

# Chapitre 7. Bilans des flux d'azote au niveau des systèmes de production animale

---

## Auteurs

Jean-Louis Peyraud  
Françoise Vertès  
Luc Delaby  
Jean-Louis Fiorelli  
Patrick Durand  
Jean-Yves Dourmad  
Philippe Favardin  
Pierre Cellier

Avec la contribution des auteurs des chapitres 5 et 6

## Résumé

A l'échelle de l'exploitation d'élevage, l'efficacité d'utilisation des intrants azotés s'accroît du fait du recyclage des déjections animales et de leur valorisation agronomique ; elle est de l'ordre de 45-50% avec de fortes variations selon les systèmes de production et les pratiques des éleveurs/ Les marges de progrès sont importantes. On voit que les entrées d'azote, les flux internes et les sorties, calculés à partir de nombreuses publications, diffèrent très significativement et que l'efficacité résulte d'un ensemble complexe de flux interdépendants. Ainsi, bien que la production laitière soit moins efficace que la production porcine à l'échelle de l'animal et du troupeau, les efficacités calculées au niveau de l'exploitation sont voisines. Par ailleurs, une amélioration d'efficacité à l'échelle d'un maillon (par exemple, au stade de l'alimentation animale) peut entraîner une dégradation sur un autre maillon et ne se traduit pas nécessairement par une amélioration de l'efficacité à l'échelle de l'exploitation. De façon générale, les pertes de l'azote à l'échelle de l'exploitation augmentent avec l'accroissement des entrées d'azote et elles sont minimales dans les systèmes à très bas intrants, notamment en agriculture biologique. Les échanges de flux d'azote entre exploitations permettent aussi d'avoir une gestion plus conservatrice de l'azote et les aménagements paysagers participent de façon efficace à épurer les excès d'azote.

## Mots clés

Système de production, spécialisation, chargement animal, système fourrager, agriculture biologique, bilan azoté, aménagement paysager, zone tampon, territoire

## Chapitre 7. Bilans des flux d'azote au niveau des systèmes de production animale

7.1. De l'animal au système : intégrer l'ensemble des paramètres pour évaluer les risques environnementaux.....	297
7.2. Une grande diversité de systèmes de production animale .....	299
7.2.1. Chez les monogastriques, une diversité plus grande à l'échelle de l'exploitation qu'à l'échelle de l'atelier.....	299
7.2.2. Forte variation du degré d'intensification au sein des systèmes de production de ruminants .....	300
7.3. Importance du chargement animal dans les risques de fuites d'azote .....	301
7.3.1 Effet du chargement en élevage porcin.....	301
7.3.2 Effet du chargement associé au niveau des intrants, en élevage laitier .....	303
7.4. Systèmes fourragers : atouts et limites de la prairie et des légumineuses .....	307
7.4.1. Atouts de la prairie dans la gestion de l'azote .....	307
7.4.2. Atouts des légumineuses pour renforcer l'autonomie protéique.....	309
7.5. L'agriculture biologique : mode de production qui limite les flux d'azote .....	312
7.5.1. Des pertes de nitrate maîtrisées à l'échelle des exploitations. ....	312
7.5.2. Des évaluations plus contrastées sur d'autres sorties environnementales. ....	313
7.6. Exemples de variation des bilans d'azote des exploitations en fonction des systèmes d'élevage.....	313
7.7. La gestion des flux d'azote à l'échelle supra exploitation et territoriale .....	317
7.7.1. Transfert d'azote entre exploitations .....	317
7.7.2. Opérations de reconquête de la qualité de l'eau dans des territoires à enjeux forts .....	319
7.7.3. Favoriser l'épuration par les milieux : zones humides, zones de recapture .....	321
Références bibliographiques citées dans le chapitre 7 .....	323

*Ce chapitre conclut la Partie II sur l'estimation des flux d'azote liés à l'élevage en les appréhendant à l'échelle de l'exploitation, du système de production animale (cohérence du système qui dépasse l'exploitation) et du territoire dans lequel s'inscrivent les élevages.*

*En effet, les risques de pertes azotées vers l'environnement d'une exploitation d'élevage ne peuvent pas être évalués uniquement à partir des performances liées aux animaux ni même de celles de la gestion des effluents d'élevage. D'autres facteurs liés à la conduite de l'exploitation interviennent également, notamment le chargement animal sur les surfaces, des achats d'intrants extérieurs à l'exploitation (ou dit en sens inverse du degré d'autonomie de l'exploitation), des systèmes fourragers mis en place et des systèmes de cultures. Aarts et al. soulignent bien la nécessité de prendre en compte l'ensemble des composantes du système (Aarts et al., 1992). L'animal ne constitue qu'un maillon du cycle, qu'un élément de la cascade de l'azote. Il importe de s'intéresser au cycle complet de l'azote et notamment aux entrées d'azote sur le système afin de les optimiser et de favoriser au maximum le recyclage pour limiter les risques environnementaux et améliorer l'efficacité économique de l'exploitation*

*Ce chapitre souligne aussi la diversité des exploitations d'élevage depuis les ateliers de production hors-sols approvisionnés par des protéines de soja importé aux élevages bio privilégiant explicitement le lien au sol et l'utilisation des ressources locales. Dans les élevages d'herbivores, les systèmes fourragers et en particulier les prairies et légumineuses jouent un rôle important dans la recherche d'une autonomie en azote, et le chargement animal par unité de surface a un effet déterminant sur les pertes. En conséquence, les systèmes de production autonome et à bas intrants, dont l'agriculture biologique, sont les modes de production présentant les niveaux de pertes azotées les plus bas. La section 7.6 compare ces flux d'azote entre systèmes de production animale.*

*Cette large gamme de systèmes de production animale qui coexistent, y compris à l'intérieur d'un même territoire créé la diversité de natures et quantités de flux d'azote qui leur sont associés. Chacun met en œuvre des stratégies différentes ayant des conséquences différentes sur les flux et bilans d'azote. La dernière section présente des initiatives territoriales visant à réduire l'impact des flux d'azote.*

## **7.1. De l'animal au système : intégrer l'ensemble des paramètres pour évaluer les risques environnementaux**

En matière d'évaluation environnementale, il faut se méfier de conclusions tirées à partir de l'étude d'un seul maillon du système de production. Ainsi une approche partielle centrée sur l'animal présente des limites liées aux phénomènes de transferts de risques et les résultats obtenus à l'échelle de l'animal doivent être placés dans le contexte des échelles supérieures de l'atelier de production ou de l'exploitation ou même de la filière sous peine de tirer des conclusions erronées (Chatellier and Vérité, 2003). Ce point est particulièrement important dans le cas de l'élevage de ruminants (notamment laitier) qui met en jeu des quantités importantes d'azote mais dans lequel le lien au sol reste très présent pour ne pas dire obligatoire afin de produire les fourrages et éventuellement les aliments concentrés nécessaires à l'alimentation des troupeaux. L'évaluation du risque environnemental associé à l'azote des déjections animales doit être appréhendée à l'échelle du système, en intégrant la valorisation par les plantes et les surfaces concernées, notamment dans le cas du pâturage (Jarvis et al., 1996 ; Rotz, 2004). Ces risques de mauvaise interprétation sont illustrés ci-dessous par quelques exemples en élevage laitier.

De nombreux travaux concernant l'alimentation des ruminants ont été conduits afin d'améliorer le taux de valorisation de l'azote par l'animal pour à la fois augmenter l'efficacité des synthèses protéiques et réduire les rejets d'azote. Deux idées majeures ressortent de ces travaux : 1) augmenter le potentiel laitier des animaux afin d'en réduire l'effectif nécessaire pour un même volume produit et diluer les besoins d'entretien, 2) supprimer ou pour le moins limiter les situations nutritionnelles où l'azote ingéré excède les besoins des animaux (Calsamiglia et al., 2010; Tamminga, 1992 ; Vérité and Delaby, 2000 ).

L'augmentation du potentiel des animaux induit une augmentation des besoins et des achats en aliments concentrés pour couvrir les besoins de l'animal car leur capacité d'ingestion de fourrage ne permet pas de couvrir les besoins supplémentaires. L'origine de ces aliments est exogène au territoire de l'exploitation, voire du pays. Il

grève alors le bilan azoté de l'exploitation. Dans un marché restreint, soit par contingentement volontaire (quota), soit faute de débouchés commerciaux, l'augmentation de la production laitière par animal entraîne une réduction du cheptel, donc une réduction des animaux de réforme et de la production de viande associée. Pour maintenir l'équilibre du panier du consommateur, il faut alors augmenter le cheptel d'animaux allaitants qui sont moins efficaces (Faverdin and Peyraud, 2010). C'est typiquement ce qui s'est passé depuis l'apparition des quotas laitiers où la réduction du troupeau laitier s'est accompagnée d'un accroissement du nombre de vaches allaitantes dont plus de la moitié est restée située dans l'Ouest, bénéficiant ainsi d'une rente de situation (prime à la vache allaitantes avec des conditions de production très favorables) tout en contribuant à la charge azotée globale de la région. Le déploiement de ces troupeaux allaitants dans les zones plus difficiles aurait contribué à mieux répartir la charge azotée sur l'ensemble du territoire.

Un second cas concerne la teneur en azote des fourrages. L'augmentation de la part d'ensilage de maïs dans les rations au détriment de l'herbe pâturée est une voie souvent évoquée afin de réduire l'azote ingéré en excès et donc l'azote excrété. C'est indéniable à l'échelle de l'animal (voir Tableau 7.1) ou par unité de produit. Mais à l'échelle de l'exploitation, cette solution entraîne une augmentation des entrées d'azote exogène sous forme de concentré protéique acheté puisque l'ensilage de maïs est pauvre en protéines. Elle entraîne aussi souvent une réduction de la surface fourragère totale nécessaire, une augmentation du chargement. Au final, l'accroissement de la part de maïs ensilage ne permet pas un meilleur bilan et une meilleure efficacité globale de l'azote (Dillon and Delaby, 2009; Peyraud et al., 1995) à l'échelle de l'exploitation bien que conduisant à réduire les rejets par animal. L'évaluation du risque environnemental associé à l'azote des déjections animales doit donc être appréhendée à l'échelle du système, en intégrant la valorisation par les plantes et les surfaces concernées, notamment dans le cas du pâturage (Jarvis et al., 1996 ; Rotz, 2004). En effet, en élevage de ruminant, il existe une forte cohérence entre l'azote excrété par les animaux et l'azote contenu dans les fourrages consommés, donc valorisé par les plantes au cours de leur croissance. Dès lors les rejets des animaux, lorsqu'ils varient avec la nature du fourrage de base de la ration, ne sont pas nécessairement liés à un accroissement des impacts environnementaux.

Compte tenu des pertes par volatilisation en cours de stockage, évalué à 25%, la quantité d'azote valorisée par les fourrages équivaut à 99 % de l'N épandable dans le cas des systèmes avec ensilage de maïs toute l'année et augmentent régulièrement avec la part d'herbe dans les rations jusqu'à atteindre 125% (Tableau 7.1). Si les régimes alimentaires à base d'herbe pâturée ou ensilée induisent des rejets azotés importants, c'est d'abord parce que ces plantes absorbent plus d'azote, durant une période de végétation plus longue Ce qui limite les risques de pertes, notamment par lixiviation en automne-hiver. Tandis que la période de croissance et d'absorption de l'azote du maïs se trouve en partie déphasée par rapport aux périodes de minéralisation du sol, et de risques de lixiviation (automne..). Ce potentiel des couverts herbagers à valoriser l'azote, bien que conduisant à des rejets animaux souvent élevés, a été prise en compte par de nombreux pays européens (Irlande, Pays-Bas, Danemark, Allemagne,...) qui ont demandé une dérogation dans le cadre de la directive nitrate au plafond des 170 kg de N organique au titre des cultures à fort potentiel d'absorption d'azote. Des limites de 230 à 250 kg N/ha/an/exploitation ont été autorisées (Pflimlin and Chambaut, 2004) en fonction des parts d'herbe dans les systèmes.

Les légumineuses, notamment le trèfle blanc, qui fixent l'azote de l'air se caractérisent par des teneurs en N très élevées qui entraînent des excès d'azote dans les rations des ruminants et donc des rejets importants, notamment urinaires (Peyraud, 1993). Pourtant, parce que les légumineuses fixent l'azote atmosphérique en phase avec leur aptitude à le valoriser, parce qu'elles réduisent leur fixation en présence d'azote minéral facilement disponible dans le sol (Vertès et al., 1997 ; Vinther, 1998), parce que les systèmes de prairies sans fertilisation et avec trèfle blanc permettent moins de jours de pâturage, les risques de pertes d'azote par lixiviation sont plus faibles que sous prairies fertilisées (Hutchings and Kristensen, 1995 ; Ledgard et al., 2009; Ledgard, 2001).

**Tableau 7.1 : Influence du système d'alimentation sur les rejets azotés annuels d'un troupeau de 40 vaches laitières et leur répartition (7500 kg de lait – adapté de (Peyraud et al., 1995 ; Vérité and Delaby, 2000)**

Système d'alimentation	Ens. de maïs 12 mois	Ens de maïs 9 mois Pâturage 3 mois	Ens de maïs & d'herbe - 6 mois Pâturage 6 mois	Ens d'herbe & Foin - 6 mois Pâturage 6 mois
N total ingéré (kg)	5246	5705	6439	6715
N fourrage ingéré (kg)	2712	3697	5100	5518
N concentré ingéré (kg)	2534	2008	1339	1197
N total excrété (kg)	3648	4104	4836	5112
N excrété (% N ingérée)	69	72	75	76
N fécal (kg)	1830	1822	1769	1725
N urinaire (kg)	1818	2282	3067	3387
N restitué en bâtiment (kg)	3648	2964	2556	2832
(% du total excrété)	(100)	(72)	(53)	(55)
N restitué au pâturage (kg)	0	1140	2280	2280
N épandable (kg) <sup>(1)</sup>	2736	3363	4197	4404
<b>N exporté par les fourrages (% N épandable)</b>	99	109	121	125

(1) en admettant 25% de volatilisation sur l'N restitué en bâtiment. N épandable = 0,75 x N bâtiment + N pâturage

## 7.2. Une grande diversité de systèmes de production animale

Depuis les élevages hors-sols, généralement abordés au niveau d'organisation que constitue l'atelier de production, jusqu'aux élevages privilégiant explicitement le lien au sol et aux ressources locales tels que les élevages d'herbivores pour la viande ou certains systèmes laitiers, c'est une large gamme d'options qui peut aujourd'hui être rencontrée dans les différentes régions d'élevage françaises et européennes. On peut observer une très grande diversité y compris au sein d'un même territoire ce qui laisse présager de charges azotées, d'impacts de l'activité d'élevage sur les milieux et de solutions à mettre en œuvre pour la gestion des effluents très différentes.

### 7.2.1. Chez les monogastriques, une diversité plus grande à l'échelle de l'exploitation qu'à l'échelle de l'atelier

Depuis une cinquantaine d'années la production porcine européenne a connu une très forte croissance permettant ainsi de faire face à l'importante évolution de la consommation. Ceci s'est accompagné d'un agrandissement de la taille des élevages et de leur spécialisation. Cette évolution des exploitations s'est aussi accompagnée de leur concentration géographique, faisant apparaître à l'échelle européenne de grands bassins de production porcine. Ces évolutions s'expliquent en grande partie par les économies d'échelle résultant par l'augmentation de la taille des élevages, ce qui permet d'améliorer leur efficacité, et leur concentration géographique, et ainsi d'améliorer l'efficacité de la filière, en particulier des secteurs amont et aval. Ceci a conduit au développement d'un mode d'élevage dominant qui représente aujourd'hui la majorité de la production. Ce système se caractérise par l'élevage des animaux en environnement fermé, généralement sur caillebotis, les déjections étant stockées sous la forme de lisier. Cette relative homogénéité des modes d'élevage rencontrés dans le monde cache toutefois une certaine hétérogénéité de pratiques et de conduites. Selon les pays, l'élevage est organisé en ateliers spécialisés par phases (reproduction, sevrage, engraissement) ou en ateliers assurant à la fois la production des porcelets et leur engraissement. La taille des élevages est également très variable. En France, elle va de quelques dizaines de truies pour les élevages les plus petits à quelques centaines pour les élevages spécialisés, alors que dans certains pays (Brésil et Etats-Unis par exemple, Danemark, Grande-Bretagne...) on peut trouver des élevages de plusieurs milliers, voire plusieurs dizaines de milliers de truies.

**Tableau 7.2. Typologie en huit classes des exploitations ayant des porcs. Répartition des élevages et du cheptel (Ilari et al., 2004)**

Types			SAU (ha)	Nb moy. porcs	Exploitations (nombre)	%	Cheptel (millions)	%
4.1	8.1	Grands céréaliers Engraisseurs	135	536	1 865	10	1,00	7
	8.2	Petits Céréaliers N ou E, ou NE	57	360	3 509	18	1,27	9
4.2	8.3	Grands céréaliers NE	95	1 810	884	5	1,60	11
	8.4	Spécialisées porc	36	2 117	2 650	14	5,61	38
4.3	8.5	Petites structures orientées Bovins	45	184	2 770	14	0,51	3
	8.6	Petites structures spécialisées Porcs	7	669	1 360	7	0,91	6
4.4	8.7	Bovins lait / engraisseur	58	276	2 679	14	0,74	5
	8.8	GAEC bovins lait /NE	77	840	3 571	19	3,00	20
Total			62	759	19 288	100	14,63	100

Lorsque l'on s'intéresse aux exploitations dans lesquelles s'insèrent ces élevages porcins la diversité des situations s'accroît encore. Ceci est vrai lorsque l'on compare différents pays, l'élevage porcine étant selon les pays plus ou moins lié à l'exploitation pour la fourniture des aliments et l'épandage des déjections ou relativement indépendant dans le cas des élevages hors-sol. L'analyse de la situation française confirme cette diversité des situations (Tableau 7.2). Ilari et al. ont ainsi identifié 8 types d'exploitations élevant des porcs selon l'importance de l'atelier porcine et la nature des autres activités présentes sur l'exploitation (Ilari et al., 2004). Les exploitations spécialisées "porc" représentent 14% des exploitations et assurent 38% de la production. Les Gaec "lait/porc" représentent 19% des exploitations et 20% de la production nationale. Le reste de la production est principalement assuré par des exploitations céréalières (33% des exploitations, 27% de la production) associant un élevage porcine de taille variable et par des petites structures. Bien que l'élevage porcine à proprement dit "hors-sol" n'existe pas vraiment en France, on peut observer une grande diversité en termes de nombre de porcs produits par ha, ce qui laisse présager de solutions très différentes pour la gestion des effluents. Pour une part importante des exploitations porcines, y compris dans le grand ouest, l'épandage reste la solution principale de valorisation des déjections. Mais il est clair pour les élevages spécialisés de grande taille cette voie n'est pas suffisante et d'autres solutions, comme le traitement et/ou l'exportation des effluents doivent être mises en place.

### **7.2.2. Forte variation du degré d'intensification au sein des systèmes de production de ruminants**

La diversité des systèmes d'élevage des ruminants et des exploitations peut être décrite et considérée en référence au niveau et à la provenance des intrants utilisés. En effet, la variété des systèmes d'élevage analysée sous cet angle permet de discriminer les situations selon la nature des risques et les problèmes de gestion technique associés. Elle conduit aussi à questionner l'efficacité d'utilisation de ces facteurs de production, l'autonomie des exploitations qui retient directement sur leur lien aux ressources locales du milieu (sols, eau, air, biodiversité) et celle de la spécialisation des exploitations.

En simplifiant, on peut identifier quatre grands types de systèmes d'élevage herbivore en France, basés plutôt sur des prairies permanentes (plaines normandes, est du pays et montagnes humides) ou des prairies temporaires (grand ouest et nord) (Vigneau-Loustau and Huyghe, 2008). Le Tableau 7.3 résume quelques caractéristiques en lien avec la problématique azote, qui traduisent de fortes disparités entre régions. Le calcul, à partir des données du RGA (2000) d'un indicateur de chargement global (Unité gros bovins) par hectare de prairie, montre de fortes disparités entre régions, à la fois sur la part de l'herbe dans la SAU et sur les chargements. Très faibles en zone méditerranéenne (< 1,2 UGB/ha), ils sont modérés en zones herbagères de montagne (1,2 à 2), ou de plaine (2 à 3) et élevés dans le Nord, la Bretagne et la Haute-Normandie. Mais surtout, les systèmes bovins intensifs présentent une variabilité importante au sein des régions concernées. Le rôle des prairies dans la protection de la ressource en eau s'appréciera donc à la fois sur leur part dans la SAU et sur leur intensité d'utilisation.

A l'échelle de la parcelle, pour des prairies exploitées uniquement en pâture et des durées de séjour sur les parcelles adaptées à la croissance de l'herbe (4-6 mois en zones sèches ou froides, 5-8 mois en zone poussante), les 4 niveaux de chargement global du Tableau 7.3 correspondent environ à 250-300, 300-450, 450-600 et 500-800 UGB.JPE/ha (Unité Gros Bétail, jour de pâturage équivalent). Lorsque l'on situe ces chargements

sur la relation les liant aux pertes par lixiviation, on peut indiquer des risques globalement faibles pour les régions sud et montagnes humides, modérés à élevés pour les plaines du grand ouest, du nord et du sud-est.

**Tableau 7.3: Caractéristiques principales des régions (Le Gall et al., 2005) d'après Perrot, Pflimlin, Nguyen, 2003**

Régions	% de SAU nationale	SFP %SAU	Pr Perm. % SAU	Chargement (UGB/ha herbe)	Pression N (kgN/ha SAU)	Répartition (%) des entrées entre : N minéral / N org ruminants / N org granivores	Balance azotée (kg/ha SAU)
Zones herbagères de plaines et de montagnes	18	90	70	1.2 à 2	98	31 / 67 / 2	9
Zones mixtes de polyculture élevage	28	60	40	2 à 3	135	56 / 41 / 2	28
Lait intensif Nord, Bretagne, Pays de Loire	9	60-66	20	3 à 4	160-180	44 / 44 / 12	37-54
Bretagne : lait + porcs	3	60	11	3 à 4	221	33 / 36 / 31	84
Zones de grandes cultures	42	16	9	2 à 4	123	85 / 13 / 2	25

Le degré de spécialisation des exploitations (et des régions) d'élevage influence les équilibres biogéochimiques que les exploitations d'élevage établissent avec le milieu. Cette spécialisation obéit à des logiques diverses, puisqu'elle peut répondre tout autant à des contraintes du milieu physique (cas des élevages herbagers de montagne par exemple) ou résulter d'un choix délibéré de privilégier telle ou telle activité préférée par l'éleveur (cas des élevages herbagers de plaine ou exploitation porcine par exemple).

### 7.3. Importance du chargement animal dans les risques de fuites d'azote

L'intensification des systèmes s'est toujours accompagnée de hauts niveaux d'intrants, principalement engrais azotés et aliments du bétail, qui conduisent à des niveaux d'excédents très élevés, supérieurs à 150-200 kg N/ha. C'est notamment le cas pour les élevages laitiers aux Pays-Bas (Aarts et al., 2000) et bien évidemment dans les élevages de monogastriques.

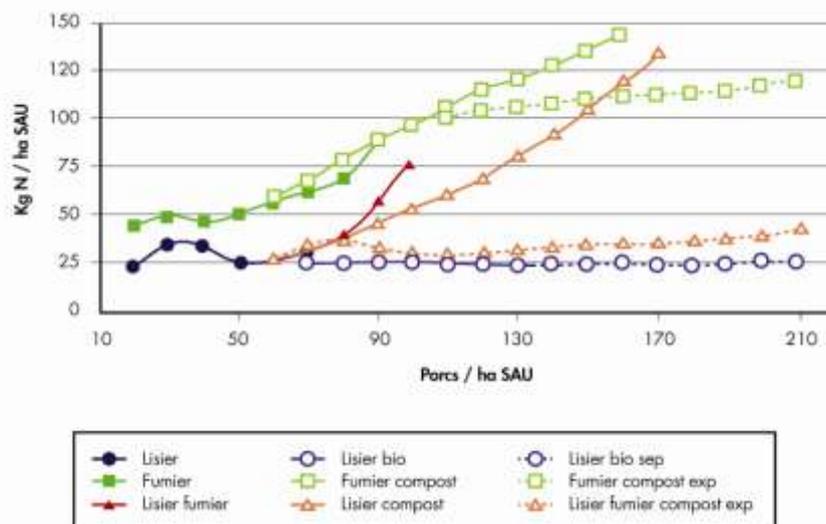
#### 7.3.1 Effet du chargement en élevage porcin

Dans le cas des élevages de porcs, après une alerte lancée par Coppenet et al (1973) indiquant un seuil de 40 porcs produits par ha pour assurer un bon équilibre et recyclage entre productions animales et végétales, assez peu d'études ont été conduites au niveau de l'exploitation. Teffène *et al.* se sont intéressés à l'optimisation de l'alimentation, de l'assolement et de la fertilisation azotée dans des exploitations céréalières avec porcs dans quatre régions françaises (Teffène et al., 1999). Les résultats montrent que la complémentarité des productions de grandes cultures et porcines, sous réserve d'une bonne maîtrise technique de chacune d'elles, se révèle être un facteur de performance contribuant à la rentabilité et à la compétitivité des systèmes concernés, deux critères gages de leur durabilité.

Plus récemment, dans le cadre du programme *Porcherie Verte*, Baudon *et al.* ont développé un modèle d'optimisation du fonctionnement d'une exploitation associant élevage de porcs (engraissement) et cultures, avec différentes hypothèses de gestion des déjections (lisier, fumier, compost, traitement biologique...) avec pour certaines la possibilité d'exporter des fertilisants (issus des traitements) en dehors de l'exploitation (Baudon et al., 2005). 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'effluent à traiter qui maximisent la marge brute (MB) tout en respectant les contraintes environnementales.

Dans cette étude le modèle a été utilisé pour explorer l'influence du chargement par ha (nb de porc produit/ha/an) sur l'évolution de différents critères techniques, économiques et environnementaux. Jusqu'à 50 porcs/ha, la filière lisier offre la MB la plus élevée. Entre 60 et 80 porcs/ha la filière mixte lisier/fumier apparaît la plus intéressante. De 90 à 170 porcs produits par hectare les filières lisier avec compostage ou traitement biologique génèrent le meilleur compromis entre capacité de production et MB. Au-delà de 170 porcs/ha, seules les stratégies avec exportation des coproduits de traitement restent possibles.

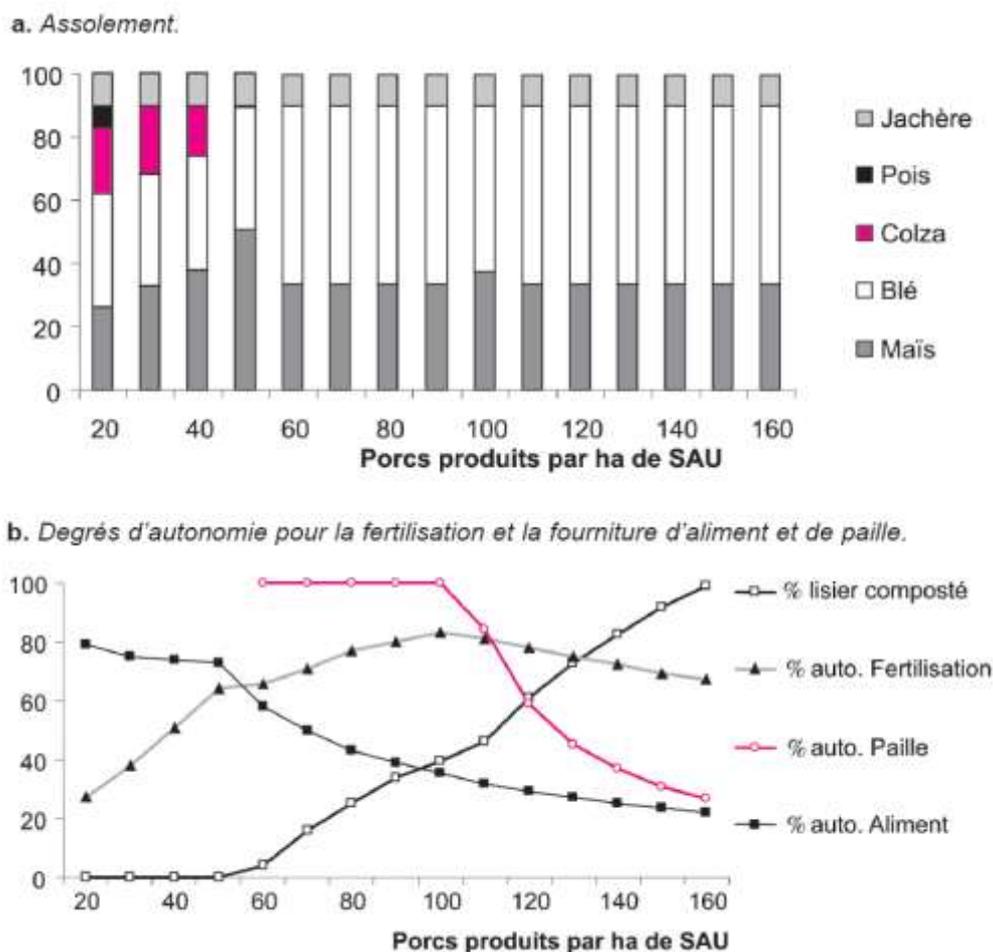
**Figure 7.1. Bilan apparent d'azote de l'exploitation (entrées - sorties - volatilisation) en fonction du nombre de porcs produits par hectare et par an, pour les différentes filières de gestion des effluents.**



Le bilan apparent de l'azote de l'exploitation, déterminé comme la différence entre les entrées et les sorties (incluant la volatilisation), est supérieur pour les filières dans lesquelles les porcs sont élevés sur litière (Figure 7.1). Cela s'explique par des entrées accrues d'azote associées à l'achat d'engrais et/ou de paille. En effet, les fumiers et les produits compostés ne pouvant être épandus sur les céréales à paille, l'utilisation d'azote minéral est nécessaire pour subvenir aux besoins de ces cultures. Les filières lisier/lisier composté et lisier/fumier, produisant simultanément du lisier et des fumiers, sont intermédiaires quant à leur bilan azoté. Lorsque les produits issus de traitement sont exportés, le bilan d'azote par ha reste stable et faible quel que soit le chargement.

La Figure 7.2 représente les interactions entre la production porcine et les cultures mises en place. 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 produit/ha/an), la quantité d'effluent à épandre est inférieure aux capacités d'accueil des surfaces consacrées aux cultures. Il est donc possible d'introduire des légumineuses dans l'assolement (Figure 7.2a) et l'exploitation peut assurer elle-même 80% de son approvisionnement en matières premières pour l'alimentation des porcs (Figure 7.2b), y compris en termes de ressources protéiques (pois et 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.

**Figure 7.2. 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)**



Ce type de modèle révèle les relations étroites qui existent dans une exploitation entre productions végétale et animale. 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 très 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. Evidemment, la production de porc peut s'accroître mais alors la durabilité du système sera subordonnée à des modalités de traitement des effluents produits en quantités non gérables à l'échelle de la surface de l'exploitation.

### **7.3.2 Effet du chargement associé au niveau des intrants, en élevage laitier**

Un point crucial pour de nombreux systèmes agricoles intensifs avec de forts intrants est la faible efficacité d'utilisation des ressources, notamment de l'azote (Spiertz, 2010).

#### **7.3.1.1. Comparaison entre systèmes laitiers européens**

Dans le cadre du projet GREENDAIRY, 11 régions de l'espace atlantique européen montrant une grande diversité de pratiques, de structures d'exploitation et de contextes économiques au sein d'une même zone d'influence océanique ont été étudiées (Chambaut et al., 2007; Pflimlin et al., 2006). Ce secteur laitier représente environ 30 % de la production laitière et valorise plus d'un tiers du territoire de l'Union Européenne (UE 15). Les

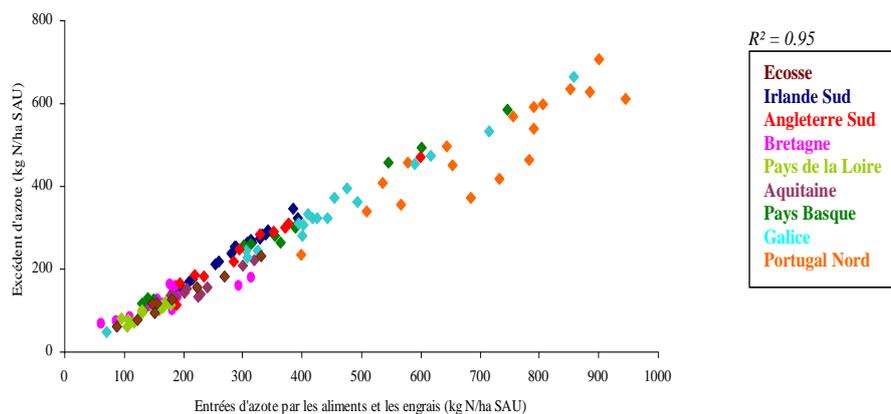
bilans des minéraux (bilan global à l'exploitation) ont été calculés pour les systèmes laitiers types rencontrés dans l'espace atlantique. Les calculs se sont appuyés sur les résultats de fermes pilotes (10 à 20 fermes dans chaque région) représentatives des systèmes laitiers modernisés et devant à priori se maintenir/ se développer à l'avenir.

Les systèmes laitiers se caractérisent par une grande diversité de niveau d'intensification, que l'on considère le chargement animal par unité de surface (de 1,2 à presque 6 vaches laitières/ha) ou le niveau de production individuel des animaux (de 5 700 à 9 200 l lait/VL). Les données mettent clairement en évidence que les bilans N à l'hectare, et donc les risques de fuite, s'accroissent avec le chargement animal et la quantité de lait produite à l'hectare (Tableau 7.4 ; Figure 7.3) quel que soit le facteur à l'origine de l'accroissement de cette productivité, que ce soit par l'accroissement de la productivité des surfaces via la fertilisation azotée ou par l'intensification de la production individuelle des vaches par des apports élevés de concentrés. En moyenne l'excès de bilan s'accroît de 14 kg/ha pour un accroissement de la production de lait de 1 000 kg/ha. Pour les zones au Nord-ouest de l'Europe, où le lait est produit en valorisant de l'herbe, notamment par le pâturage mais souvent avec des niveaux de fertilisation importants, les excédents d'azote sont de l'ordre de 250 kg N/ha pour l'Irlande et l'Angleterre et 130 kg N pour l'Ecosse. Ils correspondent globalement aux achats d'engrais azotés. Dans les pays du Sud (Espagne, Portugal, Pays basque), les systèmes laitiers en stabulation permanente et en ration complète avec 50% de concentrés se généralisent. Les productions fourragères peuvent aussi être intensives. Ainsi, au nord de Porto, la double culture avec du maïs irrigué et deux coupes de ray-grass d'Italie peut produire plus de 25 tonnes de MS/ha /an et donc nourrir 5 vaches/ha. Dans ces situations, les excédents d'azote dépassent largement les 200 kg/ha et peuvent même atteindre 500 kg N et 120 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha dans les systèmes portugais. Par rapport à ces deux types, les systèmes laitiers de l'ouest de la France apparaissent moins intensifs avec des chargements de 1,2 à 2 UGB /ha SAU et sont aussi moins excédentaires. Les excédents sont de l'ordre de 100 kg N/ha pour les deux régions de l'ouest et 150 kg N/ha pour le sud-ouest. Les excédents de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> sont également plus importants dans le sud-ouest, où la fertilisation du maïs reste relativement libérale.

**Tableau 7.4 : Caractéristiques des fermes pilotes du projet GREENDAIRY et des excédents de N et P en 2005**

Régions Green Dairy	Troupeau			Surfaces			Excédent de bilan	
	Nbre de VL	Lait (l/VL)	Concentré (kg/VL)	SAU (ha)	Herbe / Maïs / Culture (%)	Chargement UGB/ha SAU	Kg N ha	
Irlande Sud Ouest	82	5700	500	60	100/0/0	2	240	
Ecosse Sud Ouest	162	7500	200	171	94/0/6	1.4	134	42
Angleterre Sud Ouest	156	6700	1500	97	85/5/10	2.2	266	42
Bretagne	45	6700	1500	56	55/25/20	1.4	117	41
Pays de Loire	56	7000	1500	80	50/25/25	1.3	93	20
Sud Aquitaine	47	7600	1800	70	20/30/50	1.2	155	35
Pays Basque	99	9200	3900	60	88/12/0	2.6	267	95
Galice	71	8500	3700	33	60/40	3	349	156
Portugal Nord Ouest	86	8200	3200	22	0/100/0	5.9	502	121

**Figure 7.3 : Relation entre l'excédent de bilan N des exploitations laitières et les quantités d'azote entrant par les engrais et les concentrés**



### 7.3.1.2. Effet du chargement au sein de différents bassins laitiers français

Des éleveurs ont été précurseurs dans la voie de la réduction des intrants, mais surtout en production de ruminants. Ces systèmes ont été développés, avant tout pour des raisons de choix personnels des éleveurs et des motivations économiques et sont basés sur les prairies de légumineuses, le trèfle blanc ayant été promu initialement par André Pochon et le réseau du CEDAPA. Dans un second temps, les atouts environnementaux en terme de fuites de nitrate de ces systèmes ont été quantifiés et mis en avant par le programme « Systèmes, Terre et Eau » (Alard et al., 2002). Dans le même temps un groupe d'éleveurs laitiers intensifs des Réseaux d'Élevage qui a fait le choix d'extensifier leurs systèmes en développant des systèmes herbagers basés sur les prairies et les légumineuses a été suivi par l'Institut de l'élevage et l'Inra (Brunschwig et al., 2001). Ces deux études ont mis en avant la grande diversité des systèmes à bas intrants et des pratiques mises en œuvre tant au niveau de la production de l'herbe que de la conduite des troupeaux pour s'adapter à la disponibilité des ressources et démontré la possibilité de trouver des compromis entre performances économique, environnementale et sociale.

Une étude récente conduite sur une plus large échelle confirme les premiers résultats et les généralisent. Dans le cadre du projet ANR-SPADD, l'analyse conjointe des performances économiques et environnementales des élevages selon leur localisation (Bretagne, Pays de Loire, Basse-Normandie, Auvergne, Franche-Comté) et leur niveau d'intensification a été effectuée pour des exploitations spécialisées lait (OTEX 41) du réseau d'information comptable agricole (RICA) (Samson and Dupraz, 2009). La typologie distingue 3 classes d'intensification reposant sur des seuils de charges d'approvisionnement (aliments du bétail, engrais, semences, carburants, électricité et combustibles, produits phytosanitaires et vétérinaires : extensif < 390, intermédiaire entre 390 et 590 et intensif > 590 €/ha). Les exploitations les plus intensives ont aussi un chargement animal supérieur, associé à une réduction de la part d'herbe dans l'assolement et dans la SFP, surtout en faveur du maïs ensilage. Les résultats ont été calculés à partir de moyennes sur trois ans (2004-2006) afin de lisser les variations interannuelles (Tableau 7.5).

Les différences sont très significatives selon le degré d'intensification, les exploitations les plus intensives ayant les excédents par hectare les plus élevés, donc les risques de pertes les plus grandes (les données RICA ne permettent pas de calculer les fuites). Ces différences restent importantes même lorsque l'excédent est rapporté au travail, à la production laitière ou à la valeur ajoutée. Au-delà des fuites d'azote, les exploitations plus extensives ont également une pression sur l'environnement bien moindre, qu'il s'agisse de l'usage de produits phytosanitaires et vétérinaires, pour des différences de rendements laitiers beaucoup plus modestes. Concernant les gaz à effet de serre directement émis par l'exploitation, les exploitations intensives apparaissent plus performantes quand on rapporte la valeur totale de la production à la tonne d'équivalent CO<sub>2</sub> émise mais ce calcul n'intègre pas le stockage par les prairies et il n'est plus vrai lorsque l'on considère la marge brute de l'exploitation. Mais surtout, les systèmes à bas intrant sont beaucoup plus performants sur le poste énergie. Les

ratios rapportant la valeur de la production et la marge brute à l'unité d'énergie totale consommée y sont très supérieurs.

Si la marge brute (différence entre les ventes et les consommations intermédiaires) par travailleur tend à être supérieure pour les exploitations les plus intensives les différences sont souvent faibles. Les systèmes extensifs tirent aussi une marge brute plus élevée par tonne d'équivalent pétrole consommé. Compte tenu de l'importance des économies réalisée sur le poste énergie, l'indécision économique entre les systèmes pourrait être levée au profit des systèmes à bas intrants en cas de renchérissement fort de l'énergie. Le coût variable de production du lait est beaucoup plus faible dans les systèmes à bas intrants (0,11 ; 0,14 et 0,17 €/L pour les exploitations extensives, intermédiaires et intensives) ce qui confère aux systèmes à bas intrants une bonne résilience face à la fluctuation des prix.

**Tableau 7.5 : Performances des systèmes laitiers français en fonction de leur degré d'intensification jugé à travers des seuils de charges d'approvisionnement (Adapté de (Samson and Dupraz, 2009))**

	Bas intrants	intermédiaire	Hauts intrants
Nbre d'exploitations représentées	18716	21703	17240
Chargement (UGB/ha SFP)	1,16	1,47	1,96
STH / SAU <sup>1</sup> (%)	52	33	24
Surface en herbe (% SAU)	77	61	65
(% SFP)	94	76	66
Production par vache (kg)	5046	6106	6434
Excédent de N / ha SAU	32	60	94
/ UTA <sup>1</sup>	1444	2403	3250
/ t lait	11,4	16,7	19,9
/ 1000 € VA <sup>3</sup>	63	100	132
Produits phytosanitaire (€/ha)	17	41	52
Produits vétérinaires (€ /Ha) <sup>°</sup>	24	40	72
(€/UGB)	0,26	0,36	0,54
Marge brute (€/ha SAU)	480	613	755
Marge Brute (€/UTA)	22530	24617	24886
Marge brute (€/t eq CO <sub>2</sub> émis)	189	191	181
Marge brute (€/TEP)	1190	1040	780
Valeur produite (€/t eq CO <sub>2</sub> émis)	468	497	551
Valeur produite (€/t TEP)	2900	2680	2320

<sup>1</sup> : Surface toujours en herbe / surface agricole utile, <sup>2</sup> travailleur à temps plein, <sup>3</sup> valeur ajoutée

En terme de limitation du recours aux engrais azotés, les signataires de la MAE « SFEI » (Le Rohellec et al., 2009) donnent à voir, depuis 1992, des situations de forte limitation, en particulier pour les apports d'engrais minéraux sur les cultures (maïs 0N, prairies 30N, céréales de printemps 60N et céréales d'hiver 100N). Ceci aboutit à une forte baisse de la pression fertilisante dans 44 exploitations (non biologiques), qui se situe à 105N/ha SAU sous forme organique et de seulement 13 kg N / 13N /ha SAU sous forme minérale. Ainsi, la

moyenne des apports sur prairies hors restitution au pâturage se situe à 48 kg N/ha sous forme organique et à 6 kg N/ha sous forme minérale. Trois quart des exploitations considérées cultivent du maïs avec une pression azotée de 67 kg N/ha sous forme organique et de seulement 7 kg N/ha sous forme minérale.

En terme de gestion optimisée des aliments concentrés achetés, des travaux d'expérimentation ont été conduits de 1992 à 2001 à la station expérimentale de Trévarez en matière de réduction des apports d'aliments concentrés en élevage laitier (1 100, 650 et 300 kg/vache/an) et une enquête a été conduite par les Chambres d'Agriculture de Bretagne dans 67 élevages en 1999, complétée par le suivi de deux réseaux d'élevages très économes en concentrés de 2000 à 2002 (Losq et al., 2005). Ces actions conduites pour réduire le coût alimentaire des exploitations laitières, ont été évaluées dans leurs conséquences zootechniques de manière à rassurer les éleveurs quant aux risques qu'ils associaient à de fortes réductions de la complémentation alimentaire. De tels travaux ont ainsi permis de confirmer la viabilité technique et économique de ces stratégies très économes, en même temps qu'ils établissaient leur pertinence environnementale

Ces systèmes à bas niveaux d'intrants développés par des pionniers n'ont au départ pas/peu fait l'objet d'études et de prise en considération par les organismes du développement agricole. La recherche et l'institut de l'Elevage ont commencé à s'y intéresser dans les années 1990. Les éleveurs impliqués se sont donc eux même pris en charge à travers les Réseaux Agriculture Durable (RAD), pour développer des systèmes en rupture avec le modèle historique du développement agricole. Même s'ils peuvent encore être pénalisés par une productivité à l'unité de surface plus faible que les systèmes moins autonomes (pour lesquels on ne compte en fait généralement pas les surfaces requises pour la production des intrants), il ne faut pas associer bas intrants et faible productivité. C'est tout l'enjeu de la recherche agronomique et du développement que de travailler sur l'accroissement de la productivité de ces systèmes, en mobilisant les concepts de l'agro-écologie.

## 7.4. Systèmes fourragers : atouts et limites de la prairie et des légumineuses

### 7.4.1. Atouts de la prairie dans la gestion de l'azote

Le rôle des prairies dans la régulation de flux d'azote au pâturage a été décrit dans le chapitre 6.

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 qui tendent à être moindres avec les systèmes valorisant plus d'herbe (Tableau 7.6 (Peyraud et al., 2009)). Les exploitations qui utilisent une forte proportion de prairies permanentes minimisent le risque de lixiviation associé aux conduites culturales.

**Tableau 7.6 : Récapitulatif des performances environnementales dans des exploitations laitières (types de l'ouest de la France) en fonction des systèmes fourragers (vaches à 7 000 l/an, à complémentation équivalente ; d'après (Peyraud et al., 2009)).**

<b>Systèmes basés sur :</b>	<b>Stocks</b>	<b>Maïs - herbe</b>	<b>Herbe</b>
Maïs dans SFP (%)	50 - 60	20 - 50	< 20
Stocks / vache (t MS/an)	4 - 5	2,5 - 3,5	2,0 - 2,5
Chargements (UGB/ha SFP)	1,6 - 2,0	1,6 - 1,8	1,4 - 1,8
Production l (lait / hectare SFP)	8 - 11 000	7 - 11 000	6 - 9 000
Bilan apparent N exploitation (kg N/ha SAU)	80 - 120	80 - 100	60 - 80
N lixivié (kg N/ha SAU)	50 - 70	40 - 60	30 - 40
P transféré (kg P/ha SAU)	+++	+	+

Dans ces systèmes types optimisés, les pertes moindres associées aux systèmes herbagers s'expliquent à la fois par une moindre productivité des surfaces (lait par ha SFP) souvent associée à un chargement plus limité, tel que ceux mis en œuvre en agriculture biologique ou dans des systèmes économes en intrants et par une utilisation plus efficace de l'azote dans les systèmes herbagers, grâce à l'absence de sols nus et à l'organisation d'azote dans les sols sous prairies.

Vertès et al. ont quantifié l'effet de la part de prairies dans les rotations prairies-cultures sur les teneurs en C et N organiques des sols et sur les formes de stockage (Vertès and Mary, 2007; Vertès et al., 2005). Le stockage d'azote constitue un puits limitant les pertes (vers l'eau ou l'air), et une partie seulement de cet azote stocké va se minéraliser rapidement lors de la mise en culture des prairies. Pour l'azote, les flux solubles sont essentiellement sous forme de nitrate, mais des pertes d'azote organique dissous peuvent représenter une fraction non négligeables, d'environ 20% (van Kessel et al., 2009). La fonction des prairies vis-à-vis de la qualité de l'eau dépend de leur position topographique, des pratiques qui y sont mises en œuvre, mais également de la permanence de l'état de la prairie, tant pour les flux d'azote que de phosphore ou de contaminants bactériens (Vertès et al., 2010a).

Contrairement aux idées souvent véhiculées, les systèmes herbagers peuvent dégager de bons résultats économiques. En production laitière, les comparaisons au niveau international montrent que les coûts de production du lait sont de très loin les plus faibles en Nouvelle Zélande et en Irlande comparativement à la France et surtout aux pays d'Europe du Nord aux systèmes très intensifiés (Dillon et al., 2008). Certes, les données globales de l'orientation technico-économique des exploitations (OTEX) mettent en évidence des résultats économiques un peu plus faibles pour les systèmes les plus herbagers mais c'est le plus souvent en liaison avec une taille économique plus faible. A structure d'exploitation voisine en bovins lait, l'étude de Le Rohellec et Mouchet qui a comparé dans le grand Ouest 74 fermes du réseau Agriculture Durable et 374 fermes de l'orientation bovins lait (OTEX 41) montre qu'il est possible d'obtenir des revenus par travailleur plus élevés avec les systèmes herbagers (Le Rohellec and Mouchet, 2004). Ce résultat s'explique par une bonne maîtrise des charges liées aux cultures et au concentré (- 7 500 €/UTA) et à la mécanisation (-3 800 €/UTA) alors même que les primes étaient plus faibles dans le réseau RAD (- 1 158 €/UTA), les primes spécifiques des CTE et des MAE ne compensant pas les moindres soutiens de la PAC (à cette période le maïs était primé). Les données du travail de Samson et Dupraz confirment que les systèmes à bas intrants valorisant de la prairie permettent de contenir les coûts de production en élevage laitier (Samson and Dupraz, 2009).

Des résultats semblables peuvent être observés dans le réseau bovins lait de l'institut de l'élevage (Peyraud and Lherm, 2010). Les travaux de l'Inra en exploitations charolaises montrent également que le revenu hors aides est plus élevé dans les exploitations les plus herbagères (> 90 vs > 60% herbe dans la SAU) mais que le résultat s'inverse si l'on considère les aides car les exploitations les moins herbagères sont aussi les plus grosses (100 vs 70 ha) et perçoivent donc beaucoup plus d'aides.

#### **7.4.1.1. Autres atouts environnementaux**

La multifonctionnalité des prairies a fait l'objet de nombreuses communications parmi lesquelles celle d'un congrès de la fédération européenne des herbages (Lillak et al., 2005) et un ouvrage collectif (Béranger and Bonnemaire, 2008). Rappelons que les prairies contribuent à réduire la charge phytosanitaire puisqu'elles ne sont jamais traitées à l'exception de quelques désherbages post semis ou traitements locaux des rumex. Elles stockent du carbone et de l'azote sous forme organique, contribuant largement au recouplage des cycles C et N, et ce stockage représente plus de 500 kg/ha/an les 30 premières années (Arrouays et al., 2002 ; Soussana et al., 2010) et décroît ensuite. Des systèmes fourragers largement basés sur les prairies permettent donc de réduire l'empreinte carbone de la viande et du lait produit (Dollé et al., 2009). La prairie limite les risques d'érosion du fait de son système racinaire développé et de la couverture du sol sur toute l'année, avec une perte de sol de 0,3 t/ha/an sous prairie contre 3,6 t/ha/an sous culture annuelle selon Cerdan *et al.* (Cerdan *et al.*, 2010). Enfin, la prairie permet de limiter l'uniformisation des territoires en maintenant des habitats en son sein et de structures associées (bord de champ, haies, talus, fossés,...) pour de nombreuses espèces d'insectes et d'animaux visitant les couverts herbacés (Dumont et al., 2007 ; Plantureux et al., 2005). Ces effets sont bien décrits pour les prairies de longue durée et conduites à faibles intrants mais restent à mieux qualifier pour les prairies de plaines incluses au sein de rotations.

#### **7.4.1.2. Mais recul de la prairie et du pâturage en zone de plaine**

Les surfaces en prairies ont diminué de plus de 3 millions d'hectare depuis les années 1970 (source Eurostat, 2009). Dans les zones où d'autres choix de systèmes sont possibles (terres labourables) et où l'espace agricole reste limité, les systèmes herbagers peuvent être pénalisés par une productivité à l'hectare modérée et une moindre flexibilité face aux aléas par manque de surface disponible, le tout dans un contexte où la politique des

aides ne lui était pas favorable jusqu'à ces dernières années. En second lieu, l'agrandissement parfois mal raisonné des exploitations et des troupeaux peut limiter les surfaces accessibles au pâturage, avec des parcelles dispersés. L'enjeu foncier est sans doute ici l'une des clés du développement du pâturage à l'avenir. En troisième lieu, un frein important est lié à l'image du pâturage auprès des nombreux éleveurs, conseillers et prescripteurs. Beaucoup d'entre eux sont réticents car sa gestion est jugée trop compliquée et il lui est associé une image d'une technique « passéiste » qui ne permet pas aux vaches d'exprimer tout leur potentiel de production, ce qui va à l'encontre du culte de la performance laitière individuelle encore très ancré dans nos modes de pensée. Ce point est nettement ressorti lors d'enquêtes récentes (Guinard-Flament et al., 2010). Il est ici intéressant de noter que dans les pays développant des systèmes exclusivement basés sur le pâturage (NZ, Irlande), les éleveurs ont peu/pas de considération pour les performances par vache et se focalisent exclusivement sur la production de lait et de matière utile par unité de surface. Lever ces freins passe indubitablement par la formation des futurs éleveurs et cadres du secteur aux nouveaux enjeux liés à la durabilité.

Les prairies, permanentes ou semées, pâturées ou récoltées, participent pleinement aux flux internes des exploitations d'élevage d'herbivores. Mais la connaissance de ces flux, comme des pratiques qui les concernent, reste souvent limitée, limitant la réalisation de bilans approfondis précis des cycles des éléments au-delà du bilan global apparent. La valorisation des prairies peut néanmoins faire l'objet d'une estimation par différence, en soustrayant les apports en provenance d'autres sources alimentaires (cultures fourragères et aliments concentrés) aux besoins réputés des animaux présents sur l'exploitation, si toutefois ces apports sont mieux renseignés. Ainsi, Delaby et Journet proposent une méthode indirecte et simple de quantification de l'azote (et de l'énergie) fixé par les fourrages consommés par un troupeau bovin laitier à partir des produits sortis de l'exploitation (Delaby and Journet, 2009). Cette méthode permet d'évaluer l'autonomie et l'efficacité des systèmes laitiers (y compris à base d'herbe) en comparant l'énergie et l'azote des végétaux produits à ceux des intrants utilisés.

Des initiatives néerlandaises soulignent l'intérêt des démarches participatives de développement se fondant sur l'établissement de bilans, notamment le projet « Cows & opportunities (Oenema et al., 2001) et, tout dernièrement, le projet européen Dairyman (cf. chapitre 8).

#### **7.4.2. Atouts des légumineuses pour renforcer l'autonomie protéique**

Le rôle des légumineuses dans la régulation des flux d'azote a été décrit dans le chapitre 6 (6.5. 2.3). L'atout principal de l'intégration des légumineuses dans les systèmes de production est leur aptitude à fixer l'azote atmosphérique et de produire des graines et fourrages riches en protéines favorisant ainsi l'autonomie protéique de l'exploitation d'élevage. Dès les années 1990, l'utilisation des légumineuses a été proposée pour le développement de systèmes plus durables (Pochon, 1993 ; Thomas, 1992).

Les systèmes de production ne sont que très rarement autonomes en protéines. En élevage laitier, l'analyse conduite par Paccard et al. (Paccard et al., 2003) à partir des données de l'année 2000 des Réseaux d'Élevage bovins-lait, montre que l'autonomie globale est généralement forte (86% pour la MS, 82% pour l'énergie et 71% pour les matières protéiques), mais qu'elle l'est beaucoup moins en aliments concentrés (32% en MS, 34% pour l'énergie et 20% pour les MAT), une exploitation sur trois achetant la totalité de ses aliments concentrés. Les achats de concentrés azotés sont prépondérants : 25 à 30% des élevages sont autonomes à plus de 50% pour la MS et l'énergie, contre seulement 12% pour les matières protéiques. Les différents systèmes de production diffèrent surtout par leur autonomie protéique et en concentrés. Parmi les systèmes herbagers, l'agriculture biologique améliore d'environ 15 points l'autonomie protéique, en montrant de surcroît les valeurs les plus élevées (86 et 93%) du panel de 393 exploitations. L'autonomie décroît avec le niveau d'intensification. En raisonnant sur les valeurs moyennes des systèmes, il apparaît une relation négative entre la part de maïs dans la SFP et l'autonomie protéique de la ration totale : les élevages avec beaucoup de maïs ont une faible autonomie. Les bilans en azote augmentent avec le niveau d'intensification, ce bilan apparaissant davantage lié aux achats d'engrais azotés qu'aux achats d'aliments protéiques.

La question de l'autonomie alimentaire des élevages laitiers a également été documentée régionalement par des travaux conduits dans les Pays de la Loire (Rubin et al., 2004), en Poitou-Charentes (Bossis et al., 2004), en Rhône-Alpes (Capitain et al., 2004), dans le Jura (Gaillard et al., 2004). En Pays de Loire, les systèmes très herbagers utilisant peu d'aliments concentrés, conduisent à des niveaux de production des vaches laitières généralement faible (< 5000 L/Vache/an) et à un besoin de surface important. Dans les exploitations ayant une part de maïs fourrager élevée (> 2 tMS / UGB), l'autonomie alimentaire est plus difficile à mettre en œuvre. L'apport de protéagineux produits sur l'exploitation permet d'améliorer sensiblement leur autonomie, mais elle reste inférieure à 92%. En Poitou-Charentes, l'étude sur un échantillon de 34 exploitations du Réseau bovins lait et de 38 exploitations du Réseau d'élevages caprins montre que l'autonomie en fourrages est mise à mal par l'agrandissement des élevages caprins tandis que les efforts sur la qualité des récoltes et le pâturage d'une herbe de qualité sont les mieux à même de faire progresser l'autonomie protéique avant la production de protéagineux. Dans le Jura, le suivi de 26 exploitations laitières sélectionnées pour leur faible niveau d'intrants montre que l'autonomie alimentaire complète repose sur la valorisation de ressources herbagères locales et la limitation des intrants alimentaires azotés. La ration de base est alors constituée de luzerne-fourrage et la part des prairies temporaires est importante, tandis que la complémentation repose sur des céréales autoconsommées diversifiées (en mélange) et un recours très réduit à des aliments protéiques achetés.

Weller et Bowling soulignent la difficulté particulière dans laquelle se trouvent les exploitations laitières biologiques : ne pas pouvoir alimenter correctement les vaches, en particulier durant la période du début de lactation, fait prendre le risque de problèmes métaboliques et de performances de reproduction dégradées ; acheter des aliments concentrés peut permettre d'accroître le chargement, la production laitière et le revenu, mais au prix d'une dégradation marquée de la durabilité du système (Weller and Bowling, 2007).

En élevage bovin allaitant, une analyse sur l'autonomie protéique de exploitations a été conduite à l'échelle d'un panel de 400 exploitations françaises suivies dans le cadre des Réseaux d'Élevage par Kentzel et Devun (Kentzel and Devun, 2004). Elle montre que la grande majorité de ces exploitations est quasi-autonome en fourrages mais que leur autonomie en aliments concentrés n'est que de 43% en moyenne et l'autonomie protéique de seulement 27% avec une forte dispersion des résultats. L'autonomie protéique totale n'est atteinte que dans un nombre très limité d'élevages (à peine 3%). Le système fourrager et le lien entre cultures et bovins viande sont les principales composantes des systèmes qui permettent d'influer sur leur niveau d'autonomie protéique. L'introduction de protéagineux apparaît comme la seule solution technique possible à l'échelle de l'exploitation pour parvenir à cette autonomie, et elle semble économiquement à la fois peu risquée et sans réel intérêt. La proximité avec des zones de production de protéagineux pourrait encourager l'établissement de contrats et ainsi renforcer la traçabilité de la filière de production. Dans le bassin charolais, les exploitations d'élevage bovin allaitant (Veysset et al., 2003) présentent un bilan azoté excédentaire de 40 kgN/ha/an, hors fixation symbiotique : elles sont faiblement exportatrices d'azote et très largement dépendantes d'achat d'aliments concentrés et d'engrais, ces derniers constituant les plus fortes entrées d'azote. Excepté pour l'agriculture biologique, l'excédent d'azote apparaît assez peu dépendant du système de production.

#### **7.4.2.1. Autres atouts des légumineuses**

Le volet lixiviation n'est pas le principal atout des légumineuses. L'introduction de légumineuses permet de réduire la consommation d'énergie non renouvelable en élevage du fait de leur aptitude à valoriser l'azote de l'air alors qu'il faut 55 MJ pour produire, transporter et épandre 1 kg de N minéral. Il faut ainsi 1,2 MJ pour produire 1 UFL avec du ray grass fertilisé à 150 kg N/ha mais seulement 0,4 avec une association (il en faut 0,9 pour de l'ensilage de maïs après blé) (Besnard et al., 2006). Ainsi Ledgard et al. ont montré que la consommation de fuel pour produire 1 kg de lait, déjà très faible dans les systèmes néozélandais, était réduite de 1,25 MJ à 0,5 MJ lors de l'utilisation de prairies d'association comparée à des ray-grass anglais fertilisés à raison de 150 kg N/ha/an (Ledgard et al., 2009). Cette économie d'énergie confèrera un avantage décisif aux systèmes valorisant des légumineuses lorsque le coût de l'énergie fossile et celui des engrais sera vraiment élevé.

Les légumineuses sont par ailleurs d'excellentes têtes de rotation et elles contribuent à réduire les occurrences de maladies et en améliorant la fertilité des sols (Vertès et al., 2010b). Au final les légumineuses sont très certainement un des piliers de la durabilité des systèmes de production pour

demain. Comme elles peinent à retrouver leur place dans l'alimentation humaine, elles doivent retrouver une place centrale dans l'alimentation animale.

#### 7.4.2.2. Mais recul de la sole en légumineuses

Pourtant, les surfaces en légumineuses ont considérablement diminué depuis 30 ans sans doute en lien direct avec un contexte économique et politique qui leur a été défavorable avec à la fois des engrais azotés et du tourteau de soja bon marché (Rochon et al., 2004). Dans cette période, la consommation d'azote minéral a augmenté de 3 millions de tonnes en Europe (*International Fertilizer Industry Association 2000* : <http://www.fertilizer.org/>). La stratégie économique de soutien aux prix a aussi encouragé un accroissement de la productivité à l'aide d'engrais (Mytton, 1996). La réforme de la PAC de 1992 instituant la prime aux céréales (dont l'ensilage de maïs) sans contrepartie pour les sources de protéines a aussi contribué à leur déclin. A titre d'illustration, les surfaces en luzerne et trèfle violet ont baissé de 75% (de 1,0 à 0,32 million d'ha) entre 1970 et 2000 (Pflimlin et al., 2003). Elles ont alors été quasi abandonnées par la recherche et le développement à l'exception notoire du trèfle blanc dont le développement dans l'ouest de la France peut être regardé comme emblématique d'un certain regain d'intérêt pour les légumineuses (au moins les fourragères). Le contexte économique changeant, les légumineuses vont vraisemblablement connaître un regain d'intérêt et jouer un rôle central dans le développement de systèmes plus durables.

Les légumineuses souffrent de plusieurs limites qu'il conviendrait de lever pour mieux en tirer parti à l'avenir. Au-delà des incertitudes scientifiques à lever sur la quantification et modélisation de la fixation symbiotique dans les diverses légumineuses, les polémiques se situent à la charnière entre performance de production et objectifs de protection de l'environnement. Comme déjà mentionné leur productivité à l'hectare est jugée faible et c'est la principale cause de leur régression, notamment dans les fermes de grandes cultures face aux céréales ou à la betterave. En production de fourrages, les prairies d'associations sont souvent moins productives que de graminées très fertilisées, mais surtout elles souffrent d'un départ de la végétation plus tardif au printemps qui peut pénaliser une mise à l'herbe précoce (elles auront par contre une production estivale plus élevée que des graminées pures). Un suivi réalisé sur plus de 400 parcelles sur plusieurs années (Le Gall and Guernion, 2004) confirme que la productivité des associations s'accroît avec la proportion de trèfle blanc (+ 500 kg MS/ 10% de trèfle) jusqu'à un seuil d'environ 40-45% de trèfle : dans très bonnes conditions les associations produisent autant qu'une graminée recevant 200 à 250 kg /ha/an. La persistance du trèfle est néanmoins assez mauvaise dans les sols trop humides ou séchant (Vertès and Annezo, 1989), et contrairement aux graminées il est difficile de compenser de mauvaises conditions de croissance des associations par des apports fertilisants.

Il apparaît qu'un mélange de quelques espèces bien adaptées permettrait d'accroître les rendements. Un vaste essai conduit sur 28 sites et 17 pays en Europe a combiné dans chaque site les 2 graminées et les 2 légumineuses les plus courantes (Lüscher et al., 2008). Dans tous les sites, et avec les mêmes pratiques de fertilisation et de fréquence de coupe, les associations ont produit plus de biomasse que la meilleure des monocultures (1 t MS/ha en moyenne) et l'effet a persisté au cours des 3 ans de l'essai. Ce résultat, qui doit être confirmé, ouvre des nouvelles opportunités pour les légumineuses. Les flux d'azote importants lors de destruction des prairies ou après luzernières ou pois fourragers sont difficiles à gérer. Toutefois, l'évaluation et la gestion des flux s'optimisent néanmoins à l'échelle de la rotation (interculture, cultures en association, faire lien entre azote et autres bénéfiques environnementaux ...), qui tamponne l'effet de l'année de destruction de prairie.

Si le trèfle blanc jouit d'une valeur alimentaire très élevée et surtout très constante au cours de la saison ce qui lui confère de la souplesse d'utilisation (Peyraud, 1993), les valeurs énergétiques du trèfle violet et surtout de la luzerne sont plus faibles, surtout lorsque ces fourrages sont ensilés ou fanés, la principale limite de ces fourrages reste la difficulté de récolte rendant la qualité des fourrages conservés difficile à maîtriser (perte de feuilles,...). Ceci limite les possibilités d'utilisation de quantités importantes de luzerne dans les rations de vaches laitières. Toutefois, des rations mixtes associant ensilage de maïs et de légumineuses permettent de bonnes performances tout en économisant un peu de tourteau de soja (Chenais, 1993) lorsque les ensilages sont de bonne qualité. Les légumineuses à graines sont caractérisées par des teneurs en azote élevé mais aussi par une dégradabilité très élevée dans le rumen (Agabriel, 2010), de ce fait leur valeur azotée réelle pour le ruminant (PDIE) reste relativement modeste. Elles peuvent être utilisées pour rééquilibrer des rations à base d'ensilage de maïs, mais ne peuvent se substituer totalement aux tourteaux pour des animaux à haut niveau de production. Il est toutefois possible d'obtenir de bonnes performances laitières avec des rations contenant 3-4 kg de pois ou de féverole (Hoden et al., 1992).

Par ailleurs, les légumineuses souffrent pour leur redéveloppement des mêmes freins internes aux filières que ce qui a été dit pour la prairie, au premier rang desquels figure l'acceptabilité par les acteurs de systèmes moins exigeants en intrants mais plus difficiles à conduire. Il y a aussi des réticences naturelles des éleveurs face au risque d'une plus forte variabilité des rendements. Les légumineuses ont souffert également d'une image passéiste, qui commence à évoluer (Carrefour de l'innovation agronomique, CIAG 2010 : [www.inra.fr/ciag/revue/volume\\_11\\_decembre\\_2010colloques\\_agriculture/legumineuses\\_et\\_agriculture\\_durable](http://www.inra.fr/ciag/revue/volume_11_decembre_2010colloques_agriculture/legumineuses_et_agriculture_durable)). Le changement de système pose souvent aussi des problèmes économiques et techniques lors de la phase de transition et ce d'autant plus qu'il y a un manque d'outil pour le conseil. Les informations ont jusqu'ici plutôt été diffusées à dire d'experts et par des réseaux alternatifs dont l'expérience pourrait d'ailleurs être plus largement valorisée.

Enfin il est nécessaire et urgent de relancer des travaux investissant toute la chaîne de leur production et utilisation : sélection, itinéraires culturaux (semis, désherbages, associations,...), modes de récolte, valorisation par les animaux.

## **7.5. L'agriculture biologique : mode de production qui limite les flux d'azote**

La production biologique est régie par un cadre réglementaire européen par la voie d'un cahier des charges public (règlement (CE) n°834/2007). Elle met en œuvre des règles de production applicables à la production végétale (rotations pluriannuelles des cultures comprenant les légumineuses, épandage d'effluents d'élevage ou de matières organiques provenant de productions biologiques) et à la production animale (reproduction, logement, alimentation, prévention des maladies) restreignant très fortement l'utilisation des ressources non renouvelables (Leroux et al., 2009).

Les marges de manœuvre apparaissent plus élevées en élevage bovins comparé aux monogastriques. Ainsi, au moyen d'un travail de modélisation déjà ancien, Dalgaard et al. ont établi que les possibilités de réduire les pertes d'azote de la production porcine par une conversion à l'agriculture biologique étaient faibles, compte tenu de l'efficacité élevée de cet élevage (Dalgaard et al., 1998). Par contre, la production laitière biologique présente une plus grande efficacité azotée et des excédents d'azote plus faibles par kg de lait que la production conventionnelle. Aussi la conversion à la production laitière biologique pourrait permettre de réduire les pertes d'azote. Des scénarios nationaux pour la production laitière ont montré que la production danoise de l'époque pouvait alors être réalisée avec un excédent total d'azote plus faible de 24%. Mais une conversion à l'agriculture biologique aurait conduit soit à une production laitière plus faible sur la surface consacrée à l'époque à la production laitière, soit à un fort élargissement de la surface actuelle.

### **7.5.1. Des pertes de nitrate maîtrisées à l'échelle des exploitations.**

Les pertes d'azote en système AB sont souvent moindres qu'en système conventionnel du fait de la moindre utilisation d'intrants et de la non utilisation d'engrais minéraux (Hansen et al., 2001). L'adéquation entre le potentiel (quantité et qualité) des fourrages et le niveau de production des animaux (Hermansen and Kristensen, 2004) ainsi que la recherche de l'autonomie alimentaire à l'échelle de l'exploitation par une meilleure valorisation des ressources (gestion du pâturage, place des légumineuses dans les fourrages) sont également garantes d'une meilleure efficacité de l'azote (Halberg, 1999).

Les résultats issus de 26 fermes laitières AB en Allemagne (Haas et al., 2007) montrent une balance azotée 50 à 70% plus faible que dans les systèmes conventionnels (+8 à +85 kg N/ha). Cette balance N est fonction de la quantité d'aliments concentrés achetés, et, ces fermes n'utilisant pas d'engrais minéraux achetés, l'efficacité de l'N est de 45%. Hors fixation symbiotique par les légumineuses, le surplus N des exploitations bovines viande en AB des zones herbagères défavorisées du Massif Central, est nul voire négatif (Veysset et al., 2003). Une balance azotée systématiquement plus faible dans les élevages laitiers AB que conventionnels, ainsi qu'une meilleure efficacité de l'azote, sont cités par tous les auteurs ayant travaillé soit en ferme expérimentale (Steinshamn et al., 2004), soit par modélisation (Hansen et al., 2000) ou en réseau de fermes commerciales (Roberts et al., 2008). Une étude par modélisation montre que si toutes les exploitations laitières du Danemark se convertissaient à l'AB, la production laitière totale chuterait de 24% alors que le surplus N/ha chuterait, lui, de

50% (Dalgaard et al., 1998). Si ces exploitations restaient en système conventionnel (utilisation d'engrais minéraux) et ne faisaient qu'extensifier leur système de production pour aboutir au même chargement qu'en agriculture biologique, le surplus N ne baisserait que de 15%.

Le risque de lixiviation, comme pour les systèmes conventionnels, augmente en AB avec le chargement (King et al., 2007). Du fait de processus biologiques non maîtrisables tels la minéralisation des matières organiques (sols et effluents), la très forte réduction des surplus d'azote à l'échelle des exploitations n'est pas garante d'une réduction équivalente des fuites de nitrates. Cependant ce risque est minimisé par les pratiques mises en œuvre telles que la rotation des cultures avec cultures pièges et légumineuses (Drinkwater et al., 1998), la volonté de maintenir le pool de matière organique du sol, mais également par la non-utilisation des pesticides qui favorise la vie microbienne du sol (Knudsen et al., 2006). Une revue complétée par des enquêtes dans 18 pays européens montre que les systèmes de culture et les pratiques mises en œuvre en AB permettent de mieux contrôler la lixiviation des nitrates, pour aboutir à une réduction jusqu'à 50% de cette lixiviation comparé aux systèmes conventionnels (Stolze et al., 2000).

### **7.5.2. Des évaluations plus contrastées sur d'autres sorties environnementales.**

L'impact positif de l'agriculture biologique fait également consensus sur la limitation des risques de pertes de phosphore, le maintien de la biodiversité, l'eutrophisation, la consommation d'énergie non renouvelable (de Boer, 2003 ; Mondelaers et al., 2009 ; Muller-Lindenlauf et al., 2010 ; Veysset et al., 2011). Comme pour les systèmes conventionnels à bas intrants, le bilan GES des systèmes biologiques est plus discutable. Ceci est bien illustré en systèmes de production porcine (Bonneau, 2008). En système de production de ruminants les systèmes biologiques peuvent reprendre l'avantage en termes d'émission nettes du fait du stockage de carbone et d'azote sous prairies.

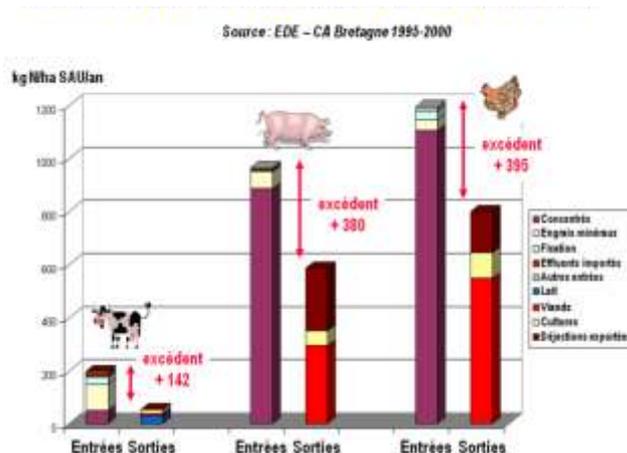
Dans une méta-analyse des différences d'impact environnemental entre l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle, Mondelaers et al. ont notamment établi que les sols des systèmes en agriculture biologique ont en moyenne une teneur plus élevée en MO (Mondelaers et al., 2009). A propos de la lixiviation et des émissions de GES, si les scores sont exprimés en fonction de la surface de production, ils sont meilleurs en bio qu'en conventionnel. Cependant, étant donné la plus faible efficacité d'utilisation du sol en bio dans les pays développés, cet effet positif exprimé par unité de produit est moins marqué voire inexistant.

## **7.6. Exemples de variation des bilans d'azote des exploitations en fonction des systèmes d'élevage**

De très nombreuses publications comparent les bilans d'azote (voir chapitre 5) de différents systèmes de production ou au sein d'un système les conséquences des modes de production (conventionnel vs biologique, systèmes fourragers maïs-soja vs systèmes herbagers), parfois en interaction avec des effets régions.

La Figure 7.4 compare les bilans apparents d'exploitation où le surplus d'azote est rapporté à la surface agricole utile de l'exploitation, ce qui fait apparaître immédiatement les différences de lien au sol entre les types d'élevage : faible pour les granivores, élevé pour les herbivores (sauf élevages veaux de boucherie et taurillons en stabulation). Les valeurs élevées observées en élevages de granivores, malgré des plans d'épandages en règle, sont en partie liées à la différence entre N excrété par les animaux en bâtiment et azote épandable, soit la totalité des pertes gazeuses en bâtiment et au stockage qui sont apportées aux hectares des exploitations. Depuis ces calculs réalisés par la chambre d'Agriculture de Bretagne, des progrès importants ont évidemment été réalisés aux différents maillons du système, en particulier et l'optimisation de l'alimentation des troupeaux de granivores (voir partie 5.1). Des données beaucoup plus faibles de bilans sont rapportées (Tableau 7.7)

**Figure 7.4 : Bilan apparent de l'azote rapporté à la surface au sein de différentes filières animales**



Jarvis et al. et de Vries et al. ont comparé les bilans et flux dans 5 systèmes spécialisés types : grandes cultures, bovin viande, bovin lait conventionnel et biologique, production porcine à partir de données danoises (de Vries et al., 2011; Jarvis et al., 2011). L'accès à l'ensemble des données (tous flux entrants et sortants, plan d'épandage) permet de rapporter les bilans N à la surface totale concernée (de l'exploitation + plan d'épandage) ce qui réduit fortement les excédents d'N par ha comparée à Simon et al. (Simon et al., 2000). Les surplus de bilans apparaissent en général plus élevés en systèmes de production animale que végétale sauf lorsqu'ils sont conduits de manière très extensive comme c'est souvent le cas en agriculture biologique.

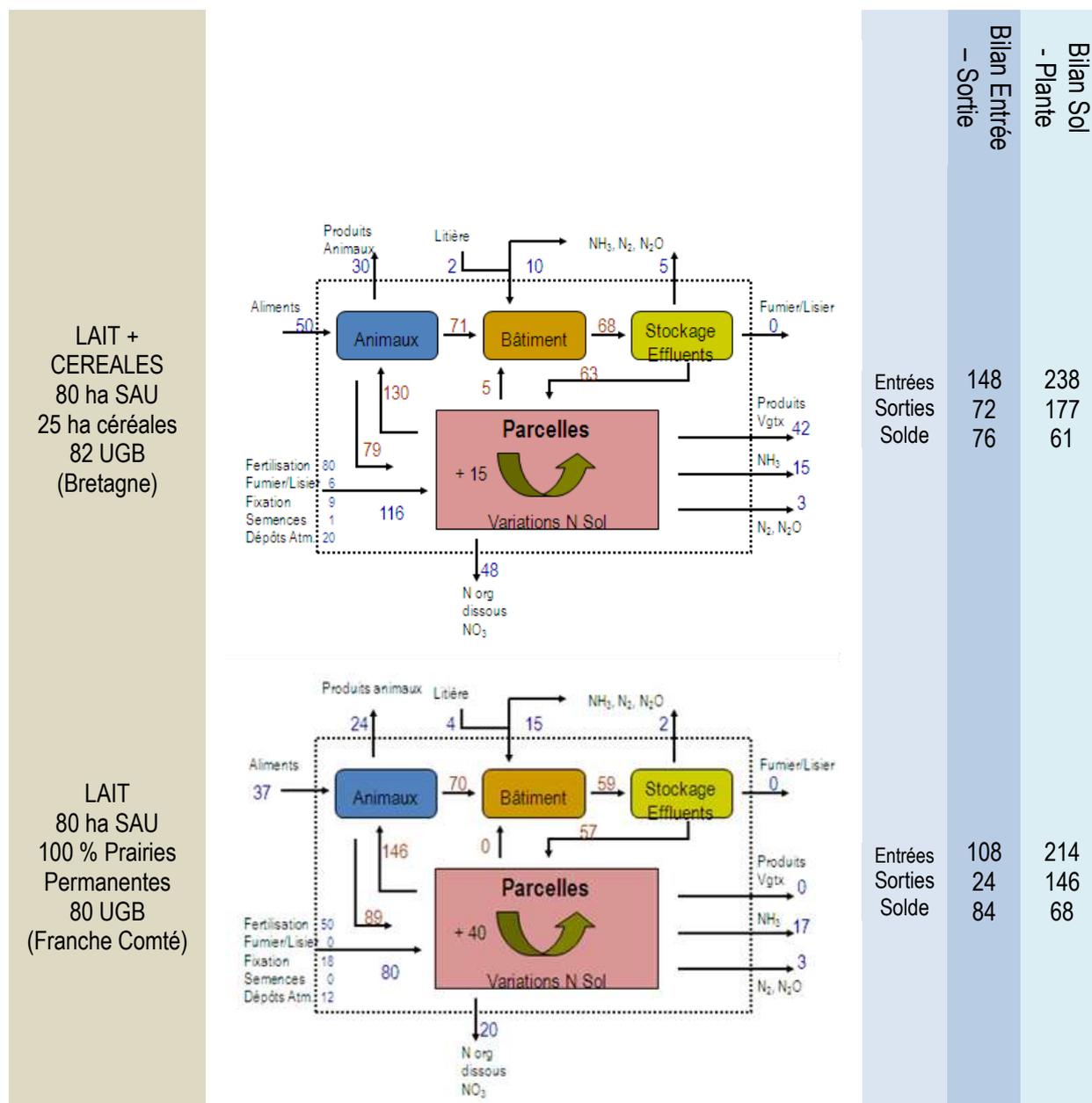
**Tableau 7.7 : Bilans azotés du sol et de l'exploitation pour différents systèmes d'élevage (voir chapitre 8 pour la définition de ces 2 types de bilan).**

	Bilan Sol-surface					Bilan apparent « ferme »				
	culture	viande	lait AB	laitier	porcs*	culture	viande	lait AB	laitier	porcs*
<b>Entrées totales</b>	<b>187</b>	<b>214</b>	<b>213</b>	<b>302</b>		<b>187</b>	<b>156</b>	<b>122</b>	<b>215</b>	<b>300</b>
Engrais	122	91	0	57	37	122	91	0	57	37
Fixation symbiotique		15	75	31			15	75	31	
Dépôts atmosphériques	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Aliments concentrés							18	25	110	245
Fourrages / litière								6	7	
Semences	3	2	1		3	3	2	1	1	3
Animaux achetés										
Effluents importés							15			
Effluents épandus /Pâturage)	47	76	122	197	129	47				
<b>Sorties totales</b>	<b>99</b>	<b>106</b>	<b>144</b>	<b>158</b>		<b>99</b>	<b>40</b>	<b>39</b>	<b>58</b>	<b>169</b>
Cultures/fourrages vendus	99	24	7	3	72	99	24	7	3	72
cultures et herbe récoltées/ pâturée		82	137	155						
produits animaux, viande							16	32	53	87
effluents exportés										
<b>Surplus total</b>		<b>98</b>	<b>69</b>	<b>144</b>		<b>88</b>	<b>116</b>	<b>83</b>	<b>157</b>	<b>141</b>
Volatilisation	7	12	14	23	37					
Dénitrification (N <sub>2</sub> ,N <sub>2</sub> O)	5	10	12	15	13					
changement Norg sol	5	8	16	23	10					
Lixiviation NO <sub>3</sub> et DON	72	78	35	83	81					

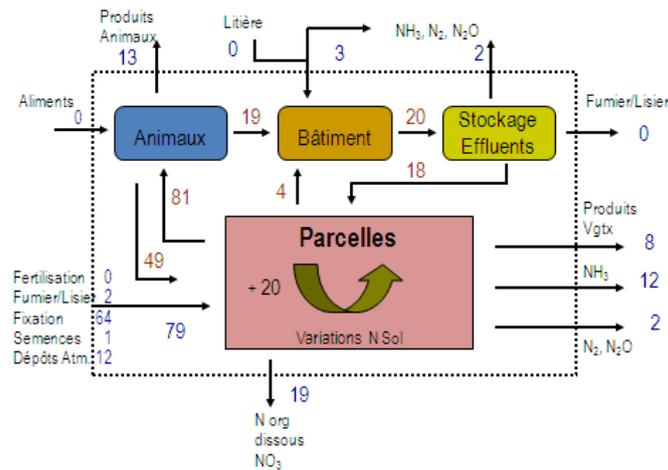
\* l'exemple traité est issu de données danoises et rapporte les flux N à l'ensemble de la surface de l'exploitation + du plan d'épandage - AB = Agriculture Biologique

La Figure 7.6 compile les données de la littérature pour plusieurs systèmes types à partir de données moyennes d'exploitations françaises laitières et porcines. Ces exemples illustrent la forte variabilité des flux et des niveaux de surplus des bilans N selon les systèmes considérés. Ils montrent notamment que 1) l'intensité des flux et l'origine de l'azote entrant dans l'exploitation (aliment vs engrais minéral) sont très variables selon les types de production ; 2) que les flux et les pertes sont faibles en élevage biologique, 3) que la distribution des pertes est différente selon les systèmes de production, elle varie en termes de quantité, de formes et de lieux d'émission ; et 4) que le niveau des excès de bilans varie selon les modalités de calcul, le bilan sol-culture conduisant à des valeurs plus faibles que le bilan comptable « entrée-sortie » (voir chapitre 8 pour les calculs), l'écart étant d'autant plus important que les entrées d'azote dans l'exploitation se font par achat d'aliment.

**Figure 7.6 : Flux d'azote moyens (en kgN/haSAU/an) et bilans d'azote (avant traitement éventuel des effluents) pour des exploitations françaises types de production laitière et de production porcine (synthèse ESCo adaptée de (Jarvis et al., 2011)).**

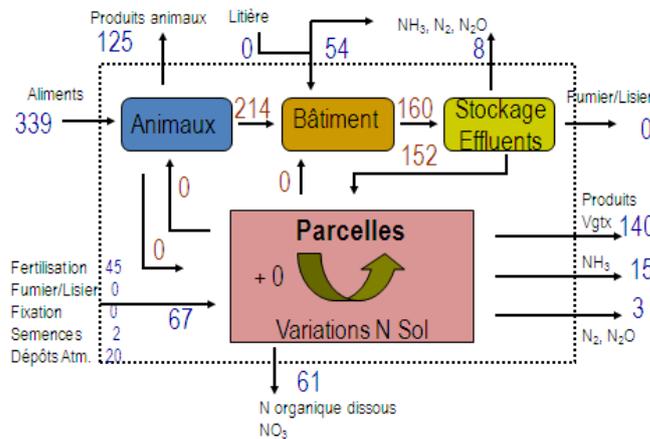


LAIT BIO  
160 ha SAU  
65 ha céréales  
107 UGB  
(Vosges)



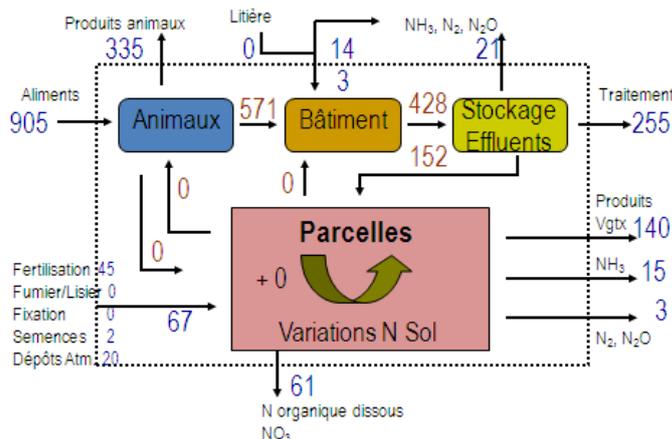
Entrées	87	134
Sorties	21	93
Solde	46	41

PORC +  
CEREALES  
84 ha SAU  
150 truies  
(Bretagne)



Entrées	386	199
Sorties	285	140
Solde	121	59

PORC+CEREAL  
ES  
84 ha SAU  
400 truies  
(traitement 60%)

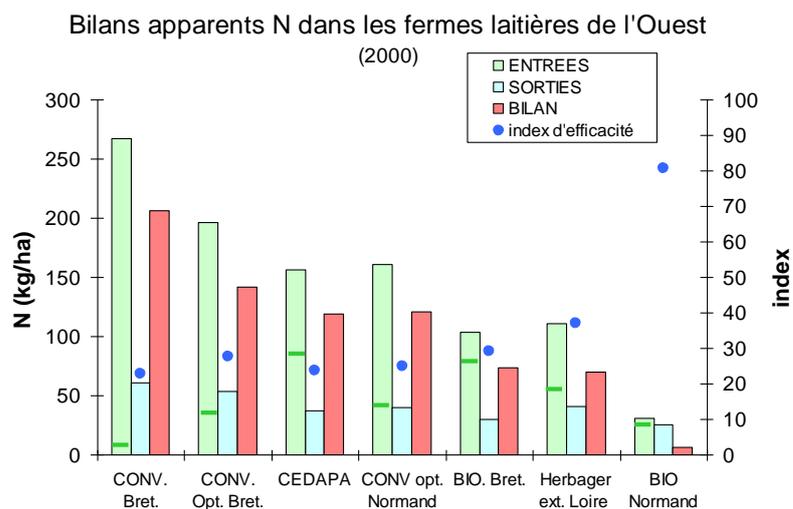


Entrées	952	199
Sorties	730	140
Solde	222	59

Pour les fermes d'élevages bovins, la variabilité des modes d'élevage et du lien au sol est forte, entre complète autonomie alimentaire et azotée (élevages biologique, élevages autonomes et économes à bas intrants) et forte dépendance aux achats (systèmes mixtes lait – cultures en zones séchantes par exemple). L'analyse des bilans apparents et les index d'efficacité d'utilisation de l'azote calculés dans des réseaux de fermes laitières spécialisées de l'ouest de la France et montre des variations de 1 à 3 entre régions (pour un même mode de production) ou pour une même région entre mode de productions. L'optimisation sans changement de système (Conv vs Conv opt.) montre une marge d'amélioration de près de 30% gagnés essentiellement sur la réduction

des entrées d'N. Les changements de systèmes correspondent par contre en général à une double réduction des intrants et des sorties (cultures et/ou produits animaux). L'effet région est lié à la fois au niveau des entrées (Basse-Normandie inférieure à Bretagne) et à des paramètres non pris en compte dans le bilan, tels la fertilité des sols et le contexte climatique pour les prairies plus favorable globalement à la Basse-Normandie qu'en Bretagne ou en Pays de Loire (problèmes de sécheresse).

**Figure 7.7 : Bilans apparents et index d'efficacité d'utilisation de l'azote calculés dans des réseaux de fermes laitières spécialisées de l'ouest de la France (Vertès et al., 2002).**



## 7.7. La gestion des flux d'azote à l'échelle supra exploitation et territoriale

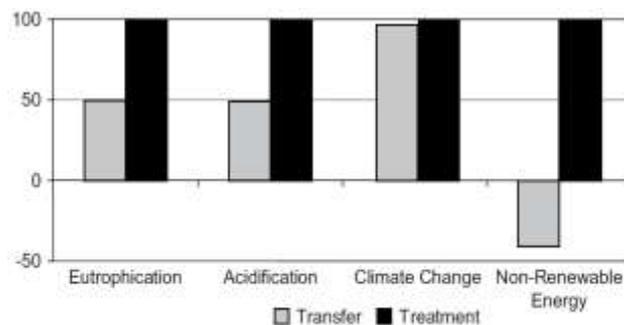
Les exploitations étant de plus en plus spécialisées, il n'est pas toujours possible de développer en interne les adaptations requises ou souhaitables. Cela est largement le cas pour des exploitations dédiées aux productions animales hors sol et ne disposant pas d'une surface suffisante pour gérer tous leurs effluents. Ces exploitations peuvent alors envisager d'exporter leurs effluents comme engrais pour d'autres exploitations aptes à les valoriser. A l'inverse, pour des exploitations céréalières ou de monogastriques, certaines rotations peuvent s'avérer intéressantes sur le plan agronomique et environnemental mais peu pertinentes en termes de production, comme par exemple l'introduction de luzerne ou de prairies intercalées dans des rotations céréalières. Ces quelques exemples montrent l'intérêt qu'il peut y avoir à changer d'échelle de raisonnement en intégrant plusieurs exploitations (Lemaire et al., 2003).

### 7.7.1. Transfert d'azote entre exploitations

Si la conception et la réalisation des plans d'épandages sont obligatoires depuis plus de 15 ans, à notre connaissance 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). A partir des données du recensement agricole de 2000, Espagnol et Ilari ont évalué les excédents d'azote d'origine animale dans les exploitations porcines françaises (Espagnol and Ilari, 2005). Deux approches complémentaires sont ensuite testées pour réduire ces excédents. La première consiste à transférer les effluents en excès dans des exploitations déficitaires situées à moins de 10 km et la seconde à utiliser de façon systématique l'alimentation "biphase" à teneur réduite en P et N. Ces approches se montrent efficaces pour réduire les excès dans la plupart des régions, sans toutefois l'être complètement dans les communes qui présentent les plus fortes densités d'élevages, en particulier dans le Grand Ouest de la France. Une approche un peu similaire a été

conduite par Léon et al. sur le bilan d'azote dans différents bassins de production en Bretagne (Léon et al., 2005). Ils concluent de la même manière à l'intérêt de la mise en place d'un marché des effluents mais sans considérer l'incidence de la modification des conduites alimentaires. Avec des approches plus fines, Lopez-Ridaura et al. ont étudié l'intérêt de la mise en place de plans d'épandage collectifs associant producteurs de porcs et de céréales (Lopez-Ridaura et al., 2009). 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, le transfert entre exploitations est préférable au traitement (Figure 7.8). Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus à l'échelle de l'exploitation (Baudon et al., 2005) qui indiquent que le recyclage est éléments, en particulier de l'azote, est toujours la voie la plus intéressante au plan environnemental. Toutefois, comme le soulignent Paillat et al., l'organisation collective de ce transfert n'est pas simple et 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.

**Figure 7.8 : Influence sur différents paramètres environnementaux de deux modalités de gestion des excédents d'effluents porcins: le traitement aérobie ou le transfert vers d'autres exploitations.**



Comme l'indique Dourmad et al. ceci nous conduit à penser que, dans l'avenir, les filières de gestion des effluents porcins devront à la fois limiter autant que possible les émissions de gaz nocifs pour l'environnement ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ ...) et préserver et valoriser au mieux les éléments fertilisants (Dourmad et al., 2010). Dans un contexte d'accroissement du prix des fertilisants, cette démarche devrait aussi être intéressante au plan économique. En quelque sorte il convient de rechercher des filières de gestion permettant de reconstruire le cycle des nutriments entre productions élevages et cultures, tout en minimisant les fuites vers l'environnement. La question est de savoir à quelle échelle géographique on souhaite assurer ce recyclage. Ceci n'est envisageable au niveau d'une exploitation que si l'on dispose de surfaces d'épandage suffisantes pour valoriser les effluents, ce qui n'est que rarement le cas dans les exploitations porcines. On peut aussi envisager d'associer plusieurs exploitations voisines d'une même petite région agricole. L'intérêt de cette approche sur le plan économique et environnemental a été confirmé (Paillat et al., 2009), mais sa mise en place peut se heurter à des questions d'incertitudes (en particulier climatiques) sur la faisabilité, et d'acceptabilité locale.

La complémentarité entre exploitations porcines et exploitations céréalières peut aussi être recherchée à une échelle géographique plus large, Mais ceci nécessite de développer des technologies permettant de réduire le volume des effluents afin de pouvoir les transporter sur de plus longues distances, et d'y adjoindre une évaluation environnementale multi-critères. Les questions de la désodorisation et l'hygiénisation de ces effluents sont également importantes à considérer dans ce contexte.

Pour les ruminants, ce domaine reste encore très peu exploré en dehors de l'étude sur la complémentation protéique des élevages bovins viande (Kentzel and Devun, 2004).

Enfin, on peut évoquer ici d'autres fonctions de certains de ces produits qui, s'ils ne concernent pas directement le cycle de l'azote, l'impactent malgré tout au travers du couplage C/N. C'est le cas en particulier de la valorisation énergétique du colza qui permet de rendre disponible du tourteau pour les ruminants, et celui de la méthanisation des effluents ou de certains produits de cultures (maïs...) qui génère à son tour un produit résiduel plus ou moins riche en azote. Le compostage du fumier qui génère des émissions notables d'ammoniac, est souvent présenté comme une possibilité d'élargir la gamme des utilisations des matières organiques, en particulier vers les cultures (céréales).

## **7.7.2. Opérations de reconquête de la qualité de l'eau dans des territoires à enjeux forts**

La question de la qualité des eaux est posée dans de nombreuses régions au niveau des bassins de captage pour alimenter les agglomérations où l'objectif est d'obtenir une eau à très basse teneur en nitrate. C'est aussi le cas de certains bassins côtiers pour les problèmes de la prolifération d'algues vertes (ou autres impacts sur le milieu marin). Dans ces situations, réduire le surplus N à l'échelle du territoire concerné et obtenir une amélioration substantielle des teneurs en nitrate des eaux implique d'engager des actions de grande ampleur incluant des évolutions fortes des pratiques et des systèmes de production, et concernant la grande majorité des exploitations.

### **7.7.2.1. Mise en œuvre de projets territoriaux pour reconquérir la qualité de l'eau**

La mise en œuvre des projets territoriaux visant à développer des agricultures plus respectueuses de l'environnement est essentiellement dictée par des projets de maîtrise et/ou de reconquête de la qualité des eaux soit pour des enjeux de potabilité dans les zones de captage alimentant de grandes villes soit pour la réduction d'impacts parmi lesquels la prolifération d'algues vertes.

#### ***Le cas du bassin versant de la Lieue de Grève.***

Depuis les années 1970, la baie de la Lieue de Grève est le lieu d'échouage massif et croissant d'algues vertes. Depuis plus de 10 ans, dans le cadre des programmes d'action « Pro-Littoral », les agriculteurs du bassin versant (BV) ont fait évoluer leurs pratiques agricoles de façon efficace permettant d'atteindre une teneur en nitrate des cours d'eau alimentant la baie d'environ 30 mg/l. Cette teneur, certes inférieure à la norme d'eau potable de 50 mg/l, doit encore être réduite puisque la diminution obtenue n'a pas de conséquence notable sur le tonnage d'algues échouées. Dans le cadre du plan de lutte contre les algues vertes, un projet territorial a été co-construit par les élus de la communauté de communes de Lannion Trégor Agglomération (LTA), les éleveurs du bassin versant (BV) de la Lieue de Grève et l'Inra afin de développer des systèmes de productions agricoles à très basses fuites d'azote. L'objectif est de descendre à une teneur inférieure à 15 mg/L à l'exutoire du bassin, ce seuil devant contribuer limiter le développement des algues vertes. Le diagnostic réalisé a mis en évidence la nécessité de passer des changements de pratiques aux changements de systèmes.

L'objectif est à la fois de réduire les intrants d'azote sur le BV et de favoriser le recyclage de l'azote. Il convient alors de promouvoir des cultures pérennes, capables de recycler et valoriser l'azote toute l'année et adaptées à l'alimentation des ruminants. L'agriculture du bassin versant de la Lieue de Grève se caractérise surtout par la dominance d'élevages de bovins lait et viande et de cultures de céréales, avec assez peu d'élevages hors sol. Dans ce contexte, un cadre d'évolution en faveur de systèmes herbagers a été proposé, validé par le conseil scientifique du plan « Algues vertes » et accepté par l'Etat. Ce cadre repose sur deux d'indicateurs innovants, simples à évaluer, à savoir un chargement maximum par hectare d'herbe inférieur à 1,40 UGB/ha d'herbe et une quantité maximale d'intrants azotés de 100 kg N/ha SAU. Ces indicateurs ont été établis à partir de nombreux échanges avec les acteurs locaux et les agriculteurs. Trois autres principes agronomiques ont été ajoutés: la mise en place d'une couverture hivernale des sols efficace, la limitation du retournement annuel des prairies à 5% de la surface en herbe, et l'absence de parcelles avec des chargements excessifs (où séjournent les animaux pour y être alimentés, ou en attente de la traite).

Les premières simulations technico-économiques réalisées sur un cas-type d'exploitation du Trégor montrent que l'évolution des systèmes est possible et permettrait d'améliorer très sensiblement les bilans N des exploitations sans effet négatif sur le revenu (Moreau et al., 2012; Vertès et al., 2011). Avec une surface en herbe de 66 ha sur 80, un chargement qui varie de 2,40 à 1,45 UGB/ha d'herbe, les intrants d'azote hors fixation par les légumineuses diminuent de 125 à 57 kg N/ha SAU. Malgré une baisse de la production individuelle des vaches, et la suppression d'une partie des cultures de ventes, le revenu évolue favorablement de 15 000 à 17 500 euros par UTA dans le cadre d'une conjoncture 2009-2010 (Peyraud et al., 2010).

### **Aire de captage d'eau : désintensification des pratiques agricoles et conversion à l'agriculture biologique**

L'AB est aujourd'hui considérée comme un bon outil pour protéger les ressources en eau, aussi bien par des acteurs privés de l'eau (Société des eaux Minérales de Vittel et Nestlé-Waters), que par des collectivités (villes de Munich, Lons le Saunier...). Ces acteurs ont fait le choix d'encourager 1) la conversion à l'AB et 2) la désintensification des terres agricoles situées sur leur bassin d'alimentation de captage de l'eau. Toutefois, pour avoir un impact positif significatif sur la qualité de l'eau, les conversions doivent se faire à une échelle locale en prenant en compte la distribution spatiale des exploitations (Dalgaard et al., 2002). ()

Suite à un plan d'action mis en œuvre, la teneur en nitrate de l'eau distribuée par la ville de Munich est passée de 14 à 8 mg/l (-43%) de 1991 à 2006. Economiquement, la décision de la ville de Munich s'avère également profitable, puisque l'engagement financier de la municipalité pour l'accompagnement et le soutien à l'AB est évalué à 1 centime d'euro par m<sup>3</sup> d'eau distribué, contre un coût de dénitrification évalué à 27 centimes €/m<sup>3</sup> (service de distribution municipal des eaux de Munich, 2006, non publié). Dans ce cas il faut noter que la reconversion de l'usage des terres a été importante : 49% de la surface du principal bassin d'alimentation (6 000 ha) est en forêt gérées "durablement" et 75% de la surface agricole restante est en bio, avec 93% en prairies car il s'agit d'élevages laitiers traditionnels.

Une communication personnelle non publiée montre que suite à l'accroissement des teneurs en nitrate, la société gérant l'eau de la ville d'Augsbourg (350 000 ha) a développé une stratégie de protection et d'anticipation de manière à fournir une eau potable naturelle sans traitement complémentaires. De 35 mg de NO<sub>3</sub>/l en 1990, la teneur en nitrate de l'eau produite varie aujourd'hui de 5 à 10 mg/l, mais ici, contrairement à Munich, sans que la voie de l'AB ait été choisie. La stratégie a consisté en deux points essentiels. Le premier est l'achat de foncier pour extensifier 1 100 ha (50% en forêt, 50% en agricole), surtout dans la zone "rouge", la plus proche d'Augsbourg où 300 ha agricoles ont été placés en bail environnemental très strict : pas de fumier, pas de lisier, pas d'engrais, pas de produits phytosanitaires et un chargement limité à moins de 1,5 UGB/ha, seule la prairie est autorisée. Le second concerne la contractualisation avec obligation de résultat sur la zone « jaune » qui est un peu plus éloignée. Plus de 75% de cette zone est aujourd'hui sous contrat avec des troupeaux laitiers (35-40 ha et environ 30 VL) et des cultures de céréales. Les contrats favorisent la mise en œuvre de pratiques favorables à la qualité des eaux. Les niveaux de fertilisation N sont inférieurs à 40 kg/ha/an sur maïs et 80 sur blé. Les obligations de résultats portent notamment sur la teneur en nitrate dans les sols après récolte des cultures de blé et d'orge (mesures faites en octobre sur toutes les parcelles de l'exploitation, plus de 400 parcelles par an) avec un paiement allant de 25 à 200 €/ha (si moins de 70% de la valeur seuil de reliquat). Il y a aussi obligation de couverture du sol en hiver avec une aide pouvant atteindre 60 €/ha. En revanche, si la mesure des reliquats dépasse la valeur seuil, l'agriculteur peut perdre toute aide.

#### **7.7.2.2. Difficultés dans la mise en œuvre**

Les expériences passées ou en cours démontrent que ces projets se heurtent à des difficultés de mises en œuvre et qui mettent aussi en avant leurs conditions de réussite.

**Il faut un moteur (privé ou public) et l'adhésion de l'ensemble des acteurs.** Ainsi la protection d'un bassin de captage des eaux tient avant tout à la volonté des responsables de la distribution et/ou de la vente de l'eau. Des exemples de réussites existent via la conversion à l'AB des terres agricoles avec les villes de Munich et Lons le Saunier, un projet est en cours à La Rochelle. Même si elle n'a pas choisi le cahier des charges de l'AB, l'entreprise de production d'eau minérale Vittel/Nestlé a décidé, depuis le début des années 1990, de protéger ses ressources en eau par l'incitation à la mise en place de pratiques agricoles adaptées : chargement limité, valorisation des déjections animales par le compostage, pas d'utilisation de produits phytosanitaires, rotations des cultures incluant la luzerne (Benoît et al., 1997)(Benoît et al., 1997). L'adhésion d'une majorité des agriculteurs au cahier des charges est un pré requis du succès. Pour obtenir une eau de qualité et éviter son traitement, la municipalité de Munich a encouragé la conversion à l'AB sur les 2 250 ha de terres agricoles situées à proximité des captages d'eau potable ; entre 1991 et 2006, 103 agriculteurs concernés se sont convertis ce qui représente 83% des 2 250 ha.

Il faut aussi mentionner que le succès de ses opérations passe par des niveaux de soutien significatifs. Ainsi la ville de Munich a doublé la subvention européenne de passage en AB et tous les acteurs s'accordent sur le fait qu'une telle subvention est la cause principale du succès. Les aides aux agriculteurs sont plus élevées dans le

cas d'Augsbourg. Mais les villes sont conscientes qu'elles sont bénéficiaires, du fait des coûts de dépollution qu'elles doivent assumer. Dans la même logique, les incitations de la ville de Lons-le-Saunier ont permis la conversion à l'AB de 200 ha sur les 920 ha du périmètre de captage des eaux qu'elle distribue.

**Intérêts de la collectivité et des acteurs.** Dans ces projet de territoires, outre les populations impliquées, les collectivités, les éleveurs et leurs représentants professionnels élus, les industriels, les distributeurs et vendeurs d'eau, et les autres acteurs économiques du territoires (tourisme par exemple) doivent se retrouver autour d'intérêts communs, alors que chacun d'eux peut avoir des stratégies différentes pour satisfaire d'autres intérêts (Bertrand et al., 2009)(Bertrand et al., 2009). Le renforcement de l'autonomie des exploitations, et finalement la réappropriation d'une partie de la valeur ajoutée associée aux élevages plus herbagers génèrent des tensions fortes entre acteurs compte tenu des enjeux économiques associés au projet territorial (Garambois and Devienne, 2010). De tels changements de système impactent d'autres acteurs des filières puisque les agricultures n'ont plus les mêmes besoins d'intrants. En réduisant fortement les consommations d'intrants, ces systèmes d'élevage autonomes (en AB ou pas), qui « offrent un différentiel de revenu net pour la collectivité largement positif », et une redistribution des revenus induits par le projet à l'avantage des agriculteurs et de l'Etat », créent cependant « moins d'activités indirectes en amont et en aval et par là-même, moins d'emploi dans les filières d'approvisionnement et de transformation » (Garambois and Devienne, 2010). Dans le cas de la Lieue de Grève on peut aussi imaginer l'émergence d'une certaine crainte autour de la valeur d'exemple que pourrait prendre cette opération pour l'avenir de l'agriculture bretonne.

**Les difficultés peuvent aussi être de nature juridique.** Ceci est actuellement illustré sur l'opération de la Lieue de Grève. La révision récente des références françaises en matière de rejets azotés par vache, qui intègre les effets des niveaux de production et des systèmes d'alimentation, sans que cette modulation ne s'accompagne de celle des capacités de valorisation des cultures, va à l'encontre des objectifs globaux de ce projet et crée de fortes tensions au sein des élevages en évolution et qui s'étaient déclarés volontaires. Une telle modulation est concrétisée par les dérogations sur le seuil des 170 kg N organique par hectare accordées à plusieurs pays sous conditions de systèmes très herbagers. Ainsi, malgré une augmentation fréquente des effectifs d'animaux, le développement de systèmes plus herbagers, qui s'accompagne toujours d'une réduction du chargement animal par ha de SFP et par ha d'herbe, serait moins contraint et pourrait devenir plus attractif.

### **7.7.3. Favoriser l'épuration par les milieux : zones humides, zones de recapture**

L'utilisation de « zones tampons » pour capturer les émissions d'azote diffuses ou ponctuelles est une solution souvent mise en avant, largement documentée et testée (Arheimer et al., 2004 ; Blackwell et al., 1999 ; Bystrom, 1998 ; Comin et al., 1997 ; Dorioz and Ferhi, 1994 ; Fleischer et al., 1994 ; Gold et al., 2001 ; Haag and Kaupenjohann, 2001 ; Hefting et al., 2006 ; Kronvang et al., 2008 ; Rutherford and Nguyen, 2004 ; Tanner et al., 2005). Dans le détail, cette solution revêt des aspects très différents selon qu'on s'intéresse aux émissions gazeuses ou hydriques, et les émissions ponctuelles ou diffuses.

**Pour ce qui est des pollutions ponctuelles,** les solutions mises en avant reposent sur l'implantation de dispositifs permettant la captation des émissions proches de la source (donc, par définition, plutôt très concentrées). Dans le cas de l'ammoniac émis par les installations d'élevage notamment, ces dispositifs pourraient consister en des structures arborées linéaires de type haies ou bandes boisées. Une fois capté, l'azote est pour partie utilisé par les végétaux, pour partie lessivé sur le feuillage et infiltré dans le sol. Ponctuellement, cela se traduit par un fort apport en azote au sol, entraînant potentiellement des émissions secondaires de nitrate vers l'eau et de N<sub>2</sub>O vers l'air. Cependant, ce type de dispositif, qui a l'avantage de rendre d'autres services (régulation thermique, brise vent, amélioration esthétique et olfactive des abords de l'élevage), mériterait d'être plus systématiquement encouragé.

A noter que, quand l'objectif est la protection de zones sensibles, semi-naturelles par exemple, une localisation proche de la cible pourrait s'avérer plus efficace (Dragosits et al., 2006). On se rapproche alors de l'usage « diffus » des zones tampons.

Dans le cas de l'azote émis par ponctuellement par des fermes, des installations industrielles ou domestiques, voire des parcelles drainées, sous forme d'azote organique, ammoniacal ou nitrique, il s'agit essentiellement de zones humides construites s'apparentant par le principe aux systèmes de lagunage, avec des niveaux

d'artificialisation très variables. L'objectif est de soit de favoriser la captation de l'azote par une végétation hydrophile productive, soit de nitrifier puis dénitrifier l'azote émis. Ces dispositifs sont réputés très efficaces en terme d'amélioration de la qualité des eaux. Certaines interrogations sont parfois soulevées sur les émissions de GES ( $N_2O$  notamment, car ces systèmes sont rarement suffisamment réducteurs pour produire du  $N_2$ ), voire sur l'émission de matières organiques dissoutes (van Kessel et al., 2009). Les dispositifs expérimentaux montrent souvent des pertes indésirables réduites, mais des doutes subsistent sur les performances sur le long terme en conditions réelles. A noter que l'on peut mettre dans cette catégorie les aménagements visant à interdire l'accès aux cours d'eau des animaux au pâturage (clôtures, ponts, pompes d'abreuvement...), dont l'efficacité a été mise en avant dans de nombreuses études (Dorioz et al., 2011).

**Le « traitement » des émissions diffuses** concerne essentiellement le cas du nitrate lixivié. Le principe est d'utiliser le phénomène naturel d'accumulation d'eau dans les parties basses du paysage, entraînant des flux latéraux superficiels et l'instauration plus fréquentes de conditions réductrices, pour favoriser la recapture par la végétation et surtout la dénitrification du nitrate lixivié. De ce principe découlent les conditions et les limites de cette mesure. Pour être efficace à l'échelle du paysage, cette mesure implique qu'une partie significative des flux hydriques alimentant les cours d'eau transite latéralement dans les sols de bas de versant, ce qui sous-entend des sols relativement perméables en surface et très peu perméables en profondeur. Il y a cependant contradiction entre la nécessité d'avoir des flux importants pour que cela soit significatif, et la nécessité d'avoir des temps de résidence suffisant pour permettre à l'épuration d'intervenir durant le transit. C'est d'autant plus vrai qu'en climat océanique les flux hydriques maximum interviennent en hiver, quand l'activité biologique est minimale. Il en résulte une très grande variabilité de l'efficacité épuratrices des zones humides à l'échelle du paysage, et la très grande difficulté de la quantifier et de la prédire. Localement, à l'échelle d'un site, des efficacités supérieures à 80% des flux entrants sont souvent observées. A l'échelle du paysage, les estimations vont d'environ 10% à plus de 50% des surplus, avec des quantités épurées souvent supérieures à plusieurs centaines de kg/ha de zones humides. Un avantage de la préservation ou du retrait agricole des zones de fonds de vallée est le fait que l'eau issue de ces zones possède un taux de renouvellement plus rapide que la moyenne des eaux du bassin versant : toute intervention sur ces zones produit donc un effet sur la qualité de l'eau beaucoup plus rapide que des actions réparties sur l'ensemble du territoire.

Cependant, là encore, l'estimation des émissions indirectes de  $N_2O$  et de matière organique dissoute sont un sujet d'inquiétude. De plus, cette utilisation des zones humides à des fins épuratoires peut être contradictoire avec d'autres services écosystémiques rendus par ces zones, tels que le maintien de la biodiversité (les zones recevant de forts apports de nutriments étant biologiquement plus pauvres) ou le stockage de carbone (l'apport de nitrate pouvant contribuer à stimuler la minéralisation de l'humus). Enfin, bien évidemment, cette solution n'a aucune incidence sur la qualité des eaux souterraines amont, donc est ciblée sur les eaux superficielles.

Au total, les aménagements plus ou moins artificiels visant à la mitigation des pollutions ponctuelles sont potentiellement très efficaces mais posent des problèmes liés au coût d'installation et d'entretien et du fonctionnement à long terme. La préservation, voire la restauration des capacités d'épuration globale du paysage sont un élément non négligeable de la protection des cibles de la pollution azotée diffuse, mais doivent nécessairement intervenir en complément des actions de réductions à la source.

## Références bibliographiques du chapitre 7

Aarts, H.F.M.; Biewing, E.E.; van Keulen, H., 1992. Dairy farming systems based on efficient nutrient management. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 40 (3): 285-299.

Aarts, H.F.M.; Habekotte, B.; van Keulen, H., 2000. Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56 (3): 231-240.  
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009885419512>

Agabriel, J., 2010. *Alimentation des bovins, ovins et caprins*. Versailles: Editions Quae (*Guide pratique*), 312 p.

Alard, V.; Béranger, C.; Journet, M., 2002. *A la recherche d'une agriculture durable. Etude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. Paris: Inra Editions, 346 p.

Arheimer, B.; Torstensson, G.; Wittgren, H.B., 2004. Landscape planning to reduce coastal eutrophication: agricultural practices and constructed wetlands. *Landscape and Urban Planning*, 67 (1-4): 205-215.  
[http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046\(03\)00040-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(03)00040-9)

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. Paris, France Inra. 334 p.

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.

Benoît, M.; Deffontaines, J.P.; Gras, F.; Bienaime, E.; Riela-Cosserat, R., 1997. Agriculture et qualité de l'eau: une approche interdisciplinaire de la pollution par les nitrates d'un bassin d'alimentation. *Cahiers Agricultures*, 6 (2): 97-105.

Béranger, C.; Bonnemaire, J., 2008. *Prairies, herbivores, territoires : quels enjeux ?* Versailles: Quae Editions, 188 p.

Bertrand, J.; Gamri, S.; Monteillier, S., 2009. L'agriculture biologique peut-elle être une réponse adaptée aux enjeux territoriaux et environnementaux de qualité de l'eau ? Les termes du débat national et les jeux d'acteurs autour des captages de La Rochelle. Paris, France AgroParisTech ENGREF. 95 p.

Besnard, A.; Montarges-Lellahi, A.; Hardy, A., 2006. Système de culture et nutrition azotée. Effets sur les émissions de GES et le bilan énergétique. *Fourrages*, 187: 311-320.

Blackwell, M.S.A.; Hogan, D.V.; Maltby, E., 1999. The use of conventionally and alternatively located buffer zones for the removal of nitrate from diffuse agricultural run-off. *Water Science and Technology*, 39 (12): 157-164.  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00331-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00331-5)

Bonneau, M., 2008. *Porcherie verte*. (INRA Productions animales), 88 p.  
<http://www6.inra.fr/productions-animales/2008-Volume-21/Numero-4-2008>

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.

- Bossis, N.; Jenot, F.; Rouher, L., 2004. Autonomie alimentaire en productions bovines lait et caprins en Poitou-Charente. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 176.
- Brunschwig, P.; Veron, J.; Perrot, C.; Faverdin, P.; Delaby, L.; Seegers, H., 2001. Etude technique et économique des systèmes laitiers herbagers en Pays de la Loire. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 237-244.
- Bystrom, O., 1998. The nitrogen abatement cost in wetlands. *Ecological Economics*, 26 (3): 321-331. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00132-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00132-8)
- Calsamiglia, S.; Ferret, A.; Reynolds, C.K.; Kristensen, N.B.; van Vuuren, A.M., 2010. Strategies for optimizing nitrogen use by ruminants. *Animal*, 4 (7): 1184-1196. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000911>
- Capitain, M.; Juillet, G.; Lapoute, J.L.; Laurent-Champouillon, M.; Miché, F.; Molin, R., 2004. En Rhône-Alpes, des élevages laitiers économes en concentrés : motivations et pratiques des éleveurs. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 173.
- Cerdan, O.; Govers, G.; Le Bissonnais, Y.; Van Oost, K.; Poesen, J.; Saby, N.; Gobin, A.; Vacca, A.; Quinton, J.; Auerswald, K.; Klik, A.; Kwaad, F.J.P.M.; Raclot, D.; Ionita, I.; Rejman, J.; Rousseva, S.; Muxart, T.; Roxo, M.J.; Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology*, 122 (1-2): 167-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- Chambaut, H.; Raison, C.; Le Gall, A.; Pflimlin, A., 2007. Nitrogen fluxes in intensive dairy farms of the west Atlantic coast: diagnosis, improvements and level of losses. Main results from the Green Dairy European project. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 5 -6 Decembre 2007. Inra, 37-40.
- Chatellier, V.; Vérité, R., 2003. L'élevage bovin et l'environnement en France : le diagnostic justifie-t-il des alternatives techniques ? *Productions Animales*, 16 (4): 231-249.
- Chenais, F., 1993. Ensilage de légumineuses et production laitière. *Fourrages*, 134: 258-265.
- Comin, F.A.; Romero, J.A.; Astorga, V.; Garcia, C., 1997. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. *Water Science and Technology*, 35 (5): 255-261.
- Dalgaard, T.; Halberg, N.; Kristensen, I.S., 1998. Can organic farming help to reduce N-losses? Experiences from Denmark. *International workshop on dissipation of N from the human N-cycle, and its role in present and future N/sub 2/O emissions to the atmosphere.*, 277-287. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009790722044>
- Dalgaard, T.; Heidmann, T.; Mogensen, L., 2002. Potential N-losses in three scenarios for conversion to organic farming in a local area of Denmark. *European Journal of Agronomy*, 16 (3): 207-217. [http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(01\)00129-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(01)00129-0)
- de Boer, I.J.M., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*, 80 (1/2): 69-77. [http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(02\)00322-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(02)00322-6)
- de Vries, W.; Leip, A.; Reinds, G.J.; Kros, J.; Lesschen, J.P.; Bouwman, A.F.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Butterbach-Bahl, K.; Bergamaschi, P.; Winiwarter, W., 2011. Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. 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, 317-344.
- Delaby, L.; Journet, M., 2009. Quantifier l'énergie et l'azote fixés par les fourrages à partir des productions animales en vue d'évaluer la durabilité des élevages laitiers. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 123.
- Dillon, P.; Delaby, L., 2009. Challenges from EU and International Environmental policy and legislation to animal production from temperate grassland. *Tearmann*, (7): 51-68.
- Dillon, P.; Hennessy, T.; Shalloo, L.; Thorne, F.; Horan, B., 2008. Future outlook for the Irish dairy industry: a study of international competitiveness, influence of international trade reform and requirement for change. *International Journal of Dairy Technology*, 61: 16-29.
- Dollé, J.B.; Gac, A.; Le Gall, A., 2009. L'empreinte carbone du lait et de la viande bovine. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 233-236.
- Dorioz, J.M.; Ferhi, A., 1994. Nonpoint pollution and management of agricultural areas - Phosphorus and nitrogen transfer in an agricultural watershed. *Water Research*, 28 (2): 395-410.  
[http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90277-1](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(94)90277-1)
- Dorioz, J.M.; GascuelOdoux, C.; Stutter, M.; Durand, P.; Merot, P., 2011. Landscape management. In: Schoumans, O.F.; Chardon, W.J., eds. *Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. A study amongst European member states of Cost action 869*. Wageningen: Alterra, 107-126.  
<http://www.cost869.alterra.nl/Report2141.pdf>
- Dourmad, J.Y.; Rigolot, C.; Bonneau, M., 2010. Évolution des modes de conduite des élevages porcins et conséquences sur la charge en effluents. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 75-88.
- Dragosits, U.; Theobald, M.R.; Place, C.J.; ApSimon, H.M.; Sutton, M.A., 2006. The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science & Policy*, 9 (7-8): 626-638.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2006.07.002>
- Drinkwater, L.E.; Wagoner, P.; Sarrantonio, M., 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396 (6708): 262-265.  
<http://dx.doi.org/10.1038/24376>
- Dumont, B.; Farruggia, A.; Garel, J.P., 2007. Biodiversity of permanent pastures within livestock farming systems. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 5 -6 Decembre 2007, 17-24.
- Espagnol, S.; Ilari, E., 2005. Un outil d'évaluation du rapport entre rejets azote-phosphore et disponibilité de terres épandables pour les exploitations porcines françaises. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 317-324.  
<http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/2005/05Modelis/mod0504.pdf>
- Faverdin, P.; Peyraud, J.L., 2010. Nouvelles conduites d'élevage et conséquences sur le territoire : cas des bovins laitiers. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 89-100.
- Fleischer, S.; Gustafson, A.; Joelsson, A.; Pansar, J.; Stibe, L., 1994. Nitrogen removal in created ponds. *Ambio*, 23 (6): 349-357.
- Gaillard, C.; Granger, S.; Meudre, A.M.; Demarest, F., 2004. Autonomie alimentaire : contribution à

la durabilité d'exploitations laitières du Jura. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 174  
Garambois, N.; Devienne, S., 2010. Evaluation économique, du point de vue de la collectivité, des  
systèmes bovins laitiers herbagers. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 8 -9 décembre  
2010: 8 et 9 décembre 2010. Institut National de la Recherche Agronomique, 25-32.

Gold, A.J.; Groffman, P.M.; Addy, K.; Kellogg, D.Q.; Stolt, M.; Rosenblatt, A.E., 2001. Landscape  
attributes as controls on ground water nitrate removal capacity of riparian zones. *Journal of the  
American Water Resources Association*, 37 (6): 1457-1464.

Guinard-Flament, J.; Dasse, F.; Godde, M.L.; Renard, F.; Seurat, C.; Peyraud, J.L.; Disenhaus, C.,  
2010. Formation sur la valorisation de l'herbe dans les systèmes laitiers : le ressenti des enseignants.  
*Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 8-9 Decembre 2010.

Haag, D.; Kaupenjohann, M., 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe -  
A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystems &  
Environment*, 86 (1): 1-21.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00266-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00266-8)

Haas, G.; Deittert, C.; Kopke, U., 2007. Farm-gate nutrient balance assessment of organic dairy farms  
at different intensity levels in Germany. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22 (3): 223-232.

<http://dx.doi.org/10.1017/s1742170507001780>

Halberg, N., 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for  
Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 76 (1): 17-30.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00055-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00055-9)

Hansen, B.; Alroe, H.F.; Kristensen, E.S., 2001. Approaches to assess the environmental impact of  
organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83 (1-2):  
11-26.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00257-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00257-7)

Hansen, B.; Kristensen, E.S.; Grant, R.; Høgh-Jensen, H.; Simmelsgaard, S.E.; Olesen, J.E., 2000.  
Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems - a systems modelling approach.  
*European Journal of Agronomy*, 13 (1): 65-82.

[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00060-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00060-5)

Hefting, M.; Beltman, B.; Karssenberg, D.; Rebel, K.; van Riessen, M.; Spijker, M., 2006. Water  
quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands. *Environmental  
Pollution*, 139 (1): 143-156.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.023>

Hermansen, J.E.; Kristensen, T., 2004. Integrated forage and livestock production. *Organic farming:  
science and practice for profitable livestock and cropping. Proceedings of the BGS/AAB/COR  
Conference*. Newport, Shropshire, UK, 20-22 April 2004. British Grassland Society (BGS), 61-72.

Hoden, A.; Delaby, L.; Marquis, B., 1992. Pois protéagineux comme concentré unique pour vaches  
laitières. *Productions Animales*, 5 (1): 37-42.

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.

Ilari, E.; Daridan, D.; Desbois, D.; Fraysse, J.L.; Fraysse, J., 2004. Les systèmes de production du porc  
en France : typologie des exploitations agricoles ayant des porcs. *Journées Recherche Porcine*. Paris,  
France, 3-5/02/2004, 1-8.

Jarvis, S.; Hutchings, N.; Brentrup, F.; Olesen, J.E.; van de Hoek, K.W., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. 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, 211-228.

Jarvis, S.C.; Wilkins, R.J.; Pain, B.F., 1996. Opportunities for reducing the environmental impact of dairy farming managements: A systems approach. *Grass and Forage Science*, 51 (1): 21-31.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.1996.tb02034.x>

Kentzel, M.; Devun, J., 2004. Dépendance et autonomie protéique des exploitations bovines viande. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 167-170.

King, J.A.; Shepherd, M.A.; Hyslop, J.J.; Keatinge, R., 2007. An assessment of the environmental impacts at the farm scale of three organic dairy systems. *Biological Agriculture & Horticulture*, 24 (4): 317-339.

Knudsen, M.T.; Kristensen, I.B.S.; Berntsen, J.; Petersen, B.M.; Kristensen, E.S., 2006. Estimated N leaching losses for organic and conventional farming in Denmark. *Journal of Agricultural Science*, 144: 135-149.  
<http://dx.doi.org/10.1017/s0021859605005812>

Kronvang, B.; Andersen, H.E.; Brgesen, C.; Dalgaard, T.; Bgestrand, J.; Blicher-Mathiasen, G., 2008. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. *Environmental Science & Policy*, 11 (2): 144-152.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2007.10.007>

Le Gall, A.; Guernion, J.M., 2004. Association graminées - trèfle blanc : le pâturage gagnant. *Collection Synthèse*. Paris, France Institut de l'élevage. 64 p.

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 oeuvre des réglementations environnementales. Rapport no 190533017. *Collection "Résultats"* Paris, France Inra, Institut de l'Élevage. 64 p.

Le Rohellec, C.; Falaise, D.; Mouchet, C.; Boutin, M.; Thiebot, J., 2009. Analyse de l'efficacité environnementale et énergétique de la mesure agri-environnementale « SFEI » à partir de l'analyse de pratiques de 44 signataires en 2006-07. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 109-112.

Le Rohellec, C.; Mouchet, C., 2004. Evaluation de l'efficacité économique d'exploitations laitières en agriculture durable. Une comparaison aux références du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA). *Colloque SFER Les systèmes de production agricole : performances, évolutions, perspectives*. France, 18-19 novembre 2004, 17 p.

Ledgard, S.; Schils, R.; Eriksen, J.; Luo, J., 2009. Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 48 (2): 209-226.

Ledgard, S.F., 2001. Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil*, 228 (1): 43-59.  
<http://dx.doi.org/10.1023/a:1004810620983>

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.

<Go to ISI>://CABI:20033178076

Léon, Y.; Blanchet, E.; Surry, Y., 2005. Bilan de l'azote en Bretagne par bassin de production : l'importance des élevages porcins. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 59-64.  
<http://journées-recherche-porcine.com/texte/2005/05Env/env0509.pdf>

Leroux, J.; Fouchet, M.; Haegelin, A., 2009. Elevage bio : des cahiers des charges français à la réglementation européenne. *Productions Animales*, 22 (3): 151-160.

Lillak, R.; Viiralt, R.; Linke, A.; Geherman, V., 2005. *Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, Estonia, 29-31 August 2005. (Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, Estonia, 29-31 August 2005).*  
<Go to ISI>://CABI:20053211424

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.

Losq, G.; Portier, B.; Trou, G.; Herisset, R.; Brocard, V.; Gominard, C., 2005. Pratiques et résultats de deux groupes d'exploitations laitières bretonnes économes en concentrés (60 ou 80 g par kg de lait). *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 7-8 Decembre 2005, 217-220.

Lüscher, A.; Finn, J.A.; Connolly, J.; Sebastià, M.T.; Collins, R.; Fothergill, M.; Porqueddu, C.; Brophy, C.; Huguenin-Elie, O.; Kirwan, L.; Nyfeler, D.; Helgadottir, A., 2008. Benefits of sward diversity for agricultural grasslands. *Biodiversity*, 9: 29-32.

Mondelaers, K.; Aertsens, J.; van Huylenbroeck, G., 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*, 111 (10): 1098-1119.  
<http://dx.doi.org/10.1108/00070700910992925>

Moreau, P.; Ruiz, L.; Mabon, F.; Raimbault, T.; Durand, P.; Delaby, L.; Devienne, S.; Vertès, F., 2012. Reconciling technical, economic and environmental efficiency in vulnerable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147: 89-99.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.005>

Muller-Lindenlauf, M.; Deittert, C.; Kopke, U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livestock Science*, 128 (1/3): 140-148.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.013>

Mytton, L.R., 1996. European perspectives on nitrogen fixation and the application of mineral nitrogen. *White clover: New Zealand's competitive edge*. New Zealand, 21-22 November 1995, 95-98.

Oenema, J.; Koskamp, G.J.; Galama, P.J., 2001. Guiding commercial pilot farms to bridge the gap between experimental and commercial dairy farms; the project 'Cows & Opportunities'. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 49 (2-3): 277-296.

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.

- Peyraud, J.L., 1993. Comparaison de la digestion du trèfle blanc et des graminées prairiales chez la vache laitière. *Fourrages*, 135: 465-473.
- Peyraud, J.L.; Dupraz, P.; Samson, E.; Le Gall, A.; Delaby, L., 2010. Produire du lait en maximisant le pâturage pour concilier performances économiques et environnementales. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 8-9 décembre 2010, 17-24.
- 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.; Lherm, M., 2010. Produire durablement dans des systèmes herbagers. *Dossier de l'Environnement de l'INRA*, 31: 49-54.
- Peyraud, J.L.; Vérité, R.; Delaby, L., 1995. Rejets azotés chez la vache laitière : effets du type d'alimentation et du niveau de production des animaux. *Fourrages*, 142: 131-144.
- Pflimlin, A.; Arnaud, J.D.; Gautier, D.; Gall, A.I.; le Gall, A., 2003. Les légumineuses fourragères, une voie pour concilier autonomie en protéines et préservation de l'environnement. *Fourrages*, (174): 183-203.  
<http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1485>
- Pflimlin, A.; Chambaut, H., 2004. Mise en œuvre de la Directive Nitrates en 2002-2003 dans 8 Etats membres et 12 régions d'élevage de l'Union Européenne. Paris, France Institut de l'Elevage. 89 p.
- Pflimlin, A.; Raison, C.; Le Gall, A.; Irle, A.; Mirabal, Y., 2006. Contribution des systèmes laitiers aux excédents de bilan en azote et phosphore et à la pollution de l'eau dans l'Espace Atlantique. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 37-40.
- Plantureux, S.; Peeters, A.; McCracken, D., 2005. Biodiversity in intensive grasslands: effect of management, improvement and challenges. In: Lillak, R.V.R.L.A.G.V., ed. *Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity*. 417-426.
- Pochon, A., 1993. *La prairie temporaire à base de trèfle blanc : 35 ans de pratique d'un éleveur breton*. Plérin, France: CEDAPA, 118 p.
- Roberts, C.J.; Lynch, D.H.; Voroney, R.P.; Martin, R.C.; Juurlink, S.D., 2008. Nutrient budgets of Ontario organic dairy farms. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (1): 107-114.  
<http://dx.doi.org/10.4141/S06-056>
- Rochon, J.J.; Doyle, C.J.; Greef, J.M.; Hopkins, A.; Molle, G.; Sitzia, M.; Scholefield, D.; Smith, C.J., 2004. Grazing legumes in Europe: a review of their status, management, benefits, research needs and future prospects. *Grass and Forage Science*, 59 (3): 197-214.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2004.00423.x>
- Rotz, C.A., 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, 82 (E-Suppl): E119-137.
- Rubin, B.; Sabatte, N.; Bousquet, D.; Brunschwig, P.; Perrot, C.; Gaillard, B.; Mulliez, P., 2004. Autonomie alimentaire dans les élevages laitiers des Pays de la Loire : les solutions par territoire et l'intérêt de la filière. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 163-166.
- Rutherford, J.C.; Nguyen, M.L., 2004. Nitrate removal in riparian wetlands: interactions between surface flow and soils. *Journal of Environmental Quality*, 33 (3): 1133-1143.  
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.1133>

- Samson, E.; Dupraz, P., 2009. Performance économique, performance environnementale, quelles mesures ? Une exploration statistique de la base RICA Environnement (première version) [Communication orale]. *Séminaire SMART*. Rennes, France, 2009/09/21.
- Simon, J.C.; Grignani, C.; Jacquet, A.; Le Corre, L.; Pages, J., 2000. Typology of nitrogen balances on a farm scale: research of operating indicators. *Agronomie*, 20 (2): 175-195.  
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2000118>
- Soussana, J.F.; Tallec, T.; Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4 (3): 334-350.  
<http://dx.doi.org/10.1017/s1751731109990784>
- Spiertz, J.H.J., 2010. Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (1): 43-55.  
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2008064>
- Steinshamn, H.; Thuen, E.; Bleken, M.A.; Brenoe, U.T.; Ekerholt, G.; Yri, C., 2004. Utilization of nitrogen (N) and phosphorus (P) in an organic dairy farming system in Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104 (3): 509-522.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.022>
- Stolze, M.; Piorr, A.; Haring, A.; Dabbert, S., 2000. *The environmental impacts of organic farming in Europe*. Stuttgart, Germany: University of Hohenheim, xi + 127 p.
- Tamminga, S., 1992. Nutrition management of dairy-cows as a contribution to pollution-control. *Journal of Dairy Science*, 75 (1): 345-357.  
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(92\)77770-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(92)77770-4)
- Tanner, C.C.; Nguyen, M.L.; Sukias, J.P.S., 2005. Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 145-162.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.008>
- Teffène, O.; Plouchard, B.; Longchamp, J.Y.; Castaing, J.; Baudet, J.J.; Hemidy, L.; Landais, E.; Salaün, Y., 1999. Optimisation de l'alimentation, de l'assolement et de la fertilisation dans des exploitations céréalières avec porcs. Méthodologie et résultats. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 77-84.
- Thomas, R.J., 1992. The role of legumes in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. *Grass and Forage Science*, 47: 133-142.
- van Kessel, C.; Clough, T.; van Groenigen, J.W., 2009. Dissolved organic nitrogen: An overlooked pathway of nitrogen loss from agricultural systems? *Journal of Environmental Quality*, 38 (2): 393-401.  
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0277>
- Vérité, R.; Delaby, L., 2000. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. *Annales de Zootechnie*, 49 (3): 217-230.  
<http://dx.doi.org/10.1051/animres:2000101>
- Vertès, F.; Alard, V.; Le Corre, L., 2002. Résultats environnementaux : bilan apparent de l'azote. In: Alard, V.; Béranger, C.; Journet, M., eds. *A la recherche d'une agriculture durable Etude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. Inra éditions, 80-89.

- Vertès, F.; Annezo, J.F., 1989. Pérennité des associations ray-grass anglais - trèfle blanc en Bretagne. *16. Congrès International des Herbages*. Nice, France, 1989/10/04-11. AFPPF Versailles, 1425-1426.
- Vertès, F.; Benoit, M.; Dorioz, J.M., 2010a. Couverts herbacés perennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites. *Fourrages*, 202: 83-94.
- Vertès, F.; Delaby, L.; Ruiz, L.; Moreau, P.; Gascuel-Oudou, C., 2011. Une méthode pour co-construire et évaluer des options de réduction de pertes N en exploitations sur des bassins-versants côtiers vulnérables. . *Rencontre Recherche Ruminants*. Paris, France, 7-8 décembre 2011, 1 p.
- Vertès, F.; Jeuffroy, M.H.; Justes, E.; Thiébeau, P.; Corson, M., 2010b. 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: 25-43.
- Vertès, F.; Mary, B., 2007. Modelling the long term SOM dynamics in fodder rotations with a variable part of grassland. *Organic Matter Symposium*. Poitiers, France, 17-19 July 2007, 549-550.
- Vertès, F.; Morvan, T.; Menasseri, S., 2005. Long term effect of the length of the grass period in ley-arable rotations on the quality of soil organic matter. *Proceedings of the 14. N workshop*. Maastricht, The Netherlands, 219-222.
- Vertès, F.; Simon, J.C.; Le Corre, L.; Decau, M.L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. II- Etude des flux et de leurs effets sur le lessivage. *Fourrages*, 151: 263-280.
- Veysset, P.; Lherm, M.; Bebin, D., 2003. Nitrogen balance and nitrogen self-sufficiency on the suckler cattle farm scale: adaptation of the farming systems, economic consequences. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4 decembre 2003, 93-96.
- Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D., 2011. Productive, environmental and economic performances assessments of organic and conventional suckler cattle farming systems. *Organic Agriculture*, 1 (1): 1-16.  
<http://dx.doi.org/10.1007/s13165-010-0001-0>
- Vigneau-Loustau, L.; Huyghe, C., 2008. *Stratégies fourragères*. Paris, France: Edition France Agricole, 336 p.
- Vinther, F.P., 1998. Biological nitrogen fixation in grass-clover affected by animal excreta. *Plant and Soil*, 203 (2): 207-215.  
<http://dx.doi.org/10.1023/a:1004378913380>
- Weller, R.F.; Bowling, P.J., 2007. The importance of nutrient balance, cropping strategy and quality of dairy cow diets in sustainable organic systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 87 (15): 2768-2773.  
<http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.3001>



## Conclusion de la partie II

Pour conclure cette partie sur la quantification des flux, le Tableau ci-dessous (II.1) rappelle que l'efficience à l'échelle de l'animal n'est pas représentative de celle du système de production au niveau duquel le chargement a un rôle déterminant sur les pertes azotées. L'animal découple en grande partie les cycles de carbone et d'azote car l'urine est très riche en formes d'azote non protéiques et labiles, alors que la production végétale tend à recoupler ces cycles. L'efficience de l'azote est en général plus élevée au niveau de l'exploitation qu'à celle de l'animal du fait des recyclages possibles entre les différents ateliers du système (animal, effluents, systèmes de culture et fourrager), tout particulièrement dans le cas des ruminants. L'alimentation des animaux, la gestion des effluents, la fertilisation et la gestion des rotations constituent les principales voies pour mieux gérer l'azote au niveau de l'exploitation, la gestion des effluents apparaissant comme le poste où les marges de progrès sont les plus grandes, notamment pour l'ammoniac. L'important recyclage de l'azote par les prairies fait du pâturage une alternative efficace pour gérer l'azote en élevage d'herbivores. A l'échelle supérieure du territoire, il est plus adapté de parler de capacité d'épuration du milieu que d'efficience *per se*. Les haies et une gestion adaptée des bas-fonds et zones humides permettent de re-capter l'ammoniac émis par les exploitations et de dénitrifier l'azote sous forme de  $N_2$ . C'est aussi à ce niveau que peuvent se dégager de nouveaux degrés de liberté par échanges entre exploitations mais c'est aussi à ce niveau que pèsent les logiques de filières, notamment du fait de leur concentration. Au final, l'emboîtement des différentes échelles spatiales et temporelles invite à consolider la cohérence de la gestion de l'azote entre échelles, aussi bien à l'intérieur de l'exploitation qu'en lien avec le territoire amont et aval. Si beaucoup de connaissances sont aujourd'hui disponibles sur l'animal, elles sont plus lacunaires au niveau de l'exploitation et surtout de la gestion des effluents où des incertitudes fortes demeurent. Les connaissances sont aussi encore peu explicatives au niveau des territoires.

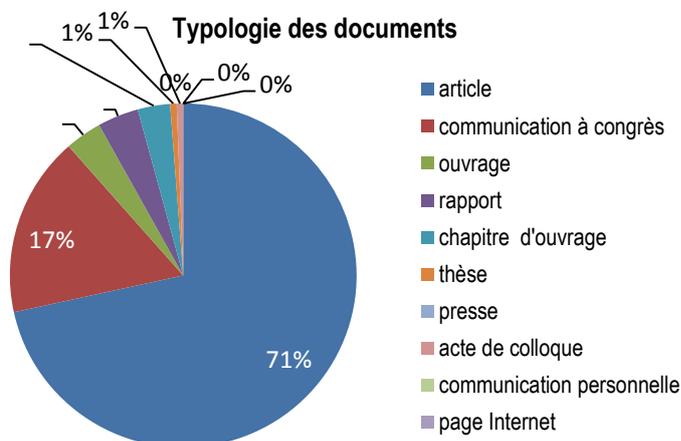
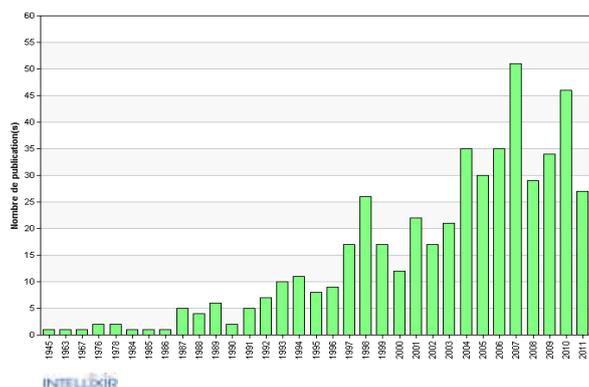
**Tableau II.1 : Synthèse des connaissances sur la maîtrise des flux d'azote dans les systèmes de production animale**

Echelle	Efficience	Grands facteurs de variation	Etat des connaissances
Animal <i>découplage C et N</i>	<10 à 40% poulet > porc = œufs > lait > bovin viande	Niveau de production Alimentation	++ (données Corpen, modèles biologiques)
Gestion des effluents	très variable 25 à 80% de pertes dont $NH_3$ = 25 à 55 %	pertes : bâtiment > pâturage (surtout pour $NH_3$ ) bâtiment > épandage > stockage	Forte incertitude sur les facteurs d'émissions
Exploitation agricole <i>recouplage C et N</i>	<b>45% (&gt; animal)</b>	Niveau d'intrants, chargement animal Variabilité inter et intra syst. de prod. Utilisation de la prairie (%SAU et durée d'implantation), des légumineuses, des rotations et des Cipan	+/- Nombreuses données mais méthodes d'évaluation doivent progresser
Milieux et territoires	<b>capacité d'épuration :</b> Elimination de N par par dénitrification ( $N_2$ ) et piégeage dans la biomasse pérenne et dans les sols : 20 à 80%	Concentration des élevages Complémentarités entre exploitations Aménagements paysagers (haies, zones humides) Répartition SAU/espaces non cultivés	+ Rôle connu des structures paysagères mais quantification et prédiction très incertaines

## Analyse de la bibliographie de la partie II

Cette partie comporte 496 références, soit 34% du corpus total. La très grande majorité des références citées ont moins de dix ans. Près de 90 % sont des articles ou ces communications à congrès. Les supports de publications sont plus divers par rapport aux autres chapitres. La présence des Rencontres Recherches Ruminants et Journées de la recherche porcine se justifie par le fait que la quantification des flux à l'échelle du territoire, est une des thématiques de ces rencontres.

Répartition par date de publication



Principales sources citées

Sources	Documents
Rencontres Recherches Ruminants	25
Journal of Environmental Quality	24
Agriculture, Ecosystems & Environment	22
Journal of Dairy Science	18
Journées Recherche Porcine	18
Fourrages	17
Livestock Production Science	17
Plant and Soil	15
Bioresource Technology	14
Nutrient Cycling in Agroecosystems	13
Journal of Agricultural Science	12
European Journal of Agronomy	11
Journal of Animal Science	10
Productions Animales	9
Soil Science Society of America Journal	9
Canadian Journal of Soil Science	7
Grass and Forage Science	7
Poultry Science	7
Soil Use and Management	7
Animal	6
Journal of Agricultural Engineering Research	6
Livestock Science	6
Agronomie	4
Animal Feed Science and Technology	4
Biology and Fertility of Soils	4
Biosystems Engineering	4
Journal of Plant Nutrition and Soil Science Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde	4
Ramiran Conference	4
Soil Biology & Biochemistry	4

Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Dourmad J	25
Morvan T	19
Delaby L	15
Vertès F	13
Béline F	12
Le gall A	11
Aarnink A	11
Robin P	10
Olesen J	10
Peyraud J	10
Simon J	10
Chadwick D	9
Germon J	9
Espagnol S	8
Faverdin P	8
Jarvis S	7
Hassouna M	7
Rigotot C	7
Pain B	7