

Les flux d'azote en élevage de ruminants

Jean Louis Peyraud, Pierre Cellier, Catherine Donnars, Frans Aarts, Fabrice Beline, Christian Bockstaller, Magalie Bourblanc, Luc Delaby, Jean Yves Dourmad, Pierre Dupraz, et al.

► **To cite this version:**

Jean Louis Peyraud, Pierre Cellier, Catherine Donnars, Frans Aarts, Fabrice Beline, et al.. Les flux d'azote en élevage de ruminants. 19. Rencontres Recherches Ruminants (3R), Dec 2012, Paris (FR), France. Institut de l'Élevage - INRA, pp.41-48, 2012. <hal-00840613>

HAL Id: hal-00840613

<https://hal-agrocampus-ouest.archives-ouvertes.fr/hal-00840613>

Submitted on 14 Oct 2013

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.

Les flux d'azote en élevage de ruminants

PEYRAUD J.-L. (1), CELLIER P. (2), DONNARS C. (3), AARTS F. (4), BELINE F. (5), BOCKSTALLER C. (6), BOURBLANC M. (7), DELABY L. (1), DOURMAD J.-Y. (1), DUPRAZ P. (8), DURAND P. (9), FAVERDIN P. (1), FIORELLI J.-L. (10), GAIGNE C. (8), KUIKMAN P. (11), LANGLAIS L. (12), LE GOFFE L. (8), MORVAN T. (9), NICOURT C. (13), PARNAUDEAU V. (9), RECHAUCHERE O. (3), ROCHETTE P. (14), VERTES F. (9), VEYSSET P. (15)

(1) INRA, UMR 1348 Pegase, F-35590 St Gilles, (2) INRA, UMR 1091 EGC, F-78850 Thiverval-Grignon, (3) INRA, DEPE, F-75007 Paris, (4) PRI-WUR, NL-6708PB, Wageningen (5) IRSTEA, unité gestion environnementale et traitement des déchets, F-35042 Rennes (6) INRA, UR 1132, LAE, F-68021 Colmar (7) Cirad, Afrique du Sud, (8) INRA, UMR1302 Smart, F-35000 Rennes, (9) INRA, UMR 1069 SAS, F-35042 Rennes (10) INRA, UR 0055 Aster, F-88500 Mirecourt, (11) Alterra-WUR, NL-6708PB Wageningen, (12) Université de Rennes 1, laboratoire CNRS 6262 IODE, F-35000 Rennes, (13) INRA, unité 1323 RITME, F-94200 Ivry, (14) Agriculture et agroalimentaire Canada, Québec, Canada, (15) INRA, UMR 1213 UMRH F-63122 Saint Gènes.

RESUME :

L'élevage transforme l'azote des végétaux en produits animaux et en rejette une partie sous forme de déjections, qui peuvent être utilisées comme engrais. Toutefois le développement des productions animales a conduit dans certains territoires à une concentration des apports et rejets d'azote, et une pollution des eaux, du sol et de l'atmosphère. Cette problématique est traitée depuis une vingtaine d'années par les politiques européennes. Que sait-on aujourd'hui de la dynamique des flux d'azote issus des élevages? Quelles sont les pistes et les échelles pertinentes d'action pour réduire les émissions et leurs impacts sur l'environnement tout en préservant la compétitivité des productions animales? Ces questions ont motivé de la part des ministères en charge de l'Agriculture et de l'Ecologie, au printemps 2010, une demande d'expertise scientifique collective auprès de l'INRA pour disposer d'un bilan des connaissances sur les différents flux d'azote associés aux activités d'élevage. Nous relatons ici les éléments majeurs concernant l'élevage des ruminants.

Nitrogen management in ruminant production systems

PEYRAUD J.-L. (1),

(1) INRA, UMR 1348 Pegase, F-35590 St Gilles

SUMMARY

Livestock transforms nitrogen from plants into animal products and releases a part of nitrogen in manure which can be recycled as fertilizer. Animal farming development has led to a concentration of production in some regions and consequently a concentration of nitrogen inputs and emissions, causing pollution in water, soil and air. This issue has been dealt with by European policies for 20 years. Nevertheless, what do we know about nitrogen flow dynamics in livestock farming? What are the options and the appropriate scale to reduce nitrogen emissions and impact on the environment without hampering competitiveness of animal productions? In 2010, these issues motivated French Ministries in charge of Agriculture and Ecology to request a collective scientific expert assessment from INRA, on nitrogen flow in livestock farming systems. This paper focuses on the main results concerning ruminant livestock farming

1. INTRODUCTION

L'élevage est un consommateur majeur d'azote via l'alimentation animale et un fournisseur d'azote, à travers les déjections animales qui peuvent être épandues sur les terres agricoles. Le rôle de l'élevage dans les flux d'azote est à la croisée de préoccupations croissantes, d'une part de compétitivité des filières européennes et d'autre part des impacts des émissions azotées sur l'environnement et la santé aux différentes échelles, du local au global. Ces impacts multiples de l'azote ont été bien décrits par un collectif d'experts européens (Sutton *et al.*, 2011). Depuis une vingtaine d'années, les autorités publiques, européennes et nationales ont progressivement intégré ces préoccupations dans des textes législatifs et des plans d'action relatifs à la qualité des eaux, de l'air et des écosystèmes. La transposition française de la directive « Nitrates » (12 décembre 1991) a nourri de nombreux débats et fait encore aujourd'hui l'objet de tensions avec la Commission européenne. C'est dans ce contexte que les ministères français en charge de l'Agriculture et de l'Ecologie ont sollicité l'INRA pour dresser un bilan de l'état des connaissances scientifiques sur les flux d'azote en élevage et leur devenir (ce qui n'a jamais fait l'objet d'une évaluation spécifique) afin de mieux comprendre le rôle de l'élevage dans les pollutions liées à l'azote et d'identifier les leviers permettant de réduire les pressions de l'azote sur

l'environnement. Cette Expertise scientifique collective (Peyraud *et al.*, 2012) s'est fondée sur un corpus bibliographique de 1360 références (dont 2/3 relèvent de disciplines biotechniques et 1/3 des sciences économiques et sociales) qui a été analysé par un collectif pluridisciplinaire de 22 chercheurs originaires de l'INRA, l'IRSTA, du CNRS, du WUR-Pays-Bas et d'Agriculture et Agroalimentaire Canada. Nous présentons ici les éléments concernant plus particulièrement le secteur des ruminants.

2. ETAT DES LIEUX

2.1. UN ROLE CENTRAL DE L'ELEVAGE DANS LES FLUX D'AZOTE ET LEURS IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

En France, les apports annuels d'azote pour fertiliser les sols sont fournis pour un peu plus de la moitié par des engrais de synthèse (2110 kt) et pour un peu moins de la moitié par des effluents d'élevage (1820 kt) (Citepa, 2011). Les entrées d'azote par la fixation symbiotique par les légumineuses représentent un peu plus de 500 kt, dont environ 80% proviennent des légumineuses prairiales et 10% des luzernières. Les systèmes de production animale occupent une place centrale dans le cycle de l'azote puisque plus des 3/4 de l'azote sont utilisés pour la production d'aliments pour animaux lesquels consomment 70% de la biomasse végétale produite. Toutes filières confondues, la consommation estimée d'aliments par les filières animales est de 117 millions de tonnes sur la période 1997-1998 (AFSSA, 2000).

Cette consommation permet de valoriser de nombreux sous-produits ou coproduits (tourteaux, pulpes, produits de meunerie..) des productions végétales destinées à l'alimentation humaine, mais l'essentiel est directement à l'usage des animaux, en particulier les fourrages avec près de 82 millions de tonnes consommés surtout par les ruminants. Du côté des rejets, l'élevage de ruminants est le premier secteur émetteur d'azote. Sur le total national d'azote contenu dans les déjections animales, l'élevage bovin en représenterait 70 %, l'élevage porcin et avicole environ 10-15 % chacun (Citepa, 2011 ; Gac *et al.*, 2007), mais avec de fortes variations entre régions : environ 50% du N organique émis en Bretagne est d'origine bovine contre 97% en zone de montagnes humides. Les rejets azotés nationaux des bovins se répartissent entre 35% issus des vaches laitières, 30% des vaches allaitantes et 35% des animaux d'élevage et d'engraissement des deux troupeaux, laitier et allaitant. Tandis que la croissance des végétaux associe le carbone et l'azote sous des formes stables, leur consommation par les animaux génère des composés azotés très mobiles et réactifs (urée, azote ammoniacal et nitrique, acides aminés) qui vont se retrouver plus ou moins rapidement sous forme de nitrate (NO₃) dans l'eau, d'ammoniac (NH₃) et de protoxyde d'azote (N₂O) dans l'atmosphère. La cascade de l'azote (Galloway *et al.*, 2003) rend compte de ces flux et montre notamment que les différentes formes d'azote réactif doivent être considérées à des niveaux spécifiques, du très local pour les impacts sur un écosystème sensible voisin (par exemple suite aux dépôts de NH₃), au régional pour les impacts sur la qualité des eaux et de l'air (NH₃, NO₃) et au global pour le changement climatique (émissions de N₂O). La contribution de l'élevage aux émissions nationales des différentes formes d'azote réactif est importante : 25-30%, 80% et 35-40% respectivement pour le NO₃, le NH₃ et le N₂O si seules les émissions issues des effluents d'élevage sont comptabilisées et même 50%, 90% et 70% si on tient compte du fait qu'une grande part des engrais industriels est employée sur les cultures destinées à alimenter les animaux (Citepa, 2011, Peyraud *et al.*, 2012). Ces valeurs sont du même ordre à l'échelle européenne (Oenema *et al.*, 2007). Alors qu'en France, la question du NO₃ a longtemps focalisé les débats, celle du NH₃ est aujourd'hui relancée dans le cadre de la pollution de l'air à l'échelle locale et régionale car NH₃ provoque la formation de particules fines nuisibles à la santé (Sutton *et al.*, 2011). Les émissions de NH₃ liées à la gestion des déjections sont estimées à 465 kt N par an selon le Citepa et 382 kt N par an selon Gac *et al.* (2007), soit environ le quart de l'azote contenu dans ces produits. Le secteur bovin est le plus concerné par les émissions de NH₃ puisqu'il représente plus de 60% des émissions nationales du secteur (moitié pour les bovins laitiers et moitié pour les autres bovins) alors que les porcins et les volailles représentent 16 et 20% respectivement (Citepa, 2011). En conséquence, les zones d'émission de NH₃ correspondent aux zones à forte densité d'élevage (Sutton *et al.*, 2011). Pour le N₂O, les quantités sont plus faibles : 76 kt N émis par an, dont environ 40 % du total est émis après épandage sur les terres agricoles. La répartition des émissions est plus

partagée avec les zones de grandes cultures où l'application d'engrais synthétiques est une source importante de N₂O.

2.2. DES SITUATIONS FRANCAISES CONTRASTEES

L'Institut de l'Élevage a dressé (Bertrand *et al.*, 2007) un état des lieux à partir des données du recensement agricole 2000, d'enquêtes du Service statistique du ministère de l'Agriculture, des données de l'industrie des engrais et du Réseau national des données sur l'eau (enquête 2001). Un travail complémentaire a considéré les charges en azote des différentes régions en fonction de l'orientation agricole des cantons français (Le Gall *et al.*, 2005), (tableau 1). Il en ressort que la pression d'azote organique et minéral varie fortement selon les régions. La pression nationale moyenne s'établit à 50 kg/ha/an. La pression en azote minéral se concentre dans les zones de grande culture. Dans l'Ouest, région où l'élevage est concentré, les apports sous forme organique sont élevés : ils dépassent 130 kg N/ha de SAU dans plusieurs secteurs qui combinent production laitière et élevage de monogastriques (Finistère, Côtes d'Armor, Morbihan) ou production de viande bovine et de volailles (sud des Pays de la Loire) ou dans ceux qui sont spécialisés en production laitière (sud Manche, nord Mayenne, Ille et Vilaine). Les excédents des bilans azotés (différence entre apports totaux au sol et exportations par les productions végétales) dépassent ainsi 40 à 50 kg N/ha/an dans plusieurs territoires de production laitière ou de viande bovine et élevage de monogastriques, alors que la moyenne nationale de l'excédent azoté s'établit à 29 kg/ha/an. Et plusieurs régions spécialisées en élevage, mais avec des chargements animaux faibles et une alimentation basée sur la prairie permanente (grand Massif Central, Jura, Alpes), ont des bilans largement inférieurs à 15 kg/ha/an. La France de l'élevage est donc très loin d'être homogène en termes de bilan azoté et de risques de fuites d'azote. Seule une partie du Grand Ouest peut être comparée aux territoires d'élevage intensifs nord européens. Conséquence directe, les teneurs en NO₃ des eaux de surfaces sont plus élevées à l'Ouest où la valeur moyenne est proche de 30 mg/L en Bretagne (www.observatoire-eaubretagne.fr, données 2009) mais avec certains cantons dépassant le seuil de 50 mg/L, alors que de nombreux territoires d'élevage de ruminants, comme le grand Massif Central, le Jura ou les Alpes, produisent une eau très peu chargée en nitrate (moins de 10 mg/L). Ces contrastes s'expliquent par des logiques économiques de filières différentes. Les filières porcs et volailles, évoluant dans un cadre concurrentiel, se sont concentrées sur certains territoires en raison des gains économiques : réduction des coûts de transport, intérêt de la proximité entre industriels et agriculteurs, et émergence et diffusion d'innovations facilitées (Gaigné *et al.*, 2012). A l'inverse, pour les ruminants qui ont, en France, un rôle reconnu de gestionnaire des territoires, la gestion des quotas laitiers a été un instrument figeant l'offre de lait sur le territoire et freinant la concentration géographique. La prime au maintien du troupeau de vaches allaitantes (PMTVA) et les primes herbagères (PHAE, ICHN) ont contribué à fixer et soutenir la présence des productions animales dans les zones difficiles (Trégaro 2012).

Tableau 1 : Charges en azote de différentes régions selon l'orientation agricole (Le Gall *et al.*, 2005). Le surplus du bilan azoté « sol-végétation » est calculé avant traitement des lisiers.

	Charge N (kg/ha SAU)	N minéral (% entrées)	N organique ruminants (% entrées)	N organique granivores (% entrées)	Surplus du bilan (kg N/ha)
Bretagne Lait et porcs	221	33	36	31	84
Bretagne Lait intensif	179	43	44	13	54
Nord Pays de Loire	161	45	45	10	37
Zones grandes cultures	123	85	13	2	25
Zones herbagères plaine et montagne	98	31	67	2	9

2.3. SENSIBILITE DIFFERENTE SELON LES MILIEUX

Un même excédent d'azote peut conduire à des flux vers l'environnement très différents et finalement à des impacts variables en fonction des caractéristiques territoriales, notamment ses caractéristiques pédologiques et climatiques (température, pluviométrie) ainsi que l'occupation des sols. Il est en particulier bien établi que l'équilibre entre dénitrification et lixiviation varie fortement : les pertes par dénitrification sont importantes dans les sols organiques mal drainés, plus faibles dans les sols limoneux et argileux et minimales dans les sols sableux (Barton *et al.*, 1999 ; Koops *et al.*, 1996) ; à l'inverse, le risque de lixiviation s'accroît en sols sableux. Fondées sur ces connaissances, des cartes de sensibilité à la lixiviation des régions européennes (Velthof *et al.*, 2007) ont été établies en modulant le risque en intégrant aussi le mode d'occupation des sols, la température et les précipitations. Les marées vertes sont une des conséquences les plus visibles de cette sensibilité des milieux. Les modes d'occupation des sols affectent aussi la teneur en NO₃ des eaux. Ceci a été illustré dans le projet Greendairy (Pflimlin *et al.*, 2006) consacré aux systèmes laitiers de l'Arc Atlantique européen. Les exploitations irlandaises ont des excédents de bilan azoté élevés (N entrant – N sortant en produits animaux : 240 kg/ha/an) mais les teneurs en NO₃ des eaux de surface sont relativement basses (15 mg/L) car l'élevage repose exclusivement sur la prairie permanente (sols souvent hydromorphes). En Galice et au Nord du Portugal, les niveaux d'excédents sont encore plus élevés (respectivement 350 et 500 kg/ha/an) mais la teneur en NO₃ des eaux reste faible (5 mg/L) car la SAU représente à peine 30 % du territoire si bien que les excédents des exploitations laitières très intensives (plus de 20 000 L lait/ha contre moins de 7 000 L dans l'Ouest de la France) sont « dilués » du fait de la proportion importante de forêts. Au contraire, l'Ouest français connaît des excédents azotés modérés (117 kg N/ha/an) mais les teneurs en NO₃ des eaux superficielles sont les plus élevées (33 mg/L) car la région supporte une densité animale importante (bovins, monogastriques), comprend des cultures annuelles avec retournement des prairies et dispose de peu d'espaces non agricoles.

3. UNE EFFICIENCE DE L'AZOTE SOUVENT FAIBLE EN ELEVAGE

L'efficacité est le rapport entre les quantités d'azote générées et valorisables et les quantités d'azote mobilisées pour la production agricole. Ce ratio traduit une efficacité technique et est un indicateur de la rentabilité économique de l'azote. Il peut être calculé à différents niveaux du système de production : l'animal, l'atelier de gestion des effluents, la sole cultivée ou l'exploitation agricole.

3.1. FAIBLE EFFICIENCE DE L'AZOTE CHEZ L'ANIMAL

Chez les ruminants, l'efficacité de l'azote est faible et une grande partie de l'azote ingéré est restitué dans les déjections. L'efficacité est minimale chez l'animal à l'entretien tel que la vache adulte tarie ; elle varie de 8 à 20-22% chez l'animal en croissance et en finition (Marini et van Amburgh, 2005 ; Micol *et al.*, 2003 ; Yan *et al.*, 2007) et elle est plus élevée pour l'animal en lactation avec un taux de 20 à 35% (Peyraud *et al.*, 1995). Le logiciel INRAtion permet de déterminer pour chaque type d'animal, suite à un calcul de ration, les quantités d'azote ingérées et une description quantifiée de la répartition entre azote fixé et excrété sous forme urinaire et fécale.

Tableau 2 : Taux de valorisation de l'azote chez les bovins selon le type d'animal (synthèse ESCO).

	VL	VA	JB	Gén
N ingéré (g/j)	460	240	200	180
N fixé (g/j)	128	40	38	20
N excrété (g/j)	332	200	162	160
Valorisation (%)	28	17	19	11

VL et VA vache laitière et allaitante, JB Jeune bovin, Gén génisse

Les facteurs influençant l'efficacité de l'azote ont surtout été étudiés en élevage laitier. L'efficacité varie avec la teneur en azote des rations alimentaires. Les plantes fourragères naturellement pauvres en azote, tel le maïs ensilage, permettent à l'éleveur d'élaborer des rations équilibrées grâce l'adjonction de suppléments protéiques en cohérence avec les besoins des animaux. A l'inverse, les rations à base de fourrages verts ou d'ensilages d'herbe, riches en azote, sont moins maîtrisables et conduisent à des rejets azotés plus importants (Peyraud *et al.*, 1995). C'est pourquoi certains auteurs ont proposé de réduire la part de l'herbe pâturée dans les rations des ruminants (Valk, 1994) ; (van Vuuren et Meijs, 1987), ce qui d'un point de vue strictement nutritionnel est assez efficace. La synthèse des nombreux essais conduits à l'INRA de St Gilles montre (Vérité et Delaby, 1998) qu'il est également essentiel de raisonner l'équilibre entre apports protéiques métabolisables et apports d'énergie. Un optimum se dégage pour les vaches laitières autour de 100 g de PDIE/UFL (Vérité et Delaby, 2000). Au-delà, la réponse de production est faible et l'essentiel du supplément de protéines est excrété dans l'urine. L'efficacité de l'azote s'accroît aussi avec le niveau de production, les rejets par tonne de lait produit diminuant linéairement de 5% par tranche de 1000 kg de lait (Vérité et Delaby, 2000). L'azote rejeté dans les fèces varie assez peu avec la teneur en azote des rations car la digestibilité vraie de l'azote est très élevée chez les ruminants. Elle varie surtout avec les quantités totales de matière sèche (MS) d'aliments ingérés et représente 7 à 8 g N par kg de MS consommé, valeur assez constante entre espèces de ruminants (Peyraud *et al.*, 1995). L'azote urinaire dépend à la fois de la quantité de MS consommée et de la teneur en azote de la ration (Huhtanen *et al.*, 2008), les deux variables ayant un effet multiplicatif. C'est pourquoi, l'azote urinaire peut varier dans de très larges proportions. L'urée sanguine ou du lait est ainsi un indicateur de l'état de nutrition azotée des femelles laitières et des rejets azotés (Jonker *et al.*, 1998). A l'échelle du troupeau et de l'année, la teneur moyenne en urée du tank à lait est utilisée pour évaluer les rejets azotés, en association avec la production laitière moyenne du troupeau (Lambert *et al.*, 2010).

3.2. DES PERTES D'AZOTE IMPORTANTES LORS DE LA GESTION DES EFFLUENTS

La gestion des effluents présente des risques majeurs de pertes, les émissions gazeuses pouvant varier de 20 à 75% de l'azote émis par les animaux selon les modalités mises en œuvre. Les transformations de l'azote lors de la gestion des déjections et les fuites associées dépendent du type de déjections (lisiers vs fumiers) et des modes de gestion qui en découlent au cours des différentes étapes (collecte, stockage, épandage).

Les pertes gazeuses ont été estimées pour la France, entre la production des déjections jusqu'à leur utilisation dans le sol, à partir d'une synthèse bibliographique (Gac *et al.*, 2006), (Figure 1). En considérant l'ensemble de la filière bovine, les pertes gazeuses d'azote exprimées en % de l'excrétion sont de l'ordre de 19-23% sous forme de NH₃ et de 1,5-1,8% sous forme de N₂O. En pertes gazeuses totales, il y a assez peu de différence entre les filières lisiers et fumiers mais des différences importantes sont observées au niveau des postes d'émission. Pour les fumiers, les émissions interviennent tout au long de la chaîne de gestion car les transformations sont

assez peu influencées par les conditions environnantes du fait de la porosité et de la surface de contact du produit et de l'auto-échauffement induit par les réactions. Pour les lisiers, les émissions sont nettement plus importantes au niveau des bâtiments et lors de l'épandage. La plupart des travaux s'accordent à reconnaître que l'alimentation et la température sont les deux facteurs majeurs favorisant l'émission de NH_3 dans les stabulations bovines. La quantité d'azote urinaire excrété est le premier facteur d'émission de NH_3 en bâtiment avec un rapport de 1 à 5 selon la ration alimentaire à même niveau d'exportation dans le lait (Aguerre *et al.*, 2010). Elles s'accroissent aussi de 2,6% pour une augmentation de la température de 1°C (entre 8 et 25°C) (van Duinkerken *et al.*, 2005). Les émissions de N_2O ont lieu très majoritairement lors du retour au sol des déjections. Globalement, l'incertitude au niveau des flux gazeux reste élevée par méconnaissance de certains processus et de leurs déterminants, ainsi que du fait des difficultés techniques de mesure et de la diversité des pratiques agricoles.

Figure 1 : Devenir des effluents et pertes associées dans deux systèmes d'élevage des bovins.

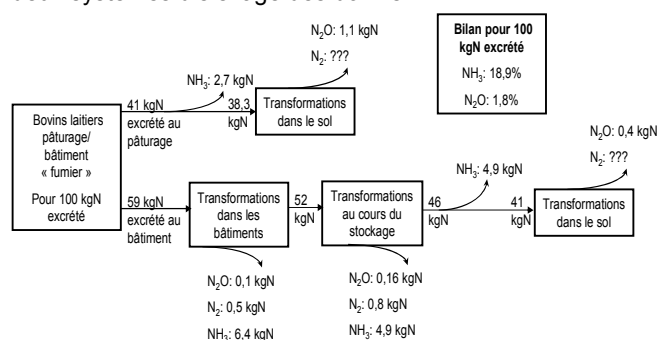
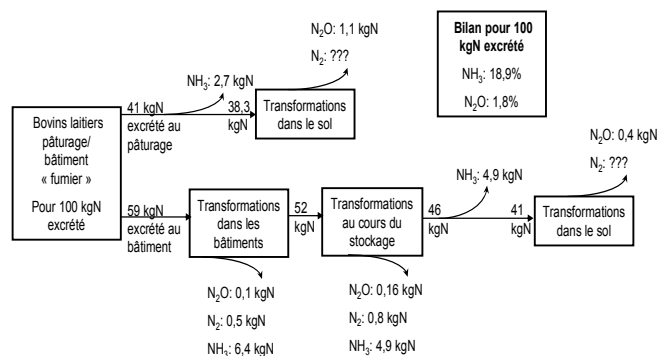


Figure 2 : Flux d'azote moyens (kg N/ha/an) pour deux exploitations laitières (Synthèse ESCO adaptée de Jarvis *et al.*, 2011)

- 1^{er} cas : conventionnel : 80 ha, dont 25 ha de céréales, 82 UGB
 2^{ème} cas : Agri Bio : 160 ha, dont 65 ha de céréales, 107 UGB



Les émissions de N_2O ont lieu très majoritairement lors du retour au sol des déjections. Globalement, l'incertitude au niveau des flux gazeux reste élevée par méconnaissance de certains processus et de leurs déterminants, ainsi que du fait des difficultés techniques de mesure et de la diversité des pratiques agricoles.

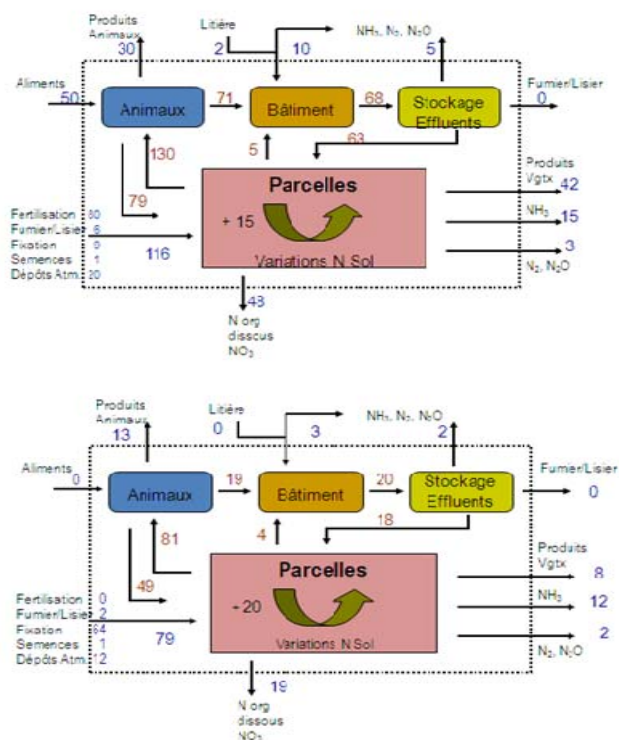
La lixiviation advient chronologiquement après la plupart des pertes gazeuses. De nombreux travaux ont montré que l'épandage d'effluents d'élevage ne provoque pas de pertes supplémentaires comparativement à des engrais minéraux, à l'échelle d'une quinzaine d'années (Leterme et Morvan, 2010), à condition que les apports soient raisonnés par rapport aux besoins des plantes. L'épandage d'effluents doit être évité en automne avant la période de drainage car l'azote y est très disponible (lisier).

Le pâturage est un cas particulier. Malgré des quantités importantes d'azote apportées localement par les animaux, de manière séparée entre urine et bouses, les voies d'utilisation de cet azote sont nombreuses. Le devenir de l'azote des pissats se répartit en moyenne annuelle comme suit : 25-30% sous forme organisée dans le sol, 30-35% valorisés par la plante, 25-30% perdus par lixiviation et pour les pertes gazeuses, 10-15% sous forme ammoniacale et au plus 5% sous forme de N_2O et N_2 tandis que celle de l'azote fécal est la suivante : 60-70% intégrés à la matière organique du sol, 10-20% prélevés par les plantes, 10-15% perdus par lixiviation et 5-10% perdus par émissions gazeuses (Decau *et al.*, 1997) ; Clough *et al.*, 1998). Les émissions gazeuses sont donc fortement réduites puisqu'il n'y a pas de phase de stockage et le couvert prairial utilise directement l'azote des déjections. L'évolution de l'azote urinaire est beaucoup plus rapide et dépend de la période d'émission et du type de sol. A l'échelle de la parcelle, les fuites par lixiviation peuvent s'accroître rapidement lors de pâturage intensifs ou, sous les parcelles dites « parking » ou lors du retournement des prairies (Simon *et al.*, 1997).

3.3. L'EFFICIENCE DE L'AZOTE A L'ECHELLE DU SYSTEME DE PRODUCTION RESULTE D'INTERACTIONS MULTIPLES

A l'échelle du système de production, d'autres facteurs interviennent comme le chargement et les achats extérieurs. L'autonomie protéique n'est que de 20% en élevage laitier (Paccard *et al.*, 2003) et de 27% en élevage allaitant (Kentzel et Devun, 2004) avec une forte dispersion des résultats. L'autonomie totale n'est atteinte que dans un nombre très limité d'exploitations herbagères et elle est d'autant plus difficile à mettre en œuvre que la part de maïs fourrager est élevée. A ce niveau, l'efficacité globale de l'azote résulte d'un ensemble complexe de flux interdépendants. En particulier, les émissions d'azote vers l'environnement sont très diversifiées. Ces flux sont étroitement liés et se combinent à des flux internes au sein du système. Pour illustrer cette analyse, la figure 2 détaille les flux d'azote dans le cas d'une exploitation laitière typique de l'Ouest de la France, avec des céréales (en haut) et celui d'une exploitation laitière en agriculture biologique (en bas ; ferme INRA de Mirecourt). Les données sont issues de travaux de compilations réalisés lors du travail d'expertise (Peyraud *et al.*, 2012 adapté de Jarvis *et al.*, 2011 in Sutton *et al.* 2011). Ces exemples illustrent notamment que 1) l'intensité des flux et l'origine de l'azote entrant dans l'exploitation (aliment vs engrais industriel vs fixation symbiotique) sont très variables selon les types de systèmes ; 2) les pertes par volatilisation de l'azote (NH_3 , N_2O , NO_x et N_2), liés notamment à la gestion des effluents, correspondent à des flux importants et du même ordre de grandeur que les pertes par lixiviation ; 3) les flux et les pertes (notamment sous forme de NO_3) sont globalement faibles en élevage biologique (Veyssset *et al.*, 2003) ; et 4) que la distribution des pertes est différente selon les systèmes de production, elle varie en termes de quantité, de formes et de lieux d'émission. Au final, les recyclages internes à l'exploitation -et donc le lien de la production animale au sol- améliorent l'efficacité de l'azote à l'échelle de l'exploitation. Par suite, les efficacités calculées au niveau de l'exploitation sont supérieures à celles observées au niveau des animaux ; elles sont souvent comprises entre 0,25 (élevages herbivores spécialisés) et 0,60 (polyculture élevage) (Simon *et al.*, 2000). La comparaison de systèmes laitiers européens (Pflimlin *et al.*, 2006) montre clairement que les bilans azotés (et donc les risques de fuite) dépendent en premier lieu de la quantité de lait produite à l'hectare quel que soit le facteur à l'origine de l'accroissement de cette productivité (fertilisation ou apport d'aliments concentrés). En moyenne, l'excédent de bilan s'accroît de 14 kg/ha pour un accroissement de la production de lait de 1 000 kg/ha. L'analyse des bilans apparents et des index d'efficacité de

l'azote dans des réseaux de fermes laitières spécialisées de l'Ouest de la France montre des variations de 1 à 3 entre modes de productions (Vertès *et al.*, 2002). L'optimisation des pratiques à l'intérieur d'un mode de production permet, sur cet échantillon, une différence de près de 30% (réduction de plus de 50 kg N/ha/an de l'excès de bilan) entre les exploitations les plus performantes et la moyenne des autres, le gain étant essentiellement lié à la maîtrise des entrées d'azote. De façon générale, l'efficacité de l'azote à l'échelle de l'exploitation varie peu ou diminue avec l'intensification, contrairement à ce qui est observé au niveau d'un animal.



De plus, du fait de la forte interrelation entre les flux, la recherche d'efficacité à un maillon de la gestion de l'azote ne se traduit forcément par une amélioration de l'efficacité globale à l'échelle de l'exploitation. C'est notamment le cas lors de variations des rejets des animaux sous l'effet de rations fourragères de nature différente. Favoriser l'ensilage de maïs au détriment de l'herbe pâturée permet bien de réduire les rejets des animaux mais n'améliore pas nécessairement l'efficacité globale de l'azote à l'échelle de l'exploitation (Dillon et Delaby, 2009) car il entraîne une augmentation des entrées d'azote exogène dans l'exploitation sous forme de concentré protéique alors que, par ailleurs, les couverts prairiaux absorbent plus d'azote et durant une période de végétation plus longue que le maïs, ce qui limite les risques de pertes (Jarvis *et al.*, 1996) notamment par lixiviation en automne-hiver. Ce potentiel des couverts prairiaux à valoriser l'azote a été pris en compte par de nombreux pays européens qui ont obtenu une dérogation, dans le cadre de la directive « Nitrates », au plafond de fertilisation de 170 kg de N organique au titre des cultures à fort potentiel d'absorption d'azote (Pflimlin et Chambaut, 2004). Cette dérogation n'est actuellement pas demandée par la France ce qui peut mettre en difficulté des élevages herbagers face aux nouvelles normes de rejets, notamment dans le cadre de MAE en place.

4. OPTIONS POUR MIEUX UTILISER L'AZOTE

Les systèmes à bas intrants (agriculture biologique ou non) valorisant les prairies avec des légumineuses ont démontré leur intérêt pour réduire les pertes d'azote, tout en maintenant de bonnes performances économiques (baisse des charges opérationnelles) (Brunschwig *et al.*, 2001). Ils peuvent aussi être très résilients face aux aléas des prix des matières

premières. Néanmoins des progrès dans l'amélioration des pratiques sont à rechercher pour couvrir la diversité des systèmes de production.

4.1. AMELIORER LES PRATIQUES

L'optimisation de tous les maillons de la chaîne de gestion des effluents est une voie majeure de progrès pour mieux utiliser l'azote. Cela passe par la maîtrise de l'ensemble de la chaîne des flux depuis l'excrétion jusqu'à la valorisation agronomique pour préserver l'azote et réduire les achats d'engrais minéraux. Des techniques sont d'ores et déjà disponibles pour **limiter les émissions au stockage et à l'épandage des lisiers** : réduction des émissions provenant des enceintes de stockage par la couverture des fosses ou la réduction de la surface de l'enceinte par unité de volume, application localisée (pendillards pour le lisier) ou par enfouissement/injection dans le sol (EEA, 2009). On considère une réduction de 25-35% des émissions de NH₃ pour un épandage avec pendillards et de 70-90% s'il y a un enfouissement direct ou rapide après épandage avec toutefois une forte variation de l'efficacité de ces techniques. La réduction des pertes par volatilisation demande une vigilance continue pour éviter les transferts de pollution car le risque de volatilisation est présent à chaque étape et tout gain réalisé à une étape peut conduire à des pertes accrues à la suivante. En revanche, il n'existe à l'heure actuelle aucune technique éprouvée permettant de réduire les émissions de NH₃ provenant du stockage du fumier.

Le traitement des effluents offre aussi des leviers d'actions. La séparation de phase permet d'obtenir deux produits qui pourront être gérés différemment et potentiellement mieux : une phase solide avec des concentrations en azote total et en phosphore respectivement 2 et 4 à 5 fois supérieures à celles du produit initial, et une phase liquide (moins de 2% de MS) avec de l'azote essentiellement sous forme ammoniacale (85%) (Béline *et al.*, 2003). Le compostage permet de stabiliser la MO des effluents mais les pertes d'azote par volatilisation peuvent être importantes si le procédé est mal maîtrisé (de 30 à 60% de l'azote entrant dans le système (Bernal *et al.*, 2009). L'utilisation des inhibiteurs de nitrification lors de l'application des lisiers est peu courante tandis qu'elle est très étudiée en Nouvelle Zélande sur pâturage (autre climat).

La prévision de la valeur fertilisante à court et moyen terme est aussi indispensable à la bonne gestion des effluents. La biodisponibilité en azote est liée au type de produit, avec des valeurs élevées de biodisponibilité de l'azote pour la plupart des effluents liquides (70 à 100% du N disponible sur l'année), des valeurs faibles pour les fumiers et effluents compostés (20 à 40%) et intermédiaires pour des produits de type lisiers (30 à 50%) (EEA, 2009). Toutefois, compte tenu de la forte variabilité de la disponibilité de l'azote pour chaque type d'effluent, l'agriculteur ne peut prévoir de manière satisfaisante la valeur fertilisante des effluents produits sur son exploitation afin d'ajuster au mieux la fertilisation des cultures. Il existe cependant quelques outils de mesure (Quantofix par ex.) et logiciels élaborés à partir de connaissances récentes acquises sur les dynamiques de volatilisation et de minéralisation des matières organiques et aptes à fournir des références (Azofert, Syst'N). De façon générale l'équilibre de la fertilisation des cultures est un préalable nécessaire, mais pas suffisant, pour réduire les pertes d'azote.

La gestion des rotations culturales et assolements participe à limiter les émissions, à accroître l'autonomie protéique. Compte tenu de leur aptitude à bien valoriser l'azote, à produire un fourrage riche en protéines et à limiter les émissions de NH₃, une option intéressante réside dans l'accroissement de la part des prairies. Le rôle de la prairie sur les fuites d'azote par lixiviation est plus nuancé. Les pertes sont faibles sous prairies permanentes peu intensives ou prairies fauchés (technique du « zéro pâturage », plus

coûteuse). Les risques de lixiviation s'avèrent limités pour des prairies pâturées de façon modérée ou exploitées de façon mixte en fauche et pâture, c'est-à-dire au-dessous de 450 (zones séchantes) à 550 (zones humides) journées-vache de pâturage par an. Ils augmentent rapidement au-delà. Par ailleurs les modalités de gestion des rotations peuvent limiter les risques de lixiviation induits par la forte minéralisation d'azote lors de la mise en culture (Morvan *et al.*, 2000,) et permettent de trouver le compromis entre stockage de carbone (et azote) dans les sols et valorisation de l'azote minéralisé (Simon *et al.*, 1992 ; Vertès et Mary, 2007).

L'atout principal des **légumineuses** fourragères ou à graines tient à leur aptitude à fixer l'azote atmosphérique et à favoriser l'autonomie protéique (et énergétique) des exploitations. L'introduction d'une luzernière au sein d'une succession blé-betterave, en adaptant la fertilisation azotée, permet de réduire sensiblement la lixiviation (Muller *et al.*, 1993). En prairie, les légumineuses permettent de réduire les pertes de N₂O comparativement aux prairies de graminées fertilisées. Elles réduisent aussi les pertes par lixiviation mais surtout en lien avec une moindre productivité et la baisse du chargement. La question de la productivité et de la pérennité des prairies d'association est posée mais des premières données, observées sur prairies multi espèces sont encourageantes (Peyraud *et al.*, 2010).

Le rôle des cultures intermédiaires pièges à nitrate ou « Cipan » pour réduire les risques de lixiviation est avéré (Justes *et al.*, 2012) Les Cipan captent l'azote minéral résiduel du sol avant la période de drainage, puis en restituent une partie à la culture suivante. Le taux de lixiviation baisse généralement de plus de 50%. L'effet est meilleur si la fertilisation azotée de la culture précédente n'a laissé qu'un reliquat modéré à la récolte. Les Cipan sont largement intégrés aux pratiques, en particulier dans les zones vulnérables. Des outils de prédiction des risques à l'échelle des rotations existent (Gascuel *et al.* 2010).

La conduite des troupeaux est un volet très étudié. **Tout excès alimentaire, en azote dégradable** au niveau du rumen ou en apport intestinal d'acides aminés sera excrété en urée, accroissant les risques d'émissions de NH₃. Ceci doit inciter à calculer les rations des ruminants en évitant tout apport excessif, en particulier tant que les troupeaux sont en bâtiment et sont alimentés en partie avec des protéines achetées. Les connaissances en nutrition permettent aujourd'hui de gérer l'alimentation des ruminants pour réduire les rejets sans affecter les performances zootechniques, même si des progrès sont encore possibles. Le projet européen REDNEX travaille cette question. La réduction de la dégradabilité des protéines des aliments concentrés reste un enjeu. En effet, le tannage des protéines qui permet d'accroître la valeur protéique des tourteaux (+70% pour le soja) et qui aide à limiter la teneur en azote des rations, est mis en cause car le traitement utilise du formol. Aucune alternative n'est disponible. Dans un autre registre, limiter les rejets des génisses en les faisant vèler plus tôt peut aussi contribuer à réduire les quantités d'azote rejetées.

Un besoin d'outil pour le pilotage de l'azote. Les éleveurs et leurs conseillers ne disposent pas aujourd'hui d'outils simples d'emploi permettant d'établir un diagnostic, de décider des actions les plus pertinentes à mettre en œuvre dans le contexte de l'exploitation d'élevage et en retour évaluer les progrès réalisés. Deux principaux types de bilans sont utilisés : 1) Le bilan « sol-surface », dont la Balance globale azotée (BGA) très utilisée depuis 1993 (1^{er} Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA)), calcule des soldes entre les apports sur les parcelles cultivées (azote minéral et azote organique, déduction forfaitaire faite des émissions de NH₃) et les exportations par les cultures récoltées ou pâturées. 2) Le bilan azoté à l'exploitation détaille tous les postes en entrée et en sortie de l'exploitation ; il permet donc de s'assurer de

la cohérence entre les effets environnementaux et économiques ce qui lui confère une portée pédagogique mais ne renseigne pas sur l'origine des pertes car l'exploitation est considérée comme une boîte noire. Le développement d'un outil par couplage de ce bilan, avec des bilans partiels réalisés sur les différents postes de l'exploitation (troupeaux, gestion des effluents, sol-culture) et le calcul d'indicateurs d'émissions pour chacun de ces postes (voir figure 1) permettrait d'évaluer les flux internes au système et ainsi de hiérarchiser les principaux postes d'inefficacité pour engager les mesures les plus appropriées. Une telle démarche est en cours de développement dans quelques pays, notamment aux Pays-Bas (Aarts, communication personnelle).

4.2. GERER L'AZOTE A L'ECHELLE DES TERRITOIRES

L'optimisation au niveau des exploitations peut s'avérer insuffisante pour limiter les fuites sur les territoires à forte charge animale ou lorsqu'il s'agit de reconquérir la qualité des eaux. Ces moyens ne sont pas spécifiques de l'élevage de ruminants.

Le transfert d'azote entre exploitations. Des synergies entre exploitations spécialisées dans des secteurs complémentaires peuvent s'envisager à une échelle territoriale compatible avec les contraintes logistiques. La complémentarité entre exploitations a été bien étudiée pour le transfert d'effluents entre exploitations porcines et céréalières mais reste peu explorée en élevage de ruminants en dehors de l'étude sur la complémentation protéique des élevages bovins viande (Kentzel et Devun, 2004). Mais le transfert d'effluents se heurte, au moins dans le cas des lisiers non traités à des difficultés organisationnelles (Paillat *et al.*, 2009) et aux réticences des riverains. Le traitement des effluents, en levant ces limites, ouvre des marges de manœuvre : il permet le transport vers d'autres exploitations ou régions agricoles et de sécuriser les conditions d'utilisation (désodorisation, hygiénisation). Composts, résidus déshydratés ou boues séchées peuvent ainsi être exportés en dehors des zones d'élevage. Des filières de commercialisation de ces fertilisants (avec certification NF fertilisants ou amendements organiques) voient le jour, sachant qu'elles peuvent se coupler à la méthanisation d'autres effluents/déchets afin de fournir l'énergie nécessaire au traitement. Cette option reste cependant insuffisamment étudiée, notamment quant à sa compétitivité comparée à celle de la production des engrais minéraux.

Les aménagements paysagers permettent d'améliorer les capacités d'épuration des milieux. Pour ce qui concerne les émissions ponctuelles, les haies et les terrains boisés contribuent à la capture de proportions significatives des émissions de NH₃ et diminuent d'autant les niveaux d'exposition des écosystèmes situés en aval. Les émissions diffuses concernent essentiellement le NO₃. Les zones humides, naturelles ou construites, ont la capacité de réduire des quantités significatives de NO₃. Toutefois l'efficacité épuratrice des zones humides est très variable (Comin *et al.*, 1997; Rutherford et N'Guyen, 2004) du fait des différences d'orientation d'écoulement des flux hydriques, de la nécessité d'avoir des temps de résidence suffisamment longs pour permettre l'épuration et des surfaces concernées par les zones humides. A l'échelle du paysage, les estimations vont de 10 à 50% du surplus azoté dénitrifié avec des quantités épurées souvent supérieures à plusieurs centaines de kg/ha de zones humides. Ces solutions posent toutefois la question du devenir de l'azote ainsi capté ou transformé (les émissions indirectes de N₂O et de MO dissoutes ne sont pas connues), et celle de la gestion collective de ces espaces à fonctions partagées.

Des projets de territoire peuvent prendre en compte la vulnérabilité particulière de certains milieux ou cibler une exigence. C'est le cas de ceux qui visent la protection des aires de captages d'eau potable (Dalgaard *et al.*, 2002). Il s'agit alors de réorganiser l'activité agricole pour limiter au

maximum les fuites d'azote en augmentant la part de forêt, de prairies permanentes et en promouvant des systèmes à bas intrants ou l'agriculture biologique. L'élevage des ruminants est ici un outil de choix dans la mesure où il valorise de la prairie. Ces initiatives locales supposent une concertation forte entre acteurs et un système de compensation de la baisse de la production agricole : les éleveurs sont rémunérés par le commanditaire qui peut être un acteur privé de l'eau (Société des eaux de Vittel par exemple) ou une collectivité (ville de Munich par exemple). Le projet pilote contre les marées vertes dans la baie de la Lieue de Grève, très concernée par l'élevage bovin, s'apparente à ce type d'évolution territoriale de l'agriculture. Les premières simulations technico-économiques réalisées sur un cas-type d'exploitation montrent que l'évolution des systèmes améliorerait sensiblement les bilans azotés des exploitations sans effet négatif sur le revenu (Moreau *et al.*, 2012).

Enfin, une **déconcentration de l'élevage** ou de certaines filières animales depuis des territoires de forte densité animale vers d'autres territoires peut s'envisager, au cas par cas : localement entre cantons proches ou bien entre territoires plus distants. Mais la cohérence économique du modèle actuel, caractérisé par une concentration territoriale et régionale des filières d'élevage, rend peu réaliste des propositions d'évolution qui s'écarteraient radicalement de ce « modèle ». Toutefois de telles relocalisations ont eu lieu dans des filières concentrées comme par exemple la filière porcine en Europe du Nord. Avec la sortie des quotas laitiers, la production laitière dans l'Ouest pourrait croître et cela pourrait nécessiter de déplacer des génisses d'élevage ou de repenser la place de troupeaux allaitants installés dans l'Ouest après la mise en place des quotas. Ces approches pourraient alors aider à rétablir les équilibres territoriaux de la charge azotée.

4.3. MISE EN OEUVRE D'OUTILS ECONOMIQUES POUR ACCOMPAGNER LE CHANGEMENT

La réglementation environnementale dans le domaine de l'azote se heurte au caractère diffus des pollutions générées par l'agriculture et aux coûts de transaction associés à la mise en œuvre des instruments politiques. L'application de la directive « Nitrates » s'est ainsi traduite en France par un empilement de zonages et par plusieurs mesures incitatives (dont les PMPOA) dont l'efficacité a été évaluée sans complaisance, y compris par des rapports des services de l'Etat (Cour des comptes, 2002, 2010). Deux grandes catégories d'instruments de politiques environnementales sont disponibles : les incitations financières, et les normes ou quotas. Parmi les premiers, les **subventions à la dépollution** ont le défaut d'orienter vers des technologies particulières (par exemple, pour l'azote, le traitement aérobique des lisiers de porcs) en baissant artificiellement leur coût d'utilisation. Elles n'incitent donc pas l'éleveur à chercher les solutions les plus viables économiquement et donnent un avantage à des systèmes peu durables (Kolstad, 2000). Néanmoins, une aide temporaire peut aider la prise de risque initiale liée à des pratiques innovantes permettant d'aller au-delà des normes en vigueur.

Taxer est un moyen d'appliquer le principe de responsabilité environnementale. Parmi les options de taxe, celle sur les intrants azotés, notamment minéraux, apparaît facile à mettre en œuvre, mais elle a l'inconvénient de n'être efficace que si son niveau est élevé (Pan et Hodge, 1994), et n'est alors guère acceptable par les professionnels.

Fixer des quotas (par exemple, un plafond de surplus d'azote) pourrait permettre de différencier la politique en fonction de la sensibilité des territoires, contrairement à une taxe qui est uniforme. Les quotas supposent en revanche d'être pleinement respectés pour atteindre les résultats escomptés. Toutefois, les coûts de transaction et de contrôle d'une politique de quotas peuvent être élevés ce qui conduit à trouver un compromis entre le niveau du quota pour une

bonne efficacité environnementale et les coûts de transaction liés aux contrôles. C'est l'option choisie par les pays du Nord de l'Europe. Leurs politiques publiques attribuent un quota d'azote total (voire de phosphore) par exploitation, différencié selon un zonage qui est fonction de la sensibilité du territoire en termes de NO_3 (eau), de NH_3 (densité animale) et d'odeurs (proximité urbaine) ; des pénalités sont exigibles en cas de dépassement de quota (OECD, 2007). Autre outil réglementaire, le **bail rural environnemental** (loi d'orientation agricole de 2006) est aujourd'hui encore peu utilisé (Bosc et Doussan, 2009). Ce bail est conclu avec des acteurs privés, publics ou associatifs, et peut concerner des aires de protection de l'eau, des espaces naturels (parcs naturels, zones Natura 2000). Parmi les clauses environnementales, ayant un intérêt dans le cadre de lutte contre la pollution azotée, certaines intéressent potentiellement les productions de ruminants : non-retournement des prairies, couverture végétale du sol périodique ou permanente. **Enfin, plusieurs réflexions en cours introduisent de nouvelles pistes.** Apparue avec le protocole de Göteborg dans le cas des dépôts atmosphériques, la notion de charge critique fait entrer dans le droit un instrument de différenciation des politiques dans l'espace (ex : directive du 23/10/2001). Cette notion pourrait être transposable à l'ensemble des émissions d'azote d'un territoire donné, en considérant d'une part les émissions vers l'air et l'eau, et d'autre part la sensibilité des milieux récepteurs proches et plus distants. Une telle approche pallierait les inconvénients d'une norme uniforme des 170 kg d'azote organique en proposant d'utiliser un critère plus intégrateur et de le faire varier selon les potentialités du milieu et les risques. En théorie, l'efficacité de cette piste est donc forte, puisqu'elle permet d'adapter les efforts à consentir en fonction des enjeux environnementaux locaux, mais sa mise au point reste à construire complètement. Par ailleurs, la **régulation environnementale** pourrait être plus efficace si elle s'appliquait également **au niveau de la filière agro-industrielle** (Metcalf et Weisbach, 2009). Cela inciterait les industriels à internaliser les impacts sur l'environnement des décisions lors de la contractualisation avec les éleveurs. Par ailleurs, ces acteurs sont beaucoup moins nombreux ce qui réduit les coûts d'administration de la politique ; ils ont des capacités financières souvent supérieures à celles des éleveurs pour développer des innovations ; et leur taxation capterait une partie des bénéfices qu'ils retirent du fait de la concentration spatiale. Enfin, la mise en œuvre de **paiements pour services environnementaux** (PSE) pourrait concerner des services rendus sur l'eau ou l'air par certains modes d'élevage. Ces PSE se heurtent cependant à de nombreuses inconnues scientifiques et au fait qu'ils concernent souvent des biens communs, non marchands (Vatn, 2010).

5. CONCLUSION

Ce travail d'expertise a mis en avant le rôle majeur de l'élevage dans les flux d'azote et leurs impacts potentiels sur l'environnement. Il a montré que les enjeux sur l'azote ne se limitent pas au nitrate mais que l'ammoniac est un enjeu fort, notamment pour l'élevage de ruminants. Il a aussi pointé que les impacts dépendent de la sensibilité des milieux. Des pistes de progrès technique, organisationnelles et politiques à l'échelle des exploitations mais aussi à celle des territoires et filières existent permettant de mieux valoriser l'azote et d'autres sont envisageables. Pour autant de nombreuses questions devront faire l'objet de travaux de R&D afin d'avoir 1) une meilleure connaissance de la dynamique de l'azote au sein des systèmes de production animale, 2) de développer des outils d'aide à la décision pour les éleveurs et leur conseillers, 3) de mieux connaître les effets de l'insertion territoriale des élevages pour ouvrir de nouvelles marges de manœuvre et mieux évaluer les conditions de succès d'évolutions dans ce domaine et 4) d'améliorer les politiques

publiques et explorer les concepts émergents. On ne saurait non plus affranchir la réflexion du contexte dans lequel évolue l'élevage de ruminants : le prix de l'énergie, la dérégulation des marchés, l'agrandissement des exploitations ou encore l'évolution de la consommation en produits animaux pourraient affecter de manière déterminante les flux d'azote au sein des systèmes d'élevage.

Les auteurs remercient les experts, relecteurs, documentalistes et équipe DEPE qui ont contribué à la réalisation de l'expertise scientifique collective Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres.

AFSSA. 2000. "Rapport du groupe de travail « alimentation animale et sécurité sanitaire des aliments »." 176 p. Paris: AFSSA.

Aguerre, M.J. et al., 2010. *Animal*, 4 (8), 1390-1400.

Barton, L. et al, 1999. *Aust. J. Soil Res.*, 37 (6), 1073-1093.

Béline, F. et al, 2003. *Ingénieries*, 34, 27-36.

Bernal, M.P. et al, 2009. *Bioresour. Technol.*, 100 (22), 5444-5453.

Bertrand, S. et al, 2007. "Evolution des excédents d'azote en France et contribution du secteur laitier." 41-44 in *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 5-6/12/2007.

Bosc, C., Doussan, I., 2009. *Econ. Rur.*, 309 (1), 65-80.

Brunschwig, P. et al, 2001. 237-244 in *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France.

Citepa. 2011. Rapport, format Secten, Paris: Citepa.328 p.

Clough, T.J. et al 1998. *Plant Soil*, 199 (2), 195-203.

Comin, F.A. et al., 1997. *Water Sci. Technol.*, 35 (5), 255-261.

Cour des Comptes. 2002. Rapport au Président de la République suivi des réponses des administrations et des organismes intéressés, 294 p. Paris: Cour des Comptes.

Cour des Comptes. 2010. In Cour des comptes, Les instruments de la gestion durable de l'eau Paris, 617-655.

Dalgaard, T. et al., 2002. *Eur. J. Agron.*, 16 (3), 207-217.

Decau, M.L. et al., 1997. *Fourrages*, 151, 313-330.

Dillon, P., Delaby, L., 2009. *Teermann*, (7), 51-68.

EEA, 2009. EMEP/EEA, Technical report No 9/2009, Copenhagen, Danemark European Environmental Agency (EEA).

Gac, A. et al, 2006. "Flux de gaz à effet de serre (CH₄ et N₂O) et d'ammoniac (NH₃) liés à la gestion des déjections animales: synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données." 79 p. + annexes in *Rapport final Etude ADEME/Cemagref*. Paris: ADEME.

Gac, A., Béline, F., Bioteau, T., Maguet, K., 2007. *Livest. Sci.*, 112 (3), 252-260.

Gaigné C, et al, 2012. *Am. J. Agr. Eco.*, 94(1), 116-132.

Galloway, J.N. et al 2003. *Bioscience*, 53 (4), 341-356.

Gascuel, C. et al., 2010. *Science of the Total Environment*, 408 (23): 5657-5666.

Huhtanen, P. et al., 2008. *J. Dairy Sci.*, 91 (9), 3589-3599.

Jarvis, S.C. et al., 1996. *Grass Forage Sci.*, 51 (1), 21-31.

Jonker, J.S. et al., 1998. *J. Dairy Sci.*, 81, 2681-2692.

Justes E., et al., 2012. Synthèse du rapport d'étude, INRA . 60 p

Kentzel, M., Devun, J., 2004. 167-170 in *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 8-9/12/2004.

Kolstad, C.D., 2000. *Envir. economics*. Oxford: Oxford university press.

Koops, J.G. et al, 1996. *Plant Soil*, 184, 1-10.

Lambert, R. et al 2010. *Biotechnol. Agron. Soc.*, 14, 67-71.

Le Gall, A. et al., 2005. Rapport no 190533017." 64 p. in *Collection "Résultats"*. Paris: Inra, Institut de l'Elevage.

Leterme, P., Morvan, T., 2010. *Coll. Acad. Agric. France*, 1, 101-118.

Marini, J.C., van Amburgh, M.E., 2005. *J. Dairy Sci.*, 88 (5), 1778-1784.

Metcalfe, G.E., Weisbach, D., 2009. *Harvard Environ. Law*, 33 (2), 499-556.

Micol, D. et al., 2003. *Fourrages*, 174, 231-242.

Moreau, P. et al., 2012. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 147, 89-99.

Muller, J.C. et al., 1993. In GEMAS-COMIFER, Présence de légumineuses dans la succession de cultures : luzerne et pois cultivés purs ou en association, influence sur la dynamique de l'azote. Blois, 83-92.

OECD. 2007. *Instrument Mixes for Environmental Policy*. Paris: OECD Publishing.

Oenema, O. et al., 2007. *Livest. Sci.*, 112 (3), 261-272.

Paccard, P. et al., 2003. "Autonomie alimentaire des élevages bovins laitiers." 89-93 in *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4/12/2003.

Paillat, J.-M., Lopez-Ridaura, S., Guerrin, F., Van der Werf, H., Morvan, T., Leterme, P., 2009. 271-276 in *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-4/02/2009.

Pan, J.H., Hodge, I., 1994. *J. Agric. Econ.*, 45 (1), 102-112.

Peyraud J.L., Cellier P. et al. 2012. rapport d'expertise scientifique collective, INRA, Paris, 516 p.

Peyraud, J.L. et al., , 2010. 17-24 in *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 8-9 décembre 2010.

Peyraud, J.L. et al., 1995. *Fourrages*, 142, 131-144.

Pflimlin, A., Chambaut, H., 2004. Mise en œuvre de la directive Nitrates, rapport, 89 p, Paris: Institut de l'Elevage.

Pflimlin, A. et al.,, 2006. *Projet Greendairy*, Rapport de synthèse." 122 p. Paris: Institut de l'élevage.

Rutherford, J.C., Nguyen, M.L., 2004. *J. Environ. Qual.*, 33 (3), 1133-1143.

Simon, J.C., 1992. In Inra Editions, Systèmes de culture prairiaux à rotation rapide : nature de contraintes, effets cumulatifs. Paris, France, 111-126.

Simon, J.C. et al., 1997. *Fourrages*, 151: 249-262.

Simon, J.C. et al., ; Agronomie, 20 (2): 175-195.

Sutton, M.A. et al 2011. Cambridge: Cambridge University Press.612 p. .

Tregaro Y. 2012. In Demeter 2012: économie et stratégies agricoles, 315-340

Valk, H., 1994. *Livest. Prod. Sci.*, 40, 241-252.

van Duinkerken et al., 2005. *J. Dairy Sci.*, 88 (3), 1099-1112.

van Vuuren, A.M., Meijs, J.A.C., 1987. In Martinus Nijhoff Publishers: Animal Manure on Grassland and Fodder Crops. Fertilizer or waste ? Leiden, 17-25.

Vatn, A., 2010. *Ecol. Econ.*, 69 (6), 1245-1252.

Velthof, G.I. et al., 2007. MITERRA EUROPE; Task 1 100 p. Wageningen: Alterra Wageningen.

Vérité, R., Delaby, L., 1998. 185-192 in *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4/12/1998.

Vérité, R., Delaby, L., 2000. *Ann. Zootech.*, 49 (3), 217-230.

Vertès, F. et al., 2002. Etude In Inra éditions, 80-89.

Vertès, F., Mary, B., 2007. 549-550 in *Organic Matter Symposium*. Poitiers, France, 17-19 July 2007.

Veysset, P. et al., 2003. Pp. 93-96 in *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4/12/2003.

Yan, T. et al., 2007. *J. of Anim. Sci.*, 85 (8): 1982-1989.