

Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production

J.-B. Dollé¹, P. Faverdin², J. Agabriel³, D. Sauvant⁴

1 : Institut de l'Élevage, 56, Avenue Roger Salengro, BP 80039, F-62051 Saint-Laurent-Blangy cedex ;
jean-baptiste.dolle@idele.fr

2 : INRA UMR PEGASE, Domaine de la Prise, F-35590 Saint-Gilles.

3 : INRA UR 1213 Herbivores, F-63122 Saint-Genes-Champanelle.

4 : INRA, 16 Rue Claude-Bernard, F-75231 Paris cedex 05.

Résumé

En France, l'activité agricole représente 18,8 % des émissions de Gaz à Effet de Serre nationales (hors CO₂ fossile intégré dans le secteur des transports), dont 10 % liés directement aux exploitations bovines en considérant les surfaces affectées à l'élevage. Au-delà des émissions de GES, le rôle de l'agriculture et plus particulièrement de l'élevage dans la lutte contre le changement climatique est également largement reconnu au travers du stockage de carbone par les sols. Le bilan national des émissions de GES et du stockage de carbone imputé à l'élevage bovin national s'élève à 39 millions de tonnes d'équivalent gaz carbonique (CO₂ eq). Les évaluations de type Analyse du Cycle de vie (ACV) conduites sur les systèmes laitiers mettent en évidence une empreinte carbone nette comprise entre 0,5 et 0,8 kg de CO₂ eq /kg de lait en diminution de 15 à 25 % entre 1990 et 2010. Les mêmes évaluations conduites sur des systèmes spécialisés en bovin viande font état d'une empreinte carbone nette comprise entre 8,2 et 10,8 kg de CO₂ eq/kg de viande vive. Qu'il s'agisse des inventaires nationaux ou de l'analyse des systèmes de production selon une approche ACV, les investigations mettent en évidence la nécessité de raisonner les évaluations et les leviers de façon globale et agrégée à l'échelle des systèmes mais en considérant également l'équilibre des filières lait et viande. Ainsi, de nombreux leviers d'action sont identifiés à l'échelle du système pour réduire la contribution de l'élevage bovin au travers de la réduction des émissions de méthane, de protoxyde d'azote et de gaz carbonique. Par ailleurs, ces leviers d'atténuation des émissions de GES doivent être cohérents et convergents avec ceux permettant l'adaptation des systèmes de production au changement climatique.

Introduction

Pour réduire l'effet de l'activité anthropique sur le changement climatique, le protocole de Kyoto, ratifié en 2005, vise une réduction des émissions de GES au niveau international de 20 %, voire 30 %, d'ici 2020 par rapport à 1990. D'importants travaux sont conduits pour apprécier la contribution des différents secteurs. En élevage bovin, l'appréciation analytique des émissions par gaz ou par poste revêt un intérêt pour l'acquisition de connaissances sur les mécanismes d'émission et l'identification des leviers d'action. La complexité des processus dynamiques et les interactions entre les différents composants que sont le sol, les prairies, les cultures, les aliments, les animaux... nécessitent de prendre en compte les émissions mais également les mécanismes de stockage de carbone associés à la présence de prairies. Par ailleurs, l'évolution négative des surfaces en prairies nécessite d'intégrer dans l'évaluation des systèmes de production les pertes importantes de carbone, provenant de la réduction des apports carbonés. Cette problématique des émissions de GES et du stockage de carbone se pose à l'échelle nationale au travers des inventaires pour comptabiliser les émissions directes de chaque secteur, et à l'échelle des produits au travers des méthodologies basées sur l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). A la différence des méthodes d'inventaire qui ne comptabilisent pas les émissions dues aux industries des engrais ou des pesticides ou encore des tourteaux importés, les méthodes ACV prennent en compte toutes ces émissions indirectes liées aux intrants utilisés en fonction de leur mode de production, quelle que soit leur origine géographique. Les investigations conduites ces dernières années mettent en avant la nécessité d'élaborer des démarches d'évaluation globale à l'échelle du système et non uniquement focalisées sur un gaz ou une pratique, mais également des évaluations agrégées à l'échelle du pays, de l'élevage bovin national et pas uniquement focalisées sur une filière lait ou viande. Pour cela, des choix méthodologiques doivent être opérés afin de les adapter à ce type d'évaluation.

L'objectif de cet article est de présenter le bilan national des émissions de GES et du stockage de carbone basé sur la méthode des inventaires et, parallèlement, de réaliser une évaluation comparée des systèmes lait et viande. Les points méthodologiques essentiels à la détermination de la contribution de l'élevage bovin seront développés. Appliqués à des systèmes de production contrastés et sur des situations présentant des niveaux d'optimisation différents, ces travaux permettent d'identifier les principaux leviers d'action.

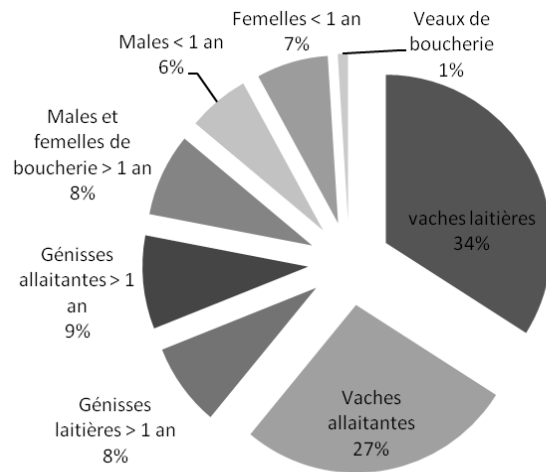
1. Bilan GES de l'élevage bovin national

1.1. Contribution de l'élevage aux émissions nationales directes de GES

L'agriculture se caractérise par une contribution significative à l'émission de gaz à effet de serre (GES). En France, environ 19 % de la totalité des GES serait d'origine agricole (CITEPA, 2012). Ces émissions sont principalement dues au méthane (CH_4) et au protoxyde d'azote (N_2O) issus respectivement du cycle du carbone et du cycle de l'azote. L'agriculture contribue respectivement à 68 % et 87 % pour le CH_4 et le N_2O des émissions France entière pour ces deux éléments en 2010. Au sein de l'agriculture, l'élevage est le contributeur quasi exclusif du poste méthane avec 69 % pour les émissions entériques et 30 % pour les émissions liées aux effluents (CITEPA, 2012). Pour le poste méthane entérique, les ruminants représentent 98 % de ces émissions en raison de leurs particularités digestives et des émissions liées aux fermentations dans le rumen. Les émissions des effluents sont mieux réparties entre les différentes espèces animales, *au prorata* des quantités excrétées.

Les impacts totaux sont conventionnellement calculés en équivalent CO_2 (CO_2 eq) avec un coefficient de pouvoir de réchauffement global (PRG) qui leur est attribué en fonction de leur pouvoir de réchauffement et de leur temps de séjour dans l'atmosphère soit respectivement 25 et 298 pour le CH_4 et le N_2O (précédemment 21 et 310, coefficients encore utilisés dans les inventaires). Les émissions de CO_2 e issues de l'agriculture rentrent peu en compte dans les émissions de GES de l'agriculture, car les méthodologies en cours proposées par le GIEC ne comptabilisent que les émissions de carbone d'origine fossile ou de carbone dont le cycle ne se fait pas au cours d'une année. Le cycle annuel du CO_2 est en effet très important, mais l'on suppose que les flux issus de la respiration de CO_2 par les hommes, les animaux et les plantes, ainsi que les fermentations des excréments, s'équilibrent avec les captations de CO_2 par les plantes au pas de temps de l'année.

FIGURE 1 – Contribution des différentes catégories de bovins aux émissions de GES, 2010 (CH₄ et N₂O en équivalent CO₂) dans les inventaires (CITEPA, 2012).



Une première estimation des quantités de méthane entérique produites par les animaux d'élevage a été proposée par VERMOREL *et al.* (2008) sur la base des effectifs animaux de 2007. Elles s'élevaient à 1,41 millions de tonnes de CH₄ soit 35,25 millions de tonnes d'équivalent CO₂ dont plus de 90 % produits par les bovins. Au niveau du troupeau bovin français, les émissions de GES étaient d'environ 54,9 millions de tonnes d'équivalent CO₂ eq en 2010 (CITEPA, 2012). Les méthodes d'inventaire ne séparent pas les émissions liées au lait et à la viande, contrairement aux méthodes d'ACV, mais considèrent les catégories d'animaux (Figure 1). Les vaches laitières constituent une catégorie spécifique dont les émissions peuvent être assimilées dans un premier temps à celles nécessaires à la production de lait. Les vaches laitières représentent 34 % des émissions de GES des bovins avec la méthodologie actuellement utilisée pour les inventaires (IPCC, 2006), alors qu'elles ne représentent que 19 % des effectifs du troupeau bovin. Cette part importante vient des quantités ingérées et rejetées plus fortes que les autres catégories. Rapportée à la quantité de lait produite en 2010 (22 869 millions de litres, Agreste), ces émissions des vaches laitières correspondent à 0,82 kg de CO₂ eq par litre de lait, valeur inférieure aux valeurs estimées par les méthodes d'analyse de cycle de vie (proche du kg de CO₂/litre de lait) qui prennent également en compte les émissions associées à tous les intrants nécessaires à la production. Un calcul similaire pour estimer les émissions liées au kg d'équivalent carcasse, en admettant que toutes les autres catégories bovines y contribuent, donne une valeur moyenne de 20,9 kg d'équivalent CO₂ par kg d'équivalent carcasse soit environ 11,5 kg d'équivalent CO₂ par kg de viande vive produite.

1.2. Le stockage/déstockage de carbone en élevage bovin

Il est admis que les sols représentent le puits de carbone, naturel et à long terme (50-100 ans), le plus important sur les surfaces continentales notamment grâce aux forêts et aux prairies qui représentent au niveau français 11 millions d'hectare en 2010 (Tableau 1). L'élevage bovin, dont le régime repose entre 65 et 92 % sur la valorisation de surfaces prairiales, nécessite d'intégrer le stockage de carbone dans son bilan GES pour deux raisons principales. La première concerne la compensation des émissions de méthane associées à la digestion des fibres cellulosiques, grâce au stockage de carbone des prairies. La seconde est relative à la préservation de ces stocks de carbone sous prairies, évalués à 65-70 tonnes/ha (ARROUAYS *et al.*, 2002), et qui assurent une mitigation importante face à l'emballement climatique. Les lignes directrices du GIEC (IPCC, 2006), qui régissent l'établissement des inventaires nationaux d'émissions et absorptions des GES, distinguent plusieurs situations pour la prise en compte du stockage/déstockage de carbone dans les sols : les prairies permanentes, la conversion des prairies en cultures, la conversion des cultures en prairies... Dans le cadre des inventaires nationaux, il est important de savoir qu'à l'heure actuelle, le stockage/déstockage de carbone dans le sol n'intervient que par la prise en compte du changement d'usage des sols. Il n'intervient pas dans l'usage des sols eux-mêmes, sauf pour le stockage par le bois. Ainsi, le stockage de carbone par les prairies n'est pas pris en compte actuellement. Toutefois, au regard de la situation française en matière de gestion et d'évolution des surfaces agricoles, nous nous attacherons à détailler ici les deux modalités principales relatives à la conversion des prairies en cultures ainsi qu'aux prairies permanentes et aux haies.

- Stockage/déstockage lié au changement d'affectation des sols

Les stocks de carbone actuels moyens en France sous les grands types d'usage étant de 40 t C/ha pour les cultures et 70 t C/ha pour les forêts et prairies, une expertise collective menée par l'INRA (ARROUAYS *et al.*, 2002) a mis en évidence des flux annuels de carbone suite à un changement d'affectation des sols. Alors que le passage d'un sol cultivé à une prairie se traduit par une séquestration du carbone dans les sols représentant en moyenne 490 kg C/ha/an, la conversion d'une prairie en culture se traduit par une perte moyenne de carbone de 950 kg C/ha/an sur une période de 20 ans (ARROUAYS *et al.*, 2002). Au regard de l'évolution des surfaces nationales entre 1988 et 2010, le changement d'affectation des sols en élevage bovin concerne essentiellement le passage des prairies en cultures. Cette évolution des surfaces concerne deux types de situations :

* Le passage des prairies permanentes (PP) en prairies temporaires (PT)

Le recul important des PP entre 1988 et 2010 (Tableau 1) a été en partie compensé par une intensification des surfaces couplé à un passage en PT. Ce changement d'utilisation des PP en PT a une incidence positive ou négative sur le stockage de carbone selon le niveau de fertilité de la prairie permanente initiale. Ainsi, ARROUAYS *et al.* (2002) font état d'un déstockage de carbone compris entre 100 et 200 kg C/ha/an lors de la conversion de PP en PT à niveau d'intensification égal et d'un stockage de carbone compris entre 100 et 200 kg C/ha/an lors de la conversion de PP pauvres en PT à niveau d'intensification croissant. Les données statistiques ne donnant pas avec précision l'évolution du niveau d'intensification lors de ce changement d'utilisation des PP en PT, un facteur de stockage/déstockage égal à zéro peut être retenu pour les PT et cultures en rotation avec ces PT.

* Le passage des prairies permanentes en cultures

Le transfert partiel des PP en PT combiné à la perte de surface agricole de 6 % en 22 ans s'est traduit par une diminution de la surface globale en prairies de près de 1,8 million d'ha entre 1988 et 2010 au profit des cultures. Sur la base d'une perte de carbone de 950 kg C/ha/an, le déstockage de carbone associé au retournement des PP en cultures représente une perte de carbone de 1,7 million de tonnes. Par convention, cette perte de carbone est répartie sur les 11 millions d'ha de cultures annuelles n'entrant pas dans une rotation avec des prairies temporaires (Tableau 1), à savoir les cultures annuelles 2010 des OTEX grandes cultures et les céréales et maïs fourrages n'entrant pas en rotation avec une prairie temporaire des OTEX élevages. La perte de carbone associée au retournement des prairies permanentes représente ainsi 155 kg de carbone/ha/an. Afin d'affiner la prise en compte du déstockage, une telle approche nationale doit être déclinée à l'échelon régional pour évaluer les cinétiques contrastées entre régions (région d'élevage vs région de grandes cultures).

TABLEAU 1 – Surfaces agricoles françaises (ha, RGA 1988-2010).

	1988	2010
SAU totale	28 595 799	26 963 254
SAU OTEX Grandes cultures		9 181 898
SAU OTEX Elevages de ruminants		15 016 977
Prairies Permanentes	10 214 086	7 634 370
Prairies temporaires	2 785 969	3 472 867
Cultures n'entrant pas dans une rotation avec des prairies temporaires des OTEX grandes cultures et ruminants (évaluation sur la base d'une rotation avec 5 ans de PT et 3 ans de cultures annuelles)		11 007 918

- Stockage de carbone des prairies permanentes

Dans des situations "stabilisées", sans changement notable d'utilisation des sols, certains auteurs (WATSON *et al.*, 2002) spécifient que la teneur en matière organique du sol atteint un équilibre y compris sur des sols prairiaux où le flux annuel serait nul. Néanmoins, plusieurs publications (BELLAMY *et al.*, 2005 ; SOUSSANA et LÜSCHER, 2007 ; SMITH *et al.*, 2007) mettent en évidence la présence d'un flux annuel de carbone sur des surfaces en prairies de longue durée. Il n'y aurait ainsi pas de limite temporelle au stockage du carbone, des prairies très anciennes pouvant continuer à

stocker du carbone sur de très longues périodes. Cette évaluation du stockage de carbone par ces surfaces nécessite le suivi du carbone stocké dans les divers horizons de sol en combinaison avec l'évolution du mode de gestion des prairies. Il convient de préciser que, dans le cadre d'expérimentations récentes sur le stockage de carbone sous prairies menées dans le cadre des projets européens GreenGrass (SOUSSANA *et al.*, 2007) et CarboEurope (SCHULZE *et al.*, 2009), il a été mis en évidence que les prairies constituent des puits nets de carbone stockant de 500 à 1 200 kg C/ha/an. Aux Etats-Unis et en Nouvelle-Zélande, des niveaux de stockage comparables compris respectivement entre 120 et 400 kg C/ha/an et entre 590 et 900 kg C/ha/an ont été observés sur des prairies pâturées (PELLETIER *et al.*, 2010 ; MUDGE *et al.*, 2011). De nombreux auteurs (ARROUAYS *et al.*, 2002 ; IPCC, 2006 ; SOUSSANA *et al.*, 2009 ; KLUMPP *et al.*, 2010) font état d'une variation forte des flux de carbone selon le contexte et les pratiques culturales :

- Certaines conditions climatiques, et notamment une plus forte pluviosité combinée à des températures plus douces à l'automne et en hiver, sont favorables au stockage de carbone (KLUMPP *et al.*, 2010). *A contrario*, des conditions sèches et des vagues de chaleur réduisent la production primaire à l'origine d'une perte de carbone (CIAIS *et al.*, 2005).

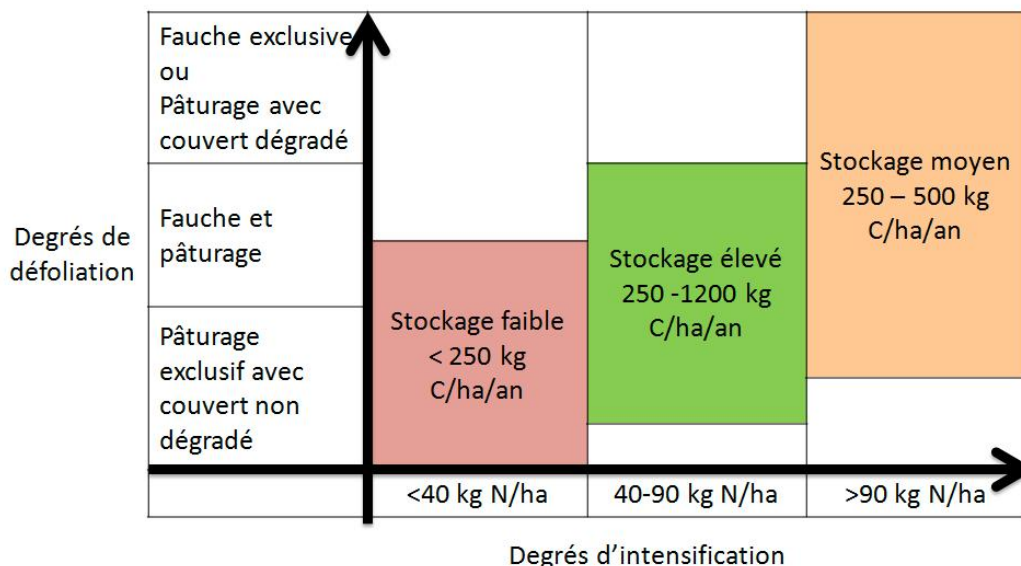
- L'apport modéré d'azote (engrais, déjections) accroît la séquestration du carbone (FONTAINE *et al.*, 2004 ; KLUMPP *et al.*, 2009). De même, la présence de légumineuses permet une autorégulation en azote et donc le maintien du stock de carbone (SOUSSANA *et al.*, 2010 ; LOISEAU *et al.*, 2001). *A contrario*, une carence en azote peut provoquer un déstockage de carbone car les microbes du sol puisent dans les réserves humiques du sol, de même qu'une sur-fertilisation qui peut moins alimenter en carbone que la minéralisation (ARROUAYS *et al.*, 2002).

- Le pâturage permet un meilleur stockage de carbone que la fauche *via* un apport direct de matière organique par les déjections et une moindre exportation de carbone du fait de l'herbe résiduelle (REEDER et SCHUMAN, 2002 ; SOUSSANA et LÜSCHER, 2007 ; SOUSSANA *et al.*, 2010). Inversement, la fauche exclusive et fréquente de la prairie (KLUMPP *et al.*, 2007) peut conduire à des niveaux de prélèvement trop forts (exportations de carbone importantes et répétées) et à un déstockage.

- L'intensité du pâturage joue également sur les niveaux de stockage, en lien avec l'herbe résiduelle. Les pâturages très ras laissent moins d'organes aériens, sources de litière puis de carbone, et le surpâturage peut engendrer une dégradation du couvert végétal (JONES et DONNELLY, 2004). Inversement, les pâturages moins sévères laissent davantage d'organes sénescents (LOUAULT *et al.*, 2005) favorables au stockage de carbone.

Au regard de l'incidence des pratiques sur le stockage/déstockage, des flux annuels de carbone peuvent être proposés selon une typologie des prairies rencontrées en France. Deux critères essentiels intervenant sur les niveaux de stockage sont retenus : le premier concerne le niveau de

FIGURE 2 – Stockage de carbone des prairies permanentes selon les pratiques culturales (adapté de ARROUAYS *et al.*, 2002 ; SOUSSANA *et al.*, 2004 ; SOUSSANA et LUSCHER, 2007 ; SOUSSANA *et al.*, 2009 ; KLUMPP *et al.*, 2010 ; MUDGE *et al.*, 2011 ; FARRUGIA *et al.*, 2012).



fertilité des sols en lien avec le niveau de fertilisation, mais également la production de fourrage, les conditions pédoclimatiques ; le second est en lien avec le degré de défoliation du couvert à savoir la distinction prairie pâturée vs prairie fauchée et le niveau de dégradation du couvert lors du pâturage (Figure 2). Cette typologie concerne trois situations contrastées :

- les milieux à contraintes, extensifs et à faible rendement pour lesquels les niveaux de stockage sont faibles ;
- les milieux à intensification modérée, dont le mode d'exploitation dominant est le pâturage ou la combinaison pâturage/fauche et dont le couvert herbacé est préservé, pour lesquels les niveaux de stockage sont moyens à élevés ;
- les milieux gérés de façon intensive avec un niveau de fertilisation plus élevé, en fauche quasi exclusive et/ou un pâturage à fort chargement provoquant une dégradation du couvert herbacé, pour lesquels les niveaux de stockage sont faibles à moyen.

Compte tenu des niveaux de stockage et de la part de prairies dans chacune des classes typologiques, un niveau moyen de stockage national de 600 kg C/ha/an peut être proposé pour les systèmes prairiaux.

1.3. Bilan GES du troupeau bovin national

La particularité de l'élevage bovin, à la fois source et puits de carbone, plaide pour raisonner en termes de bilan net, en considérant à la fois les sources de GES et leur compensation par le stockage de carbone (SOUSSANA *et al.*, 2010).

Sur la base d'un stockage de 600 kg/ha/an, les 6,6 millions d'hectares de PP associées à l'élevage bovin (Tableau 2) représentent un potentiel de stockage de carbone de plus de 4 millions de tonnes. Les 4,8 millions d'ha de PT et cultures associées possèdent une contribution nulle au stockage de carbone. Les 1,6 millions d'ha de cultures n'entrant pas en rotation avec une prairie temporaire des OTEX bovines, destinées à la production du maïs fourrage et des céréales autoconsommées, représentent un potentiel de déstockage de 247 930 tonnes de carbone. Enfin, au-delà des concentrés produits sur les exploitations, pour lesquels un déstockage de 155 kg C/ha/an a été comptabilisé, il convient de considérer les surfaces correspondant aux concentrés achetés (céréales, protéagineux...). Dans le cadre de cette approche nationale, seuls les concentrés achetés nationaux (DEVUN *et al.*, 2012), soit une surface équivalente de 543 490 ha, ont été considérés. Le déstockage de carbone associé représente 84 240 tonnes de carbone.

Par ailleurs, les haies et les bosquets représentent un flux annuel de 100 kg C/ha sur la base de 100 m linéaire par hectare (ARROUAYS *et al.*, 2002), du fait de l'augmentation des restitutions et de l'absence de travail du sol. Très fréquemment rencontrés dans les exploitations d'élevage, leur contribution au stockage de carbone s'élève à 423 820 tonnes de carbone (Tableau 2). Au même titre que pour les PP, il conviendra à terme d'approcher la cinétique d'évolution des mètres linéaires de haies entre 1990 et 2010, afin d'imputer le déstockage de carbone associé.

TABLEAU 2 – Bilan des GES en 2010 de l'élevage bovin à l'échelle nationale.

	(ha)	(kg C/ha/an)	(tonnes C)	(tonnes CO ₂)
Emissions GES				54 900 000
Stockage/déstockage carbone				15 048 880
dont prairies permanentes	6 687 650	600	4 012 590	14 712 830
dont prairies temporaires et cultures en rotation	4 867 540	0	0	0
dont cultures n'entrant pas dans une rotation avec des prairies temporaires	1 599 580	-155	-247 930	-909 080
dont concentrés nationaux achetés (céréales et protéagineux)	543 490	-155	-84 240	-308 880
dont haies	4 238 150	100	423 820	1 554 010
Bilan émissions – stockage/déstockage				39 851 120
Compensation carbone (stockage C/émissions GES) %				27 %

Selon les modalités décrites précédemment, le taux de compensation des émissions de GES du secteur herbivore est de 27 % à l'échelle nationale. Ce niveau de compensation moyen varie selon les systèmes et sera plus élevé pour les systèmes les plus herbagers.

2. Empreinte carbone des produits lait et viande des principaux systèmes de production

Il est important de bien noter la différence entre les méthodes d'inventaires utilisées aux échelles nationales pour comptabiliser les émissions directes de chaque secteur développée précédemment, et les méthodes type analyse de cycle de vie (ACV) prenant également en compte les intrants nécessaires à une activité.

2.1. Principes méthodologiques ACV de l'évaluation des systèmes de production

L'approche ACV, plus difficile à réaliser que les méthodes d'inventaires à des échelles très agrégées, permet de mieux évaluer les impacts des pratiques au sein des systèmes de production et tout au long du cycle de vie des produits. Fidèle à la méthodologie ACV et aux préconisations du GIEC, la Fédération Internationale Laitière a ainsi publié une méthodologie adaptée au secteur laitier (FIL, 2010). En France, les Instituts Techniques Agricoles ont développé la méthode GES'TIM qui propose des méthodes d'estimation et facteurs d'émission spécifiques au territoire français : conditions pédoclimatiques, pratiques d'élevage et itinéraires culturels, bouquet énergétique français, provenance et itinéraires de production des intrants adaptés à l'approvisionnement des exploitations françaises (GAC *et al.*, 2010a). En exploitation d'élevage, l'application de la méthodologie ACV considère l'ensemble des impacts sur la partie du cycle de vie du produit s'arrêtant au portail de la ferme. Sur ce périmètre, il s'agit d'inventorier les impacts directs liés au processus de production au niveau de l'exploitation agricole mais également les impacts indirects inhérents à la fabrication des intrants et à leur transport. Cela concerne généralement les animaux en production, les animaux de renouvellement, les surfaces destinées à l'atelier et l'ensemble des intrants (énergie, fertilisants, alimentation, ...) alimentant cet atelier et ces surfaces (GAC *et al.*, 2010a).

Dans le cadre de l'élevage, la mise en œuvre de l'ACV qui vise à évaluer un système de production et les produits associés nécessite de raisonner à l'échelle de l'atelier et non de l'exploitation. Même si l'échelle de l'exploitation présente un intérêt d'analyse de la cohérence globale du fonctionnement, l'échelle de l'atelier est indispensable afin d'identifier les flux de matière et les émissions associés à la production d'un produit. Ainsi, deux ateliers composant une exploitation (bovins et cultures ou bovins lait et viande, ...) doivent être analysés séparément (DOLLE *et al.*, 2011). Ce premier niveau de répartition des impacts environnementaux entre ateliers est ensuite confronté à la répartition des impacts entre les différents produits présents sur un même atelier. Cette situation nécessite alors d'avoir recours à un moyen d'allouer les impacts d'un atelier entre les différents produits commercialisés. Cette situation est rencontrée dans les ateliers laitiers qui produisent à la fois du lait et de la viande et dans les ateliers viande qui commercialisent de la viande de différentes catégories animales (brouillards, jeunes bovins, bœufs, vaches de réforme...). Dans la mesure du possible, il convient de distinguer les schémas de production en procédant à l'affectation des émissions à la catégorie animale concernée grâce à une dissociation des processus. Néanmoins, lorsque l'affectation des émissions entre les différentes catégories animales est difficile à mettre en œuvre, le recours à l'allocation est nécessaire afin de répartir l'impact GES entre les produits issus de ces ateliers (CEDERBERG et STADIG, 2003 ; DE VRIES et DE BOER, 2010 ; KRISTENSEN *et al.*, 2011). Plusieurs modes d'allocation entre le lait et la viande, et les viandes entre elles, sont identifiés (biophysique, protéique, économique, ...). Ces modes de répartition des émissions répondent à trois logiques distinctes. La première est basée sur le fonctionnement du système de production (allocation biophysique), la seconde repose sur des clés en lien avec la valeur nutritionnelle du produit final (allocation protéique) et, la dernière, sur des éléments de conjoncture (allocation économique). Le choix entre ces clés de répartition des GES doit être lisible par les différents acteurs pour le calcul de l'impact et la mise en œuvre de plans d'action, mais également être en cohérence avec une vision globale des filières de production bovine et notamment l'équilibre entre ces filières. C'est pourquoi l'allocation entre différents produits, et notamment entre le lait et la viande, ne doit pas se raisonner à l'échelle d'une filière mais

bien intégrer la complémentarité de ces deux filières qui conditionnent les effectifs animaux nationaux. Le mode d'allocation biophysique basé sur le fonctionnement du système d'exploitation revêt pour cela un intérêt. Le principe est de considérer que les génisses laitières, qui seront de futures vaches de réforme, contribuent à la production de viande et ainsi d'associer les impacts environnementaux de cette catégorie animale à la viande valorisée en réforme laitière. Ce mode d'allocation repose sur l'équilibre, à l'échelle nationale, entre les troupeaux lait et viande au travers de la viande produite par les ateliers laitiers qui représente 40 % de la viande produite en France. La distinction des impacts des deux catégories animales, génisses et vaches laitières, étant relativement complexe, il est proposé de baser la répartition de ces impacts sur l'énergie consommé par les deux catégories animales pour produire respectivement le lait et la viande. Nous considérons ainsi que l'énergie consommée par les génisses est destinée à la production de viande et celle des vaches en lactation à la production de lait, à l'exception de l'énergie de la gestation associée à la croissance du veau. L'application de ce mode de partition de l'énergie totale consommée par un atelier laitier, met en évidence que 74 % de l'énergie concerne les vaches en production, 3 % les veaux et 23 % les génisses de renouvellement. Appliquée aux émissions de GES de l'atelier, ces ratios permettent une répartition aisée des impacts par type de produit.

2.2. Empreinte carbone du lait des principaux systèmes de production

Une évaluation des émissions de GES a été conduite sur un échantillon de 214 exploitations laitières spécialisées appartenant à la base de données des réseaux d'élevage. Sur les 214 exploitations de l'échantillon, l'impact sur le changement climatique (sans intégration du stockage de carbone) est compris entre 0,9 et 1,0 kg CO₂ eq/litre de lait après application de l'allocation biophysique (Tableau 3). Cette empreinte carbone brute est conforme aux valeurs rencontrées dans la bibliographie (BASSET-MENS *et al.*, 2007 ; VELLINGA *et al.*, 2011) mais inférieure aux valeurs observées par DOLLE *et al.* (2011) et BEGUIN *et al.* (2012) pour lesquels l'application de l'allocation protéique se traduisait par une empreinte carbone du lait supérieure. La comptabilisation du stockage de carbone par les prairies et les haies se traduit par une empreinte nette comprise entre 0,5 et 0,9 kg CO₂ eq/litre de lait. Aucune variabilité significative de l'empreinte carbone brute n'est constatée selon la part d'herbe dans le système de production. La situation est toutefois différente dès lors que l'on intègre le stockage de carbone par les prairies qui permet une compensation comprise entre 5 et 50 % des émissions selon les systèmes (Tableau 3). Alors que la variabilité entre systèmes de production reste faible, une forte variabilité intrasystème de production est mise en évidence. Il ressort donc que les variations en matière d'émissions de GES sont davantage liées à la gestion du troupeau, aux pratiques et aux structures d'exploitation qu'au système de production lui-même. C'est ainsi que les systèmes les plus optimisés sont les plus performants sur le plan environnemental (HENRIKSON *et al.*, 2011). L'un des premiers facteurs explicatifs des différences observées entre exploitations d'un même système concerne **la performance technique de l'exploitation en lien avec le niveau de production par vache et le lait produit par hectare de SFP**. Toute chose étant égale par ailleurs (intrants, durée de pâturage, ...), une productivité par vache supérieure est un **gage de réduction de l'empreinte carbone au litre de lait**. Mise en évidence pour des niveaux de production inférieurs à 8 000 kg lait/vache, l'augmentation de la productivité laitière est à considérer avec prudence. En effet, cette tendance permise par le gain sur le méthane entérique peut être remise en cause lorsque cette augmentation de productivité se traduit par un recours important aux intrants, l'accroissement de la période en bâtiment d'élevage où les émissions gazeuses sont supérieures comparativement à la période de pâturage, et à une moindre compensation carbone par les prairies... D'autre part, LOVETT *et al.* (2006) précisent que le gain obtenu sur le méthane entérique de vaches à haut potentiel peut être perdu si l'on regarde l'ensemble de la carrière de la vache. Ainsi, des situations d'élevage avec un nombre de lactations et des performances de reproduction généralement plus faibles, des animaux plus sensibles aux risques sanitaires... sont associées à une part d'animaux improductifs plus élevée défavorable aux émissions de GES du système. Enfin, comme précisé précédemment, cette spécialisation laitière serait en défaveur de la "viande coproduit" du lait et nécessiterait une production plus importante de viande issue des ateliers viande spécialisés dont l'empreinte carbone est plus élevée. Les autres facteurs explicatifs des différences observées sur les impacts environnementaux entre exploitations d'un même système concernent l'optimisation technique des exploitations. Ainsi, la gestion du troupeau (réforme des animaux peu productifs, gestion sanitaire efficace, capacité d'adaptation aux modifications de l'environnement, ...), la gestion de l'alimentation (kg de concentrés / l lait, autonomie alimentaire...), la gestion de la fertilisation (excédents azotés)... sont autant d'éléments déjà mis en œuvre en élevage dont l'optimisation est favorable aux résultats environnementaux.

TABLEAU 3 – Empreinte carbone du lait des principaux systèmes laitiers.

	Exploitations de plaine			Exploitations de montagne	
	> 30 % maïs	10-30 % maïs	< 10 % maïs	> 10 % Maïs	Herbe
Nombre d'exploitations étudiées	38	45	37	27	67
Nombres de vaches	62	59	66	49	45
Production laitière par vache (l/VL)	7 782	6 627	5 691	7 079	5 840
SAU	84	88	115	69	83
Maïs/SFP (%)	41%	19%	2%	23%	1%
Chargement (UGB/ha SFP)	1,5	1,2	1,1	1,3	0,9
Quantité de concentrés (kg/l lait)	208	178	176	260	234
Quantité d'azote minéral (kg N/ha SAU)	88	40	19	58	23
Empreinte carbone brute (kg CO ₂ eq /l)	0,9	0,9	0,9	0,9	1,0
Stockage/déstockage de carbone (kg eq CO ₂ eq /l)	0,1	0,2	0,4	0,2	0,5
Empreinte carbone nette (kg eq CO ₂ eq /l)	0,9	0,7	0,6	0,8	0,5

2.3. Empreinte carbone de la viande des principaux systèmes de production

Premier transformateur d'herbe en protéines animales la vache allaitante et son veau produisent des GES à raison d'environ 5,5 tonnes équivalent CO₂ eq/hectare ou 13,8 kg CO₂ eq/kg viande vive (NGUYEN *et al.*, 2012) dans un système Charolais classique. Les évaluations conduites sur un échantillon de 160 ateliers naisseurs de la base de données des réseaux d'élevage font état d'une empreinte carbone moyenne de 15,6 kg CO₂ eq /kg viande vive (Tableau 4). Ce résultat moyen cache des disparités importantes entre exploitations (+/- 30 %) liées à différents niveaux d'optimisation des pratiques d'élevage. Alors que les simulations de NGUYEN *et al.* (2013) indiquent des différences modestes selon les diverses pratiques connues étudiées indépendamment, elles laissent présager de l'intérêt de combiner astucieusement plusieurs d'entre elles pour arriver à gagner sur le bilan environnemental GES du troupeau (>13 % CO₂e par exemple dans une combinaison de vêlage précoce et d'allongement de la vie productive) sans perdre sur le bilan de production. Sur ce point, deux exploitations du Bassin charolais, en systèmes naisseurs très contrastés, sont en cours d'étude en situation réelle à la ferme expérimentale de Jalogny : l'un est conduit en vêlages d'automne (mi-août - fin octobre) et produit de jeunes broutards sevrés lourds (380 kg) en juillet, alors que l'autre est en vêlages de printemps (mi-février - fin-avril) pour produire des taurillons maigres de 15 mois. Les principaux bénéfiques du premier sont un vêlage dans des conditions sanitaires favorables et des croissances de veaux régulières en hiver dépendant d'un régime de "pré-engraissement". Mais pour faire face aux besoins élevés des mères en hiver (lactation et reproduction), ce système s'appuie sur des stocks importants de fourrages récoltés (2,2 t MS/UGB). L'autre est beaucoup plus orienté vers le pâturage (stocks : 1,6 t MS /UGB), à la fois pour les mères et les taurillons maigres de 15 mois. Ces deux troupeaux ont fait initialement l'objet de bilans environnementaux (LARUE *et al.*, 2012). Les émissions de GES du système d'automne (exprimées en unité de viande vive) sont *a priori* identiques (-1 %) aux observations des réseaux d'élevage alors que, dans le système pâturé de printemps, l'impact serait beaucoup plus faible (-25 %). Les consommations d'intrants (fuel, engrais, concentrés) participent à cette différence, alors que les performances de production des deux systèmes sont voisines. Dans ces systèmes allaitants au cycle long où la vache est peu productive, le pâturage couvre 70 % des besoins du couple mère - veau et la part des fourrages grossiers dans l'alimentation hivernale est ensuite très largement majoritaire. Les surfaces prairiales qui jouent le rôle de puits de carbone permettent ainsi une compensation moyenne des émissions de GES de 47 %. La performance environnementale repose donc ici sur la valorisation optimale de l'herbe avec un recours minimisé aux intrants (aliments, engrais et sources d'énergie).

Les systèmes naisseurs engraisseurs de jeunes bovins possèdent une empreinte carbone inférieure aux systèmes naisseurs (Tableau 4), qui est en moyenne de 13,8 kg CO₂ eq/kg viande vive, liée à la quantité plus importante de viande valorisée. Comme observé par VEYSSET *et al.* (2011), la compensation carbone voisine de 22 % est très inférieure aux systèmes naisseurs. Caractérisés par un niveau d'intensification supérieur, ces systèmes moins basés sur la prairie possèdent une plus faible empreinte carbone ramenée au kilo de produit mais exercent une pression sur le milieu plus forte et possèdent une dépendance énergétique plus élevée. A la différence des systèmes naisseurs au cycle long pour lesquels il convient de réduire la dépendance aux achats extérieurs et privilégier la prairie, il est préférable de rechercher pour les systèmes engraisseurs un niveau d'intensification supérieur plus dépendant des ressources extérieures mais permettant d'augmenter le gain de poids vif et ainsi de réduire la durée d'engraissement.

TABEAU 4 – Empreinte carbone des viandes de systèmes naisseurs et naisseurs engraisseurs

Type d'élevage	Naisseur	Naisseur engraisseur de jeunes bovins
Nombre d'exploitations étudiées	160	60
Nombres de vaches allaitantes	86	94
Production brute de viande vive (kg/UGB)	289	365
SAU	127	129
Maïs/SFP (%)	2,5%	11,0%
Chargement (UGB/ha SFP)	1,1	1,5
Quantité de concentrés (tonnes/UGB)	0,5	0,82
Quantité d'azote minéral (kg N/ha SAU)	28	55
Empreinte carbone brute (kg CO ₂ eq/kgvv)	15,6	13,8
Stockage/déstockage de carbone (kg CO ₂ eq/kgvv)	7,4	3
Empreinte carbone nette (kg CO ₂ eq/kgvv)	8,2	10,8

3. Evolution des émissions du troupeau bovin français

Le troupeau bovin s'est caractérisé par une augmentation de la spécialisation des races et des systèmes de production au cours des dernières décennies. La production de lait française a vu son nombre de vaches laitières diminuer considérablement ces dernières années (environ réduit de moitié en 30 ans), la production laitière nationale étant restée presque stable avec la mise en place des quotas alors que la production laitière par vache augmentait de plus d'une centaine de kg de lait par vache et par an (PFLIMLIN *et al.*, 2009). Dans le même temps, la production de viande s'est faite de façon croissante sur le développement des races spécialisées (Charolaise, Blonde d'Aquitaine et Limousine) de plus en plus lourdes pour compenser la moindre production de viande par le troupeau laitier et la production de jeunes broutards pour l'exportation d'animaux en vif (PFLIMLIN *et al.*, 2009). Cette spécialisation par la sélection et cette augmentation de productivité des animaux vis-à-vis de leur finalité a-t-elle eu un effet sur les émissions de GES ? Pour l'estimer, une analyse a été conduite par l'Institut de l'Élevage sur quatre cas types laitiers de plaine décrits dans le cadre des Réseaux d'élevage en 1990 et 2010. L'évolution technique des systèmes de production met en évidence cette augmentation de la productivité par vache couplée à une réduction du recours aux intrants azotés liée à l'optimisation de la fertilisation. Cette optimisation des systèmes laitiers s'est traduite par une réduction des émissions de GES des systèmes et une réduction de l'empreinte carbone comprise entre 15 et 25 %. Ces travaux sont actuellement poursuivis afin de croiser ces évolutions positives des systèmes à l'évolution démographique des exploitations. Ces approches par filière, qui montrent des gains importants sur les émissions de GES avec la spécialisation et l'amélioration de la productivité des races bovines, corroborent les observations faites par CAPPER *et al.* (2009) et CAPPER (2010). Ces approches ignorent cependant assez largement les problèmes liés à la coproduction du lait et de la viande largement mis en avant par CEDERBERG et STADIG (2003). Des travaux ont en effet montré que les conclusions tirées de cette spécialisation à l'échelle de l'exploitation ou à des échelles beaucoup plus agrégées pouvaient être opposées du fait des difficultés de prendre en compte les problèmes de coproduction lait-viande dans les systèmes laitiers avec les méthodes d'allocation (ZEHETMEIER *et al.*, 2012).

TABLEAU 5 – Evolution de l’empreinte carbone brute du lait de 1990 à 2010 sur des systèmes de production laitiers contrastés.

	VL	Lait (l/vache)	Lait (l/UGB)	SAU (ha)	SFP (ha)	PP/SAU (%)	Concentrés (g/l lait)	Excédent N (kg N/ha)	kg CO ₂ brut/l lait	Evolution
Plaine maïs (>30% de maïs et 17% PP dans la SFP)										
1990	45	5900	4388	36	31	6%	242	184	1,1	
2010	46	7826	5248	61	41	11%	254	77	0,9	- 20%
Plaine maïs (>30% de maïs et 50% PP dans la SFP)										
1990	22	6109	4135	24	19	45%	156	163	1,2	
2010	42	7333	4702	50	26	25%	113	67	0,9	- 25%
Plaine herbe-maïs (10 à 30% de maïs dans la SFP)										
1990	45	5900	4248	36	31	6%	206	166	1,1	
2010	50	7351	4865	61	37	18%	206	63	0,9	- 20%
Plaine herbagers (<10% de maïs dans la SFP)										
1990	28	4914	3343	27	27	100%	304	58	1,1	
2010	50	5500	3503	50	50	100%	223	41	1,0	- 15%

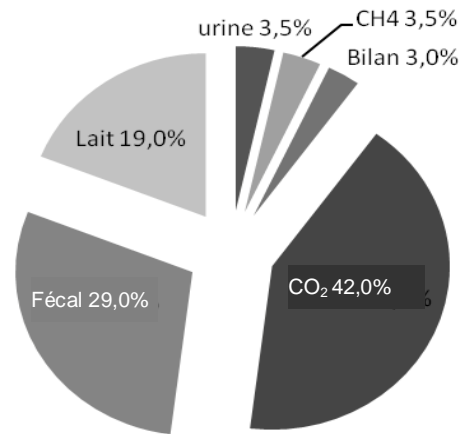
Pour étudier plus précisément la situation française et les différentes options d’orientations de l’élevage bovin pour réduire les émissions de GES dans les inventaires nationaux, un modèle du cheptel national a été spécialement développé (PUILLET *et al.*, 2012). En utilisant les bases de données françaises de l’identification des bovins et des données des abattoirs, une modélisation du fonctionnement et de la production du cheptel français a été réalisée en prenant en compte les différentes races avec leurs spécificités en termes de productivité et de carrière. Cette modélisation a ensuite permis de simuler à l’état stable les conséquences de plusieurs stratégies d’évolution du cheptel bovin en maintenant les mêmes production de lait et de viande. Il en ressort que la poursuite de la spécialisation avec des races laitières plus productives (HOLSTEIN à 11 500 vs 7 500 kg par lactation) n’améliore pratiquement pas les émissions nationales de GES (-0,5 %) si l’on admet que la productivité numérique par vache laitière diminuera (allongement probable des lactations et des intervalles vêlage - vêlage). Ceci est dû à l’augmentation importante de la taille du troupeau allaitant nécessaire pour garder le même objectif de production de viande. A l’opposé, le fait de substituer des races laitières spécialisées (Holstein dans la simulation) par des races plus mixtes (Normande) augmente légèrement les émissions de GES (+1 %) si l’on continue de conduire l’essentiel des jeunes mâles en veaux de boucherie. Cependant, si l’on préfère les élever et les abattre plus âgés et plus lourds compte tenu de leurs aptitudes à faire de la viande, on observe une réduction significative de - 4 % des émissions de GES du troupeau national au prix d’une réduction de l’offre de viande de veau.

4. Les leviers d’action en lien avec la gestion du carbone et de l’azote

4.1. Optimisation du carbone en alimentation pour réduire les émissions de GES

Les animaux font partie intégrante des cycles naturels des éléments, du carbone en particulier. Compte tenu de l’analogie énergie - carbone dans le vivant, des estimations relativement précises des flux de C traversant les animaux peuvent être obtenues à partir des nombreux bilans d’énergie mesurés avec des animaux placés en chambre calorimétrique et publiés depuis des décennies. Les animaux réalisent un fractionnement du flux de C ingéré en différents flux de rejets. On constate que les pertes de C les plus élevées des ruminants correspondent aux rejets de CO₂ par l’expiration pulmonaire et les fermentations ruminales (40 à plus de 60 %) ; ces pertes de CO₂ ne sont pas

FIGURE 3– Répartition moyenne des flux de C chez les ruminants en lactation.



comptabilisées comme GES, comme tout le CO₂ rejeté par les animaux et les humains, car elles sont compensées par le CO₂ fixé par les plantes peu avant. La seconde perte de C en importance correspond aux rejets par la voie fécale (25 à 35 %, Figure 3). Il n'y a pas de grandes différences entre les proportions des rejets fécaux de C pour les différents types de ruminants. En revanche, les vaches, les brebis et les chèvres en lactation rejettent en proportion moins de C (% C ingéré) sous forme de CH₄ (3,5 vs 4,5 %), CO₂ (40-45 % vs 55-60 %) et d'urine (3,5 vs 4,4 %) compte tenu de la part excrétée sous forme de lait (19 % en moyenne, moins de 40 % en général). Au bilan, les flux de C rejetés sous forme de CH₄ ne représentent qu'une très faible part (3,9 ± 1,0 %, de 1 à 7 %, n=980) des flux de C ingérés par les ruminants.

Les leviers alimentaires pouvant être mis en œuvre pour réduire la production de CH₄ par les animaux ruminants sont assez bien connus (SAUVANT *et al.*, 2011 ; DOREAU *et al.*, 2011). Cependant, compte tenu de la particularité des fermentations de l'écosystème ruminal, cette production de CH₄ ne peut être très fortement réduite sans altérer la digestion dans le rumen et, de ce fait, la valorisation énergétique des ressources alimentaires par les ruminants. L'accroissement de la proportion de concentré dans le régime est un levier souvent évoqué. En effet les régimes à forte proportion de concentrés donnés aux animaux à l'engrais peuvent aboutir à une perte en CH₄ de moins de 4 % de l'énergie brute ingérée alors que la moyenne se situe à 6-8 %. La qualité des fourrages intervient également, des fourrages plus digestibles aboutissent ainsi à une production accrue de CH₄ au kg de MS ingérée. L'apport d'acides gras désaturés est connu pour réduire de 1 à 3 points la production de CH₄ ; cet effet peut en partie s'ajouter à celui du concentré. En outre, il est connu que les animaux à niveau d'ingestion élevé de MS produisent un peu moins de méthane que les autres en raison des interactions digestives induites dans le rumen. Depuis quelques années, de nombreuses recherches ont été consacrées à l'étude de différents additifs et substances naturelles (huiles essentielles, tanins...) qui seraient capables de réduire la production de CH₄. Des résultats intéressants ont été obtenus ; cependant aucune solution miracle n'est encore apparue dans ce domaine.

4.2. Optimisation de l'alimentation azotée pour réduire les émissions de GES

L'alimentation azotée peut jouer sur le bilan carbone des produits bovins soit au niveau des émissions de N₂O par les effluents, soit au niveau des ressources alimentaires utilisées et de leurs impacts sur les flux de carbone. L'alimentation hivernale est la principale voie d'action car les émissions au pâturage sont plus difficiles à contrôler et ont peu d'effet sur les GES. L'augmentation de la part de pâturage dans le système d'alimentation permet également de réduire les émissions par les effluents et de réduire les achats de protéines exogènes, mais elle doit privilégier la présence de légumineuses dans les prairies pour éviter une compensation des effets par une fertilisation minérale accrue.

L'alimentation protéique conditionne les émissions de GES d'abord *via* les excréments d'azote des animaux et constitue souvent un levier important car la réduction des excès permet à la fois d'améliorer les aspects économiques et environnementaux. L'azote est majoritairement excrété sous deux formes, l'azote fécal et l'azote urinaire. Si l'azote fécal est relativement stable dans le milieu, l'azote urinaire est très instable et conduit à des émissions de NH₃ et de N₂O. L'augmentation du rendement d'utilisation des protéines permet de réduire cette excrétion d'azote et peut être obtenue en évitant tout excès (VERITE et DELABY, 1998). Le fait de ramener une ration ensilage de maïs de

vache laitière de 16 à 14 % de matière azotée dans un système laitier avec plus de 30 % d'ensilage de maïs dans la SFP permet de réduire de près de 200 kg d'équivalent CO₂ les émissions de GES annuelles *via* le N₂O et de plus de 300 kg d'équivalent CO₂ par les aliments tout en économisant près d'une vingtaine d'euros par vache et par an (FAVERDIN, communication personnelle). Elle peut être également obtenue dans certains cas en améliorant la qualité des protéines utilisées, en particulier en apportant les acides aminés les plus indispensables avec des régimes déséquilibrés (HAQUE *et al.*, 2012). La seconde voie d'action de l'alimentation protéique sur le bilan carbone concerne l'utilisation des matières premières. Les vaches laitières ou les jeunes bovins en croissance, présentent des rendements élevés d'utilisation des protéines mais consomment aussi des tourteaux, notamment pour compléter l'ensilage de maïs, fourrage très ingestible et riche en énergie, mais très pauvre en azote. Dans les différentes bases de données utilisées en analyses de cycle de vie actuellement (Ges'Tim, Dia'terre), le tourteau de soja présente des valeurs GES bien supérieures aux autres sources d'aliments concentrés, lié au changement d'usage des sols et à la déforestation au Brésil. Le recours prioritaire aux aliments à faible impact carbone sera ainsi favorable au bilan GES des ateliers.

Enfin, il est même sans doute possible d'aller encore plus loin sur les réductions d'apports azotés en utilisant les acides aminés protégés et en évitant les excès en azote dégradable dans le rumen. Il y a en effet une relation assez étroite entre l'accumulation de NH₃ dans le rumen et les rejets d'urée urinaire. Des progrès sont encore possible en utilisant plus les protéines protégées (tourteaux tannés bien équilibrés en acides aminés par exemple) et en créant un léger déficit d'azote dégradable dans le rumen. L'excrétion d'urée s'en trouve considérablement réduite, limitant ainsi les risques de volatilisation de l'azote.

4.3. Optimisation de la fertilisation azotée pour réduire les émissions de GES

Les émissions de protoxyde d'azote peuvent être atténuées en grande partie avec une gestion adéquate de la fertilisation azotée. L'indicateur majeur associé à la gestion de l'azote est l'excédent d'azote à l'échelle de l'exploitation, solde entre les apports d'azote (azote des intrants) et l'azote mobilisé dans les produits du système. Cet excédent représente un risque de lessivage, de perte par volatilisation ammoniacale et par émission de protoxyde d'azote. En matière de fertilisation, une bonne gestion et une valorisation agronomique optimale des déjections animales permettent de réduire fortement l'achat d'engrais minéraux. Le bilan entrée/sortie de l'azote montre que 80 % des fermes françaises d'herbivores ont un excès d'azote inférieur à 90 kg/ha (LE GALL *et al.*, 2009) en adéquation avec de faibles pertes de nitrates. Au-delà de la réduction des émissions de protoxyde d'azote, toute optimisation de la fertilisation azotée réduit le recours aux achats d'engrais de synthèse et ainsi aux émissions de gaz carbonique liées à leur fabrication et à leur transport soit entre 5,3 et 6,1 kg CO₂/kg d'azote.

Le recours aux légumineuses constitue également une piste de réduction des émissions de protoxyde d'azote du fait de la fixation symbiotique et de la réduction d'émissions de protoxyde liées aux conditions aérobies. Les légumineuses sont ainsi un des leviers efficaces pour réduire le recours aux engrais de synthèse. LEDGARD *et al.* (2009) mettent en évidence qu'un lait produit sur une prairie fertilisée avec 200 kg d'azote se traduit par une empreinte carbone 15 % supérieure à un lait produit sur une prairie non fertilisée et contenant des légumineuses. Les inhibiteurs de nitrification, qui visent à ralentir la production d'azote nitrique issu de la transformation de l'azote ammoniacal des pissats et des déjections, peuvent également réduire les pertes par lessivage et les émissions de N₂O. Peu utilisés en France, mais très étudiés en Nouvelle-Zélande (MONAGHAN *et al.*, 2007), ces produits sont appliqués par épandage sur prairies ou mélangés aux produits organiques avant épandage. Certains travaux mettent en avant une réduction des émissions de GES de 50 à 68 % sur les urines au pâturage grâce à l'application d'inhibiteurs de nitrification (DI et CAMERON, 2010 ; MONAGHAN *et al.*, 2007 et 2009) soit jusqu'à 5 % de l'empreinte carbone du produit final. D'autres travaux rapportent des résultats beaucoup moins positifs, voire pas d'effets des inhibiteurs de nitrification (MC DONALD *et al.*, 2010).

Conclusion

L'élevage bovin est un contributeur important aux émissions de GES. Il doit procéder à l'évaluation de ses émissions puis construire un plan d'action afin de réduire son impact sur le changement climatique. Toutefois, il faut rappeler que l'élevage de ruminants possède la particularité de pouvoir

compenser jusqu'à 28 % les émissions nationales de GES grâce au stockage de carbone associé aux prairies et aux infrastructures agro-écologiques (haies, bosquets, ...). Les évaluations conduites sur les systèmes de production français, notamment laitiers, font état d'une réduction de 15 à 25 % des émissions de GES entre 1990 et 2010 selon les systèmes. Elles montrent également une variabilité de l'impact carbone entre systèmes mais plus nettement une variabilité importante intrasystème, fonction du niveau d'optimisation des pratiques. Le différentiel observé, qui peut atteindre jusqu'à 30 % entre les systèmes optimisés et les systèmes non optimisés, met en évidence les gains environnementaux que l'on peut atteindre. L'analyse globale à l'échelle du système d'élevage, mais également de façon agrégée à l'échelle nationale, est cruciale afin de réaliser une évaluation exhaustive des émissions de GES du secteur, de l'empreinte carbone des produits et des complémentarités de l'élevage bovin lait et bovin viande.

Les mises au point méthodologiques en cours devront permettre à terme une détermination harmonisée des impacts. La reconstitution de séries temporelles passées et futures des pratiques culturales sous prairies et des systèmes de production, les composantes multiples intervenant dans la dynamique de stockage de carbone sous les sols prairiaux, l'amélioration des méthodes d'inventaire, les mécanismes d'allocation entre coproduits d'un même atelier... sont autant de points à améliorer pour mieux apprécier et réduire les émissions du secteur. Enfin, sans remettre en cause la nécessité et l'urgence de mettre en place des plans d'action visant à limiter les émissions de GES, une approche monocritère n'apparaît pas suffisante et peut se traduire par des transferts de pollution (pollution des eaux, acidification atmosphérique...). De plus, les systèmes d'élevage de ruminants présentent d'autres atouts, comme la contribution au maintien de la biodiversité qui nécessite d'être intégrée dans l'élaboration de plans d'action pour les filières.

Références bibliographiques

- ARROUAYS D., BALESSENT J., GERMON J.C., JAYET P.A., SOUSSANA J.F., STENGEL P. (2002) : Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective, *INRA report*, 332 p.
- BASSET-MENS C., VAN DER WERF H.M.G., ROBIN P., MORVAN T., HASSOUNAL M., PAILLAT J.M., VERTÈS F., (2007) : Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems, *J. Cleaner Prod.* 15, 1395-1405.
- BÉGUIN E., LORINQUER E., PAVIE J., FERRAND M. (2012) : Analyse environnementale multicritères et voies d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (GES) des systèmes d'exploitation bovins lait, *Rencontres, Recherches, Ruminants 19^{ème}*, Paris, 25-28.
- BELLAMY P.H., LOVELAND P.J., BRADLEY R.I., LARK R.M., KIRK G.J.D. (2005) : Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003, *Nature* 437, 245-248.
- CAPPER J.L. (2010) : "Comparing the environmental impact of the US beef industry in 1977 to 2007", *Journal of Dairy Science* 93, 826-826.
- CAPPER J.L., CADY R.A., BAUMAN D.E. (2009) : "The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007", *Journal of Animal Science* 87, 2160-2167.
- CEDERBERG C., STADIG M. (2003) : "System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production", *International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 350-356.
- CIAIS P., REICHSTEIN M., VIOVY N., GRANIER A., OGEE J., ALLARD V., AUBINET M., BUCHMANN N., BERNHOFER C., CARRARA A., CHEVALLIER F., DE NOBLET N., FRIEND A.D., FRIEDLINGSTEIN P., GRUNWALD T., HEINESCH B., KERONEN P., KNOHL A., KRINNER G., LOUSTAU D., MANCA G., MATTEUCCI G., MIGLIETTA F., OURCIVAL J.-M., PAPALE D., PILEGAARD K., RAMBAL S., SEUFERT G., SOUSSANA J.F., SANZ M.J., SCHULZE E.D., VESALA T. AND VALENTINI R. (2005) : "Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003", *Nature* 437, 529-533.
- CITEPA (2012) : "Rapport national d'inventaire pour la France au titre de la convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto CCNUCC", *Edition de mars 2012*.
- DE VRIES M., DE BOER I.J.M. (2010) : Comparing environmental impacts for livestock products : a review of life cycle assessments, *Livestock Science* 128, 1-11.
- DEVUN J., BRUNSCHWIG P., GUINOT C. (2012) : Alimentation des bovins : rations moyennes et autonomie alimentaire, *Compte rendu résultats 00 12 39 005*, Institut de l'Élevage, 46 p.
- DI H.J., CAMERON K.C. (2010) : An effective mitigation technology for reducing nitrous oxide emissions from grazed grassland, *Greenhouse gases and animal agriculture conference, Banff, Canada*.

- DOLLÉ J.B., MANNEVILLE V., GAC A., CHARPIOT A. (2011) : Emissions de gaz à effet de serre et consommations d'énergie des viandes bovines et ovines françaises : revue bibliographique et évaluations sur l'amont agricole, *Institut de l'Elevage, Paris, France*, 59 p.
- DOREAU M., MARTIN C., EUGÈNE M., POPOVA M., MORGAVI D.P. (2012) : Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants, *INRA Productions Animales* 24(5), 461-474.
- FAO (2009) : "Review of evidence on drylands pastoral systems and climate change. Implications and opportunities for mitigation and adaptation", *Rome*, 50 p.
- FARRUGGIA A., LACOUR C., ZAPATA J., PIQUET M., BAUMONT B., CARRÈRE P., HULIN S. (2012) : DIAM, un diagnostic innovant déclinant les équilibres, production, environnement et qualité des fromages au sein des systèmes fourragers des zones AOP du Massif Central, *Rencontres, Recherches, Ruminants 19^{ème}*, Paris, 13-16.
- FIL (2010) : A common carbon footprint approach for dairy, *Bulletin IDF*, 46 p.
- FONTAINE S., BARDOUX G., ABBADIE L., MARIOTTI A. (2004) : Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters* 7, 314-320.
- GAC A., CARIOLLE M., DELTOUR L., DOLLÉ J.B., ESPAGNOL S., FLÉNET F., GUINGAND N., LAGADEC S., LE GALL A., LELLAHI A., MALAVAL C., PONCHANT P., TAILLEUR A. (2010a) : GES'TIM – Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre. Réalisé dans le cadre du projet "Gaz à Effet de Serre et Stockage de Carbone en exploitations agricoles" (CASDAR 6147).
- GAC A., DOLLÉ J.B., LE GALL A., KLUMPP K., TALLEC T., MOUSSET J., EGLIN T., BISPO A. (2010b) : Le stockage de carbone par les prairies, *Institut de l'Elevage – INRA UR 874 - ADEME*, 12 p.
- HAQUE M.N., RULQUIN H., ANDRADE A., FAVERDIN P., PEYRAUD J.L., LEMOSQUET S. (2012) : "Milk protein synthesis in response to the provision of an "ideal" amino acid profile at 2 levels of metabolizable protein supply in dairy cows", *Journal of Dairy Science* 95, 5876-5887.
- HENRIKSON M., FLYSJÖ A., CEDERBERG C., SWENSSON C. (2011) : Variation in carbon footprint of milk due to management differences between Swedish dairy farms, *Animal* 5, published online, doi:10.1017/S1751731111000437.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006) : Guidelines for national greenhouse gas inventories, *Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*.
- JONES M.B., DONNELLY A. (2004) : Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂, *New Phytologist* 164, 423-439.
- KLUMPP K., SOUSSANA J.F., FALCIMAGNE R. (2007) : Effects of past and current disturbance on carbon cycling in grassland mesocosms, *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 59-73.
- KLUMPP K., FONTAINE S., ATTARD E., GLEIXNER G., LEROUX X., SOUSSANA J.F. (2009) : "How land use change shifts C-poor, productive ecosystems to C-rich, unproductive ecosystems and vice et versa", *Journal of Ecology* 91, 867-885.
- KLUMPP K., GUIX N., TALLEC T., SOUSSANA J.F. (2010) : La pratique agricole a-t-elle plus d'impact que la variabilité climatique sur le stockage du carbone en prairie pâturée ?, *Rencontres, Recherches, Ruminants 17^{ème}*, Paris, 343-346.
- KRISTENSEN T., MOGENSEN L., KNUDSEN M.T., HERMANSEN J.E. (2011) : Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach, *Livest. Sci.*, 13 p.
- LARUE A., MOREAU S., AGABRIEL J., DEVUN J., FARRIE J.P., RENON J., BRUNSCHWIG G., MANNEVILLE V. (2012) : Bilan production-environnement de deux systèmes bovins allaitants contrastés, *Renc. Rech. Ruminants* 19, 60 p.
- LEDGARD S., SCHILS R., ERIKSEN J., LUO J. (2009) : Environmental impacts of grazed clover/grass pastures, *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 48, 209-226.
- LE GALL A., BÉGUIN E., DOLLÉ J.B., MANNEVILLE V., PFLIMLIN A. (2009) : Nouveaux compromis techniques pour concilier les impératifs d'efficacité économique et environnementale des systèmes d'élevage herbivore, *Proceeding, Journées AFPP*, 15 p.
- LOISEAU P., SOUSSANA J.F., LOUAULT F., DELPY R. (2001) : Soil N contributes to the oscillations of the white clover content in mixed swards under simulated grazing (*Lolium perenne* L., *Trifolium repens* L.), *Grass Forage Sci* 56, 205-217.
- LOUAULT F., PILLAR V.D., AUFRERE J., GARNIER E., SOUSSANA J.F. (2005) : Plant traits and function types in response to reduced disturbance in semi-natural grassland, *Journal of Vegetation Science* 16, 151-160.
- LOVETT D.K., SHALLOO L., DILLON P., O'MARA F.P. (2006) : A systems approach to quantify greenhouse gas fluxes from pastoral dairy production as affected by management regime, *Agricultural Systems* 88, 156-179.
- MACDONALD K.A., WILLIAMS Y., DOBSON-HILL B. (2010) : Effectiveness of a nitrification inhibitor (DCn) on a Coastal Taranaki dairy farm, *Proceedings of the New Zealand Grassland Association* 72, 147-152.

- MONAGHAN R.M., HEDLEY M.J., DI H.J., MCDOWELL R.W., CAMERON K.C., LEDGARD S. (2007). Nutrient management in New Zealand pastures. Recent developments and future issues, *New Zealand Journal of Agriculture Research* 50, 181-201.
- MONAGHAN R.M., SMITH L.C., LEDGARD S.F. (2009) : The effectiveness of a granular formulation of dicyandiamide (DCD) in limiting nitrate leaching from a grazed dairy pasture, *New Zealand Journal of Agriculture Research Vol 52*, 145-159.
- MUDGE P.L., WALLACE D.F., RUTLEDGE S., CAMPBELL D.I., SCHIPPER L.A., HOSKING C.L. (2011) : Carbon balance of an intensively grazed temperate pasture in two climatically contrasting years, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 144, 271-280.
- NGUYEN T.T.H., VAN DER WERF H.M.G., DOREAU M. (2012) : Life cycle assessment of three bull-fattening systems : effect to impact categories on ranking, *J Agr Sci* 150, 755-763.
- NGUYEN T.T.H., VAN DER WERF H.M.G., EUGENE M., VEYSSET P., DEVUN J., CHESNEAU G., DOREAU M. (2013) : Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems, *Livest Sci* 145, 239-251.
- PELLETIER N., PIROG R., RASMUSSEN R. (2010) : Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States, *Agric. Syst.* 103, 380-389.
- PFLIMLIN A., FAVERDIN P., BÉRANGER C. (2009) : Un demi-siècle d'évolution de l'élevage bovin. Bilan et Perspectives, *Fourrages* 200, 429-464.
- PUILLET L., AGABRIEL J., PEYRAUD J.L., FAVERDIN P. (2012) : "Modéliser le cheptel national français pour évaluer l'influence de choix techniques sur les émissions de GES", *Renc. Rech. Ruminants*, 19, 53-56.
- REEDER J.D., SCHUMAN G.E. (2002) : Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands, *Environmental Pollution* 116, 457-463.
- SAUVANT D., GIGER-REVERDIN S., SERMENT A., BROUDISCOU L. (2011) : Influences des régimes et de leur fermentation dans le rumen sur la production de méthane par les ruminants, *INRA Productions Animales* (24) 5, 433-446.
- SCHULZE E.D., LUYSSAERT S., CIAIS P., FREIBAUER A., JANSSENS I.A., SOUSSANA J.F., SMITH P., GRACE J., LEVIN I., THIRUCHITTAMPALAM B., HEIMANN M., DOLMAN A.J., VALENTINI R., BOUSQUET P., PEYLIN P., PETERS W., RODENBECK C., ETIOPE G., VUICHARD N., WATTENBACH M., NABUURS G.J., POUSSI Z., NIESCHULZE J., GASH J.H. (2009) : Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance, *Nature Geoscience* 2, 842-850.
- SMITH P., CHAPMAN S.J., SCOTT W.A., BLACK H.I.J., WATTENBACH M., MILNE R., CAMPBELL C.D., LILLY A., OSTLE N., LEVY P.E., LUMSDON D.G., MILLARD P., TOWERS W., ZAEHLE Z., SMITH J.U. (2007) : Climate change cannot be entirely responsible for soil carbon loss observed in England and Wales, 1978-2003, *Global Change Biol.* 13, 2605-2609.
- SOUSSANA J.F., LÜSCHER A. (2007) : Temperate grasslands and global atmospheric change: a review, *Grass Forage Sci* 62, 127-134.
- SOUSSANA J.F., LOISEAU P., VUICHARD N., CESCHIA E., BALESSENT J., CHEVALLIER T., ARROUAYS D. (2004) : Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands, *Soil Use and Management* 20, 219-230.
- SOUSSANA J.F., TALLEC T., BLANFORT V. (2009) : Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands, *Animal* 4, 334-350.
- SOUSSANA J.F., TALLEC T., BLANFORT V. (2010) : Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grassland, *Animal* 4, 334-350.
- VELLINGA T., DE HAAN M.H.A., SCHILS R.L.M., EVERS A., VAN DEN POL-VAN DASSELAAR A. (2011) : Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: farmers preferences and variation in cost effectiveness, *Livest. Sci.* 137, 185-195.
- VÉRITÉ R., DELABY L. (1998) : Conduite alimentaire et rejets azotés chez la vache laitière. Interrelations avec les performances, *Renc.Rech.Ruminants* 5, 185-192.
- VERMOREL M., JOUANY J.P., EUGÈNE M., SAUVANT D., NOBLET J., DOURMAD J.Y. (2008) : Evaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France. *INRA Prod. Animale* ; 21, 403-418.
- VEYSSET P., LHERM M., BÉBIN D. (2011) : Productive, environmental and economic performances assessments of organic and conventional suckler cattle farming systems, *Org. Agric.*, 1-16.
- WATSON R., NOBLE I., BOLIN B., RAVINDRANATH N., VERARDO D., DOKKEN D. (2002) : Land Use, Land Use Change, and Forestry, *Cambridge University Press, Cambridge, UK*.
- ZEHETMEIER M., BAUDRACCO J., HOFFMANN H., HEISSENHUBER A. (2012) : "Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach", *Animal* 6, 154-166.