



HAL
open science

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

Jean-Baptiste Dolle, Philippe Faverdin, Jacques Agabriel, Daniel Sauvant,
Katja Klumpp

► To cite this version:

Jean-Baptiste Dolle, Philippe Faverdin, Jacques Agabriel, Daniel Sauvant, Katja Klumpp. Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production. Fourrages, 2013, 215, pp.181 - 191. hal-01173674

HAL Id: hal-01173674

<https://hal.science/hal-01173674v1>

Submitted on 29 May 2020

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

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, K. Klumpp⁵

En France, l'activité agricole représente 19 % des émissions de Gaz à Effet de Serre nationales dont 10 % liés aux exploitations bovines. Emetteur de gaz à effet de serre, l'élevage bovin permet de lutter contre le changement climatique en stockant du carbone dans les sols. Diverses études permettent d'évaluer les émissions de GES et le stockage ou déstockage de carbone par les systèmes de production.

RÉSUMÉ

Le bilan national des émissions de GES et du stockage de carbone de l'élevage bovin national s'élève à 39,5 millions de t CO₂ eq. Les Analyses du Cycle de Vie (ACV) conduites évaluent l'empreinte carbone nette des systèmes laitiers entre 0,5 et 0,8 kg de CO₂ eq/kg de lait, en diminution de 15 à 25 % entre 1990 et 2010, et celle des systèmes de production de viande entre 8,2 et 10,8 kg de CO₂ eq/kg de viande vive. Il est nécessaire de raisonner les évaluations et les leviers d'atténuation de façon globale et agrégée à l'échelle des systèmes mais en considérant également l'équilibre des filières lait et viande. Ainsi, des leviers d'action peuvent être identifiés à l'échelle du système pour réduire la contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES.

SUMMARY

Contribution of cattle farming to GHG emissions and soil carbon sequestration according to production system

In France, agriculture contributes to 19% of national GHG emissions, 10% of which are tied to cattle production. Livestock farming helps counter climate change by promoting soil carbon sequestration. National figures show that GHG emissions and soil carbon sequestration from cattle farming represent 39.5 million tonnes CO₂ eq. Life Cycle Analysis (LCA) shows a net carbon footprint of 0.5 - 0.8 kg CO₂eq/kg milk for dairy systems (down 15 - 25% between 1990 and 2010), and a net carbon footprint of 8.2 - 10.8 kg CO₂eq/kg liveweight for beef systems. Rationalizing evaluation systems and levers of action is a necessity, both on a global (system) and aggregated (national) scale, and further involves taking into consideration the economic balance of dairy and beef systems. Numerous levers of action have been identified for reducing the contribution of cattle farming to GHG emissions.

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,

AUTEURS

1 : Institut de l'Élevage, 56, av. 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.

5 : INRA URH, 5, ch. de Beaulieu, F-63039 Clermont Ferrand Cedex.

MOTS CLÉS : Bovin, facteur climat, France, gaz à effet de serre, gestion des prairies, gestion du troupeau, prairie, production de viande, production laitière, rotation culturale, stockage du carbone, système de production, système fourrager.

KEY-WORDS : Carbon storage, cattle, climatic factor, crop succession, dairying, forage system, France, grassland, greenhouse effect gas, herd management, meat production, pasture management, production system.

RÉFÉRENCE DE L'ARTICLE : Dollé J.-B., Faverdin P., Agabriel J., Sauvant D., Klumpp K. (2013) : "Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production", *Fourrages*, 215, 181-191.

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. Ces différents travaux 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 selon une approche ACV. Les points méthodologiques essentiels à la détermination de la contribution de l'élevage bovin aux émissions de gaz à effet de serre (GES) seront développés.

1. Bilan GES de l'élevage bovin national

■ Contribution de l'élevage aux émissions nationales directes de GES

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. Ces émissions sont principalement dues au méthane (CH₄) et au protoxyde d'azote (N₂O) issus respectivement du cycle du carbone et du cycle de l'azote. **L'agriculture contribue respectivement à 68 % et 87 % des émissions de CH₄ et de N₂O de la France entière 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).

Les impacts totaux sont conventionnellement calculés en équivalent CO₂ (CO₂ 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 CH₄ et le N₂O (précédemment 21 et 310, coefficients encore utilisés dans les inventaires). Les émissions de CO₂ 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 CO₂ est très important, mais l'on suppose ainsi que les flux issus de la respiration du CO₂ par les hommes, les animaux et les plantes, ainsi que les fermentations des excréments, s'équilibrent avec les captations de CO₂ par les plantes au pas de temps de l'année.

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'élèvent 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 (CH₄ et N₂O) étaient d'environ 54,9 millions t 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

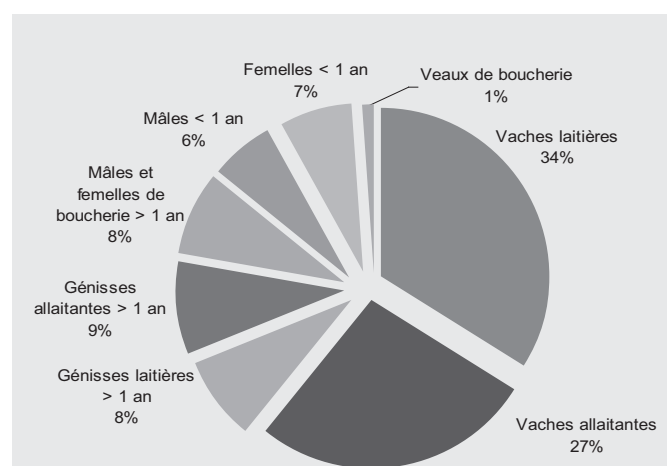


FIGURE 1 : Contribution des différentes catégories de bovins aux émissions de GES en France en 2010 (CH₄ et N₂O en équivalent CO₂) dans les inventaires (CITEPA, 2012).

FIGURE 1 : Contribution of different categories of cattle to GHG emissions in France in 2010 (CH₄ and N₂O in CO₂ eq.) based on national surveys (CITEPA, 2012).

| | 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 PT des OTEX grandes cultures et ruminants* | | 10 776 393 |

* évaluation pour une rotation avec 3 ans de PT et 2 ans de cultures annuelles

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

TABLE 1 : Total farmland area in France (ha, RGA 1988-2010).

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.**

■ 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 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** (GAC *et al.*, 2010) pour deux raisons principales. La première concerne la compensation des émissions de méthane entérique associées à la digestion des fibres celluloses, grâce au stockage de carbone des prairies. La seconde est relative à la préservation de ces stocks de carbone sous prairies qui assurent une mitigation importante face à l'emballage climatique. Les lignes directrices du GIEC (IPCC, 2006), qui régissent l'établissement des inventaires nationaux d'émissions et absorptions des GES, ont identifié comme principales causes de stockage/déstockage : le changement d'usage, les changements de pratiques (labour, fertilisation, *etc.*) et les variations climatiques. 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'est pris en compte dans les calculs de bilan de GES que lors d'un changement d'usage des sols** (conversion prairies/cultures et cultures/prairies). Le stockage/déstockage de carbone dans le sol n'est pas pris en compte pour l'usage des sols eux-mêmes, sauf pour le stockage par le bois (CITEPA, 2012). Ainsi, la méthodologie proposée par le GIEC n'intègre actuellement pas le potentiel de stockage de carbone des prairies dans le calcul du bilan de GES de l'élevage bovin. 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 au changement d'usage des sols et au changement de pratiques sur prairies.

• Stockage/déstockage lié au changement d'usage des sols

Les stocks de carbone actuels moyens en France étant de 52 tC/ha pour les cultures et entre 81 et 83 tC/ha pour les forêts et prairies (Gis Sol, 2011), plusieurs études ont 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 40 ± 11 % (920 kg C/ha/an)**, la conversion d'une prairie en culture se traduit par une perte moyenne de carbone de 36 ± 5 % (950 ± 30 kg C/ha/an) sur une période de 20 ans (ARROUAYS *et al.*, 2002 ; POEPLAU *et al.*, 2011). Au regard de l'évolution des surfaces nationales entre 1988 et 2010 (tableau 1), le changement d'usage des sols en élevage bovin concerne essentiellement le passage des prairies permanentes en prairies temporaires et en cultures.

- Le passage des prairies permanentes en prairies temporaires

Entre 1988 et 2010 (tableau 1), les surfaces en prairies permanentes (PP) ont été réduites de 2,5 Mha alors que les surfaces en prairies temporaires (PT) ont augmenté de 686 898 ha. Il peut ainsi être considéré qu'une partie des PP ont été converties en PT. Ce changement d'utilisation des PP en PT a une incidence négative sur le stockage de carbone selon le niveau de fertilité de la prairie permanente initiale et l'intensité d'utilisation. Une perte de C importante est observée après retournement de prairies (ANGERS et ERIKSEN, 2008 ; LUO *et al.*, 2010 ; VIRTO *et al.* 2012) avec un ordre de grandeur de 0 à 3 400 kg C/ha (LOISEAU *et al.*, 2001). Pour la France, 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. 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 déstockage en moyenne de 150 kg C/ha/an peut être retenu pour les PT et cultures en rotation avec ces PT** (tableau 2).

- 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 ha entre 1988 et 2010 au profit des cultures. Sur la base d'une **perte de carbone de 950 kg C/ha/an** (ARROUAYS *et al.* 2002), 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 10,7 millions 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

| | (ha) | (kg C/ha/an) | (t C) | (t CO ₂) |
|---|-----------|--------------|-----------|----------------------|
| Emissions GES | | | | 54 900 000 |
| Changement d'usage des sols | | | | |
| dont prairies temporaires et cultures en rotation | 1 144 830 | -150 | -171 720 | -629 640 |
| dont cultures n'entrant pas dans une rotation avec des prairies temporaires | 1 396 770 | -160 | -223 480 | -819 430 |
| dont concentrés nationaux achetés (céréales et protéagineux) | 729 251 | -160 | -116 680 | -427 830 |
| Changement de pratiques | | | | |
| dont prairies permanentes | 6 687 650 | 570 | 3 811 960 | 13 977 190 |
| dont prairies temporaires et cultures en rotation | 4 643 280 | 80 | 371 460 | 1 362 020 |
| dont haies (100 ml haie/ha) | 4 193 990 | 125 | 524 250 | 1 922 250 |
| Stockage/déstockage carbone | | | 4 195 790 | 15 384 560 |
| Bilan émissions – stockage/déstockage | | | | 39 515 440 |
| Compensation carbone (stockage C/émissions GES, %) | | | | 28 % |

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

TABLE 2 : **Figures for GHG emissions tied to cattle farming on a national scale in 2010.**

OTEX élevages. La perte de carbone associée au retournement des prairies permanentes représente ainsi 160 kg de carbone/ha/an (tableau 2). 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).

• Stockage/déstockage lié au changement de pratiques

- Le cas 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 ; KLUMPP *et al.*, 2011 ; TALLEC *et al.*, 2012) mettent en évidence que le potentiel des prairies permanentes à stocker du carbone ne s'atténue pas au cours du temps, avec néanmoins une forte variabilité interannuelle. 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 des expérimentations récentes sur le stockage de carbone sous prairies, menées dans le cadre des projets européens GreenGrass (SOUSSANA et LÜSCHER, 2007) et CarboEurope (SCHULZE *et al.*, 2009), ont mis en évidence que **les prairies constituent des puits nets de carbone stockant de 500 à 1200 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.*, 2010 ; KLUMPP *et al.*, 2011) font état

d'une **variation forte des flux de carbone selon le contexte pédo-climatique 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.*, 2011 ; TALLEC *et al.*, 2012). *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 micro-organismes 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 du 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 (intensifs), qui laissent moins d'organes aériens, sources de litière puis de carbone, peuvent engendrer une dégradation du couvert végétal (JONES et DONNELLY, 2004). Inversement, les pâturages moins sévères (extensifs) 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 fertilité des sols en lien avec le niveau de fertilisation, mais également la production de fourrage et les conditions pédoclimatiques. Le second est relatif aux degrés de défoliation du couvert, à savoir la distinction prairie pâturée vs prairie fauchée, et 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 en 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 570 kg C/ha/an** (tableau 2) peut être proposé pour les systèmes prairiaux (SOUSSANA *et al.*, 2010 ; SCHULZE *et al.*, 2009).

- Le cas des prairies temporaires

Les prairies temporaires en rotation avec des cultures sont **également des puits de carbone**. La durée de vie des PT est le facteur majeur concernant l'impact sur le stockage/déstockage. Selon les données Agreste de 2006, la répartition des PT selon leur durée de vie est la suivante : 31 % (1 an), 17% (2 ans), 17% (3 ans), 16% (4 ans), 13% (5 ans) et 6% (6 ans). L'application de la méthode IPCC (2006), qui considère l'âge, la fertilité et

l'intensité d'utilisation permet de déterminer un **flux de carbone compris entre - 177 (PT de 1 an) et 460 (PT de 5 ans) kg C/ha/an**. Appliquée aux durées de vie des prairies temporaires en France et à un stock initial de 70 t C/ha, le stockage moyen national est de 80 kg C/ha/an sur les PT et cultures en rotation avec ces PT.

- Le cas des haies

Par ailleurs, les haies et les bosquets sont très fréquemment rencontrés dans les exploitations d'élevage et représentent entre 10 et 15 % de la SAU de l'exploitation. Du fait de l'augmentation des restitutions et de l'absence de travail du sol, le potentiel de stockage annuel de carbone est de **125 kg C/ha/an sur la base de 100 m linéaire par hectare** (ARROUAYS *et al.*, 2002).

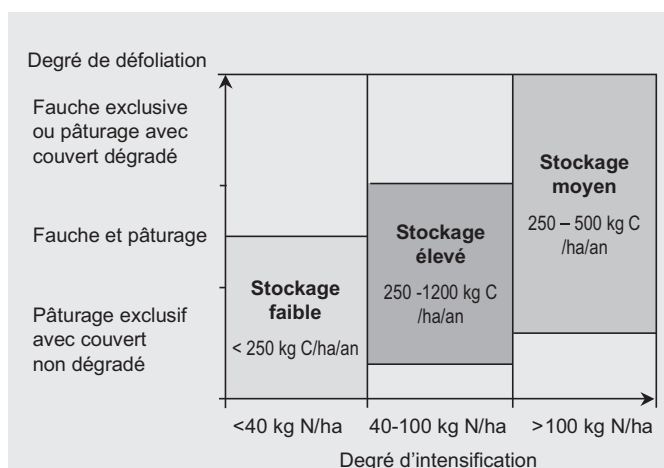
■ Bilan GES du troupeau bovin national

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). Considérant le changement d'usage des sols et le changement de pratiques, le flux de carbone dans les sols mobilisés par l'élevage bovin représente un bilan positif de 4 195 790 tonnes (tableau 2).

Dans le cadre du **changement d'usage**, les 1,1 million ha de PT et cultures associées issus du retournement de prairies permanentes contribuent à une perte de carbone de 171 720 t. Les 1,3 million 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 223 480 t C. Enfin, au-delà des concentrés produits sur les exploitations, pour lesquels un déstockage de 160 kg C/ha/an a été comptabilisé, il convient de considérer les surfaces associées aux concentrés achetés (céréales, protéagineux...). Dans le cadre de cette évaluation nationale, seuls les concentrés achetés nationaux (DEVUN *et al.*, 2012) soit une surface équivalente de 729 251 ha, ont été considérés. Ils représentent un déstockage de carbone de 116 680 t.

Dans le cadre du **changement de pratiques**, et sur la base d'un stockage de 570 kg C/ha/an (SOUSSANA *et al.*, 2010), les 6,6 millions d'hectares de PP associées à l'élevage bovin représentent un potentiel de stockage de carbone de 3,8 millions de tonnes de carbone. Les PT et les cultures en rotation, non associées à un retournement de PP, possèdent un potentiel de stockage de 371 460 t C. La contribution des haies au stockage de carbone s'élève à 524 250 t C.

Selon les modalités décrites précédemment, **le taux de compensation des émissions de GES par le potentiel de stockage de carbone du secteur herbivore est de 28 % à l'échelle nationale. Ce niveau de compensation moyen varie selon les systèmes et sera plus élevé pour les systèmes les plus herbagers.**



Adapté d'après ARROUAYS *et al.*, 2002 ; SOUSSANA *et al.*, 2004, 2007 et 2010 ; KLUMPP *et al.*, 2011 ; MUDGE *et al.*, 2011 ; FARRUGGIA *et al.*, 2012

FIGURE 2 : Stockage de carbone des prairies permanentes selon les pratiques culturales.

FIGURE 2 : Sequestration of carbon in the soil of permanent grassland based on farming practices.

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, développées précédemment, et les méthodes de type analyse de cycle de vie (ACV) prenant également en compte les intrants nécessaires à une activité.

■ 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 (Groupement d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat), 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 GESTIM 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 d'un atelier de production (lait, viande...) mais également les impacts indirects inhérents à la fabrication des intrants et à leur transport. Cela concerne 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 (DOLLÉ *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 (broutards, 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 la répartition 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 des 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 de la filière mais doit bien intégrer la complémentarité des 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 consommée 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. Appliqués aux émissions de GES de l'atelier, ces ratios permettent une répartition aisée des impacts par type de produit.

| | 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 (ha) | 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 (g/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) | 0,90 | 0,93 | 0,94 | 0,95 | 1,02 |
| Stockage/déstockage de carbone (kg CO ₂ eq/l) | 0,09 | 0,19 | 0,38 | 0,17 | 0,50 |
| Empreinte carbone nette (kg CO ₂ eq/l) | 0,81 | 0,74 | 0,56 | 0,77 | 0,51 |

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

TABLE 3 : Carbon footprint of main dairy systems.

■ 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, les émissions de GES (sans intégration du stockage de carbone) sont comprises 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 DOLLÉ *et al.* (2011) et BÉGUIN *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 dans le calcul du bilan GES 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 l'alimentation. 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 (Surface Fourragère Principale). 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 favorable à un accroissement des 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 par litre de 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.

■ 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 CO₂ eq/hectare/an 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 brute moyenne de 15,6 kg CO₂ eq/kg

| Type de système | Naisseur | Naisseur engraisseur |
|--|----------|----------------------|
| Nombre d'exploitations étudiées | 160 | 60 |
| Nombres de vaches allaitantes | 86 | 94 |
| Production brute de viande vive (kg vv/UGB) | 289 | 365 |
| SAU (ha) | 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/kg vv) | 15,6 | 13,8 |
| Stockage/déstockage de C (kg CO ₂ eq/kg vv) | 7,4 | 3 |
| Empreinte carbone nette (kg CO ₂ eq/kg vv) | 8,2 | 10,8 |

TABLEAU 4 : Empreinte carbone de la viandes en systèmes naisseur et naisseur engraisseur de jeunes bovins.

TABLE 4 : Carbon footprint of beef farming systems.

viande vive (tableau 4). Ce résultat moyen cache des disparités importantes entre exploitations ($\pm 30\%$) 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 ($> 13\%$ CO₂ eq 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 Jalogy : 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 bénéfices 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 brute inférieure aux systèmes naisseurs (tableau 4), avec une 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), en systèmes naisseurs engraisseurs, la compensation permise par le stockage carbone sous prairie, voisine de 22 %, est très inférieure à celle des systèmes naisseurs. Caractérisés par un niveau d'intensification supérieur, **les systèmes naisseurs engraisseurs, 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 que les systèmes naisseurs engraisseurs**. 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.

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 et une augmentation de la production laitière par vache de plus d'une centaine de kg 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 perte de 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 entre 1990 et 2010 (tableau 5). 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 car-

| | 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 | Evolu- tion |
|--|----|-------------------|-----------------|-------------|-------------|----------------|--------------------------|-------------------------|-----------------------------------|----------------|
| Plaine maïs (>30% de maïs et 17% PP dans la SFP) | | | | | | | | | | |
| 1990 | 45 | 5900 | 4388 | 36 | 31 | 6% | 242 | 184 | 1,1 | - 20% |
| 2010 | 46 | 7826 | 5248 | 61 | 41 | 11% | 254 | 77 | 0,9 | |
| Plaine maïs (>30% de maïs et 50% PP dans la SFP) | | | | | | | | | | |
| 1990 | 22 | 6109 | 4135 | 24 | 19 | 45% | 156 | 163 | 1,2 | - 25% |
| 2010 | 42 | 7333 | 4702 | 50 | 26 | 25% | 113 | 67 | 0,9 | |
| Plaine herbe-maïs (10 à 30% de maïs dans la SFP) | | | | | | | | | | |
| 1990 | 45 | 5900 | 4248 | 36 | 31 | 6% | 206 | 166 | 1,1 | - 20% |
| 2010 | 50 | 7351 | 4865 | 61 | 37 | 18% | 206 | 63 | 0,9 | |
| Plaine herbagers (<10% de maïs dans la SFP) | | | | | | | | | | |
| 1990 | 28 | 4914 | 3343 | 27 | 27 | 100% | 304 | 58 | 1,1 | - 15% |
| 2010 | 50 | 5500 | 3503 | 50 | 50 | 100% | 223 | 41 | 1,0 | |

TABLEAU 5 : Evolution de l'empreinte carbone brute du lait de 1990 à 2010 pour des systèmes de production laitiers contrastés.

TABLE 5 : Evolution of the gross carbon footprint tied to milk production from 1990 to 2010 for different dairy systems.

bonne brute 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 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).

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 productions 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 abatte 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.

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 sa contribution à l'effet de serre additionnel. 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'empreinte 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 potentiels. 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 des élevages bovin lait et bovin viande.

Les mises au point méthodologiques en cours devront permettre à terme une détermination harmonisée de l'empreinte carbone. 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 identifier des leviers de réduction des 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.

Intervention présentée aux Journées de l'A.F.P.F.,
"Le changement climatique : incertitudes et opportunités
pour les prairies et les systèmes fourragers",
les 26-27 mars 2013.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANGERS D.A., ERIKSEN-HAMEL N.S. (2008) : "Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta-analysis", *Soil Sci. Soc. of America J.*, 72, 1370-1374.
- 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*, Rapport INRA, 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.
- 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", *J. Dairy Sci.*, 93, 826-826.
- CAPPER J.L., CADY R.A., BAUMAN D.E. (2009) : "The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007", *J. An. Sci.*, 87, 2160-2167.
- CEDERBERG C., STADIG M. (2003) : "System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production", *Int. J. 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., 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*, édition de mars 2012, <http://www.citepa.org>
- DE VRIES M., DE BOER I.J.M. (2010) : "Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments", *Livestock Sci.*, 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.
- DOLLÉ J.B., AGABRIEL J., PEYRAUD J.L., FAVERDIN P., MANNEVILLE V., RAISON C., GAC A., LE GALL A. (2011) : "Les gaz à effet de serre en élevage bovin : évaluation et leviers d'action", *Gaz à effet de serre en élevage bovin : le méthane*, Doreau M., Baumont R., Perez J.M. éd., *Dossier INRA Prod. Anim.*, 24, 415-432.
- 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, 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*, 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'Élevage - INRA UR 874 - ADEME, 12 p.
- GIS Sol (2011) : *L'état des sols de France*, Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p
- 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 (9), 1474-84.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006) : *Guidelines for national greenhouse gas inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use*, vol. 4, <http://www.ipcc.ch/>.
- 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 versa", *J. Ecology*, 91, 867-885.
- KLUMPP K., TALLEC T., GUIX N., SOUSSANA J.F. (2011) : "Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture", *Global Change Biology*, 17, 3534-3545.
- 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, p 60.
- 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", *J. Vegetation Sci.*, 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", *Agric. Systems*, 88, 156-179.
- LUO, Z.K., WANG, E.L., SUN, O.J. (2010) : "Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments", *Agric., Ecosystems and Env.*, 139, 224-231.
- 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", *Agric., Ecosystems and Env.*, 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.
- POEPLAU C., DON A., VESTERDAL L., LEIFELD J., VAN WESEMAEL B., SCHUMACHER J., GENSOIR A. (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*, 17 (7), 2415-2427.
- 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", *Env. Pollution*, 116, 457-463.
- 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. (2010) : "Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grassland", *Animal*, 4, 334-350.
- TALLEC T., KLUMPP K., GUIX N. (2012) : "Les pratiques agricoles ont-elles plus d'impact que la variabilité climatique sur le potentiel des prairies pâturées à stocker du carbone ?", *Fourrages*, 210, 99-107.
- 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.
- 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. Animales*, 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.
- VIRTO I., BARRÉ P., BURLLOT A., CHENU C. (2012) : "Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems", *Biogeochemistry*, 108, 17-26.
- 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.



Association Française pour la Production Fourragère

La revue *Fourrages*

est éditée par l'Association Française pour la Production Fourragère

www.afpf-asso.org



AFPF – Centre Inra – Bât 9 – RD 10 – 78026 Versailles Cedex – France

Tél. : +33.01.30.21.99.59 – Fax : +33.01.30.83.34.49 – Mail : afpf.versailles@gmail.com

Association Française pour la Production Fourragère