doi.org/10.3168/jds.2012-5505]
- HELLWING, A.L.F., WEISBJERG, M.R., MØLLER, H.B. (2014) Enteric and manure-derived methane emissions and biogas yield of slurry from dairy cows fed grass silage or maize silage with and without supplementation of rapeseed. *Livestock Science* vol. 165, p. 189-199. [https://doi.org/10.1016/j.livsci.2014.04.011]
- HEMPEL, S., OUATAHAR, L., JANKE, D., *et al.* (2022) Ammonia emission prediction for dairy cattle housing from reaction kinetic modeling to the barn scale. *Computers and Electronics in Agriculture* vol. 199, p. 107168. [https://doi.org/10.1016/j.compag.2022.107168]
- HERMOSO, V., MORÁN-ORDÓÑEZ, A., BROTONS, L. (2018) Assessing the role of Natura 2000 at maintaining dynamic landscapes in Europe over the last two decades: implications for conservation. *Landscape Ecology* vol. 33, n° 8, p. 1447-1460. [https://doi.org/10.1007/s10980-018-0683-3]
- HERZOG, A., WINCKLER, C., ZOLLITSCH, W. (2018) In pursuit of sustainability in dairy farming: A review of interdependent effects of animal welfare improvement and environmental impact mitigation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 267, p. 174-187. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.029]
- HOEKSTRA, A.Y., CHAPAGAIN, A.K., ALDAYA, M.M., *et al.* (2011) The water footprint assessment manual: Setting the global standard. *In The world bank*. [https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/962651468332944887/the-water-footprint-assessment-manual-setting-the-global-standard] (consulté le 21/03/2023).
- HOEKSTRA, A.Y., MEKONNEN, M.M. (2012) The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* vol. 109, n° 9, p. 3232-3237. [https://doi.org/10.1073/pnas.1109936109]
- HOLLMANN, M., POWERS, W.J., FOGIEL, A.C., *et al.* (2012) Enteric methane emissions and lactational performance of Holstein cows fed different concentrations of coconut oil. *Journal of Dairy Science* vol. 95, n° 5, p. 2602-2615. [https://doi.org/10.3168/jds.2011-4896]
- HONG, J.H., PARK, K.J. (2005) Compost biofiltration of ammonia gas from bin composting. *Bioresource Technology* vol. 96, n° 6, p. 741-745. [https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.10.008]
- HONRATH, R.E., LU, Y., PETERSON, M.C., *et al.* (2002) Vertical fluxes of NO_x, HONO, and HNO₃ above the snowpack at Summit, Greenland. *Atmospheric Environment* vol. 36, n° 15, p. 2629-2640. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00132-2]
- HORRILLO, A., GASPAR, P., ESCRIBANO, M. (2020) Organic Farming as a Strategy to Reduce Carbon Footprint in Dehesa Agroecosystems: A Case Study Comparing Different Livestock Products. *Animals* vol. 10, n° 1, p. E162. [https://doi.org/10.3390/ani10010162]
- HOU, Y., VELTHOF, G.L., OENEMA, O. (2015) Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. *Global Change Biology* vol. 21, n° 3, p. 1293-1312. [https://doi.org/10.1111/gcb.12767]
- HOUSTON, C., GYAMFI, S., WHALE, J. (2014) Evaluation of energy efficiency and renewable energy generation opportunities for small scale dairy farms: A case study in Prince Edward Island, Canada. *Renewable Energy* vol. 67, p. 20-29. [https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.11.040]
- HOVICK, T.J., MILLER, J.R., DINSMORE, S.J., *et al.* (2012) Effects of fire and grazing on grasshopper sparrow nest survival. *The Journal of Wildlife Management* vol. 76, n° 1, p. 19-27. [https://doi.org/10.1002/jwmg.243]

- HOWELL, J.M., COYNE, M.S., CORNELIUS, P.L. (1996) Effect of Sediment Particle Size and Temperature on Fecal Bacteria Mortality Rates and the Fecal Coliform/Fecal Streptococci Ratio. *Journal of Environmental Quality* vol. 25, n° 6, p. 1216-1220. [https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500060007x]
- HRISTOV, A.N., MELGAR, A., WASSON, D., *et al.* (2022) Symposium review: Effective nutritional strategies to mitigate enteric methane in dairy cattle. *Journal of Dairy Science* vol. 105, n° 10, p. 8543-8557. [https://doi.org/10.3168/jds.2021-21398]
- HRISTOV, A.N., OH, J., FIRKINS, J.L., *et al.* (2013) Special topics--Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. *Journal of Animal Science* vol. 91, n° 11, p. 5045-5069. [https://doi.org/10.2527/jas.2013-6583]
- HRISTOV, A.N., OH, J., GIALLONGO, F., *et al.* (2015) An inhibitor persistently decreased enteric methane emission from dairy cows with no negative effect on milk production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* vol. 112, n° 34, p. 10663-10668. [https://doi.org/10.1073/pnas.1504124112]
- HUBBARD, R.K., GASCHO, G.J., HOOK, J.E., *et al.* (1986) Nitrate movement into shallow ground water through a coastal plain sand. *Transactions of the ASAE* vol. 29, n° 6, p. 1564-1571.
- HUBBARD, R.K., NEWTON, G.L., HILL, G.M. (2004) Water quality and the grazing animal. *Journal of Animal Science* vol. 82 E-Suppl, p. E255-263. [https://doi.org/10.2527/2004.8213_supplE255x]
- HUBBARD, R.K., SHERIDAN, J.M. (1989) Nitrate movement to groundwater in the southeastern coastal plain. *Journal of Soil and Water Conservation* vol. 44, n° 1, p. 20-27.
- HUBBARD, R.K., THOMAS, D.L., LEONARD, R.A., *et al.* (1987) Surface runoff and shallow ground water quality as affected by center pivot applied dairy cattle wastes. *Transactions of the ASAE* vol. 30, n° 2, p. 430-437.
- HUHTANEN, P., CABEZAS-GARCIA, E.H., UTSUMI, S., *et al.* (2015) Comparison of methods to determine methane emissions from dairy cows in farm conditions. *Journal of Dairy Science* vol. 98, n° 5, p. 3394-3409. [https://doi.org/10.3168/jds.2014-9118]
- HUHTANEN, P., HETTA, M. (2012) Comparison of feed intake and milk production responses in continuous and change-over design dairy cow experiments. *Livestock Science* vol. 143, n° 2, p. 184-194. [https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.09.012]
- HUHTANEN, P., KRIZSAN, S.J., RAMIN, M. (2021) A meta-analysis of faecal output and nutrient composition, and potential methane emission from manure of dairy cows. *Animal Feed Science and Technology* vol. 282, p. 115120. [https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2021.115120]
- HUHTANEN, P., RAMIN, M., CABEZAS-GARCIA, E.H. (2016) Effects of ruminal digesta retention time on methane emissions: a modelling approach. *Animal Production Science* vol. 56, p. 501. [https://doi.org/10.1071/AN15507]
- HUHTANEN, P., RINNE, M., NOUSIAINEN, J. (2009) A meta-analysis of feed digestion in dairy cows. 2. The effects of feeding level and diet composition on digestibility. *Journal of Dairy Science* vol. 92, n° 10, p. 5031-5042. [https://doi.org/10.3168/jds.2008-1834]
- HUTCHINGS, N.J., ÖZKAN GÜLZARI, Ş., DE HAAN, M., *et al.* (2018) How do farm models compare when estimating greenhouse gas emissions from dairy cattle production? *Animal* vol. 12, n° 10, p. 2171-2180. [https://doi.org/10.1017/S175173111700338X]
- HUTCHINGS, N.J., SOMMER, S.G., JARVIS, S.C. (1996) A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. *Atmospheric Environment* vol. 30, n° 4, p. 589-599. [https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00315-0]
- HUTCHINSON, G.L., LIVINGSTON, G.P. (2002) 4.5 Soil-Atmosphere Gas Exchange. In Dane, J.H., Clarke Topp, G. (Éd.), *Methods of Soil Analysis*. Hoboken, John Wiley & Sons, p. 1159-1182. [https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4.c47]
- IBIDHI, R., BEN SALEM, H. (2020) Water footprint and economic water productivity assessment of eight dairy cattle farms based on field measurement. *Animal* vol. 14, n° 1, p. 180-189. [https://doi.org/10.1017/S1751731119001526]

- IDELE (2023a) Fiches références systèmes CAP2'ER - édition 2023. In *IDELE-Institut de l'élevage*. [https://idele.fr/detail-article/fiches-references-systemes-cap2err-edition-2023] (consulté le 12/03/2023).
- IDELE (2023b) Environnement - Idele.fr. In *IDELE-Institut de l'élevage*. [https://idele.fr/domaines-dexpertise/environnement] (consulté le 30/04/2023).
- IDELE (2023c) CARBON DAIRY, Objectifs et actions. In *IDELE-Institut de l'élevage*. [https://idele.fr/carbon-dairy/objectifs-et-actions] (consulté le 30/04/2023).
- IDELE (2021) Les chiffres clés des prairies et parcours en France. In *IDELE-Institut de l'élevage*. [https://idele.fr/?eID=cmis_download&oid=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F7ee4dd2b-278a-4490-a462-70da75ead88b&cHash=d0f97c0946b2a30777ab2634cf024751] (consulté le 12/03/2023).
- IDELE (2019a) Reproscope. In *IDELE-Institut de l'élevage*. [http://164.177.30.205/pentaho/api/repos/:public:reproscope:accueil_reproscope.wcdf/generatedContent?&userid=public_user&password=_Repr0sc0pe_Pu] (consulté le 20/05/2023).
- IDELE (2019b) CARBON AGRI : Méthode d'évaluation des réductions d'émissions de gaz à effet de serre en élevage. In *IDELE-Institut de l'élevage*. [https://idele.fr/detail-article/carbon-agri-methode-devaluation-des-reductions-demissions-de-gaz-a-effet-de-serre-en-elevage] (consulté le 30/04/2023).
- IDELE (2018) Elevage bovin et environnement - Les chiffres-clés. In *IDELE-Institut de l'élevage*. [https://idele.fr/detail-article/elevage-bovin-et-environnement-les-chiffres-clés] (consulté le 19/04/2023).
- IDELE (2009) Les Consommations D'énergie en Bâtiment D'élevage Laitier; Repères de Consommations et Pistes D'économies, Synthèse. Paris, Institut de l'Elevage.
- IDELE, INRAE (2023) Organisation - 3R - Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants. In *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*. [http://www.journees3r.fr/spip.php?rubrique428] (consulté le 30/04/2023).
- INRAE (2023) Changement climatique et risques. In *Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement*. [https://www.inrae.fr/changement-climatique-risques] (consulté le 30/04/2023).
- IPCC (2006) IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In *Intergovernmental Panel on Climate Change*. [https://www.ipcc.ch/report/2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/] (consulté le 16/10/2022).
- IPCC (1997) Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In *Intergovernmental Panel on Climate Change*. [https://www.ipcc.ch/report/revised-1996-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/] (consulté le 16/10/2022).
- JAYANEGARA, A., LEIBER, F., KREUZER, M. (2012) Meta-analysis of the relationship between dietary tannin level and methane formation in ruminants from in vivo and in vitro experiments. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* vol. 96, n° 3, p. 365-375. [https://doi.org/10.1111/j.1439-0396.2011.01172.x]
- JAYASUNDARA, S., RANGA NIROSHAN APPUHAMY, J.A.D., KEBREAB, E., *et al.* (2016) Methane and nitrous oxide emissions from Canadian dairy farms and mitigation options: An updated review. *Canadian Journal of Animal Science* vol. 96, n° 3, p. 306-331. [https://doi.org/10.1139/cjas-2015-0111]
- JENKINS, D., WATSON, A. (2001) Bird numbers in relation to grazing on a grouse moor from 1957-61 and 1988-98. *Bird Study* vol. 48, p. 18-22.
- JENSEN, L.S. (2013) Animal Manure Fertiliser Value, Crop Utilisation and Soil Quality Impacts. In Sommer, S.G., Christensen, M.L., Schmidt, T., *et al.* (Éd.), *Animal Manure Recycling*. Hoboken, John Wiley & Sons, Ltd, p. 295-328. [https://doi.org/10.1002/9781118676677.ch15]
- JÉRÔME, E., BECKERS, Y., BODSON, B., *et al.* (2013) Stockage de carbone et flux de gaz à effet de serre en prairie (synthèse bibliographique). *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment* vol. 17, n° 1, p. 103-117.

- JOHNES, P.J., HEATHWAITE, A.L. (1997) Modelling the Impact of Land Use Change on Water Quality in Agricultural Catchments. *Hydrological Processes* vol. 11, n° 3, p. 269-286. [https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19970315)11:3<269::AID-HYP442>3.0.CO;2-K]
- JOHNSON, K., HUYLER, M., WESTBERG, H., *et al.* (1994) Measurement of methane emissions from ruminant livestock using a sulfur hexafluoride tracer technique. *Environmental Science & Technology* vol. 28, n° 2, p. 359-362. [https://doi.org/10.1021/es00051a025]
- JOHNSON, K.A., JOHNSON, D.E. (1995) Methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science* vol. 73, n° 8, p. 2483-2492. [https://doi.org/10.2527/1995.7382483x]
- JOHNSTON, A.E. (1986) Soil organic matter, effects on soils and crops. *Soil Use and Management* vol. 2, n° 3, p. 97-105. [https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1986.tb00690.x]
- JOHNSTON, A.E., POULTON, P.R., COLEMAN, K., *et al.* (2017) Changes in soil organic matter over 70 years in continuous arable and ley–arable rotations on a sandy loam soil in England. *European Journal of Soil Science* vol. 68, n° 3, p. 305-316. [https://doi.org/10.1111/ejss.12415]
- JONES, M.B., DONNELLY, A. (2004) Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist* vol. 164, n° 3, p. 423-439. [https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01201.x]
- JORDAN, E., LOVETT, D.K., MONAHAN, F.J., *et al.* (2006) Effect of refined coconut oil or copra meal on methane output and on intake and performance of beef heifers¹. *Journal of Animal Science* vol. 84, n° 1, p. 162-170. [https://doi.org/10.2527/2006.841162x]
- JOUANY, J.-P. (1994) Les fermentations dans le rumen et leur optimisation. *INRA Productions Animales* vol. 7, n° 3, p. 207-225.
- JOUANY, J.-P., THIVEND, P. (2008) La production de méthane d'origine digestive chez les ruminants et son impact sur le réchauffement climatique. *Revue Management et Avenir* n° 20, p. 259-274. [https://doi.org/10.3917/mav.020.0259]
- JUSTES, E., BEAUDOIN, N., BERTUZZI, P., *et al.* (2012) Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Paris, Inra.
- KAHARABATA, S.K., SCHUEPP, P.H., DESJARDINS, R.L. (1998) Methane emissions from above ground open manure slurry tanks. *Global Biogeochemical Cycles* vol. 12, n° 3, p. 545-554. [https://doi.org/10.1029/98GB01866]
- KALTSAS, D., TRICHAS, A., KOUGIOUMOUTZIS, K., *et al.* (2013) Ground beetles respond to grazing at assemblage level, rather than species-specifically: the case of Cretan shrublands. *Journal of Insect Conservation* vol. 17, n° 4, p. 681-697. [https://doi.org/10.1007/s10841-013-9553-0]
- KAPLAN, R.M. (2020) Biology, Epidemiology, Diagnosis, and Management of Anthelmintic Resistance in Gastrointestinal Nematodes of Livestock. *Veterinary Clinics of North America: Food Animal Practice, Ruminant Parasitology* vol. 36, n° 1, p. 17-30. [https://doi.org/10.1016/j.cvfa.2019.12.001]
- KASISKE, T., DAUBER, J., HARPKE, A., *et al.* (2023) Livestock density affects species richness and community composition of butterflies: A nationwide study. *Ecological Indicators* vol. 146, p. 109866. [https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109866]
- KAVANAGH, I., FENTON, O., HEALY, M.G., *et al.* (2021) Mitigating ammonia and greenhouse gas emissions from stored cattle slurry using agricultural waste, commercially available products and a chemical acidifier. *Journal of Cleaner Production* vol. 294, p. 126251. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126251]
- KEENLEYSIDE, C., TUCKER, G. (2010) Farmland Abandonment in the EU: An Assessment of Trends and Prospects. Report Prepared for WWF. *In Institute for European Environmental Policy*. [https://ieep.eu/publications/farmland-abandonment-in-the-eu-an-assessment-of-trends-and-prospects/] (consulté le 21/04/2023).
- KESSEL, J.A.S., RUSSELL, J.B. (1996) The effect of pH on ruminal methanogenesis. *FEMS Microbiology Ecology* vol. 20, n° 4, p. 205-210. [https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1996.tb00319.x]
- KIRIM, Y., SADIKOGLU, H., MELIKOGLU, M. (2022) Technical and economic analysis of biogas and solar photovoltaic (PV) hybrid renewable energy system for dairy cattle barns. *Renewable Energy* vol. 188, p. 873-889. [https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.02.082]

- KNAPP, J.R., LAUR, G.L., VADAS, P.A., *et al.* (2014) Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. *Journal of Dairy Science* vol. 97, n° 6, p. 3231-3261. [<https://doi.org/10.3168/jds.2013-7234>]
- KNOWLTON, K.F., RADCLIFFE, J.S., NOVAK, C.L., *et al.* (2004) Animal management to reduce phosphorus losses to the environment. *Journal of Animal Science* vol. 82, p. E173-E195. [https://doi.org/10.2527/2004.8213_supplE173x]
- KOCH, M., SCHRÖDER, B., GÜNTHER, A., *et al.* (2017) Taxonomic and functional vegetation changes after shifting management from traditional herding to fenced grazing in temperate grassland communities. *Applied Vegetation Science* vol. 20, n° 2, p. 259-270. [<https://doi.org/10.1111/avsc.12287>]
- KOESLING, M., HANSEN, S., SCHUELER, M. (2017) Variations of energy intensities and potential for improvements in energy utilisation on conventional and organic Norwegian dairy farms. *Journal of Cleaner Production* vol. 164, p. 301-314. [<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.124>]
- KOESLING, M., RUGE, G., FYSTRO, G., *et al.* (2015) Embodied and operational energy in buildings on 20 Norwegian dairy farms – Introducing the building construction approach to agriculture. *Energy and Buildings* vol. 108, p. 330-345. [<https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.09.012>]
- KOK, A., DE OLDE, E.M., DE BOER, I.J.M., *et al.* (2020) European biodiversity assessments in livestock science: A review of research characteristics and indicators. *Ecological Indicators* vol. 112, p. 105902. [<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105902>]
- KOK, A., VAN MIDDELAAR, C.E., MOSTERT, P.F., *et al.* (2017) Effects of dry period length on production, cash flows and greenhouse gas emissions of the dairy herd: A dynamic stochastic simulation model. *PLoS One* vol. 12, n° 10, p. e0187101. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187101>]
- KRAATZ, S. (2012) Energy intensity in livestock operations – Modeling of dairy farming systems in Germany. *Agricultural Systems* vol. 110, p. 90-106. [<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.007>]
- KRAUSMAN, P.R. (2002) Introduction to Wildlife Management: The Basics. Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall.
- KRAUSMAN, P.R., NAUGLE, D.E., FRISINA, M.R., *et al.* (2009) Livestock grazing, wildlife habitat, and rangeland values. *Rangelands* vol. 31, n° 5, p. 15-19. [<https://doi.org/10.2111/1551-501X-31.5.15>]
- KRISTENSEN, T., MOGENSEN, L., KNUDSEN, M.T., *et al.* (2011) Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science* vol. 140, n° 1, p. 136-148. [<https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.002>]
- KRONBERG, S.L., RYSCHAWY, J. (2019) Chapter 15 - Integration of Crop and Livestock Production in Temperate Regions to Improve Agroecosystem Functioning, Ecosystem Services, and Human Nutrition and Health. In Lemaire, G., Carvalho, P.C.D.F., Kronberg, S., *et al.* (Éd.), *Agroecosystem Diversity*. Cambridge, Academic Press, p. 247-256. [<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00015-7>]
- KRUSE, M., STEIN-BACHINGER, K., GOTTWALD, F., *et al.* (2016) Influence of grassland management on the biodiversity of plants and butterflies on organic suckler cow farms. *Tuexenia* vol. 36, p. 97-119. [<https://doi.org/10.14471/2016.36.006>]
- LAISNEY, A. (2020) Impact des transitions agro-écologiques sur les pratiques alimentaires dans les élevages ruminants. Thèse de médecine vétérinaire. Ecole nationale vétérinaire de Toulouse.
- LAL, R. (2008) Soil carbon stocks under present and future climate with specific reference to European ecoregions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* vol. 81, n° 2, p. 113-127. [<https://doi.org/10.1007/s10705-007-9147-x>]
- LAMB, B.K., MCMANUS, J.B., SHORTER, J.H., *et al.* (1995) Development of Atmospheric Tracer Methods To Measure Methane Emissions from Natural Gas Facilities and Urban Areas. *Environmental Science & Technology* vol. 29, n° 6, p. 1468-1479. [<https://doi.org/10.1021/es00006a007>]
- LAMBERT, M.-L., SUETENS, C., SAVEY, A., *et al.* (2011) Clinical outcomes of health-care-associated infections and antimicrobial resistance in patients admitted to European intensive-care units: a cohort study. *The Lancet Infectious Diseases* vol. 11, n° 1, p. 30-38. [[https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(10\)70258-9](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(10)70258-9)]

- LASSEN, J., DIFFORD, G.F. (2020) Review: Genetic and genomic selection as a methane mitigation strategy in dairy cattle. *Animal* vol. 14, p. s473-s483. [<https://doi.org/10.1017/S1751731120001561>]
- L'ASSOCIATION NATIONALE POUR LE DÉVELOPPEMENT DE LA CERTIFICATION HAUTE VALEUR ENVIRONNEMENTALE (2023) HVE - accueil. In *HVE - Haute Valeur Environnementale*. [<https://hve-asso.com/>] (consulté le 30/04/2023).
- LE CADRE, E., GÉNERMONT, S.S., DECUQ, C., *et al.* (2005) A laboratory system to estimate ammonia volatilization. *Agronomy for Sustainable Development* vol. 25, n° 1, p. 101-107.
- LEHMANN, J., KLEBER, M. (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature* vol. 528, n° 7580, p. 60-68. [<https://doi.org/10.1038/nature16069>]
- LEHMANN, J.O., MOGENSEN, L., KRISTENSEN, T. (2019) Extended lactations in dairy production: Economic, productivity and climatic impact at herd, farm and sector level. *Livestock Science* vol. 220, p. 100-110. [<https://doi.org/10.1016/j.livsci.2018.12.014>]
- LEMAIRE, G. (2012) Intensification of animal production from grassland and ecosystem services: A trade-off. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* vol. 7, n° 12. [<https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20127012>]
- LEMAIRE, G., GASTAL, F., FRANZLUEBBERS, A., *et al.* (2015) Grassland–Cropping Rotations: An Avenue for Agricultural Diversification to Reconcile High Production with Environmental Quality. *Environmental Management* vol. 56, n° 5, p. 1065-1077. [<https://doi.org/10.1007/s00267-015-0561-6>]
- LENG, R.A. (1993) Quantitative ruminant nutrition — a green science. *Australian Journal of Agricultural Research* vol. 44, n° 3, p. 363-380. [<https://doi.org/10.1071/ar9930363>]
- LEYTEM, A.B., BJORNEBERG, D.L., KOEHN, A.C., *et al.* (2017) Methane emissions from dairy lagoons in the western United States. *Journal of Dairy Science* vol. 100, n° 8, p. 6785-6803. [<https://doi.org/10.3168/jds.2017-12777>]
- LI, L., SILVEIRA, C., NOLAN, J., *et al.* (2013) Effect of added dietary nitrate and elemental sulfur on wool growth and methane emission of Merino lambs. *Animal Production Science* vol. 53, n° 11, p. 1195-1201. [<https://doi.org/10.1071/AN13222>]
- LIANG, D., CABRERA, V.E. (2015) Optimizing productivity, herd structure, environmental performance, and profitability of dairy cattle herds. *Journal of Dairy Science* vol. 98, n° 4, p. 2812-2823. [<https://doi.org/10.3168/jds.2014-8856>]
- LIN, L.I.-K. (1989) A Concordance Correlation Coefficient to Evaluate Reproducibility. *Biometrics* vol. 45, n° 1, p. 255-268. [<https://doi.org/10.2307/2532051>]
- LINDGREN, E., MURPHY, M., ANDERSSON, T. (2001) Värdering av foder. Lantmännen Foderutveckling AB, Nötfor. Uppsala, Suède, Almqvist & Wiksell.
- LLANOS-SOTO, S.G., VEZEAU, N., WEMETTE, M., *et al.* (2021) Survey of perceptions and attitudes of an international group of veterinarians regarding antibiotic use and resistance on dairy cattle farms. *Preventive Veterinary Medicine* vol. 188, p. 105253. [<https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2020.105253>]
- LLONCH, P., HASKELL, M.J., DEWHURST, R.J., *et al.* (2017) Current available strategies to mitigate greenhouse gas emissions in livestock systems: an animal welfare perspective. *Animal* vol. 11, n° 2, p. 274-284. [<https://doi.org/10.1017/S1751731116001440>]
- LONGHURST, R.D., O'CONNOR, M.B., BREMNER, K., *et al.* (2000) Animal constraints to pasture treated with farm dairy effluent: Preference under grazing and issues of faecal contamination. *New Zealand Journal of Agricultural Research* vol. 43, n° 4, p. 501-507. [<https://doi.org/10.1080/00288233.2000.9513446>]
- LÓPEZ-PAREDES, J., GOIRI, I., ATXAERANDIO, R., *et al.* (2020) Mitigation of greenhouse gases in dairy cattle via genetic selection: 1. Genetic parameters of direct methane using noninvasive methods and proxies of methane. *Journal of Dairy Science* vol. 103, n° 8, p. 7199-7209. [<https://doi.org/10.3168/jds.2019-17597>]

- LUDINGTON, D., JOHNSON, E.L. (2003) Dairy farm energy audit summary. *In New York State Energy Research and Development Authority*.
 [https://www.bing.com/ck/a?!&p=51b960720d8c7e72JmltdHM9MTY4Mzg0OTYwMCZpZ3VpZD0wMzhiMjMzNi05ZjhmLTY0NTgtMjZmYS0zM2UyOWI4ZjY2MDkmaW5zaWQ9NTIzNQ&ptn=3&hsh=3&fclid=038b2336-9f8f-6458-26fa-33e29b8f6609&psq=Dairy+farm+energy+audit+summary+ludington&u=a1aHR0cHM6Ly93d3cubnlzZXJkYS5ueS5nb3YvLS9tZWVpYS9Qcm9qZW50L055c2VyZGEvRmlsZXMvUHVibGljYXRpb25zL1Jlc2VhcmNoL0VvZXJneS1BdWRpdC1SZXBvcnRzL2RhaXJ5LWZhcmt0tZW5lcmd5LnBkZg&ntb=1] (consulté le 26/04/2023).
- LUO, Y., AHLSTRÖM, A., ALLISON, S.D., *et al.* (2016) Toward more realistic projections of soil carbon dynamics by Earth system models. *Global Biogeochemical Cycles* vol. 30, n° 1, p. 40-56.
 [https://doi.org/10.1002/2015GB005239]
- LÜTZOW, M. v., KÖGEL-KNABNER, I., EKSCMITT, K., *et al.* (2006) Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science* vol. 57, n° 4, p. 426-445. [https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x]
- MACHMUELLER, A., KREUZER, M. (1999) Methane suppression by coconut oil and associated effects on nutrient and energy in sheep. *Canadian Journal of Animal Science* vol. 79, p. 65-72.
 [https://doi.org/10.4141/A98-079]
- MADSEN, J., BJERG, B.S., HVELPLUND, T., *et al.* (2010) Methane and carbon dioxide ratio in excreted air for quantification of the methane production from ruminants. *Livestock Science* vol. 129, n° 1, p. 223-227. [https://doi.org/10.1016/j.livsci.2010.01.001]
- MAGUIRE, R.O., DOU, Z., SIMS, J.T., *et al.* (2005) Dietary strategies for reduced phosphorus excretion and improved water quality. *Journal of Environmental Quality* vol. 34, n° 6, p. 2093-2103.
 [https://doi.org/10.2134/jeq2004.0410]
- MAINALI, B., SILVEIRA, S. (2013) Alternative pathways for providing access to electricity in developing countries. *Renewable Energy* vol. 57, p. 299-310. [https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.01.057]
- MANNEVILLE, V., LECLERC, M.C. (2016) L'élevage de ruminants, acteur de la biodiversité. Paris, Institut de l'élevage.
- MANNING, P., GOSSNER, M.M., BOSSDORF, O., *et al.* (2015) Grassland management intensification weakens the associations among the diversities of multiple plant and animal taxa. *Ecology* vol. 96, n° 6, p. 1492-1501. [https://doi.org/10.1890/14-1307.1]
- MANZONI, S., PORPORATO, A. (2009) Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry* vol. 41, n° 7, p. 1355-1379.
 [https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.02.031]
- MARAÑÓN, E., SALTER, A.M., CASTRILLÓN, L., *et al.* (2011) Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste. *Waste Management* vol. 31, n° 8, p. 1745-1751. [https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.015]
- MARCHETTI, R. (1994) L'eutrofizzazione: un processo degenerativo delle acque. Milan, Italie, Franco Angeli.
- MARRS, R.H., GALTRESS, K., TONG, C., *et al.* (2007) Competing conservation goals, biodiversity or ecosystem services: Element losses and species recruitment in a managed moorland-bracken model system. *Journal of Environmental Management* vol. 85, n° 4, p. 1034-1047.
 [https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.011]
- MARTIN, C., ROUEL, J., JOUANY, J.P., *et al.* (2008) Methane output and diet digestibility in response to feeding dairy cows crude linseed, extruded linseed, or linseed oil. *Journal of Animal Science* vol. 86, n° 10, p. 2642-2650. [https://doi.org/10.2527/jas.2007-0774]
- MASSÉ, D.I., PATNI, N.K., DROSTE, R.L., *et al.* (1996) Operation strategies for psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. *Canadian Journal of Civil Engineering* vol. 23, n° 6, p. 1285-1294. [https://doi.org/10.1139/I96-937]

- MASSÉ, D.I., TALBOT, G., GILBERT, Y. (2011) On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. *Animal Feed Science and Technology*, Special Issue: Greenhouse Gases in Animal Agriculture - Finding a Balance between Food and Emissions vol. 166-167, p. 436-445. [<https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.075>]
- MASSMAN, W.J., LEE, X. (2002) Eddy covariance flux corrections and uncertainties in long-term studies of carbon and energy exchanges. *Agricultural and Forest Meteorology*, FLUXNET 2000 Synthesis vol. 113, n° 1, p. 121-144. [[https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00105-3](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00105-3)]
- MATHISON, G.W., OKINE, E.K., MCALLISTER, T.A., *et al.* (1998) Reducing Methane Emissions from Ruminant Animals. *Journal of Applied Animal Research* vol. 14, n° 1, p. 1-28. [<https://doi.org/10.1080/09712119.1998.9706212>]
- MATTHIAS, A.D., YARGER, D.N., WEINBECK, R.S. (1978) A numerical evaluation of chamber methods for determining gas fluxes. *Geophysical Research Letters* vol. 5, n° 9, p. 765-768. [<https://doi.org/10.1029/GL005i009p00765>]
- MAWDSLEY, J.L., BARDGETT, R.D., MERRY, R.J., *et al.* (1995) Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution. *Applied Soil Ecology* vol. 2, n° 1, p. 1-15. [[https://doi.org/10.1016/0929-1393\(94\)00039-A](https://doi.org/10.1016/0929-1393(94)00039-A)]
- MCADAM, J.H., MCEVOY, P.M. (2009) The Potential for Silvopastoralism to Enhance Biodiversity on Grassland Farms in Ireland. In Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J., Mosquera-Losada, M.R. (Éd.), *Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects, Advances in Agroforestry*. Dordrecht, Springer Netherlands, p. 343-356. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8272-6_17]
- MCCARTHY, J., DELABY, L., HENNESSY, D., *et al.* (2015) The effect of stocking rate on soil solution nitrate concentrations beneath a free-draining dairy production system in Ireland. *Journal of Dairy Science* vol. 98, n° 6, p. 4211-4224. [<https://doi.org/10.3168/jds.2014-8693>]
- MCCRORY, D. f., HOBBS, P. j. (2001) Additives to Reduce Ammonia and Odor Emissions from Livestock Wastes: A Review. *Journal of Environmental Quality* vol. 30, n° 2, p. 345-355. [<https://doi.org/10.2134/jeq2001.302345x>]
- MCDOWELL, R., WILCOCK, R. (2008) Water quality and the effects of different pastoral animals. *New Zealand Veterinary Journal* vol. 56, n° 6, p. 289-296. [<https://doi.org/10.1080/00480169.2008.36849>]
- MCDOWELL, R.W., CATTO, W. (2005) Alternative fertilisers and management to decrease incidental phosphorus loss. *Environmental Chemistry Letters* vol. 2, n° 4, p. 169-174. [<https://doi.org/10.1007/s10311-005-0099-6>]
- MCGINN, S.M. (2013) Developments in micrometeorological methods for methane measurements. *Animal* vol. 7, p. 386-393. [<https://doi.org/10.1017/S1751731113000657>]
- MCGRANAHAN, D.A., GEAUMONT, B., SPIESS, J.W. (2018) Assessment of a livestock GPS collar based on an open-source datalogger informs best practices for logging intensity. *Ecology and Evolution* vol. 8, n° 11, p. 5649-5660. [<https://doi.org/10.1002/ece3.4094>]
- MCKINSEY, G.I. (2009) Pathways to a Low-Carbon Economy-Version 2 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve. In *McKinsey Sustainability*. [<https://www.mckinsey.com/capabilities/sustainability/our-insights/pathways-to-a-low-carbon-economy>] (consulté le 12/03/2023).
- MCSHERRY, M.E., RITCHIE, M.E. (2013) Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology* vol. 19, n° 5, p. 1347-1357. [<https://doi.org/10.1111/gcb.12144>]
- MEAD, J.F., NEVENZEL, J.C. (1960) The question of biohydrogenation of fatty acids. *Journal of Lipid Research* vol. 1, n° 4, p. 305-310. [[https://doi.org/10.1016/S0022-2275\(20\)39052-0](https://doi.org/10.1016/S0022-2275(20)39052-0)]
- MEKONNEN, M.M., HOEKSTRA, A.Y. (2012) A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems* vol. 15, n° 3, p. 401-415. [<https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8>]
- MESCHY, F., RAMIREZ-PEREZ, A.H. (2005) Évolutions récentes des recommandations d'apport en phosphore pour les ruminants. *INRAE Productions Animales* vol. 18, n° 3, p. 175-182. [<https://doi.org/10.20870/productions-animales.2005.18.3.3522>]
- MÉTHAFRANCE (2022) En chiffres, les données clés de la filière méthanisation en France et les ressources associées pour aller plus loin. [<https://www.methafrance.fr/en-chiffres>] (consulté le 26/04/2023).

- MEUL, M., VAN MIDDELAAR, C.E., DE BOER, I.J.M., *et al.* (2014) Potential of life cycle assessment to support environmental decision making at commercial dairy farms. *Agricultural Systems* vol. 131, p. 105-115. [<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.08.006>]
- MEYER, D., REED, B., BATCHELDER, C., *et al.* (2006) Water use and winter liquid storage needs at central valley dairy farms in California. *Applied engineering in agriculture* vol. 22, n° 1, p. 121-126.
- MILÀ I CANALS, L., CHENOWETH, J., CHAPAGAIN, A., *et al.* (2008) Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I—inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *The International Journal of Life Cycle Assessment* vol. 14, p. 28-42. [<https://doi.org/10.1007/s11367-008-0030-z>]
- MILCHUNAS, D.G., SALA, O.E., LAUENROTH, W.K. (1988) A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* vol. 132, n° 1, p. 87-106. [<https://doi.org/10.1086/284839>]
- MILLER, T.L. (1995) Ecology of methane production and hydrogen sinks in the rumen. Stuttgart, Germany, Ferdinand Enke Verlag.
- MILLS, J.A.N., KEBREAB, E., YATES, C.M., *et al.* (2003) Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *Journal of Animal Science* vol. 81, n° 12, p. 3141-3150. [<https://doi.org/10.2527/2003.81123141x>]
- MINASNY, B., MALONE, B.P., MCBRATNEY, A.B., *et al.* (2017) Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* vol. 292, p. 59-86. [<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>]
- MINATO, K., KOUUDA, Y., YAMAKAWA, M., *et al.* (2013) Determination of GHG and ammonia emissions from stored dairy cattle slurry by using a floating dynamic chamber. *Animal Science Journal* vol. 84, n° 2, p. 165-177. [<https://doi.org/10.1111/j.1740-0929.2012.01053.x>]
- MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE (2022) Observations du changement climatique. In *Chiffres clés du climat France, Europe et Monde Édition 2022*. [<https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-cles-du-climat-2022/1-observations-du-changement-climatique.php>] (consulté le 03/05/2023).
- MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉNERGÉTIQUE (2023a) Présentation des méthodes du Label bas-carbone. In *Label bas carbone - Ministère de la transition énergétique*. [<https://label-bas-carbone.ecologie.gouv.fr/presentation-des-methodes-du-label-bas-carbone>] (consulté le 30/04/2023).
- MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉNERGÉTIQUE (2023b) Création d'un institut pour former les décideurs publics et privés à l'approche « une seule santé ». In *Ministères Écologie Énergie Territoires*. [<https://www.ecologie.gouv.fr/creation-dun-institut-former-decideurs-publics-et-privés-lapproche-seule-santé>] (consulté le 01/05/2023).
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA SOUVERAINETÉ ALIMENTAIRE (2023a) Transition agroécologique. In *Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire*. [<https://agriculture.gouv.fr/transition-agroecologique>] (consulté le 30/04/2023).
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA SOUVERAINETÉ ALIMENTAIRE (2023b) Paragraphe 1er : Devoirs généraux du vétérinaire. (Article R242-33) - Code rural et de la pêche maritime. In *Légifrance*. [https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006071367/LEGISCTA000006193833/#LEGISCTA000006193833] (consulté le 02/05/2023).
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA SOUVERAINETÉ ALIMENTAIRE (2019) Quelles actions du ministère pour aider à l'amplification de la certification environnementale ? In *Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire*. [<https://agriculture.gouv.fr/quelles-actions-du-ministere-pour-aider-lamplification-de-la-certification-environnementale>] (consulté le 30/04/2023).
- MIRANDA, C., SOARES, A.S., COELHO, A.C., *et al.* (2021) Environmental implications of stored cattle slurry treatment with sulphuric acid and biochar: A life cycle assessment approach. *Environmental Research* vol. 194, p. 110640. [<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110640>]
- MISSELBROOK, T., HUNT, J., PERAZZOLO, F., *et al.* (2016) Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Slurry Storage: Impacts of Temperature and Potential Mitigation through Covering (Pig Slurry) or Acidification (Cattle Slurry). *Journal of Environmental Quality* vol. 45, n° 5, p. 1520-1530. [<https://doi.org/10.2134/jeq2015.12.0618>]

- MISSELBROOK, T.H., POWELL, J.M., BRODERICK, G.A., *et al.* (2005) Dietary manipulation in dairy cattle: Laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *Journal of Dairy Science* vol. 88, n° 5, p. 1765-1777. [[https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(05\)72851-4](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)72851-4)]
- MOATE, P.J., JACOBS, J.L., HANNAH, M.C., *et al.* (2018) Adaptation responses in milk fat yield and methane emissions of dairy cows when wheat was included in their diet for 16 weeks. *Journal of Dairy Science* vol. 101, n° 8, p. 7117-7132. [<https://doi.org/10.3168/jds.2017-14334>]
- MOATE, P.J., WILLIAMS, S.R.O., GRAINGER, C., *et al.* (2011) Influence of cold-pressed canola, brewers grains and hominy meal as dietary supplements suitable for reducing enteric methane emissions from lactating dairy cows. *Animal Feed Science and Technology, Special Issue: Greenhouse Gases in Animal Agriculture - Finding a Balance between Food and Emissions* vol. 166-167, p. 254-264. [<https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.069>]
- MOHN, J., ZEYER, K., KECK, M., *et al.* (2018) A dual tracer ratio method for comparative emission measurements in an experimental dairy housing. *Atmospheric Environment* vol. 179, p. 12-22. [<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.057>]
- MONAGHAN, R.M., DE KLEIN, C. a. M., MUIRHEAD, R.W. (2008) Prioritisation of farm scale remediation efforts for reducing losses of nutrients and faecal indicator organisms to waterways: a case study of New Zealand dairy farming. *Journal of Environmental Management* vol. 87, n° 4, p. 609-622. [<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.07.017>]
- MONTES, F., MEINEN, R., DELL, C., *et al.* (2013) Special Topics — Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. *Journal of Animal Science* vol. 91, n° 11, p. 5070-5094. [<https://doi.org/10.2527/jas.2013-6584>]
- MORAN, D., LUCAS, A., BARNES, A. (2013) Mitigation win-win. *Nature Climate Change* vol. 3, n° 7, p. 611-613. [<https://doi.org/10.1038/nclimate1922>]
- MORAN, D., MACLEOD, M., WALL, E., *et al.* (2011) Marginal Abatement Cost Curves for UK Agricultural Greenhouse Gas Emissions. *Journal of Agricultural Economics* vol. 62, n° 1, p. 93-118. [<https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2010.00268.x>]
- MORIASI, D.N., ARNOLD, J.G., VAN LIEW, M.W., *et al.* (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE* vol. 50, n° 3, p. 885-900.
- MORISON, K., WARREN, G., ROWAN, H. (2007) Improving Dairy Shed Energy Efficiency. *In University of Canterbury Research Repository*. [https://ir.canterbury.ac.nz/bitstream/handle/10092/11588/Dairy_Technical_Report.pdf;sequence=1] (consulté le 26/04/2023).
- MOSTERT, P.F., BOKKERS, E.A.M., DE BOER, I.J.M., *et al.* (2019) Estimating the impact of clinical mastitis in dairy cows on greenhouse gas emissions using a dynamic stochastic simulation model: a case study. *Animal* vol. 13, n° 12, p. 2913-2921. [<https://doi.org/10.1017/S1751731119001393>]
- MOSTERT, P.F., VAN MIDDELAAR, C.E., BOKKERS, E.A.M., *et al.* (2018a) The impact of subclinical ketosis in dairy cows on greenhouse gas emissions of milk production. *Journal of Cleaner Production* vol. 171, p. 773-782. [<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.019>]
- MOSTERT, P.F., VAN MIDDELAAR, C.E., DE BOER, I.J.M., *et al.* (2018b) The impact of foot lesions in dairy cows on greenhouse gas emissions of milk production. *Agricultural Systems* vol. 167, p. 206-212. [<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.09.006>]
- MUCK, R.E., STEENHUIS, T.S. (1982) Nitrogen losses from manure storages. *Agricultural Wastes* vol. 4, n° 1, p. 41-54. [[https://doi.org/10.1016/0141-4607\(82\)90053-1](https://doi.org/10.1016/0141-4607(82)90053-1)]
- MUELLER, C., DE BAAN, L., KOELLNER, T. (2014) Comparing direct land use impacts on biodiversity of conventional and organic milk—based on a Swedish case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment* vol. 19, n° 1, p. 52-68. [<https://doi.org/10.1007/s11367-013-0638-5>]
- MÜHLBACH, S., SORG, D., ROSNER, F., *et al.* (2018) Genetic analyses for CH₄ concentrations in the breath of dairy cows measured on-farm with the Laser Methane Detector. *In World Congress on Genetics Applied to Livestock Production*. [<http://www.wcgalp.org/system/files/proceedings/2018/genetic-analyses-ch4-concentrations-breath-dairy-cows-measured-farm-laser-methane-detector.pdf>] (consulté le 16/10/2022).

- MULDER, V.L., LACOSTE, M., RICHER-DE-FORGES, A.C., *et al.* (2016) National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma* vol. 263, p. 16-34. [https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.035]
- MUÑOZ, C., SÁNCHEZ, R., PERALTA, A.M.T., *et al.* (2019) Effects of feeding unprocessed oilseeds on methane emission, nitrogen utilization efficiency and milk fatty acid profile of lactating dairy cows. *Animal Feed Science and Technology* vol. 249, p. 18-30. [https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2019.01.015]
- MUÑOZ, C., YAN, T., WILLS, D.A., *et al.* (2012) Comparison of the sulfur hexafluoride tracer and respiration chamber techniques for estimating methane emissions and correction for rectum methane output from dairy cows. *Journal of Dairy Science* vol. 95, n° 6, p. 3139-3148. [https://doi.org/10.3168/jds.2011-4298]
- MURO, J., LINSTÄDTER, A., MAGDON, P., *et al.* (2022) Predicting plant biomass and species richness in temperate grasslands across regions, time, and land management with remote sensing and deep learning. *Remote Sensing of Environment* vol. 282, p. 113262. [https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113262]
- MURPHY, E., DE BOER, I.J.M., VAN MIDDELAAR, C.E., *et al.* (2017) Water footprinting of dairy farming in Ireland. *Journal of Cleaner Production, Towards eco-efficient agriculture and food systems: selected papers addressing the global challenges for food systems, including those presented at the Conference "LCA for Feeding the planet and energy for life" (6-8 October 2015, Stresa & Milan Expo, Italy)* vol. 140, p. 547-555. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.199]
- MURRAY, R.M., BRYANT, A.M., LENG, R.A. (1976) Rates of production of methane in the rumen and large intestine of sheep. *British Journal of Nutrition* vol. 36, n° 1, p. 1-14. [https://doi.org/10.1079/BJN19760053]
- NACER, T., HAMIDAT, A., NADJEMI, O. (2016a) A comprehensive method to assess the feasibility of renewable energy on Algerian dairy farms. *Journal of Cleaner Production* vol. 112, p. 3631-3642. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.101]
- NACER, T., HAMIDAT, A., NADJEMI, O., *et al.* (2016b) Feasibility study of grid connected photovoltaic system in family farms for electricity generation in rural areas. *Renewable Energy* vol. 96, p. 305-318. [https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.04.093]
- NARANJO, A., JOHNSON, A., ROSSOW, H., *et al.* (2020) Greenhouse gas, water, and land footprint per unit of production of the California dairy industry over 50 years. *Journal of Dairy Science* vol. 103, n° 4, p. 3760-3773. [https://doi.org/10.3168/jds.2019-16576]
- NEGRO, M., ROLANDO, A., PALESTRINI, C. (2011) The Impact of Overgrazing on Dung Beetle Diversity in the Italian Maritime Alps. *Environmental Entomology* vol. 40, n° 5, p. 1081-1092. [https://doi.org/10.1603/EN11105]
- NENDEL, C., BERG, M., KERSEBAUM, K.C., *et al.* (2011) The MONICA model: Testing predictability for crop growth, soil moisture and nitrogen dynamics. *Ecological Modelling* vol. 222, n° 9, p. 1614-1625. [https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.018]
- NENNICH, T.D., HARRISON, J.H., VANWIERINGEN, L.M., *et al.* (2005) Prediction of Manure and Nutrient Excretion from Dairy Cattle. *Journal of Dairy Science* vol. 88, n° 10, p. 3721-3733. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)73058-7]
- NIELSEN, O.-K., PLEJDRUP, M.S., WINTHER, M., *et al.* (2016) Denmark's National Inventory Report 2015 and 2016. In *DCE – Danish Centre for Environment and Energy*. [https://dce.au.dk/udgivelser/vr/nr-151-200/abstracts/no-189-denmarks-national-inventory-report-2015-and-2016/] (consulté le 10/03/2023).
- NIEZEN, J.H., CHARLESTON, W. a. G., ROBERTSON, H.A., *et al.* (2002) The effect of feeding sulla (*Hedysarum coronarium*) or lucerne (*Medicago sativa*) on lamb parasite burdens and development of immunity to gastrointestinal nematodes. *Veterinary Parasitology* vol. 105, n° 3, p. 229-245. [https://doi.org/10.1016/s0304-4017(02)00014-6]
- NIU, M., KEBREAB, E., HRISTOV, A.N., *et al.* (2018) Prediction of enteric methane production, yield, and intensity in dairy cattle using an intercontinental database. *Global Change Biology* vol. 24, n° 8, p. 3368-3389. [https://doi.org/10.1111/gcb.14094]

- NOORDIJK, H., BRAAM, M., RUTLEDGE-JONKER, S., *et al.* (2020) Performance of the MAN ammonia monitoring network in the Netherlands. *Atmospheric Environment* vol. 228, p. 117400. [https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117400]
- NOYA, I., GONZÁLEZ-GARCÍA, S., BERZOSA, J., *et al.* (2018) Environmental and water sustainability of milk production in Northeast Spain. *Science of The Total Environment* vol. 616-617, p. 1317-1329. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.186]
- O'BRIEN, D., CAPPER, J.L., GARNSWORTHY, P.C., *et al.* (2014) A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *Journal of Dairy Science* vol. 97, n° 3, p. 1835-1851. [https://doi.org/10.3168/jds.2013-7174]
- O'BRIEN, Donal, SHALLOO, L., CROSSON, P., *et al.* (2014) An evaluation of the effect of greenhouse gas accounting methods on a marginal abatement cost curve for Irish agricultural greenhouse gas emissions. *Environmental Science & Policy* vol. 39, p. 107-118. [https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.09.001]
- O'BRIEN, D., SHALLOO, L., PATTON, J., *et al.* (2012) A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems* vol. 107, p. 33-46. [https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.11.004]
- OLFF, H., RITCHIE, M.E. (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology & Evolution* vol. 13, n° 7, p. 261-265. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01364-0]
- OPIO, C., GERBER, P., MOTTET, A., *et al.* (2013) Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – a global life cycle assessment. *In Food and Agriculture Organization of the United Nations*. [https://www.fao.org/3/i3461e/i3461e00.htm] (consulté le 06/03/2023).
- OWUSU-TWUM, M.Y., POLASTRE, A., SUBEDI, R., *et al.* (2017) Gaseous emissions and modification of slurry composition during storage and after field application: Effect of slurry additives and mechanical separation. *Journal of Environmental Management* vol. 200, p. 416-422. [https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.004]
- ÖZKAN GÜLZARI, Ş., VOSOUGH AHMADI, B., STOTT, A.W. (2018) Impact of subclinical mastitis on greenhouse gas emissions intensity and profitability of dairy cows in Norway. *Preventive Veterinary Medicine* vol. 150, p. 19-29. [https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2017.11.021]
- PAGANI, M., VITTUARI, M., JOHNSON, T.G., *et al.* (2016) An assessment of the energy footprint of dairy farms in Missouri and Emilia-Romagna. *Agricultural Systems* vol. 145, p. 116-126. [https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.03.009]
- PAIN, B.F., MISSELBROOK, T.H., REES, Y.J. (1994) Effects of nitrification inhibitor and acid addition to cattle slurry on nitrogen losses and herbage yields. *Grass and Forage Science* vol. 49, n° 2, p. 209-215. [https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1994.tb01994.x]
- PARADELO, R., VIRTO, I., CHENU, C. (2015) Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 202, p. 98-107. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.005]
- PATNI, N.K., JUI, P.Y. (1991) Nitrogen concentration variability in dairy-cattle slurry stored in farm tanks. *Transactions of the ASAE* vol. 34, n° 2, p. 609-0615.
- PATRA, A.K. (2013) The effect of dietary fats on methane emissions, and its other effects on digestibility, rumen fermentation and lactation performance in cattle: A meta-analysis. *Livestock Science* vol. 155, n° 2, p. 244-254. [https://doi.org/10.1016/j.livsci.2013.05.023]
- PAUDEL, B.R., UDAWATTA, R.P., KREMER, R.J., *et al.* (2012) Soil quality indicator responses to row crop, grazed pasture, and agroforestry buffer management. *Agroforestry Systems* vol. 84, n° 2, p. 311-323. [https://doi.org/10.1007/s10457-011-9454-8]
- PAVIE, J., CHAMBAUT, H., MOUSSEL, E., *et al.* (2012) Evaluations et comparaisons des performances environnementales, économiques et sociales des systèmes bovins biologiques et conventionnels dans le cadre du projet CedABio. *19èmes Rencontres Recherches Ruminants, Paris, les 5 et 6 décembre 2012* p. 37-40.
- PAYEN, S., FALCONER, S., LEDGARD, S.F. (2018) Water scarcity footprint of dairy milk production in New Zealand – A comparison of methods and spatio-temporal resolution. *Science of The Total Environment* vol. 639, p. 504-515. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.125]

- PAYEN, S., LEDGARD, S.F. (2017) Aquatic eutrophication indicators in LCA: Methodological challenges illustrated using a case study in New Zealand. *Journal of Cleaner Production* vol. 168, p. 1463-1472. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.064]
- PELLERIN, S., BAMIÈRE, L., ANGERS, D., *et al.* (2017) Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. *Environmental Science & Policy* vol. 77, p. 130-139. [https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003]
- PELLERIN, S., BAMIÈRE, L., LAUNAY, C., *et al.* (2020) Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Paris, INRA. [https://doi.org/10.15454/nhxt-gn38]
- PETERSEN, S.O. (2018) Greenhouse gas emissions from liquid dairy manure: Prediction and mitigation. *Journal of Dairy Science* vol. 101, n° 7, p. 6642-6654. [https://doi.org/10.3168/jds.2017-13301]
- PETERSEN, S.O., ANDERSEN, A.J., ERIKSEN, J. (2012) Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage. *Journal of Environmental Quality* vol. 41, n° 1, p. 88-94. [https://doi.org/10.2134/jeq2011.0184]
- PETERSEN, S.O., HELLWING, A.L.F., BRASK, M., *et al.* (2015) Dietary Nitrate for Methane Mitigation Leads to Nitrous Oxide Emissions from Dairy Cows. *Journal of Environmental Quality* vol. 44, n° 4, p. 1063-1070. [https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0107]
- PETERSEN, S.O., MILLER, D.N. (2006) Greenhouse gas mitigation by covers on livestock slurry tanks and lagoons? *Journal of the Science of Food and Agriculture* vol. 86, n° 10, p. 1407-1411. [https://doi.org/10.1002/jsfa.2543]
- PETERSEN, S.O., SOMMER, S.G., AAES, O., *et al.* (1998) Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle. *Atmospheric Environment* vol. 32, n° 3, p. 295-300. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00043-5]
- PETROVIĆ, Milun, BOGDANOVIĆ, V., BOGOSAVLJEVIĆ-BOŠKOVIĆ, S., *et al.* (2017) The effect of systematic factors on 4% fat-corrected milk yield in Simmental cows. *Acta agriculturae Serbica* vol. 22, n° 44, p. 23-35. [https://doi.org/10.5937/AASer1743023P]
- PFISTER, S., KOEHLER, A., HELLWEG, S. (2009) Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science & Technology* vol. 43, n° 11, p. 4098-4104. [https://doi.org/10.1021/es802423e]
- PFLIMLIN, A., FAVERDIN, P., BÉRANGER, C. (2009) Un demi-siècle d'évolution de l'élevage bovin. Bilan et perspectives. *Fourrages* n° 200, p. 429-464.
- PINARES-PATIÑO, C.S., HICKEY, S.M., YOUNG, E.A., *et al.* (2013) Heritability estimates of methane emissions from sheep. *Animal* vol. 7, n° 2, p. 316-321. [https://doi.org/10.1017/S1751731113000864]
- PITTELKOW, C.M., LINQUIST, B.A., LUNDY, M.E., *et al.* (2015) When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Research* vol. 183, p. 156-168. [https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.020]
- PLACE, S.E., MITLOEHNER, F.M. (2014) The Nexus of Environmental Quality and Livestock Welfare. *Annual Review of Animal Biosciences* vol. 2, n° 1, p. 555-569. [https://doi.org/10.1146/annurev-animal-022513-114242]
- POEPLAU, C., DON, A. (2015) Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 200, p. 33-41. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024]
- POEPLAU, C., DON, A., VESTERDAL, L., *et al.* (2011) Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* vol. 17, n° 7, p. 2415-2427. [https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x]
- POEPLAU, C., ZOPF, D., GREINER, B., *et al.* (2018) Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 265, p. 144-155. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.003]
- POPE, C.A., EZZATI, M., DOCKERY, D.W. (2009) Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. *New England Journal of Medicine* vol. 360, n° 4, p. 376-386. [https://doi.org/10.1056/NEJMsa0805646]

- PORTEJOIE, S., MARTINEZ, J., GUIZIOU, F., *et al.* (2003) Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes. *Bioresource Technology* vol. 87, n° 3, p. 199-207. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00260-2]
- PÖRTNER, H.-O., ROBERTS, D., TIGNOR, M., *et al.* (2022) Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge and New York, Cambridge University Press. [https://doi.org/10.1017/9781009325844]
- POTTS, S.G., WOODCOCK, B.A., ROBERTS, S.P.M., *et al.* (2009) Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology* vol. 46, n° 2, p. 369-379. [https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01609.x]
- POWELL, J.M., ROTZ, C.A. (2015) Measures of nitrogen use efficiency and nitrogen loss from dairy production systems. *Journal of Environmental Quality* vol. 44, n° 2, p. 336-344. [https://doi.org/10.2134/jeq2014.07.0299]
- POWER, E.F., KELLY, D.L., STOUT, J.C. (2012) Organic Farming and Landscape Structure: Effects on Insect-Pollinated Plant Diversity in Intensively Managed Grasslands. *PLoS One* vol. 7, n° 5, p. e38073. [https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038073]
- POWLSON, D.S., GLENDINING, M.J., COLEMAN, K., *et al.* (2011) Implications for Soil Properties of Removing Cereal Straw: Results from Long-Term Studies1. *Agronomy Journal* vol. 103, n° 1, p. 279-287. [https://doi.org/10.2134/agronj2010.0146s]
- POWLSON, D.S., RICHE, A.B., COLEMAN, K., *et al.* (2008) Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: Limitations and alternatives. *Waste Management, OECD Workshop - Soils and Waste Management: A Challenge to Climate Change* vol. 28, n° 4, p. 741-746. [https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.09.024]
- POWLSON, D.S., STIRLING, C.M., THIERFELDER, C., *et al.* (2016) Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 220, p. 164-174. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.005]
- PRADÈRE, J.-P. (2017) Impact of animal health programmes on poverty reduction and sustainable livestock development. *Revue Scientifique Et Technique (International Office of Epizootics)* vol. 36, n° 1, p. 175-193. [https://doi.org/10.20506/rst.36.1.2620]
- PRADÈRE, J.-P. (2015) Santé animale et gains de productivité réduisent l'impact de l'élevage sur le changement climatique. *Bulletin de l'Académie Vétérinaire de France* vol. 168, p. 123. [https://doi.org/10.4267/2042/56862]
- PRIMI, R., FILIBECK, G., AMICI, A., *et al.* (2016) From Landsat to leafhoppers: A multidisciplinary approach for sustainable stocking assessment and ecological monitoring in mountain grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Grazing in European open landscapes: how to reconcile sustainable land management and biodiversity conservation?* vol. 234, p. 118-133. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.028]
- PRINS, R.A., VAN NEVEL, C.J., DEMEYER, D.I. (1972) Pure culture studies of inhibitors for methanogenic bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek* vol. 38, n° 1, p. 281-287. [https://doi.org/10.1007/BF02328099]
- PRODUIRE BIO (2023) La filière bovin lait. In *Produire Bio*. [https://www.produire-bio.fr/la-filiere-lait/] (consulté le 01/05/2023).
- PSZCZOLA, M., RZEWUSKA, K., MUCHA, S., *et al.* (2017) Heritability of methane emissions from dairy cows over a lactation measured on commercial farms1. *Journal of Animal Science* vol. 95, n° 11, p. 4813-4819. [https://doi.org/10.2527/jas2017.1842]
- PUGET, P., LAL, R. (2005) Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil and Tillage Research* vol. 80, n° 1, p. 201-213. [https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.018]
- PURDY, A., PATHARE, P.B., WANG, Y., *et al.* (2018) Towards sustainable farming: Feasibility study into energy recovery from bio-waste on a small-scale dairy farm. *Journal of Cleaner Production* vol. 174, p. 899-904. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.018]

- RAJANIEMI, M., JOKINIEMI, T., ALAKUKKU, L., *et al.* (2017) Electric energy consumption of milking process on some Finnish dairy farms. *Agricultural and Food Science* vol. 26, n° 3, p. 160-172. [https://doi.org/10.23986/afsci.63275]
- RAJANIEMI, M., TURUNEN, M., AHOKAS, J. (2015) Direct energy consumption and saving possibilities in milk production. *Agronomy Research* vol. 13, n° 1, p. 261-268.
- RAMIN, M., HUHTANEN, P. (2013) Development of equations for predicting methane emissions from ruminants. *Journal of Dairy Science* vol. 96, n° 4, p. 2476-2493. [https://doi.org/10.3168/jds.2012-6095]
- RASSE, D.P., RUMPEL, C., DIGNAC, M.-F. (2005) Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil* vol. 269, n° 1, p. 341-356. [https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y]
- RAVETTO ENRI, S., PROBO, M., FARRUGGIA, A., *et al.* (2017) A biodiversity-friendly rotational grazing system enhancing flower-visiting insect assemblages while maintaining animal and grassland productivity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 241, p. 1-10. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.030]
- REBITZER, G., EKVALL, T., FRISCHKNECHT, R., *et al.* (2004) Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International* vol. 30, n° 5, p. 701-720. [https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005]
- REED, K.F., MORAES, L.E., CASPER, D.P., *et al.* (2015) Predicting nitrogen excretion from cattle. *Journal of Dairy Science* vol. 98, n° 5, p. 3025-3035. [https://doi.org/10.3168/jds.2014-8397]
- REYNOLDS, C.K., HUMPHRIES, D.J., KIRTON, P., *et al.* (2014) Effects of 3-nitrooxypropanol on methane emission, digestion, and energy and nitrogen balance of lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* vol. 97, n° 6, p. 3777-3789. [https://doi.org/10.3168/jds.2013-7397]
- RICHARDS, D., YABAR, H. (2023) Promoting energy and resource recovery from livestock waste: Case study Yuge Farm, Japan. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* vol. 7, p. 100299. [https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100299]
- RICKERT, C., FICHTNER, A., VAN KLINK, R., *et al.* (2012) α - and β -diversity in moth communities in salt marshes is driven by grazing management. *Biological Conservation* vol. 146, n° 1, p. 24-31. [https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.024]
- ROACH, C.G., LONGHURST, R.D., LEDGARD, S.F. (2001) Land application of farm dairy effluent for sustainable dairy farming. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association* p. 53-57. [https://doi.org/10.33584/jnzg.2001.63.2430]
- ROBERTS, B., NEAL, M., SNOOKE, N., *et al.* (2020) A bespoke low-cost system for radio tracking animals using multi-rotor and fixed-wing unmanned aerial vehicles. *Methods in Ecology and Evolution* vol. 11, n° 11, p. 1427-1433. [https://doi.org/10.1111/2041-210X.13464]
- ROBIN, P., AMAND, G., AUBERT, C., *et al.* (2010) Procédures de référence pour la mesure des émissions de polluants gazeux des bâtiments d'élevage et stockages d'effluents d'élevage. In *HAL science ouverte*. [https://hal.inrae.fr/hal-02602954] (consulté le 09/10/2022).
- ROCHETTE, P., WORTH, D., LEMKE, R., *et al.* (2008) Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science* vol. 88, p. 641-654. [https://doi.org/10.4141/CJSS07025]
- ROOK, A.J., TALLOWIN, J.R.B. (2003) Grazing and pasture management for biodiversity benefit. *Animal Research* vol. 52, n° 2, p. 181-189. [https://doi.org/10.1051/animres:2003014]
- ROQUE, B.M., VENEGAS, M., KINLEY, R.D., *et al.* (2021) Red seaweed (*Asparagopsis taxiformis*) supplementation reduces enteric methane by over 80 percent in beef steers. *PLoS One* vol. 16, n° 3, p. e0247820. [https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247820]
- ROSA GARCÍA, R., FRASER, M.D. (2019) Impact of management on foliage-dwelling arthropods and dynamics within permanent pastures. *Scientific Reports* vol. 9, n° 1, p. 11090. [https://doi.org/10.1038/s41598-019-46800-w]
- ROSENSTOCK, S.S. (1996) Shrub-Grassland Small Mammal and Vegetation Responses to Rest from Grazing. *Journal of Range Management* vol. 49, n° 3, p. 199-203. [https://doi.org/10.2307/4002878]

- ROSS, S.A., TOPP, C.F.E., ENNOS, R.A., *et al.* (2017) Relative emissions intensity of dairy production systems: employing different functional units in life-cycle assessment. *Animal* vol. 11, n° 8, p. 1381-1388. [https://doi.org/10.1017/S1751731117000052]
- ROTZ, C.A. (2018) Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms. *Journal of Dairy Science* vol. 101, n° 7, p. 6675-6690. [https://doi.org/10.3168/jds.2017-13272]
- 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* vol. 93, n° 3, p. 1266-1282. [https://doi.org/10.3168/jds.2009-2162]
- RTE (2022) Production nationale annuelle par filière (2012 à 2021). In *RTE, le gestionnaire du réseau de transport d'électricité français*. [http://www.rte-france.com/fr/article/bilans-electriques-nationaux] (consulté le 14/10/2022).
- RUSTON, A., SHORTALL, O., GREEN, M., *et al.* (2016) Challenges facing the farm animal veterinary profession in England: A qualitative study of veterinarians' perceptions and responses. *Preventive Veterinary Medicine* vol. 127, p. 84-93. [https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2016.03.008]
- RUTLEDGE, S., WALL, A.M., MUDGE, P.L., *et al.* (2017) The carbon balance of temperate grasslands part I: The impact of increased species diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 239, p. 310-323. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.039]
- SARTORI, I., HESTNES, A.G. (2007) Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article. *Energy and Buildings* vol. 39, n° 3, p. 249-257. [https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2006.07.001]
- SARWAR, F., GRIFFIN, A., REHMAN, S.U., *et al.* (2021) Detecting sheep in UAV images. *Computers and Electronics in Agriculture* vol. 187, p. 106219. [https://doi.org/10.1016/j.compag.2021.106219]
- SAUVANT, D., GIGER-REVERDIN, S. (2009) Modélisation des interactions digestives et de la production de méthane chez les ruminants. *INRA Productions Animales* vol. 22, n° 5, p. 375.
- SAUVANT, D., GIGER-REVERDIN, S., SERMENT, A., *et al.* (2011) Influences des régimes et de leur fermentation dans le rumen sur la production de méthane par les ruminants. *INRA Productions Animales* vol. 24, n° 5, p. 433-446. [https://doi.org/10.20870/productions-animales.2011.24.5.3276]
- SAUVANT, D., NOZIÈRE, P. (2016) Quantification of the main digestive processes in ruminants: the equations involved in the renewed energy and protein feed evaluation systems. *Animal* vol. 10, n° 5, p. 755-770. [https://doi.org/10.1017/S1751731115002670]
- SCHEPERS, J.S., FRANCIS, D.D. (1982) Chemical Water Quality of Runoff From Grazing Land in Nebraska: I. Influence of Grazing Livestock. *Journal of Environmental Quality* vol. 11, n° 3, p. 351-354. [https://doi.org/10.2134/jeq1982.00472425001100030005x]
- SCHILS, R.L.M., VERHAGEN, A., AARTS, H.F.M., *et al.* (2006) Effect of improved nitrogen management on greenhouse gas emissions from intensive dairy systems in the Netherlands. *Global Change Biology* vol. 12, n° 2, p. 382-391. [https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01090.x]
- SCHILS, R.L.M., VERHAGEN, A., AARTS, H.F.M., *et al.* (2005) A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* vol. 71, n° 2, p. 163-175. [https://doi.org/10.1007/s10705-004-2212-9]
- SCHTICKZELLE, N., TURLURE, C., BAGUETTE, M. (2007) Grazing management impacts on the viability of the threatened bog fritillary butterfly *Proclissiana eunomia*. *Biological Conservation* vol. 136, n° 4, p. 651-660. [https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.012]
- SEFEEDPARI, P., RAFIEE, S., AKRAM, A., *et al.* (2014) Modeling output energy based on fossil fuels and electricity energy consumption on dairy farms of Iran: Application of adaptive neural-fuzzy inference system technique. *Computers and Electronics in Agriculture* vol. 109, p. 80-85. [https://doi.org/10.1016/j.compag.2014.09.010]
- SEFEEDPARI, P., RAFIEE, S., AKRAM, A. (2013) Application of artificial neural network to model the energy output of dairy farms in Iran. *International Journal of Energy Technology and Policy* vol. 9, n° 1, p. 82-91. [https://doi.org/10.1504/IJETP.2013.055819]

- SERVICE DES DONNÉES ET ÉTUDES STATISTIQUES (2022) Chiffres clés de l'énergie - Édition 2022. In *Service des données et études statistiques*. [<https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-cles-energie-2022/>] (consulté le 23/04/2023).
- SHARMA, M., KISHORE, S., TRIPATHI, S.N., *et al.* (2007) Role of atmospheric ammonia in the formation of inorganic secondary particulate matter: A study at Kanpur, India. *Journal of Atmospheric Chemistry* vol. 58, n° 1, p. 1-17. [<https://doi.org/10.1007/s10874-007-9074-x>]
- SHARPLEY, A.N., SMITH, S.J., NANEY, J.W. (1987) Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* vol. 35, n° 5, p. 812-817. [<https://doi.org/10.1021/jf00077a043>]
- SHAVER, R., HOWARD, W.T. (1995) Are we feeding too much phosphorus. *Hoards Dairyman* vol. 140, p. 280-281.
- SHEN, Z., NIU, J., WANG, X., *et al.* (2013) Distribution and Transformation of Nutrients in Large-scale Lakes and Reservoirs: The Three Gorges Reservoir. Berlin, Heidelberg, Springer Science & Business Media.
- SHINE, P., MURPHY, M.D., UPTON, J., *et al.* (2018a) Machine-learning algorithms for predicting on-farm direct water and electricity consumption on pasture based dairy farms. *Computers and Electronics in Agriculture* vol. 150, p. 74-87. [<https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.03.023>]
- SHINE, P., SCULLY, T., UPTON, J., *et al.* (2018b) Electricity & direct water consumption on Irish pasture based dairy farms: A statistical analysis. *Applied Energy* vol. 210, p. 529-537. [<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.07.029>]
- SHINE, P., SCULLY, T., UPTON, J., *et al.* (2018c) Multiple linear regression modelling of on-farm direct water and electricity consumption on pasture based dairy farms. *Computers and Electronics in Agriculture* vol. 148, p. 337-346. [<https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.02.020>]
- SHINE, P., UPTON, J., SEFEEDPARI, P., *et al.* (2020) Energy Consumption on Dairy Farms: A Review of Monitoring, Prediction Modelling, and Analyses. *Energies* vol. 13, n° 5, p. 1288. [<https://doi.org/10.3390/en13051288>]
- SMEINS, F.E. (1975) Effects of livestock grazing on runoff and erosion. *Watershed Management. Proceedings ASCE of a Symposium, Logan, Utah* p. 267-274.
- SMITH, A.F.M. (1979) Review of Prediction and Improved Estimation in Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)* vol. 142, n° 1, p. 68-69. [<https://doi.org/10.2307/2344660>]
- SMITH, L.G., WILLIAMS, A.G., PEARCE, B.D. (2015) The energy efficiency of organic agriculture: A review. *Renewable Agriculture and Food Systems* vol. 30, n° 3, p. 280-301. [<https://doi.org/10.1017/S1742170513000471>]
- SMITH, P., MILNE, R., POWLSON, D. s., *et al.* (2000) Revised estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural land. *Soil Use and Management* vol. 16, n° 4, p. 293-295. [<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2000.tb00214.x>]
- SMITH, Pete., POWLSON, D.S., GLENDINING, M.J., *et al.* (1998) Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology* vol. 4, n° 6, p. 679-685. [<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00185.x>]
- SOANE, B.D., BALL, B.C., ARVIDSSON, J., *et al.* (2012) No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research* vol. 118, p. 66-87. [<https://doi.org/10.1016/j.still.2011.10.015>]
- SOMMER, S.G., HUSTED, S. (1995) A simple model of pH in slurry. *The Journal of Agricultural Science* vol. 124, p. 447-453. [<https://doi.org/10.1017/S0021859600073408>]
- SOMMER, S.G., JENSEN, L.S., CLAUSEN, S.B., *et al.* (2006) Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. *The Journal of Agricultural Science* vol. 144, n° 3, p. 229-235. [<https://doi.org/10.1017/S0021859606006022>]
- SOUSSANA, J.-F., LEMAIRE, G. (2014) Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 190, p. 9-17. [<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>]
- SOUSSANA, J.-F., LOISEAU, P., VUICHARD, N., *et al.* (2004) Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* vol. 20, n° 2, p. 219-230. [<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00362.x>]

- SOUSSANA, J.F., TALLEC, T., BLANFORT, V. (2010) Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* vol. 4, n° 3, p. 334-350. [https://doi.org/10.1017/S1751731109990784]
- SPALDING, R.F., EXNER, M.E. (1980) Areal, Vertical, and Temporal Differences in Ground Water Chemistry: I. Inorganic Constituents. *Journal of Environmental Quality* vol. 9, n° 3, p. 466-479. [https://doi.org/10.2134/jeq1980.00472425000900030030x]
- STEINER, C., DAS, K. c., MELEAR, N., *et al.* (2010) Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. *Journal of Environmental Quality* vol. 39, n° 4, p. 1236-1242. [https://doi.org/10.2134/jeq2009.0337]
- STEVENS, R.J., LAUGHLIN, R.J., FROST, J.P. (1989) Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurries. *The Journal of Agricultural Science* vol. 113, n° 3, p. 389-395. [https://doi.org/10.1017/S0021859600070106]
- SUTTON, M.A., PLACE, C.J., EAGER, M., *et al.* (1995) Assessment of the magnitude of ammonia emissions in the United Kingdom. *Atmospheric Environment* vol. 29, n° 12, p. 1393-1411. [https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00035-W]
- SVENSSON, C., ALVÅSEN, K., ELDH, A.C., *et al.* (2018) Veterinary herd health management-Experience among farmers and farm managers in Swedish dairy production. *Preventive Veterinary Medicine* vol. 155, p. 45-52. [https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2018.04.012]
- TAFDRUP, S. (1995) Viable energy production and waste recycling from anaerobic digestion of manure and other biomass materials. *Biomass and Bioenergy* vol. 9, n° 1-5, p. 303-314. [https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00098-4]
- TAKALA, T., TAHVANAINEN, T., KOUKI, J. (2012) Can re-establishment of cattle grazing restore bryophyte diversity in abandoned mesic semi-natural grasslands? *Biodiversity and Conservation* vol. 21, n° 4, p. 981-992. [https://doi.org/10.1007/s10531-012-0234-1]
- TEAGUE, W.R., DOWHOWER, S.L. (2003) Patch dynamics under rotational and continuous grazing management in large, heterogeneous paddocks. *Journal of Arid Environments* vol. 53, n° 2, p. 211-229. [https://doi.org/10.1006/jare.2002.1036]
- TEILLARD, F., JIGUET, F., TICHIT, M. (2015) The Response of Farmland Bird Communities to Agricultural Intensity as Influenced by Its Spatial Aggregation. *PloS One* vol. 10, n° 3, p. e0119674. [https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119674]
- THIEL, B., SMUKLER, S.M., KRZIC, M., *et al.* (2015) Using hedgerow biodiversity to enhance the carbon storage of farmland in the Fraser River delta of British Columbia. *Journal of Soil and Water Conservation* vol. 70, n° 4, p. 247-256. [https://doi.org/10.2489/jswc.70.4.247]
- THOMA, G., POPP, J., NUTTER, D., *et al.* (2013) Greenhouse gas emissions from milk production and consumption in the United States: A cradle-to-grave life cycle assessment circa 2008. *International Dairy Journal* vol. 31, Suppl. 1, p. S3-S14. [https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2012.08.013]
- TODDE, G., MURGIA, L., CARIA, M., *et al.* (2018) A Comprehensive Energy Analysis and Related Carbon Footprint of Dairy Farms, Part 1: Direct Energy Requirements. *Energies* vol. 11, n° 2, p. 451. [https://doi.org/10.3390/en11020451]
- TODDE, G., MURGIA, L., CARIA, M., *et al.* (2017) Dairy Energy Prediction (DEP) model: A tool for predicting energy use and related emissions and costs in dairy farms. *Computers and Electronics in Agriculture* vol. 135, p. 216-221. [https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.02.014]
- TOFALLIS, C. (2015) A better measure of relative prediction accuracy for model selection and model estimation. *Journal of the Operational Research Society* vol. 66, n° 8, p. 1352-1362. [https://doi.org/10.1057/jors.2014.103]
- TONN, B., DENISING, E.M., GABLER, J., *et al.* (2019) Grazing-induced patchiness, not grazing intensity, drives plant diversity in European low-input pastures. *Journal of Applied Ecology* vol. 56, n° 7, p. 1624-1636. [https://doi.org/10.1111/1365-2664.13416]
- TREE, M., MCDUGALL, S., BEGGS, D.S., *et al.* (2022) Antimicrobial use on Australian dairy cattle farms – A survey of veterinarians. *Preventive Veterinary Medicine* vol. 202, p. 105610. [https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2022.105610]

- TSCHARNTKE, T., GRASS, I., WANGER, T.C., *et al.* (2021) Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* vol. 36, n° 10, p. 919-930. [https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010]
- TUBAIL, K., CHEN, L., MICHEL, F.C., *et al.* (2008) Gypsum Additions Reduce Ammonia Nitrogen Losses During Composting of Dairy Manure and Biosolids. *Compost Science & Utilization* vol. 16, n° 4, p. 285-293. [https://doi.org/10.1080/1065657X.2008.10702390]
- TURMEL, M.-S., SPERATTI, A., BAUDRON, F., *et al.* (2015) Crop residue management and soil health: A systems analysis. *Agricultural Systems, Biomass use trade-offs in cereal cropping systems: Lessons and implications from the developing world* vol. 134, p. 6-16. [https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.009]
- TYRRELL, C., BURGESS, C.M., BRENNAN, F.P., *et al.* (2019) Antibiotic resistance in grass and soil. *Biochemical Society Transactions* vol. 47, n° 1, p. 477-486. [https://doi.org/10.1042/BST20180552]
- UNGERFELD, E.M. (2020) Metabolic Hydrogen Flows in Rumen Fermentation: Principles and Possibilities of Interventions. *Frontiers in Microbiology* vol. 11, p. 589. [https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00589]
- UPTON, J., HUMPHREYS, J., GROOT KOERKAMP, P.W.G., *et al.* (2013) Energy demand on dairy farms in Ireland. *Journal of Dairy Science* vol. 96, n° 10, p. 6489-6498. [https://doi.org/10.3168/jds.2013-6874]
- UPTON, J., MURPHY, M., DE BOER, I.J.M., *et al.* (2015a) Investment appraisal of technology innovations on dairy farm electricity consumption. *Journal of Dairy Science* vol. 98, n° 2, p. 898-909. [https://doi.org/10.3168/jds.2014-8383]
- UPTON, J., MURPHY, M., FRENCH, P., *et al.* (2010) Dairy farm energy consumption. *In Teagasc National Dairy Conference, Charleville et Mullingar, les 17 et 18 novembre 2010.* [https://www.teagasc.ie/media/website/rural-economy/farm-management/DairyFarmEnergyCoconsumption.pdf] (consulté le 25/04/2023).
- UPTON, J., MURPHY, M., SHALLOO, L., *et al.* (2015b) Assessing the impact of changes in the electricity price structure on dairy farm energy costs. *Applied Energy* vol. 137, p. 1-8. [https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.09.067]
- UPTON, J., MURPHY, M., SHALLOO, L., *et al.* (2014) A mechanistic model for electricity consumption on dairy farms: Definition, validation, and demonstration. *Journal of Dairy Science* vol. 97, n° 8, p. 4973-4984. [https://doi.org/10.3168/jds.2014-8015]
- VADAS, P.A., BUSCH, D.L., POWELL, J.M., *et al.* (2015) Monitoring runoff from cattle-grazed pastures for a phosphorus loss quantification tool. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 199, p. 124-131. [https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.026]
- VAN MIDDELAAR, C.E., DIJKSTRA, J., BERENTSEN, P.B.M., *et al.* (2014) Cost-effectiveness of feeding strategies to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming. *Journal of Dairy Science* vol. 97, n° 4, p. 2427-2439. [https://doi.org/10.3168/jds.2013-7648]
- VAN NEVEL, C.J., DEMEYER, D.I., HENDERICKX, H.K. (1971) Effect of fatty acid derivatives on rumen methane and propionate in vitro. *Applied Microbiology* vol. 21, n° 2, p. 365-366. [https://doi.org/10.1128/am.21.2.365-366.1971]
- VAN WESEMAEL, D., VANDAELE, L., AMPE, B., *et al.* (2019) Reducing enteric methane emissions from dairy cattle: Two ways to supplement 3-nitrooxypropanol. *Journal of Dairy Science* vol. 102, n° 2, p. 1780-1787. [https://doi.org/10.3168/jds.2018-14534]
- VAN DOBBEN, H.F., QUIK, C., WAMELINK, G.W.W., *et al.* (2019) Vegetation composition of Lolium perenne-dominated grasslands under organic and conventional farming. *Basic and Applied Ecology* vol. 36, p. 45-53. [https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.03.002]
- VAN GASTELEN, S., DIJKSTRA, J., BINNENDIJK, G., *et al.* (2020) 3-Nitrooxypropanol decreases methane emissions and increases hydrogen emissions of early lactation dairy cows, with associated changes in nutrient digestibility and energy metabolism. *Journal of Dairy Science* vol. 103, n° 9, p. 8074-8093. [https://doi.org/10.3168/jds.2019-17936]
- VANNEVEL, C., DEMEYER, D. (1996) Control of rumen methanogenesis. *Environmental Monitoring and Assessment* vol. 42, n° 1-2, p. 73-97.

- VAN ZIJDERVELD, S.M., GERRITS, W.J.J., DIJKSTRA, J., *et al.* (2011) Persistency of methane mitigation by dietary nitrate supplementation in dairy cows. *Journal of Dairy Science* vol. 94, n° 8, p. 4028-4038. [https://doi.org/10.3168/jds.2011-4236]
- VEBLEN, K.E., NEHRING, K.C., MCGLONE, C.M., *et al.* (2015) Contrasting effects of different mammalian herbivores on sagebrush plant communities. *PLoS One* vol. 10, n° 2, p. e0118016. [https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118016]
- VELAZCO, J.I., COTTLE, D.J., HEGARTY, R.S. (2014) Methane emissions and feeding behaviour of feedlot cattle supplemented with nitrate or urea. *Animal Production Science* vol. 54, n° 10, p. 1737-1740. [https://doi.org/10.1071/AN14345]
- VELLINGA, Th.V., DE HAAN, M.H.A., SCHILS, R.L.M., *et al.* (2011) Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. *Livestock Science* vol. 137, n° 1, p. 185-195. [https://doi.org/10.1016/j.livsci.2010.11.005]
- VIAUD, V., ANGERS, D.A., WALTER, C. (2010) Toward Landscape-Scale Modeling of Soil Organic Matter Dynamics in Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* vol. 74, n° 6, p. 1847-1860. [https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0412]
- VIDA, E., TEDESCO, D.E.A. (2017) The carbon footprint of integrated milk production and renewable energy systems - A case study. *The Science of the Total Environment* vol. 609, p. 1286-1294. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.271]
- VIGNE, M., MARTIN, O., FAVERDIN, P., *et al.* (2012) Comparative uncertainty analysis of energy coefficients in energy analysis of dairy farms from two French territories. *Journal of Cleaner Production* vol. 37, p. 185-191. [https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.07.005]
- VIGNE, M., VAYSSIÈRES, J., LECOMTE, P., *et al.* (2013) Pluri-energy analysis of livestock systems – A comparison of dairy systems in different territories. *Journal of Environmental Management* vol. 126, p. 44-54. [https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.003]
- VILLALVA, M.G., GAZOLI, J.R., FILHO, E.R. (2009) Comprehensive Approach to Modeling and Simulation of Photovoltaic Arrays. *IEEE Transactions on Power Electronics* vol. 24, n° 5, p. 1198-1208. [https://doi.org/10.1109/TPEL.2009.2013862]
- VILLARROEL-SCHNEIDER, J., HÖGLUND-ISAKSSON, L., MAINALI, B., *et al.* (2022) Energy self-sufficiency and greenhouse gas emission reductions in Latin American dairy farms through massive implementation of biogas-based solutions. *Energy Conversion and Management* vol. 261, p. 115670. [https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115670]
- VILLARROEL-SCHNEIDER, J., MAINALI, B., MARTÍ-HERRERO, J., *et al.* (2020) Biogas based polygeneration plant options utilizing dairy farms waste: A Bolivian case. *Sustainable Energy Technologies and Assessments* vol. 37, p. 100571. [https://doi.org/10.1016/j.seta.2019.100571]
- WAGHORN, G.C., JONKER, A., MACDONALD, K.A., *et al.* (2016) Measuring methane from grazing dairy cows using GreenFeed. *Animal Production Science* vol. 56, n° 3, p. 252-257. [https://doi.org/10.1071/AN15491]
- WANG, B., WU, L., CHEN, D., *et al.* (2020) Grazing simplifies soil micro-food webs and decouples their relationships with ecosystem functions in grasslands. *Global Change Biology* vol. 26, n° 2, p. 960-970. [https://doi.org/10.1111/gcb.14841]
- WANG, C., TANG, Y. (2019) A global meta-analysis of the response of multi-taxa diversity to grazing intensity in grasslands. *Environmental Research Letters* vol. 14, n° 11, p. 114003. [https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4932]
- WANG, K., PANTALEO, A.M., HERRANDO, M., *et al.* (2020) Spectral-splitting hybrid PV-thermal (PVT) systems for combined heat and power provision to dairy farms. *Renewable Energy* vol. 159, p. 1047-1065. [https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.120]
- WANG, P., ZHAO, R., SUN, D., *et al.* (2021) Rapid quantitative analysis of nitrogen and phosphorus through the whole chain of manure management in dairy farms by fusion model. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* vol. 249, p. 119300. [https://doi.org/10.1016/j.saa.2020.119300]

- WANG, Y., LI, X., YANG, J., *et al.* (2018) Mitigating Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Beef Cattle Feedlot Production: A System Meta-Analysis. *Environmental Science & Technology* vol. 52, n° 19, p. 11232-11242. [<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02475>]
- WARNER, D., HATEW, B., PODESTA, S.C., *et al.* (2016) Effects of nitrogen fertilisation rate and maturity of grass silage on methane emission by lactating dairy cows. *Animal* vol. 10, n° 1, p. 34-43. [<https://doi.org/10.1017/S1751731115001640>]
- WARREN, P., BAINES, D. (2004) Black Grouse in northern England: Stemming the decline. *British Birds* vol. 97, p. 183-189.
- WATTIAUX, M.A., UDDIN, M.E., LETELIER, P., *et al.* (2019) Invited Review: Emission and mitigation of greenhouse gases from dairy farms: The cow, the manure, and the field. *Applied Animal Science* vol. 35, n° 2, p. 238-254. [<https://doi.org/10.15232/aas.2018-01803>]
- WAŻNA, A., CICHOCKI, J., BOJARSKI, J., *et al.* (2016) Impact of sheep grazing on small mammals diversity in lower mountain coniferous forest glades. *Applied Ecology and Environmental Research* vol. 14, p. 115-127. [https://doi.org/10.15666/aeer/1403_115127]
- WEISKE, A., VABITSCH, A., OLESEN, J., *et al.* (2006) Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol. 112, p. 221-232. [<https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.023>]
- WEST, T.O., POST, W.M. (2002) Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation. *Soil Science Society of America Journal* vol. 66, n° 6, p. 1930-1946. [<https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1930>]
- WESTOBY, M., WALKER, B., NOY-MEIR, I. (1989) Opportunistic Management for Rangelands Not at Equilibrium. *Journal of Range Management* vol. 42, n° 4, p. 266-274. [<https://doi.org/10.2307/3899492>]
- WHITE, P.M., RICE, C.W. (2009) Tillage Effects on Microbial and Carbon Dynamics during Plant Residue Decomposition. *Soil Science Society of America Journal* vol. 73, n° 1, p. 138-145. [<https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0384>]
- WIESMEIER, M., LUNGU, M., CERBARI, V., *et al.* (2018) Rebuilding soil carbon in degraded steppe soils of Eastern Europe: The importance of windbreaks and improved cropland management. *Land Degradation & Development* vol. 29, n° 4, p. 875-883. [<https://doi.org/10.1002/ldr.2902>]
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (2014) Antimicrobial resistance: global report on surveillance. *In World Health Organization*. [<https://www.who.int/publications-detail-redirect/9789241564748>] (consulté le 25/05/2023).
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (2000) WHO Global principles for the containment of antimicrobial resistance in animals intended for food. *In World Health Organization*. [<https://www.who.int/news-room/events/detail/2000/06/05/default-calendar/who-global-principles-for-the-containment-of-antimicrobial-resistance-in-animals-intended-for-food>] (consulté le 25/05/2023).
- WORLD ORGANISATION FOR ANIMAL HEALTH (2012) Introduction to the recommendations for animal welfare. *In Terrestrial Animal Health Code*. [https://www.woah.org/fileadmin/Home/eng/Health_standards/tahc/2018/en_chapitre_aw_introduction.htm] (consulté le 08/03/2023).
- WU, Y., CHEN, D., DELGADO-BAQUERIZO, M., *et al.* (2022) Long-term regional evidence of the effects of livestock grazing on soil microbial community structure and functions in surface and deep soil layers. *Soil Biology and Biochemistry* vol. 168, p. 108629. [<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108629>]
- WU, Y., DU, Y., LIU, X., *et al.* (2023) Grassland biodiversity response to livestock grazing, productivity, and climate varies across biome components and diversity measurements. *Science of The Total Environment* vol. 878, p. 162994. [<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162994>]
- WU, Z. (2003) People still are feeding too much phosphorus. *Hoards Dairyman* vol. 148, n° 11, p. 210.
- WU, Z., SATTER, L.D., SOJO, R. (2000) Milk Production, Reproductive Performance, and Fecal Excretion of Phosphorus by Dairy Cows Fed Three Amounts of Phosphorus. *Journal of Dairy Science* vol. 83, n° 5, p. 1028-1041. [[https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(00\)74967-8](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(00)74967-8)]

- YAN, T., FROST, J.P., AGNEW, R.E., *et al.* (2006) Relationships among manure nitrogen output and dietary and animal factors in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* vol. 89, n° 10, p. 3981-3991. [[https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72441-9](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72441-9)]
- YIN, Y., YANG, C., LI, M., *et al.* (2021) Research progress and prospects for using biochar to mitigate greenhouse gas emissions during composting: A review. *The Science of the Total Environment* vol. 798, p. 149294. [<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149294>]
- ZEHETMEIER, M., BAUDRACCO, J., HOFFMANN, H., *et al.* (2012) Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal* vol. 6, n° 1, p. 154-166. [<https://doi.org/10.1017/S1751731111001467>]
- ZETOUNI, L., KARGO, M., NORBERG, E., *et al.* (2018) Genetic correlations between methane production and fertility, health, and body type traits in Danish Holstein cows. *Journal of Dairy Science* vol. 101, n° 3, p. 2273-2280. [<https://doi.org/10.3168/jds.2017-13402>]
- ZHANG, J., XU, X., CAO, Z., *et al.* (2019) Effect of Different Tannin Sources on Nutrient Intake, Digestibility, Performance, Nitrogen Utilization, and Blood Parameters in Dairy Cows. *Animals* vol. 9, n° 8, p. 507. [<https://doi.org/10.3390/ani9080507>]
- ZHAO, Y., NAN, X., YANG, L., *et al.* (2020) A Review of Enteric Methane Emission Measurement Techniques in Ruminants. *Animals* vol. 10, n° 6, p. 1004. [<https://doi.org/10.3390/ani10061004>]
- ZHOU, G., ZHOU, X., HE, Y., *et al.* (2017) Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. *Global Change Biology* vol. 23, n° 3, p. 1167-1179. [<https://doi.org/10.1111/gcb.13431>]
- ZOU, Y., NIU, D., FU, H., *et al.* (2015) Moderate grazing promotes ecosystem carbon sequestration in an Alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Journal of Animal and Plant Sciences* vol. 25, n° 3, p. 165-171.

Annexe 1 : Fiche d'optimisation environnementale d'un élevage bovin laitier (réalisation personnelle)

Aide à l'optimisation des performances environnementales d'un élevage bovin laitier

Programmes de soutien technique et/ou de valorisation économique

Nom	Description	Contact
Ferme laitière bas carbone	Réalisation d'un diagnostic environnemental, proposition d'un plan d'action sur 5 ans adapté à l'exploitation, obtention de crédits carbone : valorisation économique, soutien technique et administratif	https://www.ferme-laitiere-bas-carbone.fr/contactez-nous
Haute valeur environnementale	Obtention d'une certification reconnue par l'État, possibilité d'un crédit d'impôt et de valorisation économique	https://hve-asso.com/contact/

Leviers d'optimisation généraux

	Leviers et modalités	Enjeux
Santé du troupeau	Identification des dominantes pathologiques de l'exploitation (mammites, boiteries, cétozes, diarrhées néonatales...), réalisation d'audits adaptés et mise en place de suivis	Gaz à effet de serre, ammoniac, qualité de l'eau, consommation d'énergie
Reproduction	Audit et identification d'éventuels problèmes de reproduction, mise en place de suivis de reproduction et optimisation de la fertilité, réduction de l'âge au premier vêlage	

Leviers d'optimisation spécifiques

	Leviers et modalités	Enjeux
Alimentation	1) Ration alimentaire précise et équilibrée, apport de fourrage adéquat en quantité et qualité 2) Supplémentation lipidique (graines de colza, de canola ou de lin à la place de céréales), ajout de fourrages tannifères, supplémentation en 3NOP, 3) Apport azoté adapté 4) Éviter l'excès d'apport en phosphore	1) Gaz à effet de serre, ammoniac, qualité de l'eau, consommation d'énergie 2) Gaz à effet de serre 3) Ammoniac et qualité de l'eau 4) Qualité de l'eau
Gestion des pâturages	Intensité d'utilisation de 50 à 80%, augmentation de la part des prairies dans les rotations prairies-cultures, haies et bandes enherbées en périphérie des parcelles	Stockage de carbone, biodiversité, qualité de l'eau, consommation d'eau et d'énergie
Gestion des déjections	1) Système de digestion anaérobie 2) Ajout de biochar 3) Compostage en andains, couverture du compost, lombricompostage, acidification par mélasse de betterave à sucre, ajout d'additifs microbiens	1) Gaz à effet de serre, ammoniac, production d'énergie 2) Gaz à effet de serre et ammoniac 3) Ammoniac

VERS UN ÉLEVAGE BOVIN LAITIER PLUS ÉCO-RESPONSABLE : PERSPECTIVES ET RÔLE POSSIBLE DU VÉTÉRINAIRE

AUTEUR : Quentin REUET

RÉSUMÉ :

L'élevage bovin laitier a un impact majeur sur la gestion de nombreux enjeux environnementaux tels que les émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniac, le stockage de carbone, le maintien de la biodiversité, la gestion de l'eau et dans une moindre mesure l'équilibre énergétique. De nombreuses publications scientifiques ont étudiés les mécanismes impliqués dans cet impact et permis le développement de divers leviers d'optimisation. La diffusion de ces leviers à grande échelle en France a récemment débuté. Cette transition écologique des élevages touche directement plusieurs domaines d'activité du vétérinaire rural.

Cette étude bibliographique présente la place de l'élevage bovin laitier au sein des différents enjeux environnementaux, les méthodes permettant d'estimer les performances environnementales d'une exploitation et les principaux leviers d'action associés. Une partie de cette étude offre une description des principaux acteurs et programmes actuels impliqués dans la transition écologique de l'élevage bovin laitier en France. La place actuelle du vétérinaire rural dans cette transition et les possibilités d'évolution de celle-ci sont également évoquées.

L'optimisation de la gestion de santé du troupeau et de la reproduction sont des leviers d'action environnementaux actuellement accessibles au vétérinaire rural. À l'avenir, le vétérinaire rural a la possibilité de devenir un acteur clé de la transition écologique de l'élevage bovin laitier. La mise en place de contrats de conseil entre éleveur et vétérinaire pourrait voir le jour dans le cadre de programmes d'optimisation environnementale.

Afin de permettre au vétérinaire de participer pleinement à la transition écologique de l'élevage bovin laitier l'acquisition de nouvelles connaissances et compétences dans plusieurs domaines tels que l'alimentation, l'agronomie et la valorisation des déjections semble nécessaire.

MOTS CLÉS :

PERFORMANCES ENVIRONNEMENTALES / AGROÉCOLOGIE / ÉLEVAGE BOVIN LAITIER / GAZ À EFFET DE SERRE / STOCKAGE DE CARBONE / AMMONIAC / BIODIVERSITÉ / EAU / ÉNERGIE / MÉDECINE DES POPULATIONS

JURY :

Présidente : Dr RIVIÈRE Julie

Directrice de thèse : Pr GRIMARD-BALLIF Bénédicte

Examinatrice : Dr DE PAULA-REIS Alline

TOWARDS A MORE ECO-RESPONSIBLE DAIRY FARMING : PROSPECTS AND POSSIBLE ROLE FOR THE VETERINARIAN

AUTHOR: Quentin REUET

SUMMARY:

Dairy farming has a major impact on the management of many environmental issues such as greenhouse gas and ammonia emissions, carbon storage, maintenance of biodiversity, water management and, to a lesser extent, energy balance. Numerous scientific publications have studied the mechanisms involved in this impact and led to the development of various optimisation tools. The dissemination of these tools on a large scale in France has recently begun. This environmental transition of livestock farming directly affects several areas of rural veterinarian's activity.

This bibliographic study presents the role of dairy farming within different environmental issues, the methods for estimating a farm's environmental performance and the associated environmental's tools. One part of this study describes the main actors and programmes currently involved in the dairy farming's environmental transition in France. The current role of the rural veterinarian in this transition and the prospects of its evolution are also discussed.

Optimising herd health and reproductive management are environmental tools currently available to the rural veterinarian. In the future, the rural veterinarian could become a key contributor to the environmental transition of dairy farming. The establishment of consulting contracts between farmers and veterinarians could be implemented in the framework of environmental optimisation programmes.

To enable the veterinarian to fully participate in the environmental transition of dairy farming, the acquisition of new knowledge and skills in several fields such as feeding, agronomy and the valorisation of manure seems necessary.

KEYWORDS:

ENVIRONMENTAL PERFORMANCE / AGROECOLOGY / DAIRY FARMING / GREENHOUSE GASES / CARBON STORAGE / AMMONIA / BIODIVERSITY / WATER / ENERGY / HERD HEALTH MANAGEMENT

JURY:

Chairperson: Dr RIVIÈRE Julie

Thesis Director: Pr GRIMARD-BALLIF Bénédicte

Reviewer: Dr DE PAULA-REIS Alline