



Les systèmes de polyculture-élevage pour bien valoriser l'azote

Jean-Louis Peyraud, Luc Delaby, Jean-Yves Dourmad, Philippe Faverdin, Thierry Morvan, Françoise Vertès

► To cite this version:

Jean-Louis Peyraud, Luc Delaby, Jean-Yves Dourmad, Philippe Faverdin, Thierry Morvan, et al..
Les systèmes de polyculture-élevage pour bien valoriser l'azote. Innovations Agronomiques, 2012, 22, pp.45-69. hal-01209084

HAL Id: hal-01209084

<https://hal.science/hal-01209084>

Submitted on 28 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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Les systèmes de polyculture-élevage pour bien valoriser l'azote

Peyraud J.L.^{1,2}, Delaby L.^{1,2}, Dourmad J.Y.^{1,2}, Faverdin P.^{1,2}, Morvan T.^{3,4}, Vertes F.^{3,4}

¹ INRA, UMR PEGASE- F-35590 St Gilles

² Agrocampus-Ouest, UMR PEGASE, F-35590 St Gilles

³ INRA, UMR SAS- F-35042 Rennes Cedex

⁴ Agrocampus-Ouest, UMR SAS, F-35042 Rennes Cedex

Correspondance : Jean-louis.peyraud@rennes.inra.fr

Résumé

Les systèmes de production agricole se sont fortement intensifiés, spécialisés et concentrés au sein de territoires qui se sont eux même fortement spécialisés. Cette évolution répondait à une logique économique en période de faible prix de l'énergie et où les enjeux environnementaux étaient ignorés. Aujourd'hui ces territoires doivent faire face à la dégradation de leurs écosystèmes avec des atteintes à la qualité des eaux, des sols ou l'appauvrissement de la biodiversité. En particulier le découplage de l'animal et des surfaces conduit à des émissions importantes d'azote réactif. Les systèmes de polyculture-élevage offrent des opportunités pour accroître l'efficacité d'utilisation de l'azote au sein des agro systèmes en optimisant les interactions écologiques et le recyclage des éléments et en faisant reposer davantage les systèmes de production sur les valorisations de ressources renouvelables. Ce papier étudie les possibilités de développement d'une polyculture-élevage innovante permettant de limiter le recours aux engrais minéraux de synthèse par l'utilisation généralisée de légumineuses et par le recyclage des effluents d'élevage et de préserver l'azote au sein des systèmes par le choix des rotations incluant de la prairie ou autres cultures fourragères. Ces complémentarités entre productions animales et végétales sont à rechercher à différents niveaux d'organisation depuis l'exploitation, au groupe d'exploitations interagissant, à l'échelle territoriale voire nationale.

Mots-clés: Azote, polyculture élevage, légumineuses, effluents d'élevage, prairie, nouvelles organisations

Abstract: Mixed farming systems to use nitrogen more efficiently

Agricultural systems became more and more intensified, specialised and concentrated within territories which are themselves strongly specialised. This evolution was economically sound in periods of low price for energy whereas the environmental challenges were largely ignored. Today, these territories must tackle the degradation of their ecosystems with a marked degradation of the quality of water, air, soils and the impoverishment of the biodiversity. In particular, the decoupling between animal and farmland leads to important reactive nitrogen emissions. Conservation-oriented mixed farming systems offer opportunities to increase the efficiency of N utilization within the agro systems by optimising ecological interactions and recycling of elements and by improving utilisation of renewable resources. This paper studies the possibilities of developing innovative mixed farming systems which makes it possible to reduce utilisation of mineral fertiliser by the widespread use of legumes and the recycling of animal wastes and to preserve nitrogen within the system by the choice of rotations including pastures or other forage crops. These complementarities between livestock and crop productions must be sought at various levels of organisation from the individual farm to neighbour farms collaborations, larger territories or even at the national scale.

Keywords: Nitrogen, mixed farming systems, legumes, animal wastes, grassland, new organisations

En réponse à l'accroissement de la demande alimentaire et aux sollicitations économiques, les systèmes de productions agricoles et les territoires se sont fortement spécialisés et la productivité du secteur agricole s'est fortement accrue depuis une quarantaine d'années. Certains territoires disposant de bonnes conditions de sols et de climat se sont fortement spécialisés en production animale intensive (Ouest de la France, Pays Bas, Danemark, Vallée du Pô) alors que d'autres se sont spécialisés en grandes cultures (Partie centrale et Sud Ouest de la France, Est de l'Angleterre, Est de l'Allemagne...). Ces évolutions ont été largement favorisées dans une période où l'énergie bon marché a encouragé le recours massif aux engrais et aux pesticides et durant laquelle les impacts négatifs de l'agriculture sur l'environnement ont été largement ignorés. Le développement de logements pour les animaux ne nécessitant pas de paille a aussi favorisé l'élevage plus intensif et pour partie hors sol. Ces territoires doivent aujourd'hui faire face à de nombreux enjeux environnementaux avec une dégradation de la qualité des eaux et des sols, un appauvrissement général de la biodiversité et dans le même temps doivent faire face à un renchérissement des intrants. Dans ces conditions, la mise en œuvre de systèmes de polyculture élevage maximisant le recyclage des éléments pourraient permettre de maintenir un haut niveau de productivité tout en utilisant l'azote plus efficacement et en apportant des solutions pour limiter les dommages sur l'environnement (Donaghy et al., 1997 ; Oomen et al., 1998).

Après avoir rappelé le rôle des productions animales et de la spécialisation des territoires vis-à-vis de l'utilisation de l'azote, ce papier examine dans quelle mesure le développement de systèmes de polyculture élevage reconnectant plus étroitement les animaux et les surfaces à différentes échelles territoriales peut contribuer à mieux gérer l'azote (et d'autres intrants dont l'énergie fossile) permettant de réduire les émissions vers l'environnement et leur impact potentiel, voire produire des biens et services environnementaux tout en maintenant une bonne efficacité économique.

Etat des lieux

Une spécialisation des exploitations et des territoires qui se poursuit

Les systèmes agricoles se sont fortement spécialisés et intensifiés que ce soit à l'échelle de l'exploitation ou à des échelles territoriales plus larges depuis quarante ans (Clothier et al., 2008). La logique économique de cette évolution a été rapportée dans ce colloque par Gaigné et Chatelier (2012). Au niveau de l'exploitation, ces évolutions s'expliquent surtout par un accroissement beaucoup plus rapide du coût du travail que de celui de l'énergie, des engrais, des produits phytosanitaires et de la terre et par les économies d'échelles permises par l'agrandissement et la spécialisation. Les économies d'agglomération et la réduction des coûts de transport sont des facteurs favorisant la spécialisation régionale en élevage et le commerce national et international des céréales et du soja. La proximité géographique des exploitations et des industries accroît aussi l'efficacité et facilite la diffusion des innovations ce qui auto entretient le double processus d'intensification et de spécialisation. En 2007, 34% des exploitations européennes étaient spécialisées en élevage dont 17% en élevage de ruminants, 5% en monogastriques et 12% associant plusieurs types d'élevage, 52% étaient spécialisées en production végétale dont 20% en cultures annuelles, 22% en culture horticoles ou pérennes et 12% associant plusieurs types de production végétale. *In fine*, seules 14% associent productions animale et végétale. On peut distinguer des zones fortement spécialisées en élevage intensif (Ouest de la France, Pays-Bas, Danemark, Vallée du Pô) et des zones fortement spécialisées en productions végétales (Centre et Bassin Parisien, Sud-Ouest, Est de l'Angleterre....) (Eurostat, 2010).

En France, la polyculture élevage s'est en partie maintenue, notamment avec les ruminants puisqu'ils sont encore présents dans 50% des exploitations agricoles. Par exemple, en production laitière, les zones de polyculture élevage correspondent aux régions de transition entre les principales régions d'élevage et celles de culture (Poitou-Charentes, Nord, Champagne-Ardenne, Bourgogne, Sud-Ouest notamment) et représentent encore 20% de la collecte nationale de lait (Peyraud et al., 2009). Toutefois, dans certaines de ces zones françaises où l'élevage de ruminants et les cultures se

partagent encore le territoire, le mouvement de spécialisation pourrait se renforcer au profit des cultures annuelles du fait d'un écart très important et qui se creuse aujourd'hui en terme de revenu du travail entre les ateliers d'élevage et de culture du fait de la hausse du prix des céréales et des concentrés, et ce qu'il s'agisse de production de lait ou de viande bovine ou ovine comme le montre une étude récente de l'institut de l'élevage conduite en Champagne Ardenne (Echevarria et al., 2012). Lorsque les exploitations de ses territoires ont une taille suffisante (ou l'opportunité de s'agrandir), elles suppriment le troupeau.

Un rôle central des territoires d'élevage dans les flux d'azote réactif et leurs impacts sur les écosystèmes

A l'échelle nationale, 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), l'élevage bovin en représenterait 70 %, l'élevage porcin et avicole environ 10-15 % chacun (Citepa, 2011 ; Gac et al., 2006, 2007). Les entrées d'azote par la fixation symbiotique représentent un peu plus de 500 kt (soit 11% du total), dont environ 90% proviennent des légumineuses prairiales et des luzernes.

Les systèmes de production animale occupent une place centrale dans le cycle de l'azote

Les animaux consomment 70% de la biomasse végétale produite en France et les trois quarts de l'azote sont utilisés pour la production d'aliments pour animaux. Toutes filières confondues, la consommation estimée d'aliments par les filières animales est de 117 millions de tonnes dont 82 millions de tonnes de fourrages (AFSSA, 2000). En retour, les animaux valorisent de nombreux sous-produits ou coproduits (tourteaux, pulpes, produits de meunerie..) des productions végétales destinées à l'alimentation humaine.

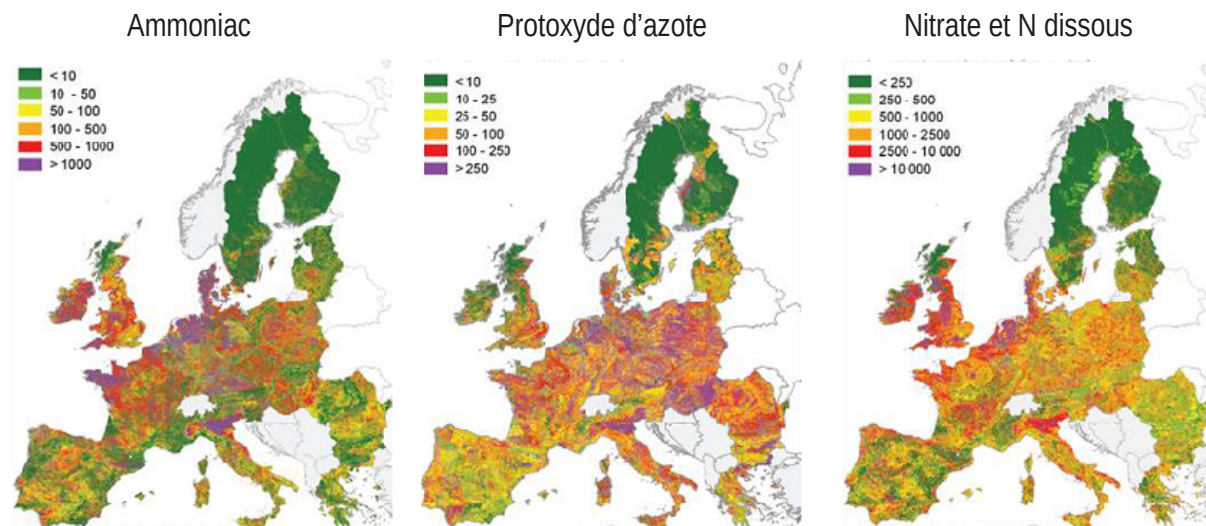
Tandis que la croissance des végétaux associe le carbone et l'azote sous des formes stables, leur consommation par les animaux découple les cycles de C et de N (Faverdin et Peyraud, 2010) et génère des composés azotés très mobiles et réactifs (urée, azote ammoniacal et nitrique, acides aminés) qui vont se retrouver plus ou moins rapidement sous forme de nitrate (NO_3^-) dans l'eau, d'ammoniac (NH_3) et de protoxyde d'azote (N_2O) dans l'atmosphère. Dans le même temps, les animaux et/ou leurs effluents produisent du méthane (CH_4). 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 NH_3), au régional pour les impacts sur la qualité des eaux et de l'air (NH_3 , NO_3^-) et au global pour le changement climatique (émissions de N_2O). La contribution de l'élevage aux émissions nationales des différentes formes d'azote réactif est importante : 25-30% pour NO_3^- , 80% NH_3 et 35-40% pour N_2O si seules les émissions issues des effluents d'élevage sont comptabilisées et même 50%, 90% et 70% si on tient compte des engrais minéraux employés sur les cultures destinées à alimenter les animaux (Citepa, 2011 ; Peyraud et al., 2012a). Des valeurs du même ordre de grandeur sont rapportées à l'échelle européenne (Oenema et al., 2007). L'élevage a donc un rôle majeur sur les émissions d'ammoniac du secteur agricole alors qu'il est plus partagé pour le nitrate. Il est aussi plus partagé avec les zones de grandes cultures où l'application d'engrais de synthèse est une source importante de N_2O . Les émissions de gaz liées à la gestion des déjections sont estimées pour le NH_3 à 465 kt N par an selon le Citepa et 382 kt N par an selon Gac et al. (2006, 2007), soit environ le quart de l'azote contenu dans ces produits. Pour le N_2O , les quantités sont plus faibles : 76 kt N émis par an.

Des surplus d'azote très contrastés selon les territoires.

Le projet European Nitrogen Assessment a établi des cartes européennes de distribution des émissions d'azote réactif vers l'air sous forme de NH_3 et de N_2O et vers les systèmes aquatiques incluant notamment le nitrate. Elles montrent très clairement que les zones d'élevage intensif (Ouest Français,

Europe du Nord, Irlande, vallée du Pô) sont des hot spots pour les émissions de NH_3 et vers les aquifères alors que les émissions de N_2O sont plus partagées entre les territoires d'élevage et de grandes cultures (Figure 1).

Figure 1 : Distribution des émissions d'azote à l'échelle Européenne (flux en $\text{kg N/km}^2/\text{an}$) (Leip et al., 2011)



Au niveau français, les travaux de l'institut de l'élevage (Bertrand et al., 2007 ; Le Gall et al., 2005) ont permis de dresser un bilan des charges et surplus en azote sur les territoires français (Tableau 1). La pression d'azote organique et minéral varie fortement selon les régions. La pression en azote minéral se concentre dans les zones de grande culture alors que dans les zones d'élevage de l'Ouest, 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).

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

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 d'élevage et sont plus faibles en moyenne dans les zones de grande culture, la moyenne nationale s'établissant à 29 kg/ha/an . C'est bien la concentration animale qui est à l'origine de forts excès de bilan. En effet, les régions d'élevage ayant des chargements animaux faibles et une alimentation basée sur la prairie permanente (grand Massif Central, Jura, Alpes) présentent des bilans inférieurs à 10 kg/ha/an et donc à ceux observés en zone de grande culture.

En se spécialisant les élevages sont aussi devenus très dépendants des importations de protéines

La spécialisation et la concentration des élevages dans certains territoires, et la spécialisation d'autres en production céréalière avec régression des cultures de légumineuses a conduit à réduire très fortement le degré d'autonomie protéique de l'élevage. L'Europe est aujourd'hui fortement importatrice de grains et surtout de tourteaux de soja (Galloway et al., 2008) qui vont en grande partie servir à l'alimentation animale. Elle importe aujourd'hui 3000 kt de protéines. Ces échanges commerciaux tendent en outre à concentrer les apports dans les territoires spécialisés en élevage conduisant aux surcharges en azote. Ainsi, au niveau européen, il y a une bonne correspondance entre les zones spécialisées en élevage intensif et les zones supportant la pression en azote élevées et les zones de hot spot d'émissions de NH_3 , i.e. Irlande, Ouest de la France, Belgique et Pays Bas, Danemark, vallée du Pô (Velthof et al., 2009; Leip et al., 2011).

Un même schéma se reproduit à l'échelle française où le déficit protéique se situe autour de 40% en 2010-2011 (SNIA, 2012, UNIP 2011) soit environ 1200 kt. Les importations de soja représentent 52% des protéines consommées par les animaux. Par suite d'une réduction de l'offre, les protéagineux ne représentent plus en 2010-11 qu'une part minime du tonnage des aliments composés des porcs, volailles et bovins (respectivement 3%, 1,5% et 1%) alors que le tourteau de soja en représente 12, 19 et 15% respectivement (SNIA 2012), la différence étant assurée par les tourteaux issus de la trituration des oléagineux et en particulier du colza. La production de porc charcutier qui a valorisé jusqu'à 2 M tonnes de pois dans les années 90 n'en valorise plus que 0,15 à 0,20 Mt en 2010-11. Le trèfle blanc et la luzerne constituent des exceptions notables à cette tendance générale. Le trèfle a regagné beaucoup de terrain depuis les années 1980. Aujourd'hui plus de 60% des prairies semées sont des prairies d'association entre graminées et trèfle blanc dans l'Ouest de la France. La même tendance est aujourd'hui observée pour la luzerne soit en culture pure, soit en association avec des graminées comme le dactyle ou la fétuque élevée. Par ailleurs, rappelons aussi que les ruminants peuvent valoriser des quantités importantes de coproduits des filières végétales. Les co-produits de céréales, les pulpes de betterave représentent respectivement 18 et 10% des aliments composés (SNIA, 2012).

A l'échelle du système de production, l'autonomie protéique est plus élevée en élevage de ruminants qui reste lié au sol et valorise des fourrages que pour les ateliers de monogastriques où les chargements sont beaucoup plus élevés. Pour autant, si l'autonomie fourragère est quasi atteinte dans la plupart des élevages de ruminants, les achats de concentrés azotés sont prépondérants et l'autonomie protéique n'est que de 20% en élevage laitier pour les concentrés utilisés (Paccard et al., 2003) et de 27% en élevage allaitant (Kentzel et Devun, 2004) avec une forte dispersion des résultats. L'autonomie n'est atteinte que dans un nombre très limité d'exploitations herbagères. L'autonomie décroît avec le niveau d'intensification et est d'autant plus difficile à mettre en œuvre que la part de maïs fourrager dans la sole fourragère est élevée. Cette très forte dépendance de l'élevage vis-à-vis des sources de protéines importées pour la complémentation des rations rend les filières très sensibles aux variations de prix comme c'est aujourd'hui le cas avec un tourteau de soja dont le prix s'est accru en deux ans de moins de 200 €/t à plus de 550 €/t.

La spécialisation a entraîné des changements d'affectation des sols qui contribuent à leur dégradation

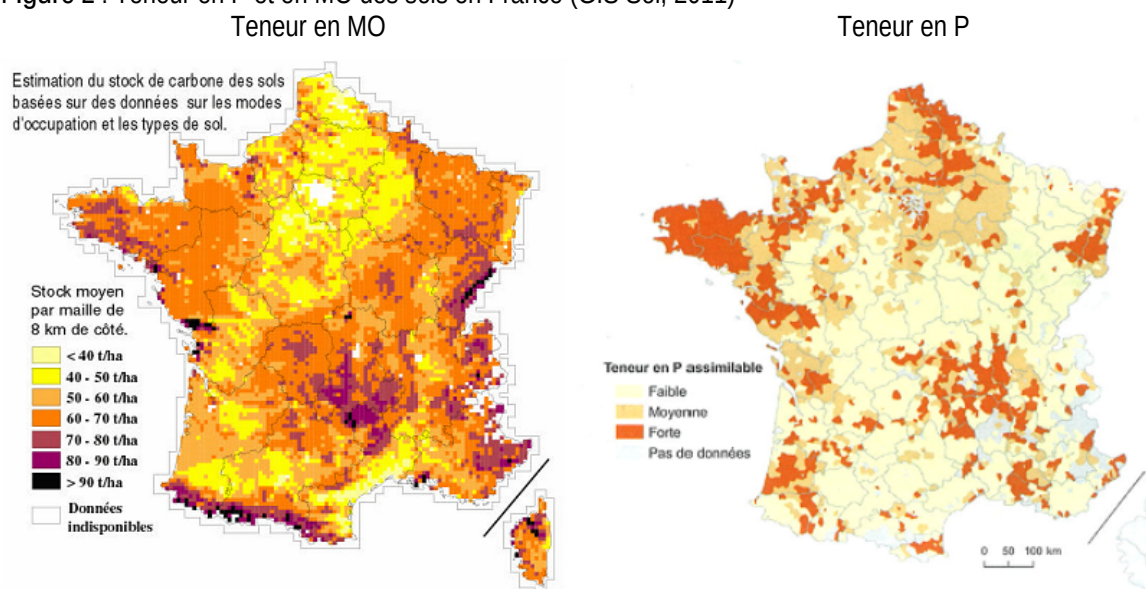
La spécialisation des exploitations et des territoires s'est accompagnée de changements importants dans le mode d'occupation des sols en Europe et en France avec une diminution importante des surfaces en prairies permanentes et des cultures de légumineuses alors que les surfaces en céréales, notamment pour le maïs ensilage ont augmenté. Entre 1967 et 2007, les surfaces en prairies permanentes ont diminué de 4,0 million ha (environ 30% de la valeur de 1967) en France (Eurostat, 2010 ; Peyraud et al., 2012b), les surfaces en cultures pures de luzerne et de trèfle violet ont diminué

de 75% en passant de 1,0 million ha en 1970 à 321 000 ha en 2000 (Pflimlin et al., 2003). Les surfaces en pois ont diminué de 700 000 dans le début des années 1990 à moins de 200 000 ha aujourd'hui (source Unip, 2012). Au final c'est 1,18 M ha de légumineuses qui ont disparu ce qui représente une perte d'apport annuel d'azote issu de la fixation symbiotique d'environ 200 kt par an. Les surfaces en maïs ensilage ont quant à elles augmenté de 350 000 à 1,4 million ha. La diminution des surfaces en protéagineux a été très marquée après la réforme de la PAC de 1992 qui ne leur a pas été favorable.

Dans le même temps, les rotations se sont simplifiées. Jusque dans les années 60, une rotation équilibrée incluait 6 à 8 cultures. Cette diversification avait été mise en œuvre de manière empirique pour maintenir la fertilité des sols, limiter l'usage des engrais (Jensen et al., 2010), la fixation symbiotique étant alors la première source d'azote, le recyclage des déjections animale étant la seconde et aussi limiter le risque de développement des pathogènes. Ces vingt dernières années la simplification des rotations s'est accélérée. Ainsi les céréales à paille, le maïs grain ou ensilage, le colza et le tournesol représentaient 56% des cultures précédant un blé en 1994 mais 75% en 2004. Il y a notamment un accroissement fort des emblavements en blé suivant un colza (25% des surfaces en blé vs 12% auparavant), ou une autre céréale à paille (19% vs. 13%) et une diminution concomitante des autres précédents culturels (Le Roux et al., 2008).

Ces changements d'affectation ont contribué à dégrader la qualité des sols. Les territoires d'élevage intensif comme la Bretagne, se caractérisent par des teneurs élevées en phosphore des sols et qui continue à s'accroître (GIS Sol, 2011) conduisant à l'eutrophisation des agrosystèmes. Cette accumulation de P s'explique par les importations par les aliments et non retenu par les animaux. Elle résulte aussi du ratio N:P (4:1 à 5:1) des effluents qui est beaucoup plus faible que celui des plantes (6:1 à 8:1) (Eghball, 2003 ; Sharpley et Smith, 1994). A l'inverse, de nombreux sols ont des teneurs faibles en P notamment dans les zones de grandes cultures qui ne voient plus d'amendement organique (GIS Sol, 2001). Cette juxtaposition de situations de surplus et d'insuffisances potentielles pose la question d'une meilleure répartition du P des effluents d'élevage.

Figure 2 : Teneur en P et en MO des sols en France (GIS Sol, 2011)



Les sols des terres arables sont caractérisés par des teneurs en C organique beaucoup plus faibles (40 t/ha dans les 30 premiers centimètres) comparativement aux sols sous prairie permanente (environ 70 t/ha) et aux zones humides (jusqu'à 300 t/ha, Arrouays et al., 2002). D'autres données nationales conduisent aux mêmes conclusions (Lettens et al., 2005 en Belgique et Kuickman et al., 2002 pour les Pays Bas). Pourtant le maintien d'une teneur suffisante en C des sols procure de nombreux bénéfices

dont la régulation de la dynamique de l'azote, la fourniture d'éléments nutritifs aux plantes, le maintien d'une activité biologique importante et une plus grande résistance à l'érosion (Matson et al., 1997). La conversion des prairies permanentes en terres arables reste le premier facteur expliquant la diminution de la teneur en C des sols (et des émissions de GES associées) même si des techniques de travail du sol plus conservatrices se développent aujourd'hui (enfouissement des pailles, non retournement). Ainsi, en Argentine, la teneur en C des sols a été réduite de 30 à 40% en 10 ans dans les zones où la Pampa a été convertie en culture du soja, la teneur se stabilisant depuis quelques années avec l'apparition du non labour (Díaz Zorita et al., 2002 ; Alvarez et al., 2009).

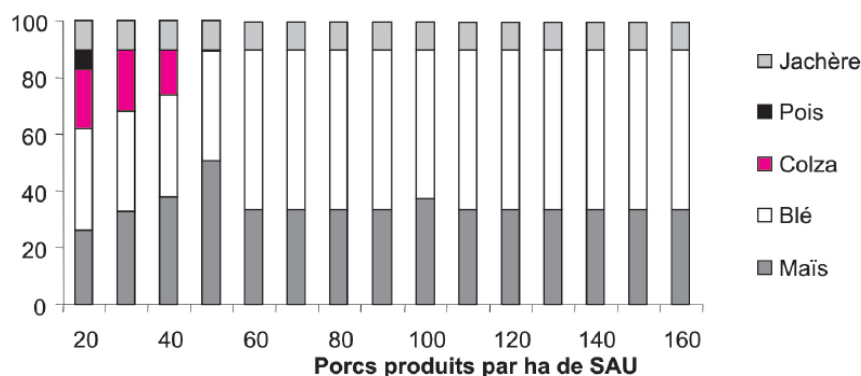
Une forte imbrication entre chargement animal, assolements, gestion des effluents et autonomie azotée des troupeaux

La gestion des effluents et des assolements et *in fine* le degré d'autonomie azotée de l'exploitation sont étroitement imbriqués et très sensibles au chargement. Cet aspect est bien illustré par un travail de modélisation réalisé dans le cadre du programme Porcherie Verte par Baudon et al (2005) qui ont simulé le fonctionnement d'une exploitation associant élevage de porcs (engraissement) et cultures, avec différentes hypothèses de gestion des déjections. Différentes cultures peuvent être produites (maïs, blé, colza et pois), les règles de fertilisation étant celles du Comifer. Le modèle détermine l'assolement, les formules d'aliment, le plan de fertilisation et la proportion d'effluents à traiter qui maximisent la marge brute (MB) tout en respectant les contraintes environnementales.

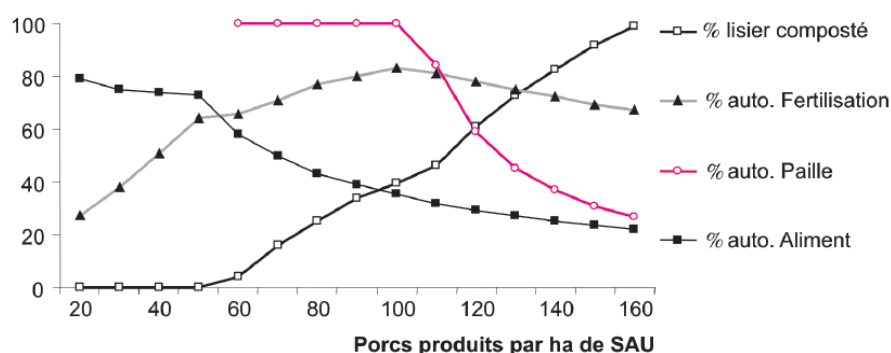
Dans la Figure 3, l'exemple considéré est celui d'une exploitation dans laquelle les effluents sont gérés sous forme de lisier avec un compostage sur paille de l'excédent d'azote. Pour des chargements faibles (20 porcs produits/ha/an), la quantité d'effluents à épandre est inférieure aux capacités d'accueil des surfaces consacrées aux cultures. Il est donc possible d'introduire des légumineuses dans l'assolement et l'exploitation peut assurer elle-même 80% de son approvisionnement en matières premières pour l'alimentation des porcs y compris en termes de ressources protéiques avec du pois et du colza. A partir de 30 porcs à l'hectare, les légumineuses disparaissent de l'assolement puisqu'elles ne peuvent pas être fertilisées par des effluents. Jusqu'à 50 porcs à l'hectare, il est encore possible de cultiver du colza qui peut contribuer à l'approvisionnement en protéines des animaux. Le taux d'autonomie alimentaire reste élevé (> 70%) et l'autonomie de fertilisation grimpe rapidement jusqu'à 65%. Au-delà de 60 porcs à l'hectare, le colza disparaît à son tour de l'assolement pour laisser totalement la place aux céréales dont la paille est nécessaire au compostage du lisier excédentaire. Le taux d'autonomie en matière d'alimentation des animaux chute rapidement alors que l'autonomie pour la fertilisation se maintient aux alentours de 70-80%. Au-delà de 100 porcs à l'hectare, l'exploitation n'est plus totalement autonome pour la fourniture de la paille nécessaire au compostage. Les systèmes les plus durables présentent des chargements plus faibles, l'optimum se situant autour de 50 à 80 porcs produits/ha/an. Il est d'ailleurs intéressant de noter que dans cette étude les optimums environnementaux et économiques sont généralement très voisins et qu'ils sont associés à un recyclage élevé de l'azote. La production de porc peut s'accroître mais alors le respect de la réglementation de la directive nitrates sera subordonné à des modalités de traitement des effluents produits en quantités non gérables à l'échelle de la surface de l'exploitation.

Figure 3 : Influence de l'intensité de production porcine (porc produits/ha/an) et l'assolement dans le cas d'une filière associant lisier et compostage de lisier sur paille (d'après Baudon et al., 2005 ; Bonneau et al., 2008).

a. Assolement.



b. Degrés d'autonomie pour la fertilisation et la fourniture d'aliment et de paille.



Pistes pour reconnecter plus étroitement production animale et production végétale : perspectives, limites et besoins d'innovations

Les systèmes de polyculture-élevage avec des chargements en animaux adaptés offrent des opportunités pour mieux utiliser l'azote au sein des systèmes agricoles, d'accroître l'efficacité des agro systèmes en optimisant les interactions écologiques et le recyclage des éléments et de faire reposer davantage les systèmes de production sur les valorisations de ressources naturelles renouvelables. Ces systèmes ont en effet la capacité de pouvoir limiter le recours aux engrais minéraux de synthèse par l'introduction de légumineuses fourragères ou à graines qui peuvent être valorisés par les animaux et par le recyclage des effluents d'élevage et de préserver l'azote au sein des systèmes par le choix des rotations appropriées, souvent plus longues incluant notamment de la prairie, et par l'adaptation des techniques culturales et d'alimentation des animaux bien adaptées. Ces complémentarités entre productions animales et végétales sont à rechercher à différents niveaux d'organisation de l'exploitation à l'échelle territoriale voire nationale pour retrouver de grands équilibres et nécessiteront des innovations.

Introduire des légumineuses pour limiter le recours aux engrais de synthèse

La capacité à fixer l'azote atmosphérique est le principal atout des légumineuses.

Le pourcentage d'azote du pois issu de la fixation symbiotique est d'environ 70-80% et donc on peut estimer qu'une culture de pois fixe environ 180 à 200 kg N/ha dans les parties aériennes (Vertès et al., 2010) sans compter les parties racinaires et les rhizodépôts. Les légumineuses prairiales ont des taux

de fixation symbiotique pouvant être plus élevés (Vertès et al., 1995), les quantités d'azote fixées dans les parties aériennes varient de 150 à 250 kg N/ha ce qui peut assurer l'autonomie de nutrition azotée d'une prairie d'association dès que le taux de légumineuses dépasse 25-30% de la biomasse présente. Aucun coût en énergie fossile n'est lié à cette entrée d'azote ce qui n'est pas le cas pour les engrais de synthèse. La fixation symbiotique correspond donc à une économie d'énergie substantielle puisque qu'il faut environ 55 MJ d'énergie fossile pour produire, transporter et épandre 1 kg de N minéral. Il faut ainsi 1,2 MJ pour produire 1 UFL (= 7100 kJ) d'énergie nette de ray-grass fertilisé à 150 kg N/ha mais seulement 0,4 avec une prairie d'association et 0,9 pour de l'ensilage de maïs après blé (Besnard et al., 2006). Il faut aussi rappeler que les légumineuses produisent des fourrages et des graines riches en protéines qui peuvent contribuer efficacement à l'autonomie protéique des troupeaux et aussi à la traçabilité des produits par la production de protéines métropolitaines.

L'enjeu est de valoriser au maximiser la fixation symbiotique et de recycler au mieux l'azote de la légumineuse à l'échelle de la rotation. Afin de tirer le meilleur parti des légumineuses, il est important de limiter les apports d'engrais car l'assimilation racinaire peut compléter, voire remplacer la fixation d'azote atmosphérique si la légumineuse est fertilisée. Par ailleurs, la disponibilité en azote après une légumineuse est supérieure à celle d'autres précédents non légumineuses (Jensen et Hauggaard-Nielsen, 2003 ; Justes et al., 2009 et 2010). Les apports peuvent être diminués de 20 à 60 kg sur un blé suivant un pois comparativement à une rotation céréales à paille-blé. Cet arrière effet n'est pas toujours bien pris en compte dans les plans de fertilisation (Schneider et al., 2010), mais il peut devenir très avantageux en cas de fort renchérissement du prix des engrais de synthèse. Il est aussi établi que le rendement des blés suivant un pois sont plus élevés d'environ 8 q/ha comparativement à une rotation blé sur blé. Compte tenu de reliquats élevés, les risques de lessivage sont plus élevés en cas de drainage hivernal si l'azote résiduel n'est pas valorisé et il est nécessaire d'implanter une culture intermédiaire piège à nitrate (CIPAN) entre la légumineuse et la culture suivante de blé qui n'a pas la capacité à absorber tout l'azote disponible avant la période de drainage pour accroître la valorisation de l'azote issu de la fixation symbiotique (Juste et al., 2010). Plutôt que d'implanter une CIPAN, les travaux du Casdar 7-175 (voir aussi Schneider et al., 2010) ont montré qu'il était possible d'introduire un colza entre le pois et le blé et que la productivité du colza était maintenue et même légèrement augmentée alors que sa fertilisation a été réduite.

Insérer une luzernière pendant 3 ans et semée au printemps au sein d'une succession blé-betterave conduit également à une réduction sensible des fuites du nitrate (Muller et al., 1993). Dans cet essai conduit en lysimètre, la teneur en nitrate de l'eau a été en moyenne sur 10 ans de 92 et 123 mg/L en moyenne en présence et en absence de luzerne.

Les animaux valorisent bien les légumineuses fourragères ou à graines.

Des rations mixtes associant ensilage de maïs et ensilage de trèfle violet ou de luzerne (Chenais, 1993) comparées à des rations d'ensilage de maïs seul conduisent aux mêmes performances laitières tout en réduisant les besoins en tourteau de soja pour satisfaire les besoins des animaux. Des résultats similaires ont été obtenus récemment dans le cas d'utilisation de foin ou de balles rondes de luzerne (Rouillé et al., 2010). L'économie est de 1 à 2 kg de tourteau par vache et par jour selon la qualité du fourrage. Il faut cependant noter que la récolte et la conservation des légumineuses fourragères, que ce soit sous forme d'ensilage ou de foin, restent délicates et que beaucoup de soins doivent être apportés lors des chantiers (Arnaud, et al., 1993) pour un résultat encore trop souvent aléatoire. Pour être bien valorisé par des vaches laitières, les ensilages doivent avoir au moins 30% de MS. La luzerne déshydratée n'a pas cet inconvénient. C'est un aliment de qualité constante pouvant accroître les performances des animaux (Peyraud et Delaby, 1994) mais son intérêt pourrait être limité par le coût énergétique de la déshydratation. Au pâturage l'intérêt des prairies d'associations entre graminées et trèfle blanc a bien été démontré (Wilkins et al., 1994 ; Ribeiro-Filho et al., 2005), les quantités ingérées étant plus élevées sur les associations. Mais surtout l'intérêt du trèfle blanc réside dans la souplesse

d'utilisation de la prairie, la diminution de la qualité avec l'accroissement de l'âge des repousses étant plus lent que pour les graminées fertilisées.

Les légumineuses à graines telles que le pois, la féverole et le lupin peuvent être introduites dans les rations des vaches laitières à raison de 15 à 20% et se substituer à la moitié du tourteau de soja ou de colza sans pénaliser la production de lait (Brunschwig et Lamy, 2002 ; Brunschwig et al., 2013). Toutefois des incorporations à des doses plus élevées conduisent à accroître les rejets azotés car les protéines de ces graines sont très dégradables dans le rumen (Sauvant et al., 2004). Il est par ailleurs bien établi de longue date que le pois peut être incorporé en quantité importante dans les rations des porcs en croissance sans aucun problème (Gatel et al., 1989). En outre, les protéagineux et particulièrement le pois sont riches en lysine (Sauvant et al., 2004) ce qui permet de baisser les teneurs en protéines des aliments. C'est aujourd'hui plus le manque de disponibilité sur le marché qui limite l'emploi du pois dans les rations.

Les légumineuses ont aussi d'autres intérêts.

Des travaux récents montrent que les légumineuses prairiales augmentent le stockage de carbone organique dans le sol comparativement aux couverts de graminées pures (Lüscher et al., 2011). Elles contribuent aussi à réduire les émissions de N_2O (Muller et al., 1993 ; Ledgard et al., 2009). En revanche leur rôle sur le lessivage de nitrate est moins établi. Les pertes sont généralement plus faibles sous prairies d'associations graminées – trèfle blanc que sous prairies de graminées fortement fertilisées (Hutchings et Kristensen, 1995; Ledgard et al., 2009) mais cela semble s'expliquer tout autant par le fait que les prairies d'associations supportent des chargements un peu plus faibles que par la régulation biologique de la fixation de l'azote. Il apparaît quand même que les pertes par lixiviation sont beaucoup plus faibles sous les prairies contenant de la luzerne (Russelle et al., 2001) bien que la productivité soit semblable à celle observée avec le trèfle blanc.

Les données du projet Casdar 7-715 montrent également que les émissions de N_2O sont très faibles lors d'une culture de pois ce qui va dans le même sens que l'hypothèse du GIEC (2006) stipulant que la fixation symbiotique n'est pas source d'émissions de N_2O . L'inclusion d'un pois dans une rotation céréalière de 3 ans réduit ainsi les émissions de 20 à 25%. Il semble aussi que l'introduction des légumineuses à graines au sein des rotations a un effet positif sur la diversité microbienne des sols ce qui peut contribuer à réduire la gravité des maladies d'origine tellurique (Lupwayi et al., 1998; Kloepper et al., 1999).

Mais plusieurs contraintes limitent aujourd'hui le développement des légumineuses.

La première est liée à leur productivité, exprimée en q/ha, qui reste faible comparativement à celle des céréales et c'est une cause majeure de leur régression. La production moyenne du pois est de 40 quintaux qu'il faut comparer aux 70 quintaux du blé en France. Compte tenu des prix de vente et des coûts de production, la marge brute à l'hectare est donc beaucoup plus faible. Récemment plusieurs dispositifs expérimentaux ont été mis en place pour concevoir et évaluer des systèmes de culture incluant des légumineuses (Justes et al., 2009 ; Casdar 7-175). Compte tenu des effets positifs d'un précédent pois sur le rendement des cultures suivantes, des économies réalisées sur la fertilisation et la consommation d'énergie, les écarts de marges obtenus lors de rotations incluant du pois sont en fait beaucoup plus réduits voire s'inversent selon les scénarios de prix comparativement à des rotations sans pois. Concernant les fourrages, les prairies d'associations sont généralement moins productives que les prairies de graminées fertilisées. Toutefois un projet récent conduit sur 17 sites en Europe a montré que le mélange de 4 espèces bien complémentaires (2 légumineuses et 2 graminées) est plus productif que la meilleure des espèces cultivée seule à même rythme de coupe et même fertilisation (Kirwan et al., 2007). Ces premiers résultats méritent d'être confirmés dans d'autres situations (Huyghe et al., 2012). Bien que l'introduction de luzerne dans une rotation de céréales offre de nombreux avantages, sa valorisation dans le cadre d'une exploitation ne disposant pas d'animaux et à distance

d'une usine de déshydratation pose la question de la complémentarité entre exploitations, ce qui nécessite une nouvelle organisation territoriale.

Optimiser l'utilisation des effluents d'élevage comme engrais organique

L'optimisation de tous les maillons de la chaîne de gestion des effluents est une voie majeure de progrès pour préserver l'azote actif et réduire les achats d'engrais minéraux au sein des systèmes de polyculture élevage. Il s'agit de limiter les pertes qui peuvent être très importantes et de rechercher une valorisation maximale de l'azote épandu sur les cultures.

La réduction des pertes de NH_3 accroît la quantité de N valorisable par les cultures.

Les pertes gazeuses peuvent être très importantes entre la production des déjections et leur utilisation dans le sol, les émissions gazeuses pouvant varier de 20 à 75% de l'azote émis par les animaux selon les modalités mises en œuvre. Ces pertes ont été estimées en France, à partir d'une synthèse bibliographique (Gac *et al.*, 2007). Pour les bovins, en prenant en compte l'ensemble de la filière, les pertes gazeuses d'azote exprimées en % de l'excrétion sont de l'ordre de 19-23% sous forme de NH_3 et de 1,5-1,8% sous forme de N_2O . En pertes gazeuses totales, il y a assez peu de différence entre les filières lisier et fumier 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 alors que pour les lisiers, les émissions sont nettement plus importantes au niveau des bâtiments et lors de l'épandage. Contrairement aux bovins, des différences plus importantes sont observées pour les porcs au niveau global entre les lisiers et les fumiers. Les émissions de NH_3 sont en moyenne de 28 et 35% pour les filières fumier et lisier respectivement et les écarts sont encore plus importants au niveau des émissions de N_2O . Celles-ci sont faibles pour la filière lisier (<1% et principalement lors du retour au sol) alors qu'elles atteignent presque 10% pour la filière fumier avec des émissions se déroulant principalement dans les bâtiments. Pour réduire les pertes, il faut agir à tous les maillons de la chaîne.

Les émissions en bâtiment peuvent être réduites par un ajustement précis des rations distribuées aux animaux. En effet, tout excès ou déséquilibre de la ration entraîne un accroissement de l'azote émis par l'urine qui est facilement volatilisable aussi bien chez les porcs (Hayes *et al.*, 2004 ; Portejoie *et al.*, 2004) que chez les ruminants. Ainsi, la quantité d'azote volatilisé chez les ruminants peut varier de 1 à 5 selon les rations à même production de lait (Aguerre *et al.*, 2010). Chez les porcs, une réduction importante des rejets, pouvant atteindre 35% par rapport à une alimentation témoin, peut être obtenue par une alimentation « multiphase » combinée à des régimes parfaitement équilibrés en acides aminés (Dourmad *et al.*, 1993 ; Bourdon *et al.*, 1995). Chez les ruminants, les lois de réponse des rejets sont également bien connues (Vérité et Delaby, 2000). Pour limiter les rejets et les risques de volatilisation, il est essentiel de raisonner les apports d'azote dégradable dans le rumen mais aussi l'équilibre entre apports protéiques métabolisables et apports d'énergie. Un apport de 10% au-dessus de l'optimum des besoins représente un gain de production minime (moins de 0,5 kg lait/j) mais accroît les rejets d'azote de 20 kg/an, cet azote ayant toutes les chances de se volatiliser en grande partie. Les logiciels INRAration et INRAporc développés par l'INRA (voir notamment Dourmad *et al.*, 2011) permettent de raisonner l'alimentation des troupeaux au plus juste. Les émissions en bâtiment s'accroissent également avec la température (van Duinkerken *et al.*, 2005) et varient selon les équipements. L'accroissement de la fréquence d'évacuation des effluents réduit les émissions de NH_3 (Guinand, 2000). La réduction des émissions peut varier de 20 à 60% selon les systèmes (Landrain *et al.*, 2009 ; Peyraud *et al.*, 2012a). Les émissions au stockage et à l'épandage des lisiers peuvent être fortement limitées par des techniques déjà disponibles : 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 (UNECE, 2007). On considère une réduction de 25-35% des émissions de NH_3 pour un épandage avec pendillard et de 70-90% s'il y a un enfouissement direct ou rapide après épandage avec toutefois une forte

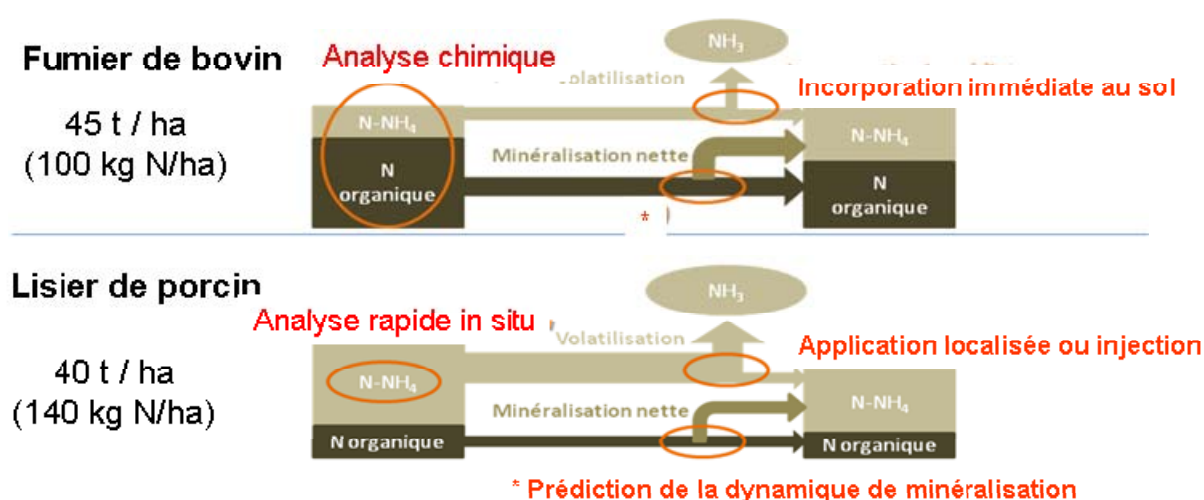
variation de l'efficacité de ces techniques (de 0 à 75% pour les pendillards et de 25 à 90% pour l'enfouissement, Webb et al., 2010). La réduction des pertes par volatilisation demande une vigilance continue pour éviter les transferts de pollution car le risque de volatilisation est présent à chaque 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 NH_3 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 en éliminant la MO facilement biodégradable. Les pertes d'azote par volatilisation sont importantes et varient d'environ 30% à 60% de l'azote entrant dans le système si le procédé est mal maîtrisé (Bernal et al., 2009). Au final, le compost est plus riche en éléments minéraux (N, P, K) que le fumier de départ (Saludes et al., 2008).

Optimiser la valorisation agronomique de l'azote disponible des effluents.

L'utilisation de lisier en remplacement d'engrais minéraux de synthèse conduisent aux mêmes productions et ne causent pas de pertes supplémentaires à l'échelle de 15 ans (Leterme et Morvan, 2010), du moins tant que les niveaux d'apport sont adaptés aux besoins des cultures (apports fractionnés, absence d'apport à l'automne avant la période de drainage). Pour autant, il demeure encore difficile d'ajuster précisément la fertilisation minérale dans des systèmes valorisant les effluents animaux car il reste difficile de prévoir la valeur fertilisante à court et moyen terme des effluents.

Figure 4 : Schématisation des compartiments d'azote de différents types d'effluents, des deux flux principaux qui déterminent leur valeur azotée à court terme et des méthodes à mettre en œuvre (teste rouge) pour optimiser l'utilisation de leur azote. L'épaisseur des compartiments représente les proportions des différentes formes de N dans l'effluent. L'épaisseur des flèches représente schématiquement l'intensité des flux en jeu. Les cercles orange indiquent des possibilités d'améliorer la valeur azotée par une meilleure connaissance des effluents associée à des pratiques agricoles adaptées.



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%) (Peyraud et al., 2012a) mais les très nombreux travaux menés en conditions contrôlées mettent en évidence la grande variabilité de la valeur fertilisante à court terme et la seule connaissance du critère « origine » de l'effluent ne permet pas de lui attribuer une valeur fertilisante avec précision. Les connaissances acquises sur les pertes par volatilisation ammoniacale à l'épandage et sur les dynamiques temporelles de minéralisation (Morvan et al., 2006) après l'épandage permettent de mieux expliciter les variations de l'efficacité azotée des produits. Ces connaissances, intégrées dans des outils opérationnels de fertilisation tels que Azofert (Machet et al., 2007) et des outils de mesure très simples (Quantofix par ex), permettent de mieux raisonner les apports et d'améliorer la gestion agro-environnementale des effluents. Il demeure que des progrès doivent encore être réalisés sur la connaissance de la dynamique des processus de minéralisation de l'azote des effluents en interaction avec le type de sol et la minéralisation de l'azote du sol pour pouvoir piloter précisément la fertilisation avec les effluents et les compléments éventuels d'engrais minéraux.

L'utilisation des effluents animaux offre aussi d'autres avantages.

La fourniture de matière organique avec les effluents, surtout dans le cas des fumiers et des composts permet d'accroître les teneurs en carbone des sols même si ce processus est très variable. La proportion de C apporté qui se retrouve dans le sol sous forme stable varie de 10-30% pour les effluents liquides à 20-50% pour les effluents solides (Institut de l'élevage, 2001). Ces valeurs moyennes masquent toutefois une forte variabilité, le stockage de C résultant de l'utilisation des fumiers de bovin peut varier de 20 à 60% selon les sites expérimentaux (Morvan et al., 2010 ; Peltre et al., 2012). Les apports d'effluents ont aussi un effet sur la biodiversité microbienne des sols car ils sont à la fois une source de nombreux nutriments pour les flores natives des sols et ce sont aussi des inoculum complexes (Bitmann et al., 2005 ; Lalande et al., 2000).

Choix de rotation avec de la prairie pour mieux recoupler C et N

La prairie contribue à réguler les flux environnementaux au sein des systèmes agricoles et fournit de nombreux autres bénéfices environnementaux (Lemaire et al., 2003, Peyraud et al., 2010). La comparaison de systèmes laitiers types optimisés et différant par les parts respectives de maïs et herbe dans l'alimentation des animaux met en évidence des pertes azotées moindres avec les systèmes valorisant plus d'herbe (Peyraud et al., 2009). D'ailleurs, plusieurs pays européens dont l'Irlande, les Pays Bas, le Danemark, l'Allemagne ont à ce titre obtenu un relèvement du plafond de 170 kg N organique/ha dans le cadre de la directive nitrates à 230 ou 250 kg N/ha pour les surfaces en herbe à condition que celles-ci représentent une proportion importante de la Surface Agricole Utile (70 à 80% de la SAU le plus souvent).

La prairie est un bon recycleur de l'azote

Le pâturage met en jeu des quantités d'azote importantes et les quantités d'azote restituées par les vaches alimentées au pâturage varient de 150 à 500 kg de N/ha selon le chargement et la durée de la saison de pâturage (Vérité et Delaby, 2000). Mais l'azote est utilisé et recyclé via de très nombreuses voies par les couverts herbacés qui sont actifs durant une longue période sur l'année, par le sol qui peut organiser une proportion importante de l'azote en excès et par l'absence de sol nu (Peyraud et al., 2012a). Dans leur synthèse, Decau et al. (2003) montrent que malgré une grande variabilité liée au contexte de chaque expérimentation, 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 % sous forme ammoniacale et au plus 5 % sous forme de N_2O et N_2 . On peut admettre qu'à l'échelle de l'année, la répartition de l'azote fécal émis au pâturage est la suivante : 60-70% intégrés à la matière organique du sol, 10-20% prélevés par les plantes, 5-10% perdus par émissions gazeuses et 10-15% par lixiviation. Au final, les émissions de NH_3 sont plus faibles au pâturage qu'en alimentation conservée (10 vs. 25% ; Peyraud et al., 2012a) et les fuites du

nitrate sous pâture sont souvent faibles hormis dans le cas de prairies temporaires très fortement fertilisées (Vertes et al., 2007, 2010). Les émissions de N_2O sont également faibles (moins de 5%, Clough et al., 1998).

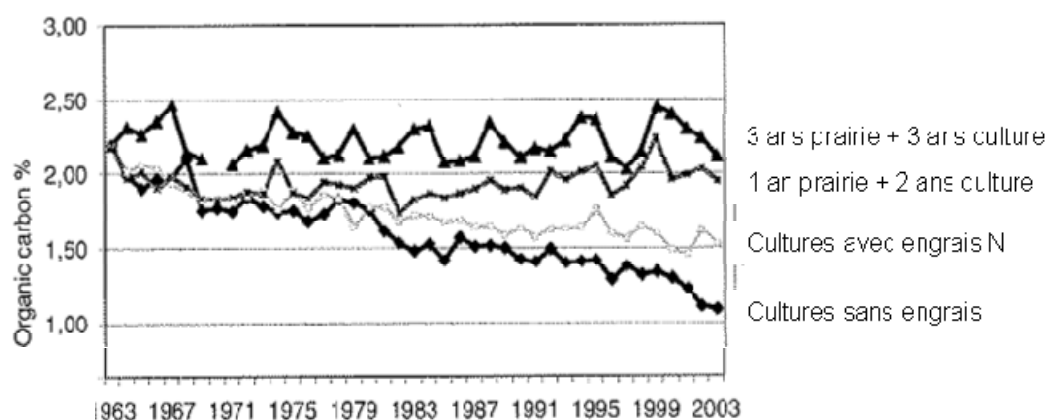
Si le stockage d'azote sous prairie constitue un puits limitant les pertes d'une partie de l'azote stocké va se minéraliser rapidement lors de la mise en culture des prairies. Il existe actuellement peu de références disponibles sur l'évaluation des pertes de nitrate dans les successions culturales, bien que des travaux soient en cours. Un travail exploratoire conduit dans le cadre de l'Agrotransfert Bretagne (Vertes et al., 2010) montre que les pertes sous les rotations prairies – cultures lorsque la prairie est introduite dans des rotations courtes avec des prairies implantées pour 3 ans sont de l'ordre de 80 kg/ha/an mais qu'elles sont plus faibles pour des rotations plus longues (40 à 60 kg /ha/an). En outre, la destruction des prairies temporaires au printemps plutôt qu'à l'automne non seulement réduit le risque de lessivage mais aussi contribue à accroître le rendement des cultures de printemps suivantes du fait des reliquats azotés. Par exemple, Simon (1992) a montré que les rendements du maïs ensilage étaient plus élevés de 15% (soit près de 2 t de MS) après une prairie en première année et de 9% en seconde année que lors d'une rotation spécialisée en maïs. Des travaux plus anciens conduits aux USA montraient aussi que les rendements des céréales étaient améliorés lorsqu'elles entraient dans des rotations comportant 1 ou 2 ans de culture fourragères comparativement à des rotations classiques maïs – soja (Adams et al., 1970). De même, les betteraves sucrières sont particulièrement intéressantes car cette culture implantée derrière une prairie est capable de valoriser jusqu'à 400 kg de N/ha du fait de sa longue période de végétation.

Les systèmes valorisant de la prairie procurent d'autres services écosystémiques.

Les prairies temporaires incluses dans des rotations peuvent stocker du C (0,5 à 1,2 t/ha, Soussana et al., 2010). Le stockage s'accroît avec la durée d'implantation de la prairie car le déstockage au retournement est plus rapide que le stockage lors de la remise en prairie (Arrouays et al., 2002) et est de l'ordre de 0,9 à 1,4 t/ha/an). Le stockage de carbone sous prairie et les structures paysagères associées (haies) peut compenser de 6 à 43% des émissions des troupeaux selon les systèmes utilisés (Dollé et al., 2011) et abaisser l'empreinte C des produits de ruminants. Une expérience de très long terme conduite à l'INIA La Estanzuela en Uruguay (Gentile et al., 2005) met bien en évidence l'intérêt des rotations incluant de la prairie temporaire sur la dynamique de la MO des 20 premiers cm du sol (Figure 5). Après 40 ans, la teneur en C organique des sols (0 à 20 cm) a diminué de 2,2 à 1,5% dans les systèmes de cultures conduits avec fertilisation alors qu'il s'est maintenu dans le cas de rotations incluant des prairies même de courte durée. La dynamique de réponse de la teneur en MO est rapide après chaque nouvelle implantation de prairie. Durant la phase de prairie, la majorité du C organique perdu pendant la phase de culture arable est récupérée (García-Préchac et al., 2004).

Une synthèse des performances environnementales de systèmes laitiers utilisant plus ou moins de prairie incluse dans des rotations avec du maïs ensilage et d'autres cultures annuelle a été réalisée par Le Gall et al (2009 et réactualisée en 2012) (Tableau 2). La prairie est un fourrage riche en azote et demeure aujourd'hui une source essentielle de protéines pour alimenter les ruminants. Par ailleurs, le risque de lessivage du Phosphore est également réduit sous prairie puisque le sol est couvert en permanence (Le Gall et al., 2009).

Figure 5. Comparaison de rotations incluant ou n'incluant pas de prairie sur la dynamique de la MO du sol (Morón et Sawchik, 2002)



La prairie contribue aussi à la réduction de l'utilisation des pesticides. Une étude européenne a récemment montré que l'usage des pesticides est inversement proportionnel à la proportion de prairies dans la SAU (Raison et al., 2008). Il est également démontré que l'introduction d'une prairie dans une rotation permet d'accroître l'abondance des invertébrés dans les sols (Hedde, 2006), notamment des populations de vers de terre ainsi que la biodiversité floristique et les insectes pollinisateurs. En outre, plusieurs travaux montrent que le revenu par travailleur (hors aides) est souvent plus élevé dans les exploitations d'herbivores valorisant plus d'herbe. C'est notamment ce que montre la synthèse de Peyraud and Lherm, (2010) à partir des données issues des réseaux de bovins lait de l'institut de l'élevage et des réseaux de l'INRA en exploitations charolaises ce qui est aussi confirmé par Samson et al. (2012) qui montrent que les systèmes à bas intrants valorisant de la prairie permettent de contenir les coûts de production en élevage laitier.

Tableau 2 : Performance environnementales de systèmes laitiers en fonction de la part de prairie dans la surface fourragère.

% Maïs dans la surface fourragère	10-30%	30-50	>50
Nombre de fermes	67	100	28
Part des cultures (% SAU)	34	42	37
Part de maïs (% SAU)	22	39	62
Lait (kg/vl)	7315	7924	8136
Chargement (UGB/ha)	1,4	1,7	2,5
Surplus N (kg/ha/an)	58	93	112
Surplus P (kg/ha/an)	6	5	10
Energie (ML/l lait)	2,4	2,6	2,8
Empreinte C nette (kg eq CO ₂ /l lait)	0,84	0,92	0,98
Phytosanitaires (IFT/ha SAU)	0,77	1,27	1,28

Utilisation de cultures intermédiaires prévenant les fuites du nitrate tout en participant à la sécurisation de l'alimentation des troupeaux

Le rôle des CIPAN pour limiter les risques de fuite de nitrate est établi depuis longtemps (Simon et Le Corre, 1998) et des données nouvelles le confirment notamment par des essais sur le long terme (Justes et al., 2012) qui montrent aussi qu'elles accroissent le stock en MO des sols et contribuent à

limiter le risque d'érosion. Les CIPAN captent l'azote minéral résiduel du sol avant la période de drainage, puis en restituent une partie à la culture suivante. Les données de Justes et al. (2012) montrent que les teneurs en nitrates sont alors très fortement réduites et ne dépassent que rarement 50 mg/L. Les CIPAN sont d'ailleurs largement intégrées aux pratiques, en particulier dans les zones vulnérables (Peyraud et al., 2012a). Les CIPAN permettent en particulier de réduire le lessivage entre les cultures de légumineuses à graines ou la prairie et la céréale qui suit. La moutarde apparaît particulièrement efficace en absorber 80 kg N/ha en seulement 2 à 3 mois de croissance (Justes et al., 2012).

La moutarde n'est pas une espèce fourragère et dans les exploitations en polyculture élevage, il est plus intéressant d'utiliser des cultures dérobées qui peuvent ensuite être valorisées par des animaux tel que le colza fourrager ou des mélanges plus complexes comme par exemple de mélanges à base de céréales, vesces et trèfle. Cette valorisation par les animaux améliore la productivité globale du système de culture car elle ne pénalise pas la productivité de la céréale suivante (Franzluebbers et Stuedemann, 2007) tout en fournissant un fourrage complémentaire.

Les associations de céréales et protéagineux implantées à l'automne permettent de produire 10 à 11 t de MS d'un fourrage à ensiler en Juin avec peu ou pas d'engrais azotés ni de produits phytosanitaires tout en assurant une couverture hivernale des sols (Naudin et al., 2010) et trouvent leur place. Toutefois, la valeur du fourrage produit reste assez modeste (Emile et al., 2011) si bien que ce fourrage doit être réservé aux génisses ou distribués en quantités limitées aux vaches laitières. Avancer la date de récolte de 1 mois améliore la qualité du fourrage mais réduit fortement le rendement (de l'ordre de 40%). Il y a donc des compromis à rechercher. En outre, les résultats varient avec les céréales utilisées, le blé réduisant fortement le rendement par comparaison à un triticale imberbe. Il reste aujourd'hui un manque de connaissances sur les potentialités de différentes espèces ou associations d'espèces pouvant être utilisées en cultures dérobées pour valoriser l'azote disponible dans le sol ou fixé par symbiose tout en produisant un fourrage de qualité et limitant le risque de développement des pathogènes.

Réintroduire des troupeaux au sein de territoires de grande culture

Des initiatives innovantes de quelques céréaliers qui ont réintroduit des troupeaux de moutons dans leur exploitation sont à mentionner même s'il s'agit encore de pionniers. Cette introduction correspond souvent au souhait d'enrichir en MO les sols. La production de moutons peut donner un nouvel équilibre aux exploitations céréalères (CIIRPO, 2102). Les brebis et leurs agneaux valorisent parfaitement bien les surfaces à contraintes environnementales comme les CIPANs par des pâtures d'août à Décembre, ces animaux de petit format ne causant pas de problème de piétinement. Ils peuvent aussi valoriser d'autres productions de l'exploitation comme les céréales et de la luzerne ainsi qu'une grande diversité de coproduits qui sont souvent disponibles en grande quantité et à faible prix dans ces territoires (pulpes de betteraves, drèches de blé...). Ils valorisent aussi la paille comme litière mais aussi dans leurs rations. En contrepartie, le fumier produit peut être utilisé très efficacement sur les têtes de rotation comme le maïs, les betteraves ou le tournesol. Un troupeau de 200 brebis produit 710 kg N, 770 kg P et 1050 kg de K ce qui permet de fertiliser une quinzaine d'hectares chaque année réduisant d'autant les coûts de la fertilisation. Le fumier contribue aussi à apporter de la MO sur des sols généralement pauvres. La surcharge de travail liée à l'apparition d'un troupeau peut être ajustée par la planification des périodes d'agnelage en dehors des périodes de pointe de travail au champ. La diversification permet de créer un revenu supplémentaire ce qui peut contribuer à atténuer les effets de la volatilité des prix des céréales d'autant plus que les perspectives du marché de la viande de mouton sont plutôt bonnes. Enfin l'apparition d'un troupeau de moutons s'accompagne en général de la création d'un emploi dans l'exploitation.

A quelles échelles géographiques penser le recyclage de l'azote ?

L'exemple décrit dans la Figure 3 montre qu'il n'est souvent plus possible de rétablir des équilibres au sein des exploitations lorsque les chargements animaux sont très élevés. La (re)localisation de la production animale entre les territoires pour rétablir des équilibres territoriaux est difficilement concevable à grande échelle pour des raisons organisationnelles et économiques des filières. Le 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 ». Elles le sont aussi pour des raisons sociales. En effet, compte tenu de la charge de travail liée à l'élevage, celui-ci ne revient jamais dans les territoires où il a été abandonné.

Des transferts entre exploitations permettraient de lever des verrous.

Les exploitations spécialisées, particulièrement en production porcine, n'ont souvent pas les surfaces nécessaires pour gérer les effluents. La pratique de la digestion aérobie des lisiers porcins permet alors d'éliminer sous forme de N_2 environ 60 à 70% de l'azote entrant dans le process (Beline et al., 2004). Cette technique est donc en apparence très efficace pour respecter le plafond d'épandage de la directive nitrates et finalement réduire les risques de fuite de nitrates ou même de NH_3 , au moins à court terme mais elle n'est pas conservatrice. Elle conduit au final à perdre pratiquement 40% de l'azote ingéré par le troupeau. Elle peut donc s'avérer très coûteuse à l'avenir si le prix des aliments protéiques reste durablement élevé et n'est pas durable même si elle est subventionnée.

Alternativement, les exploitations peuvent transférer les lisiers vers d'autres exploitations ou territoires. Si la conception et la réalisation des plans d'épandages sont obligatoires depuis plus de 15 ans, peu d'études ont été consacrées à la quantification et à la modélisation des échanges d'effluents entre exploitations exportatrices (porcines, volailles) et exploitations réceptrices (herbivores, cultures). Lopez-Ridaura et al. (2009) ont étudié l'intérêt de la mise en place de plans d'épandage collectifs associant producteurs de porcs et de céréales. Ils ont ainsi comparé, à l'aide de la méthode d'analyse du cycle de vie, deux modalités de gestion des excédents d'azote : le traitement aérobie et le transfert. Les résultats indiquent que pour tous les indicateurs environnementaux considérés (Eutrophisation, acidification, changement climatique et consommation d'énergie), le transfert entre exploitations est préférable au traitement. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus à l'échelle de l'exploitation (Baudon et al., 2005) qui indiquent que le recyclage des éléments, en particulier de l'azote, est toujours la voie la plus intéressante au plan environnemental. Toutefois, l'organisation collective de ce transfert nécessite une bonne combinaison des équipements, de l'assolement, du type de sol et des conditions climatiques (Paillat et al., 2009). Ces pratiques posent aussi des questions d'acceptabilité sociale par les riverains.

En sens inverse il est concevable que des exploitations de grandes cultures, ayant par exemple implanté une luzernière pour diversifier les rotations, puissent redistribuer le fourrage à d'autres exploitations. Du reste, des exemples ont été décrits aux Etats-Unis où des groupes de céréaliers produisent de l'aliment, y compris des fourrages, pour leurs voisins et bénéficient en retour des effluents pour fertiliser leurs parcelles (Franzluebbers, 2007). Ces intégrations entre exploitations permettent de mieux concilier des bénéfices économiques et environnementaux. En particulier, les céréaliers ont ainsi l'opportunité de bénéficier d'une plus grande diversité de culture dans les rotations et d'une meilleure gestion des cycles de C et N. Des accroissements de rendements à l'échelle de l'exploitation ont été rapportés (Franzluebbers et al., 2011 ; Posner et al., 2008). Toutefois, il n'est pas aujourd'hui établi si ces interactions entre exploitations peuvent conduire au même niveau de synergie que lorsque qu'elles sont gérées à l'échelle d'une même exploitation de polyculture élevage. En outre, les conditions sociales d'un succès de telles collaborations restent à préciser. Il y a là un champ important de recherches en sciences de gestion.

A quelle échelle géographique les recyclages peuvent-ils être réalisés et comment les mettre en œuvre ?

Dans le cas des fumiers, le compostage permet d'obtenir un produit final enrichi en éléments fertilisants (N, P, K) comparé au produit initial et qui est désodorisé ce qui facilite le transport. Le compostage de fumier est ainsi souvent présenté comme une possibilité d'élargir la gamme des utilisations des matières organiques en particulier vers les cultures. Toutefois, ce procédé peut conduire à des pertes importantes de NH_3 et de N_2O souvent importantes lorsqu'il est mal maîtrisé et qui sont estimées entre 30 et 60% (Bernal et al., 2009 ; Szanto, 2009). Le séchage des effluents pour produire des engrais normalisés est une voie prometteuse. L'enjeu est de produire un engrais organique commercialisable qui puisse être exporté vers d'autres régions, notamment les zones de grande culture où il peut se substituer aux engrais minéraux. Cette voie permet de réduire la charge en azote, mais encore plus en phosphore, des zones d'élevage intensif. Une étape préliminaire est la séparation de phase des lisiers pour obtenir une phase solide plus concentrée en N et P (2 et 4-5 fois respectivement pour N et P, Beline et al., 2003) qui est ensuite séchée. Des groupes coopératifs pionniers collectent ainsi déjà une partie des lisiers pressés de leurs coopérateurs et les sèchent en utilisant la chaleur produite par différents sources, soit la chaleur d'un abattoir soit celle issue de méthanisation avec co-génération. Cette technologie permet un recyclage entre territoires éventuellement sur de longues distances ce qui ouvrent des possibilités pour redistribuer le phosphore entre régions pour retrouver les équilibres (voir Figure 2) au niveau national à un moment où le prix des phosphates augmente. Toutefois, les avantages de ces systèmes de traitement mais aussi leurs limites restent à évaluer globalement par rapport à l'utilisation d'engrais minéraux et l'utilisation de plus de légumineuses en zones de grande culture d'un point de vue de l'efficacité économique, environnementale et de l'acceptabilité sociale.

Conclusions

La spécialisation des exploitations et des territoires associée à l'intensification des systèmes est un courant dominant en Europe et en France depuis de nombreuses années mais l'avenir de ces systèmes basés sur une utilisation importante d'intrants est questionné sur le plan environnemental et aussi économique avec le renchérissement de l'énergie. Les systèmes de polyculture élevage associant de manière plus étroite les troupeaux et les cultures doivent permettre un meilleur recyclage de l'azote au sein des agrosystèmes, d'accroître l'autonomie protéine mais aussi énergétique des élevages, de maintenir, voire d'accroître la productivité par une gestion optimisée des ressources naturelles tout en améliorant la résilience des systèmes face aux aléas dans un contexte de volatilité des prix. Cela nécessite de mettre en œuvre une polyculture élevage rénovée où les légumineuses et la bonne valorisation des effluents auront une place majeure et où il faut repenser les rotations pour tirer le meilleur profit des ressources naturelles et améliorer la qualité des sols. Il demeure cependant des problèmes nécessitant des recherches pour passer des concepts aux innovations. Il reste à lever des verrous techniques car, pour être performants, ces nouveaux systèmes de polyculture élevage devront combiner des innovations agronomiques dans la conduite des surfaces (rotations, assolements) et des troupeaux. Il reste aussi à lever de verrous organisationnels car à l'échelle de l'exploitation la polyculture élevage se heurte à des questions d'organisation et d'efficacité du travail ainsi que de besoins de compétences pointues dans des domaines variés. La recherche de complémentarités à des échelles plus larges, notamment entre exploitations offre des possibilités *a priori* intéressantes mais nécessite de repenser les modes d'organisation entre exploitations, voire entre territoires éloignés. Les conditions d'une bonne acceptabilité et du succès de telles solutions ne sont pas connues. Ces évolutions ne pourront également se faire sans l'adaptation des politiques publiques qui sera un élément déterminant pour encourager et favoriser les transitions nécessaires. Elles peuvent aussi nécessiter l'intervention d'autres acteurs économiques que les seuls agriculteurs.

Références bibliographiques

- AFSSA, 2000. Rapport du groupe de travail « alimentation animale et sécurité sanitaire des aliments », AFSSA. 176 p.
- Adams W.E., Morris H.D., Dawson R.N., 1970., Effect of cropping systems and nitrogen levels on corn (*Zea mays*) yields in the Southern Piedmont region. *Agronomy Journal* 62, 655-659.
- Aguerre M.J., Wattiaux M.A., Hunt T., Larget B.R., 2010., Effect of dietary crude protein on ammonia-N emission measured by herd nitrogen mass balance in a freestall dairy barn managed under farm-like conditions. *Animal* 4 (8), 1390-1400.
- Alvarez C.R., Taboada M.A., Gutierrez Boem., Bono A., Fernández P.L., Prystupa P., 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa Region of Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 73, 1242-1250.
- Arnaud J.D., Le Gall A., Pflimlin A., 1993. Evolution des surfaces en légumineuses fourragères en France. *Fourrages* 134, 145-154.
- Arrouays D., Balesdent 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, Rapport d'expertise collective, 32p.
- Baudon E., Cottais L., Leterme P., Espagnol S., Dourmad J.Y., 2005. Optimisation environnementale des systèmes de production porcine. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 325-332.
- Béline F., Daumer M.L., Guizieu F., 2003. Traitement biologique aérobie du lisier de porcs: performances des systèmes de séparation de phases et caractéristiques des co-produits. *Ingénieries*, 34, 27-36.
- Béline F., Daumer M.L., Guizieu F., 2003. Traitement biologique aérobie du lisier de porcs: performances des systèmes de séparation de phases et caractéristiques des co-produits. *Ingénieries*, 34, 27-36.
- Béline F., Daumer M.L., Guizieu F., 2004. Biological aerobic treatment of pig slurry in France: Nutrients removal efficiency and separation performances. *Transactions of the ASAE* 47, 857-864.
- Bernal M.P., Albuquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100 (22), 5444-5453.
- Bertrand S., Miramal Y., Pflimlin A., Le Gall A., Raison C., 2007. Evolution des excédents d'azote en France et contribution du secteur laitier. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 41-44.
- Besnard A., Montarges-Lellahi A., Hardy A., 2006. Systèmes de culture et nutrition azotée. Effet sur les émissions de GES et le bilan énergétique. *Fourrages* 187, 311-320.
- Bittman S., Forge T.A., Kowalenko C.G., 2005. Responses of the bacterial and fungal biomass in a grassland soil to multi-year applications of dairy manure slurry and fertilizer. *Soil Biology & Biochemistry* 37 (4), 613-623.
- Bonneau M., Dourmad J.Y., Lebret B., Meunier-Salaun M.C., Espagnol S., Salaun Y., Leterme P., van der Werf H., 2008. Évaluation globale des systèmes de production porcine et leur optimisation au niveau de l'exploitation. *Productions Animales* 21 (4), 367-386.
- Bourdon D., Dourmad J.Y., Henry Y., 1995. Réduction des rejets azotés chez le porc en croissance par la mise en oeuvre de l'alimentation multiphase, associée à l'abaissement du taux azoté. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 31/01-02/02/1995, 269-278.
- Brunschwig P., Lamy J.M., 2002. Utilisation de féverole ou de tourteau de tournesol comme sources protéiques dans l'alimentation des vaches laitières. *Rencontres recherches ruminants*, 9, 316.
- Brunschwig P., Lamy J.M., Weill P., Lepage E., Nerrière P., 2003. Le lupin broyé ou extrudé comme correcteur unique de rations pour vaches laitières. *Rencontres Recherches ruminants*, 10, 383.
- Casdar 7-175, 2011. Rapport final du projet « Pois-Colza-Blé », 129pp.
- Centre Interrégional d'Information et de Recherche en Production Ovine, 2012. Un atelier ovin dans une Exploitation céréalière, 4 p.
- Chenais F., 1993. Ensilage de légumineuses et production laitière. *Fourrages* 134, 258-265.

- Citepa, 2011. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France. Paris: Citepa (Séries sectorielles et analyses étendues. Format Secten), 328 p.
- Clothier L., Langton S., Boatman N., Woodend A., 2008. Agricultural specialization. Defra Agricultural Change and Environment Observatory Research Report n°11, 28 pp.
- Clough T.J., Di H.J., Cameron K.C., Sherlock R.R., Metherell A.K., Clark H., Rys G., 2007. Accounting for the utilization of a N₂O mitigation tool in the IPCC inventory methodology for agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78, 1, 1-14.
- Decau M.L., Delaby L., Roche B., 1997. AzoPat : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. II- Les flux du système sol - plante. *Fourrages*, 151, 313-330.
- Díaz-Zorita M., Duarte G., Grove J., 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the sub-humid and semi-arid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research* 65, 1-18.
- Dollé J.B., Agabriel J., Peyraud J.L., Faverdin P., Manneville., C. Raison., A. Gac., A. Le Gall., 2011. Les gaz à effet de serre en élevage bovin : évaluation et leviers d'action. *INRA Productions Animales.*, 24, 415-432.
- Donaghy D., Worman K., Jarvis S., Goulding K., Conway J., Hillam J., 1997. Nitrogen flows in mixed farming systems. In *Proceedings of fifth research conference of BGS*, 23-24.
- Dourmad J.Y., Brossard L., van Milgen J., Noblet J., 2011. InraPorc®, EvaPig® : des modèles et des logiciels pour optimiser la nutrition des porcs et réduire les rejets. *Innovations Agronomiques* 12, 87-96.
- Dourmad J.Y., Henry Y., Bourdon D., Quiniou N., Guillou D., 1993. Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs. *EAAP Publication* 69, 206-212.
- Echevarria L., Varin C., Saget G., Caillaud D., 2012. La hausse des prix de l'énergie et des concentrés conduit-elle à la fragilisation de l'élevage dans les exploitations de polyculture-élevage de Champagne Ardenne. Session CRAPA, 10 septembre 2012.
- Eghball B., 2003. Leaching of phosphorus fractions following manure or compost application. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34 (19-20): 2803-2815.
- Emile J.C., Audebert G., Novak S., 2011. Le rendement et l'ingestibilité d'un ensilage d'association céréales protéagineux dépendent de la date de récolte et du type de céréale. *Rencontres Recherches Ruminants*, 18, 128.
- EUROSTAT, 2010. Agricultural statistics, main results 2008-2009: Eurostat pocketbooks, 180 p.
- Faverdin P., Peyraud J.L., 2010. Nouvelles conduites d'élevage et conséquences sur le territoire ; cas des bovins laitier. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1, 165-176.
- Franzluebbers A.J., 2007. Integrated crop-livestock systems in southeastern USA. *Agronomy Journal* 99, 361-372.
- Franzluebbers A.J., Stuedemann J.A., 2007. Crop and cattle response to tillage systems for integrated crop-livestock production in the southern Piedmont, USA. *Renewable Agriculture and Food System*, 22, 168-180.
- Franzluebbers A.J., Sulc R.M., Russelle M.P., 2011. Opportunities and challenges for integrating North-American crop and livestock systems. In *Grassland Productivity and Ecosystems services* (eds G. Lemaire, J. Hodgson and A. Chabbi, 208-217.
- Gac A., Béline F., Bioteau T., 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. *Rapport final Etude ADEME/Cemagref ADEME*. 79 p. + annexes.
- Gac A., Béline F., Bioteau T., Maguet K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science* 112 (3): 252-260.

- Gaigné C., Chatellier V., Bossuat H., 2012. Logique économique de la spécialisation productive des territoires agricole. CIAG Polyculture-élevage, 24 Octobre 2012, Poitiers.
- Galloway J.N., Aber J.D., Erisman J.W., Seitzinger S.P., Howarth R.W., Cowling E.B., Cosby B.J., 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* 53 (4), 341-356.
- Galloway J.N., Townsend A.R., Erisman J.W., Bekunda M., Cai Z.C., Freney J.R., Martinelli L.A., Seitzinger S.P., Sutton M.A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320, 5878, 889-892.
- García-Prehac F., Ernst Benech O., Siri-Prieto G., Terra J.A., 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil and Tillage Research* 77, 1-13.
- Gatel F., Grosjean F., Castaing J., 1989. Utilisation par le porc charcutier de régimes à teneur élevée en pois de printemps. *Journées Recherche porcine*, 21, 69-74.
- Gentile R.M., Martino D.L., Entz M.H., 2005. Influence of perennial forages on subsoil organic carbon in a long term rotation study in Uruguay. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 419-423.
- Guingand N., 2000. Influence de la vidange des préfossees sur l'émission d'ammoniac et d'odeurs par les porcheries d'engraissement. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 1-3/02/2000: 2000, 83-88.
- GIS Sol, 2011. L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188p.
- Hayes E.T., Leek A.B.G., Curran T.P., Dodd V.A., Carton O.T., Beattie V.E., O'Doherty J.V., 2004. The influence of diet crude protein level on odour and ammonia emissions from finishing pig houses. *Bioresource Technology*, 91 (3), 309-315.
- Hedde M., 2006. Etude de la relation entre la biodiversité des macro-invertébrés et la dynamique de la matière organique des sols limoneux de Haute-Normandie. Thèse de doctorat, Université de Rouen.
- Hutchings N.J., Kristensen I.S., 1995. Modelling mineral nitrogen accumulation in grazed pasture: will more nitrogen leach from fertilized grass than unfertilized grass/clover? *Grass and Forage Science*, 50, 300-313.
- Huyghe C., Litrico I., Surault F., 2012. Agronomic value and provisioning services of multi-species swards. *Grasslands Science in Europe*, 17, 23-34
- Institut de l'élevage., Ifip., Itavi., 2001. Fertiliser avec les engrais de ferme. Paris, France: Institut de l'élevage, 104 p.
- Jensen E.S., Hauggaard-Nielsen H., 2003. How can increase use of biological N₂ fixation in agriculture benefit the environment? *Plant and Soil* 252, 177-186.
- Jensen E.S., Peoples M.B., Hauggaard-Nielsen H., 2010. Faba bean in cropping systems. *Field Crops Research* 115, 203-216.
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournébiz J., Savini I., Réchauchère O., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude, INRA France, 60 p.
- Justes E., Hauggaard-Nielsen H., Bedoussac L., Corre-Hellou G., Jeuffroy M.H., Nolot J.M., Jensen E.S., 2009. Designing and evaluating prototypes of arable cropping systems with legume sole cropping or intercropped aimed at improving use efficiency in low input farming. *Farming Systems Design 2009: an international symposium on methodologies for integrated analysis of farm production systems*. Monterey, USA, 149-150.
- Justes E., Nolot J.-M., Raffaillac D., Hauggaard-Nielsen H., Jensen E.S., 2010. Designing and evaluating prototypes of arable cropping systems with legumes aimed at improving N use efficiency in low input farming. In *Proceedings of AGRO2010, Congress of the European society for Agronomy, (ESA)*, 29 August-3 September 2010, Montpellier, France.
- Kentzel M., Devun J. 2004. Dépendance et autonomie protéique des exploitations bovins viande. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 167-170.

- Kirwan L., Lüscher A., Sebastià M.T., Finn J.A., Collins R.P., Porqueddu C., Helgadottir A., Baadshaug O.H., Brophy C., Coran C., Dalmannsdóttir S., Delgado I., Elgersma A., Fothergill M., Frankow-Lindberg B.E., Golinski P., Griefu P., Gustavsson A.M., Höglind M., Huguenin-Elie O., Iliadis C., Jørgensen M., Kadziulienė Z., Karyotis T., Lunnan T., Malengier M., Maltoni S., Meyer V., Nyfeler D., Nykanen-Kurki P., Parente J., Smit H.J., Thumm U., Connolly J., 2007. Evenness drives consistent diversity effects in an intensive grassland system across 28 European sites. *Journal of Ecology* 95 (3), 530-539.
- Kloepper J.W., Rodriguez-Kabana R., Zehnder G.W., Murphy J.F., Sikora E., Fernandez C., 1999. Plant root-bacterial interactions in biological control of soilborne diseases and potential extension to systemic and foliar diseases. *Australasian Plant Pathology* 28(1): 21-26.
- Kuikman P., De Groot W., Hendriks R., Verhagen J., De Vries F., 2002. Stocks of C in soils and emissions of CO₂ from agricultural soils in the Netherlands. *Alterra-rapport* 561. 45p.
- Le Gall A., Béguin E., Dollé J.B., Manneville V., Pflimlin A., 2009. Nouveaux compromis techniques pour concilier efficacité économique et environnementale en élevage herbivores. *Fourrages* 198, 131-151.
- Le Gall A., Peyraud J.L., Delaby L., Defrance P., Lorinquer E., Dollé J.B., 2012. Les enjeux environnementaux : une limite à l'intensification et à la concentration ? Journées du CEREL, 28 Juin 2012.
- Le Gall A., Vertès F., Pflimlin A., Chambaut H., Delaby L., Durand P., van der Werf H., Turpin N., Bras A., 2005. Flux d'azote et de phosphore dans les fermes françaises laitières et mise en œuvre des réglementations environnementales. Rapport no 190533017. Collection "Résultats" Paris, France Inra, Institut de l'Elevage. 64 p.
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.P., Trommetter M. (éditeurs), 2008. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective INRA (France).
- Lalande R., Gagnon B., Simard R.R., Cote D., 2000. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. *Canadian Journal of Soil Science* 80 (2), 263-269.
- Landrain B., Ramonet Y., Quillien J.P., Robin P., 2009. Incidence de la mise en place d'un système de raclage en « V » en préfosse dans une porcherie d'engraissement sur caillebotis intégral sur les performances zootechniques et les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote. Journées Recherche Porcine. Paris, France, 3-4/02/2009, 259-264.
- Ledgard S., Schils R., Eriksen J., Luo J., 2009. Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 48 (2), 209-226.
- Leip A., Achermann B., Billen G., Bleeker A., Bouwman A.F., de Vries A., Dragosits U., Döring U., Fernald D., Geupel M., Herolstab J., Johnes P., Le Gall A.C., Monni S., Neveceral R., Orlandini L., Prud'homme M., Reuter H.I., Simpson D., Seufert G., Spranger T., Sutton M.A., van Aardenne J., Vos M., Winiwarter W.; 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Sutton M.A., Howard C.M., Erisman J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 345-376.
- Lemaire G., Benoit M., Vertès F., 2003. Recherches de nouvelles organisations à l'échelle d'un territoire pour concilier autonomie protéique et préservation de l'environnement. *Fourrages*, 175, 303-318.
- Leterme P., Morvan T., 2010. Mieux valoriser la ressource dans le cadre de l'intensification écologique. Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France, 1: 101-118.
- Lettens S., Van Orshoven J., Van Wesemael B., Muys B., Perrin D., 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology* 11, 2128-2140.
- Lopez-Ridaura S., van der Werf H., Paillat J.M., Le Bris B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90, 1296-1304.

- Lupwayi N.Z., Rice W.A., Clayton G.W., 1998. Soil microbial diversity and community structure under wheat as influenced by tillage and crop rotation. *Soil Biology & Biochemistry* 30(13): 1733-1741.
- Lüscher A., Soussana J-F., Huguenin-Elie O., 2011. Role and impacts of legumes in grasslands for high productivity and N gain from symbiotic N₂ fixation. In: Lemaire G., Hodgson J., Chabbi A (Eds.) *Grassland productivity and ecosystem services*, CAB, 101-107.
- Machet J.M., Dubrulle P., Damay N., Duval R., Recous S., Mary B., 2007. Azofert: a new decision support tool for fertiliser N advice based on a dynamic version of the predictive balancesheet method. 16. International Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers (CIEC), "Mineral versus Organic Fertilization: Conflict or Synergism". Gand, Belgium.
- Matson P.A., Parton W.J., Power A.G., Swift M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, 504-509.
- Morón A., Sawchik J., 2002. Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. 17th World Congress of Soil Science, Symposium No. 32, Paper 1327, Thailand.
- Morvan T., Bouthier A., Trochard R., Cabaret M.M., Grall J., Hanocq D., Raison C., Houot S., 2010. Effects of applications of cattle manure on organic matter accumulation and nitrogen mineralisation. Use of manures and organic wastes to improve soil quality and nutrient balances. Lisbonne, Portugal, 12-15 September 2010, 4 p.
- Morvan T., Nicolardot B., Pean L., 2006. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. *Biology and Fertility of Soils* 42 (6), 513-522.
- Muller J.C., Denis D., Thiébeau P., 1993. Présence de légumineuses dans la succession de cultures : luzerne et pois cultivés purs ou en association, influence sur la dynamique de l'azote. In: Decroux, J., Ignazi, J.C., eds. *Matières organiques et Agricultures. Congrès GEMAS-COMIFER*. Blois: GEMASCOMIFER, 83-92.
- Naudin C., Corre-Hellou G., Pineau S., Jeuffroy M.H., 2010. The effect of various dynamics of N availability on winter pea-wheat intercrops: crop growth, N partitioning and symbiotic N₂ fixation. *Field Crops Research* 119, 2-11.
- Oenema O., Oudendag D., Velthof G.L., 2007. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science* 112 (3), 261-272.
- Oomen G.J.M., Lantinga E.A., Goewie E.A., Van der Hoek K.W., 1998. Mixed farming systems as a way towards a more efficient use of nitrogen in European Union agriculture. *Environmental Pollution* 102 (1), 697-704.
- Paccard P., Capitain M., Farruggia A. 2003. Autonomie alimentaire des élevages bovins laitiers. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 89-93.
- Paillat J.-M., Lopez-Ridaura S., Guerrin F., Van der Werf H., Morvan T., Leterme P., 2009. Simulation de la faisabilité d'un plan d'épandage de lisier de porc et conséquences sur les émissions gazeuses au stockage et à l'épandage. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-4/02/2009, 271-276.
- Peltre C., Christensen B.T., Dragon S., Icard C., Kätterer T., Houot S., 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 52, 49-60.
- Peyraud J.L., Cellier P., Aarts F., Béline F., Bockstaller C., Bourblanc M., Delaby L., Donnars C., Dourmad J.Y., Dupraz P., Durand P., Faverdin P., Fiorelli J.L., Gaigné C., Kuikman K., Langlais A., Le Goffe P., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Réchauchère O., Rochette P., Vertes V., Veyssset P., 2012a. Nitrogen flows in livestock farming systems - Reduce losses, restore balances. Collective scientific assessment, summary of INRA report, France, 70 p.
- Peyraud J.L., Delaby L., 1994. Utilisation de luzerne déshydratée de haute qualité dans les rations des vaches laitières. *INRA Prod. Anim.* 7(2), 125-134
- Peyraud J.L., Le Gall A., Delaby L., Faverdin P., Brunschwig P., Caillaud D., 2009. Quels systèmes fourragers et quels types de vaches laitières demain ? *Fourrages* 197, 47-70.
- Peyraud J.L., Le Gall A., Dupraz P., Delaby L., 2010. Produire du lait en maximisant le pâturage pour concilier performances économiques et environnementales *Rencontres. Recherches. Ruminants*, 17, 17-24 Synthèse.

- Peyraud J.L., Lherm M., 2010. Produire durablement dans des systèmes herbagers. Dossier de l'Environnement de l'INRA 31, 49-54.
- Peyraud J.L., Peeters A., A. De Vliegher A., 2012b. Place et atouts des prairies permanentes en France et en Europe. Fourrages 211, in press
- Pflimlin A., Arnaud J.D., Gautier D., Le Gall A., 2003. Les légumineuses fourragères, une voie pour concilier autonomie en protéines et préservation de l'environnement. Fourrages 174, 183-203.
- Portejoie S., Dourmad J.Y., Martinez J., Lebreton Y., 2004. Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. Livestock Production Science 91 (1-2), 45-55.
- Posner J.L., Baldock J.O., Hedtcke J.L., 2008 Organic and conventional production systems in the Wisconsin integrated cropping systems trials: I. Productivity 1990-2002. Agronomy Journal 100, 253-260.
- Raison C., Chambault H., Le Gall A., Pflimlin A., 2008. Impact du système fourrager sur la qualité des eaux. Enseignements issus du projet Green Dairy. Fourrages 193, 3-18.
- Ribeiro-Filho H.M.N., Delagarde R., Peyraud J.L., 2005. Herbage intake and milk yield of dairy cows grazing perennial ryegrass pastures or white-clover/perennial rye grass pastures at low and medium herbage allowance. Animal Feed Science and Technology 119, 13-27.
- Rouillé B., Mamy J.M., Brunschwig P., 2010. Trois formes de consommation de la luzerne pour les vaches laitières. Rencontres Recherches Ruminants 17, 329.
- Russelle M.P., Lamb J.F.S., Montgomery B.R., Elsenheimer D.W., Bradley S.M., Vance C.P., 2001. Alfalfa rapidly remediates excess inorganic nitrogen at a fertilizer spill site. Journal of Environmental Quality 30, 30-36.
- Saludes R.B., Iwabuchi K., Miyatake F., Abe Y., Honda Y., 2008. Characterization of dairy cattle manure/wallboard paper compost mixture. Bioresource Technology, 99 (15): 7285-7290.
- Samson E., Van der Werf H., Dupraz P., Ruas J.F., Corson M., 2012. Estimer les impacts environnementaux des systèmes de production agricole par analyse de cycle de vie avec les données du Réseau d'information comptable agricole (RICA) français. Cahiers Agriculture 21, 8, 248-257.
- Szanto G., 2009. NH₃ dynamics in composting: assessment of the integration of composting in manure management chains. Wageningen, Netherlands: WUR, ix + 133 p.
- Sauvant D., Perez J.M., Tran G., 2004. Table de composition et de valeur nutritive des matières premières destinées aux animaux d'élevage. INRA Editions, Paris, 301 p.
- Schneider A., Flénet F., Dumans P., Bonnin E., De Chezelles E., Jeuffroy M.H., Hayer F., Nemecek T., Carrouée B., 2010. Diversifier les rotations céréalières notamment avec du pois et du colza - Données récentes d'expérimentations et d'études. OCL 17, 301-311.
- Sharpley A.N., Smith S.J., 1994. Wheat tillage and water-quality in the southern plains. Soil & Tillage Research 30, 1, 33-48.
- Simon J.C., 1992. Systèmes de culture prairiaux à rotation rapide : nature de contraintes, effets cumulatifs. Un point sur ...les systèmes de culture Paris, France: Inra Editions, 111-126.
- Simon J.C., Le Corre L., 1988. Lessivage d'azote en monoculture de maïs en sol granitique du Finistère. Fourrages 114, 193-207.
- SNIA, 2012. Rapport d'activité, 58 pp
- Soussana J.F., Tallec T., Blanfort V., 2010. Mitigation of the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. Animals 4, 334-350.
- UNIP, 2011. Rapport d'activité. 66pp.
- UNECE, 2007. Document d'orientation sur les techniques de prévention et de réduction des émissions d'ammoniac United Nations. 40 p.
- van Duinkerken G., André G., Smits M.C.J., Monteny G.J., Šebek L.B.J., 2005. Effect of rumen degradable protein balance and forage type on bulk milk urea concentration and emission of ammonia from dairy cow houses. Journal of Dairy Science 88 (3), 1099-1112.

- Vérité R., Delaby L., 2000. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. *Annales de Zootechnie* 49 (3), 217-230.
- Vertès F., Benoit M., Dorioz J.M., 2010. Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux en particulier eutrophisation : atouts et limites. *Fourrages* 202, 83-94.
- Vertès F. 2010. Connaître et maximiser les bénéfices environnementaux liés à l'azote chez les légumineuses, à l'échelle de la culture, de la rotation et de l'exploitation. *Innovations Agronomiques* 11, 25-44.
- Vertès F., Soussana J.F., Louault F., 1995. Utilisation de marquage ^{15}N pour la quantification du flux d'azote en prairies pâturées. In : *Utilisation des isotopes stables pour l'étude du fonctionnement des plantes*, Ed. INRA, Paris, Les Colloques 70, 265-275.
- Vertès F., Simon J.C., Laurent F., Besnard A., 2007. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages* 192, 423-440.
- Velthof G.L., Oudendag D., Witzke H.R., Asman W.A.H., Klimont Z., Oenema O., 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *Journal of Environmental Quality* 38, 402-417.
- Webb J., Pain B., Bittman S., Morgan J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response-A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137 (1-2), 39-46.
- Wilkins R.J., Gibb M.J., Huckle C.A., Clements A.J., 1994. Effect of supplementation on production by spring calving dairy cows grazing pastures of differing clover content. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 77, 531-537.