

# Impact des systèmes laitiers productifs sur l'environnement

## Flux d'azote à l'échelle de l'exploitation

A. I.F. GALL (1), J. LEGARTO (2), M.M. CABARET (3), A. FARRUGGIA (4)\*

(1) Institut de l'Élevage, BP 67, 35652 Le Rheu Cedex

(2) Institut de l'Élevage, Domaine d'Ognoas, 40190 Arthez-d'Armagnac

(3) Chambre d'Agriculture des Côtes-d'Armor, BP 540, 22195 Plérin Cedex

(4) Institut de l'Élevage, ENSAIA, BP 172, 54505 Vandoeuvre-Les-Nancy Cedex

\* Avec la collaboration de F. CHENAIS (Institut de l'Élevage), J.Y. BLOUIN et D. FOLLET (Chambre d'Agriculture des Côtes-d'Armor), J. DUBROCA (ARPEB)

**RESUME** – Plusieurs expérimentations ont été menées en France et en Europe sur des systèmes laitiers afin d'évaluer leur impact sur l'environnement. Ces systèmes complets, conduits avec retour des engrais de ferme sur les surfaces correspondantes, intègrent les bonnes pratiques visant à limiter les risques de pollution (alimentation et fertilisation raisonnée, couverture du sol, désherbage mixte, etc...). Les flux d'azote et les pertes d'azote nitrique et ammoniacal ont été quantifiés aux différentes étapes du cycle dans l'exploitation : étable et stockage, épandage des engrais de ferme, champ. Les résultats des expérimentations menées à Ognoas (Sud-Ouest) et Crécom (Bretagne) sont particulièrement développés et discutés par rapport à ceux obtenus dans les autres sites européens.

Ces travaux montrent que les systèmes laitiers productifs et améliorés présentent des soldes d'azote à l'échelle de l'exploitation compris entre 120 et 160 kg azote /ha SAU. Dans ces conditions, les pertes d'azote nitrique sont comprises entre 40 et 60 kg/ha/an en milieu filtrant et 10 et 20 kg/ha en sols limoneux avec une faible lame drainante. Dans les différentes situations, la concentration en nitrates de l'eau drainante est proche de 50 mg/litre. Ces résultats sont discutés au regard des marges de progrès existantes, du niveau d'intensification et des phénomènes observés à l'échelle du bassin versant. Ces études montrent aussi que la part respective de prairie ou maïs dans le système fourrager (entre 20 et 100 % de maïs) a peu d'influence sur les pertes d'azote nitrique si les systèmes présentent un chargement identique et si la conduite environnementale des deux types de couvert est optimisée. Les différences deviennent plus significatives dès lors que l'accroissement de la part de la prairie entraîne une inflexion du chargement. Enfin, la prairie présente d'autres atouts (faible utilisation de produits phytosanitaires, limitation des risques d'érosion et de ruissellement, maintien du taux de matière organique des sols) qui rendent les systèmes herbagers moins vulnérables pour l'environnement.

## Impact of intensive dairy systems on environment

### Nitrogen flows at the farm scale

A. I.F. GALL (1), J. LEGARTO (2), M.M. CABARET (3), A. FARRUGGIA (4)

(1) Institut de l'Élevage, BP 67, 35652 Le Rheu Cedex

**SUMMARY** – Several experiments have been carried out in France and Europe on complete dairy farm systems (combining herds and surfaces) in order to evaluate their environmental impact. These systems, which involve returning slurry and manure on corresponding areas, integrate good practices in order to minimise the risk of pollution (rational nutrition and fertilisation, covered soil, mechanical/chemical weed control system for maize). Nitrogen flows and losses are quantified at the different stages of the cycle in the farm : buildings, storage, manure spreading and fields. Results from experiments in Ognoas (South west of France) and Crecom (Britanny) are particularly developed and discussed in comparison with the results obtained in the other European sites. These studies show that intensive and optimised dairy systems present nitrogen balances at the farm scale from 120 to 160 kg/ha. In these conditions, nitrate losses are included between 40 and 60 kgN-NO<sub>3</sub>/ha/year in free draining soils and between 10 and 20 kgN-NO<sub>3</sub>/ha in silt soil with low drainage water. In these various situations, the nitrate concentration of the drained water is around 50 mg/l. These results are discussed according to the progress margins, the intensification level and the events on the watershed scale. These studies also show that the part of maize or grassland in the forage systems (between 20 % and 100 % of maize) doesn't influence the leaching a lot if the systems present the same stocking rate and if the grass and maize environmental management is optimised. The differences become more significant when the increase in grassland leads to a stocking rate drop. Last of all, the grassland has other advantages (low use of pesticides, limitation of the erosion and run-off risks, maintenance of the organic matter content) which enable the grassland farming systems to be more respectful of the environment.

## INTRODUCTION

La responsabilité de l'agriculture moderne dans l'accroissement de la pollution des eaux par les nitrates et les phosphates puis par les produits phytosanitaires a été successivement établie en France au cours de ces vingt dernières années, soit dans les eaux profondes et superficielles (Henin, 1980 ; Simon et Le Corre, 1992), soit dans les eaux littorales (Merceron, 1997). Dans d'autres pays de l'Europe du Nord (Pays-Bas), l'attention s'est focalisée sur la qualité de l'air, notamment sur les émissions d'ammoniac et les dépôts atmosphériques qui en découlent (Van der Meer, 1994) ainsi que sur les émissions d'oxyde nitreux (Bouwman et Asman, 1997). De façon plus récente, ces préoccupations liées à la qualité de l'eau et de l'air ont été rejointes par celles relatives à la préservation des sols (Jamagne, 1996) et des paysages voire même des ressources énergétiques (Ferrière et al, 1997).

Comme les autres secteurs agricoles (cultures, élevages hors sol de monogastriques), le secteur de l'élevage des ruminants est interpellé. En effet, avec 15 millions d'hectares de surfaces fourragères, 4 millions d'hectares de céréales associées et 2 à 3 millions d'hectares de parcours, garrigues et landes, les éleveurs de ruminants occupent 60 % de la SAU et 40 % du territoire national. Comme ils sont majoritairement situés dans les zones de relief ou les zones herbagères arrosées, alimentant les rivières et les nappes phréatiques, ces éleveurs sont les « premiers producteurs d'eau » du pays (Pflimlin et Madeline, 1995). De façon très générale, on observe 2 grands types de situations en France. Dans les zones où les prairies permanentes ou parcours peu productifs restent prédominants (Centre, Est, Montagne), les chargements sont modérés (de l'ordre de 0,8 à 1,4 UGB/ha) avec des achats d'engrais et de concentrés limités. Dans ces conditions, les problèmes de qualité de l'eau se limitent le plus souvent à la contamination microbienne (pollution directe).

Inversement, dans les zones de cultures fourragères souvent situées sur l'Arc Atlantique ou dans les plaines et vallées favo-

rables, les chargements sont plus élevés (entre 1,7 et 2,2 UGB/ha de SFP). Cette intensification a été permise par une utilisation croissante d'engrais minéraux et de concentrés. Ainsi dans les exploitations laitières intensives, les entrées d'azote sont de l'ordre de 100 à 200 kg à l'hectare par les engrais ou la fixation symbiotique du trèfle blanc et de 50 à 100 kg par les concentrés, alors que les exportations d'azote par le lait représentent seulement de 50 à 90 kg/ha (Simon et al, 1992 ; Pflimlin et al, 1995). Par conséquent, le bilan global de l'azote de ces exploitations est excédentaire de 150 à 200 kg N/ha. Une partie de cet excédent risque de se retrouver dans l'eau, d'être perdue sous forme gazeuse (ammoniac, oxyde nitreux, azote gazeux) ou d'être organisée dans le pool d'azote humique du sol. Ces systèmes d'élevage intensifs se caractérisent aussi par une surface importante en maïs ensilage, occupant entre 20 et 60 % de la surface fourragère. Cette situation entraîne une proportion de sols nus parfois élevée, en automne et en hiver et présente des risques de pertes de nitrates importants, d'autant plus que le flux de matières organiques (fumier, retournement de prairie) est abondant dans ces systèmes. En effet, la minéralisation de ce pool d'azote organique peut se poursuivre à l'automne après la reprise des pluies et l'azote ainsi minéralisé se rajoute aux reliquats obtenus à la récolte. Ces sols nus présentent aussi des risques par rapport à l'entraînement du phosphore et des produits phytosanitaires par érosion ou ruissellement vers les eaux de surface.

Enfin, la conduite des prairies pâturées avec des quantités importantes d'azote restituées lors du pâturage ainsi que le retournement des prairies temporaires suscitent des interrogations quant aux pertes d'azote nitrique.

Dans cet article, nous ferons le point sur l'impact des systèmes laitiers productifs sur les différents risques de pollution. Les flux d'azote à l'échelle de l'exploitation et les pertes d'azote nitrique seront particulièrement discutés. Les émissions gazeuses, les excédents de phosphore et l'impact des produits phytosanitaires seront abordés de façon plus succincte.

**Tableau 1**  
**Caractéristiques des dispositifs expérimentaux**

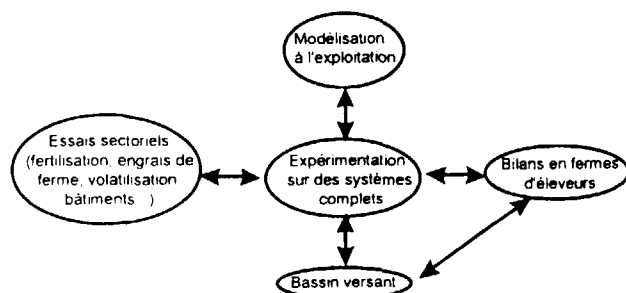
Ferme expérimentale	Ognoas Sud-Ouest		Crécom Bretagne	
Localisation				
Nombre d'années de résultats	4		2	
Système de production	Lait + cultures		Lait	
Conditions climatiques				
Pluviométrie (mm/an)	800 à 1000 + irrigation		1 000 à 1 200	
Somme de températures (base 6°C)	1 800 à 1 900		1 300 à 1 400	
Lame drainante (mm/an)	300 à 500		400 à 600	
Type de sol	Sablo-limoneux sur argiles dégradées		Sablo-limoneux sur granite	
Réserve utile (mm)	50 à 100		100 à 120	
Matière organique (%)	1,5		3,5 à 6	
Fourniture d'azote par le sol (kg N)	50-100		130-150	
Systèmes testés	"Maïs"	"Prairies + maïs"	"50 % maïs"	"75 % herbe"
% Cultures/SAU	50	34	0	0
% maïs ensilage/SFP	100	35	50	25
Chargement (UGB/ha SFP)	2,0	1,7	1,85	1,85
Rotations dominantes	Monoculture de maïs	Prairie 8-10 ans puis maïs	Prairie longue durée Maïs 3 à 5 ans	Prairie - Maïs
Durée stockage engrais de ferme	12 mois	4 mois	4 mois	4 mois
Fertilisation organique	Fumier et lisier sur maïs avec dérobée	Fumier sur maïs, lisier sur maïs et prairies	Fumier sur maïs, lisier sur prairie et maïs	Compost sur prairie, lisier sur maïs
Fertilisation (N minéral acheté/ha)				
- Prairie	-	110	170	170
- Maïs	150	180	0	0
Système de désherbage du maïs	Chimique	Chimique	Mixte	Mixte
Culture intermédiaire après maïs	Seulement sur maïs avec engrais de ferme		Oui (RGI)	
Méthodes de mesure du lessivage d'azote	Système de drainage 4 lysimètres		Reliquats d'azote + Lixim 2 lysimètres	

## 1. METHODES ET PROTOCOLES

### 1.1 DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX

Les méthodes de travail développées par l'Institut de l'Élevage et ses partenaires (EDE-Chambres d'Agriculture-ITCF-INRA) pour cerner l'impact des systèmes bovins sur l'environnement combinent les essais sectoriels, la modélisation préalable et consécutive à l'expérimentation, l'expérimentation sur des systèmes complets (surfaces et troupeaux), les bilans en fermes d'éleveur. Elles ont pour objectif de donner des éléments de discussion pour des études menées à l'échelle de bassins versants (figure 1).

Figure 1  
Méthodes et moyens de travail engagés pour étudier l'impact des systèmes bovins sur l'environnement



L'expérimentation sur des systèmes complets associant les surfaces et les troupeaux a pour objectif d'étudier les flux d'azote à l'échelle de l'exploitation et de comparer différents systèmes de production. Ces systèmes sont conduits avec retour des engrais de ferme sur les surfaces correspondantes. Ils intègrent généralement les pratiques qui permettent de limiter les risques de pollution.

Plusieurs dispositifs de ce type sont actuellement conduits en France et sur le Nord Ouest de l'Europe (à De Marke aux Pays-Bas - Aarts, 1996 ; à Bridgets, Peel et al, 1997 ; à Coates farm, Donaghy et al, 1997 ; à Trawgoed, Cuttle, 1997 au Royaume-Uni). Les caractéristiques des dispositifs expérimentaux suivis en France (Ognoas dans le Sud Ouest et Crécom en Bretagne) dont les résultats seront détaillés dans cette synthèse sont présentées dans le tableau 1.

### 1.2 MOYENS D'OPTIMISATION

Les dispositifs étudiés en Europe sont majoritairement laitiers et plutôt intensifs (entre 1,5 et 2,1 UGB/ha SFP). La part de maïs ensilage, comprise entre 0 et 50 % de la SFP, est en accord avec les potentialités fourragères de chaque situation. L'amélioration environnementale des systèmes étudiés à Crécom, Ognoas et sur les autres sites met en œuvre les techniques suivantes :

- Limitation des entrées d'azote par les concentrés en se calant au plus près des recommandations zootechniques, en évitant notamment les excès d'azote dégradable.
- Stockage suffisant des engrais de ferme en accord avec le système fourrager, de façon à apporter les engrais de ferme principalement au printemps et éviter les épandages à l'automne.
- Répartition maximale des engrais de ferme sur l'ensemble de la surface. Selon les dispositifs, cette exigence passe par le compostage du fumier ou l'injection de lisier afin de faciliter les apports sur prairies.
- Mise en œuvre systématique de la fertilisation raisonnée, en appliquant la méthode des bilans pour l'azote (Comifer, 1997)
- Implantation d'une culture intermédiaire (ray grass d'Italie) au stade 6-8 feuilles du maïs (Crécom), de façon à réduire la fraction de sols nus en automne et hiver.
- Désherbage mécanique, désherbage mixte ou désherbage chimique raisonné : selon les dispositifs l'une ou l'autre technique de désherbage est pratiquée dans l'objectif de réduire la pression de produits phytosanitaires.

Dans la plupart des études, l'optimisation des systèmes productifs est privilégiée, y compris en y cultivant du maïs. Il s'agit de réduire la quantité d'azote mise en jeu par l'association d'un fourrage énergétique et pauvre en azote à de l'herbe conduite de

façon intensive (rythmes de pâturage courts, fertilisation azotée plutôt élevée) à forte teneur en azote. Mais cette combinaison ne peut se révéler intéressante que dans la mesure où le maïs est conduit de façon respectueuse de l'environnement (apports maîtrisés d'azote organique et minéral, cultures intermédiaires). Enfin, la transcription des objectifs techniques en règles de décision précises a permis de conduire ces différentes expérimentations en évitant les dérives qui auraient biaisé les comparaisons.

### 1.3 MESURES ET CONTRÔLES

Les flux d'éléments minéraux et l'impact environnemental des systèmes ont été évalués de la façon suivante à Ognoas et Crécom :

- Les flux d'éléments minéraux et notamment de l'azote ont été quantifiés aux différents maillons du cycle dans l'exploitation (concentrés, engrais, fumiers et lisiers, fourrages, paille, lait et viande) par contrôles des quantités physiques et mesures de la teneur en azote.

- Ces contrôles des entrées et sorties d'éléments minéraux ont permis d'établir des bilans ou/et balances à l'échelle de la vache, de l'étable, des parcelles et de l'exploitation.

- Les pertes d'azote nitrique ont été évaluées sur l'ensemble des parcelles de chaque système par mesures quotidiennes de la concentration en nitrates de l'eau drainée à Ognoas (réseau de drainage avec 28 à 30 exutoires de collecteurs par système). A Crécom, le lessivage d'azote a été quantifié par prélèvements sur le profil de sol (0-90 cm à raison de 15 à 20 prises par parcelle, cela sur 5 dates successives en automne et hiver) puis par utilisation de Lixim (Mary, 1996). Sur chaque site, des lysimètres ont permis de mesurer la lame drainante.

- Les pertes d'azote par volatilisation ont été estimées à l'étable par bilan (différences entre les rejets azotés des vaches et l'azote contenu dans les fumiers et lisiers). Au compostage et au stockage des fumiers, elles l'ont été par bilan de matières. A l'épandage du lisier, nous avons utilisé un modèle basé sur la teneur en MS et la température moyenne dans les 48 heures suivant l'apport (Morvan, 1998). Au pâturage, ces pertes sont calculées en affectant un coefficient de pertes de 15 % pour l'azote urinaire et de 3 % pour l'azote fécal, valeurs citées par Decau et al (1997) à partir d'une synthèse bibliographique. Ces pertes d'azote par volatilisation recouvrent les émissions d'ammoniac mais aussi dans certains cas (compostage) les émissions d'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) et d'azote gazeux (N<sub>2</sub>).

- Les pertes de produits phytosanitaires n'ont pas été mesurées, mais le risque a pu être quantifié par l'enregistrement des quantités de matières actives appliquées et l'utilisation d'un indicateur pesticide (Ipest Girardin et al, 1996 ; Van der Werf et Zimmer, 1998) intégrant les risques de contamination des eaux de surface et souterraines ainsi que le risque de pollution de l'air. Les résultats des études menées à Ognoas dans le Sud Ouest portent sur 4 années (1993 à 1997) et ceux obtenus à Crécom en Bretagne sur 2 années (1996 et 1997).

## 2. RÉSULTATS DES ÉTUDES MENÉES SUR DES SYSTÈMES COMPLETS

### 2.1 REJETS AZOTÉS DES VACHES

Les rejets azotés sont plus élevés dans les systèmes les plus herbagers et s'expliquent par une teneur en MAT plus importante du régime, en relation avec la proportion d'herbe pâturée (tableau 2). A Ognoas, une partie de la différence s'explique par une ingestion de fourrages particulièrement forte dans le système «prairie et maïs», contradictoire avec la bibliographie. Les rejets azotés observés à Crécom sont proches des valeurs citées par Delaby (1995) pour des systèmes d'alimentation similaires (121 kg N/vache pour un système à 50 % maïs - 50 % herbe pâturée et une production de 7 500 kg lait/vache). Par contre les résultats observés à Ognoas sont plus importants compte tenu de niveaux d'ingestion plus élevés.

L'azote restitué au sol pour une vache à 6 000 kg de lait/an après pertes gazeuses à l'étable et au champ dépend du niveau initial du rejet ainsi que du temps de présence en bâtiment (tableaux 2 et 3). Les pertes par volatilisation sur le segment étable-épandage sont en effet supérieures à celles obtenues au pâturage.

**Tableau 2**  
Alimentation et rejets azotés des vaches

	Ognoas		Crécom	
	Maïs	Prairie et Maïs	50 % maïs	75 % herbe
Ingestions (kg MS/VL)				
Ensilage maïs	5 087	2 165	2 985	1 943
Total fourrages	6 094	6 551	5 350	5 096
Concentrés	1 142	809	1 045	1 072
Total	7 236	7 360	6 395	6 168
% MAT herbe pâturée	-	17,9	20,6	19,3
% MAT ration totale	14,2	15,6	15,5	16,3
Rejet azoté				
- kg/vache	118	140	122	127
- kg/tonne de lait	14,2	18,9	15,5	17,2
Taux urée du lait (mg/l)	318	327	310	330
Azote restitué au sol après pertes (kg/vache) <sup>(1)</sup>	62	90	81	86

(1) Rejet azoté pour une vache à 6 000 kg de lait/an (correction de 5 % pour 1 000 kg de lait) après pertes gazeuses en bâtiment (30 % N rejeté), à l'épandage (15 % N total épandu : 60 % N-NH<sub>4</sub> du fumier - 40 % N-NH<sub>4</sub> du lisier) et au pâturage (10 % N restitué : 15 % N urinaire, 3 % N fécal).

## 2.2. FLUX D'AZOTE DE L'ÉTABLE AU CHAMP

**Tableau 3**  
Flux d'azote de l'étable au champ

	Ognoas		Crécom	
	Maïs	Prairie et Maïs	50 % maïs	75 % herbe
Rejet azoté (kg N/VL)	118	140	122	127
Paille (kg N/VL)	10	4	9	7
Déjections produites (kg N/VL)	82	49	64	64
Restitutions au pâturage (kg N/VL)	-	71	61	66
% N capté à l'étable <sup>(1)</sup>	100	41	51	49
% pertes à l'étable et au stockage	36	-	-	-
Déjections épandues (kg N/ha SAU)	84	56	127	107
% épandu avant 15/07	100	75	89	92
Restitutions au pâturage				
- kg N/ha prairie	-	184	217	168
- kg N/ha SAU	-	80	113	125
% restitué après 1/09	-	28	21	24

(1) sous forme de fumier, lisier, eaux vertes

À l'exception du système «maïs» d'Ognoas où les animaux restent en permanence à l'étable, la quantité d'azote captée à l'étable se situe entre 40 et 50 % de l'azote produit (tableau 3). On observe peu de différences entre les 2 systèmes à Crécom bien que les quantités de fourrages stockés soient différentes (entre 0,5 et 1 t de MS/VL selon les années). Le temps de présence à l'étable est en fait peu modifié car le temps de traite est suffisant pour permettre cette consommation supplémentaire. L'azote émis au pâturage est essentiellement restitué sur le printemps et l'été ; les restitutions d'automne, les plus risquées pour l'environnement représentent environ 25 % du rejet total (tableau 3).

## 2.3 FERTILISATION AZOTÉE ET RENDEMENTS DES CULTURES FOURRAGÈRES

À Crécom, en Bretagne, avec une fertilisation azotée voisine de 200 kg par hectare, le rendement des prairies est de l'ordre de 8 500 à 9 000 kg de MS/ha (tableau 4). À Ognoas, le rendement des prairies est sensiblement identique mais la fertilisation azotée est plus faible. Dans les deux situations, la teneur en MAT de l'herbe produite est comprise entre 17 et 20 %, conséquence d'un rythme d'exploitation de la prairie plutôt rapide (entre 5 à 7 passages/année) et d'une fertilisation azotée encore importante. Les indices de nutrition azotée, compris entre 0,70 et 0,95 selon les années, attestent d'une alimentation azotée convenable de la prairie. Mais selon Duru et al (1998), elle ne permettrait pas d'atteindre le potentiel de croissance de la prairie. Les excédents de balance azotée sont compris entre

100 et 200 kg N/ha de prairie, proches de ceux observés dans d'autres dispositifs conduits avec des vaches laitières à niveau d'intensification comparable (Farruggia et al, 1997).

**Tableau 4**  
Fertilisation azotée et rendements des cultures fourragères

	Ognoas		Crécom	
	Maïs	Prairie et Maïs	50 % maïs	75 % herbe
PRAIRIE				
N organique <sup>1</sup> (kg N/ha)	-	45	72	114
N minéral "	-	106	168	168
N "disponible" <sup>2</sup> "	-	126	218	200
% fauche <sup>3</sup>	-	-	18	51
Jours de pâturage/ha <sup>4</sup> : - 20 h	-	625	733	581
- 24 h	-	520	611	484
Rendements (kg MS/ha)		8 700	8 573	8 609
% MAT herbe produite <sup>5</sup>	-	17,0	20,3	19,2
Indice de nutrition azotée <sup>6</sup>	-	0,70	0,80	0,80
Balance azotée (kg N/ha/an) <sup>7</sup>	-	+ 116	+ 174	+ 188
MAÏS				
N organique <sup>1</sup> (kg N/ha)	84	43	187	86
N minéral "	149	146	19	0
N "disponible" <sup>2</sup> "			75	57
Rendement (kg MS/ha)	14 680	15 390	11 135	12 309
Rendement (quintaux/ha)	104,6	109,8	-	-
Balance azotée (kg N/ha/an) <sup>8</sup>	+ 95	+ 35	+ 77	- 62

1 N organique total : azote provenant des fumiers, composts et lisiers

2 N disponible : N minéral + effet direct des engrais de ferme

3 % fauche : surface fauchée/surface totale en prairies

4 Journées de pâturage : journées où les vaches sont présentes au pâturage durant 20 ou 24 heures sur 24 heures.

5 % MAT herbe produite : moyenne pondérée de la teneur MAT de l'herbe offerte au pâturage et récoltée

6 Indice de nutrition azotée au printemps selon Lemaire et Salette (1984)

7 Balance azotée prairie : N organique total + N minéral + N fourrages complémentaires et concentrés - N lait - N récolte - N déjections hors parcelles

8 Balance azotée maïs : N organique total + N minéral - N récolté

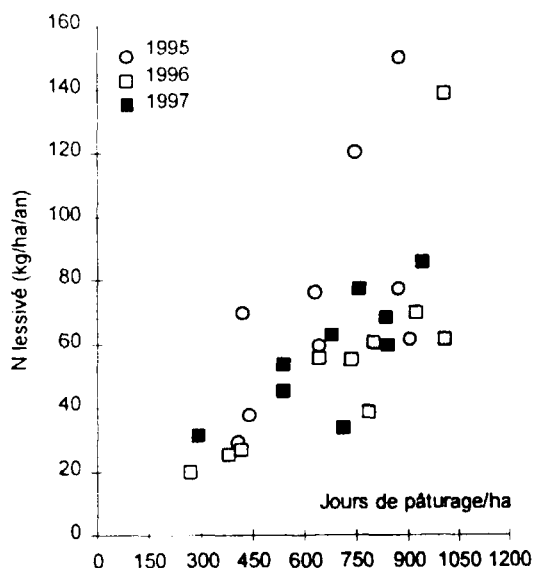
Après raisonnement de la fertilisation azotée du maïs (contrôle et maîtrise des apports d'engrais de ferme, ajustement de la quantité d'azote minéral : environ 150 kg N/ha à Ognoas, 0 kg N/ha à Crécom), les rendements sont conformes aux objectifs fixés (tableau 4). Ceux-ci sont supérieurs dans les systèmes comportant une part importante de prairies et semblent confirmer l'effet positif du précédent prairie, signalé dans d'autres essais (Bodet et al, 1994 ; Le Gall, 1995). Malgré un effort de maîtrise des quantités d'azote organique et minéral, les balances azotées du maïs restent excédentaires sauf après retournement de prairie. En effet, dans ce cas, les exportations d'azote liées à un rendement élevé sont plus importantes, la culture de maïs profitant du stock d'azote accumulé par la prairie.

## 2.4 PERTES D'AZOTE NITRIQUE

### 2.4.1. Pertes d'azote nitrique sous prairies

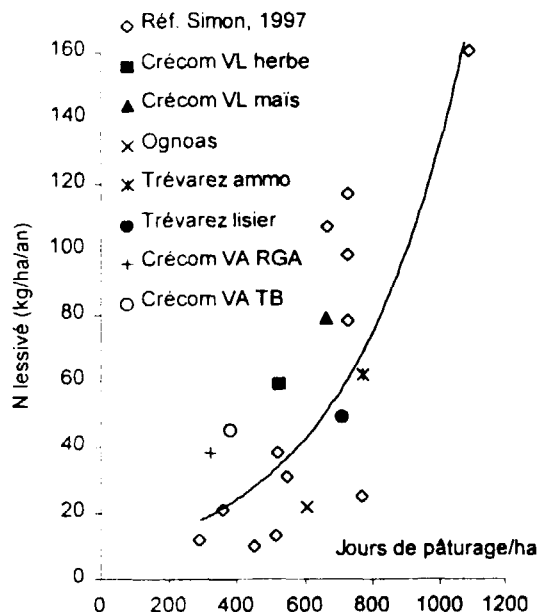
Les pertes d'azote nitrique sous prairies mesurées à Crécom et Ognoas semblent dépendantes du nombre de journées de présence au pâturage, critère intégrant l'intensité de pâturage, l'importance de la fauche, la fertilisation azotée, voire la contribution du trèfle blanc, même si l'on observe une certaine variabilité interannuelle (graphique 1). Ce nombre de journées de pâturage est étroitement corrélé à la quantité d'azote rejetée au pâturage sous forme d'urine et de bouses.

**Graphique 1**  
Relation entre les pertes d'azote nitrique et le nombre de journées de pâturage (24 heures) pour les prairies suivies à Crécom



A Crécom, le lessivage d'azote calculé atteindrait en moyenne 79 kg N-NO<sub>3</sub>/ha/an sur les prairies exclusivement pâturées (676 journées de 24 h/ha/an) et 43 kg N-NO<sub>3</sub>/ha/an sur les prairies fauchées puis pâturées (388 journées/ha/an). Ces résultats complétés par ceux obtenus sur le dispositif vaches allaitantes à Crécom et à Trévarez dans le Finistère (Farruggia et al, 1998) confirment ceux cités par Simon et al (1997), signalant que les pertes d'azote nitrique deviennent importantes au delà de 550 journées de pâturage/ha/an (graphique 2). Ce niveau de chargement est observé dans nos dispositifs comme dans la plupart des systèmes laitiers intensifs où la prairie est essentiellement pâturée, avec renfort de fourrages complémentaires et concentrés consommés à l'étable, les stocks étant réalisés à partir des cultures de maïs.

**Graphique 2**  
Positionnement des résultats moyens de pertes d'azote nitrique sous prairies à Crécom, Ognoas, Trévarez sur la relation publiée par Simon et al, 1997



#### 2.4.2 PERTES D'AZOTE NITRIQUE SOUS MAÏS

A Ognoas et Crécom, sur sols sablo-limoneux filtrants, les pertes d'azote nitrique observées sous cultures de maïs (graphique 3) apparaissent :

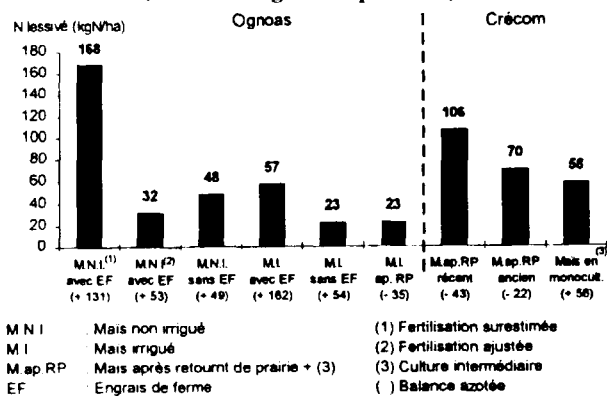
- très importantes lorsque la fertilisation minérale et organique n'est pas adaptée à l'objectif de rendement ou lorsque la pro-

duction prévue est perturbée par des accidents climatiques (sécheresse) ou maladies (virose du nanisme rugueux) ;  
- modérées lorsque le rendement est sécurisé par l'irrigation. Dans les conditions séchantes du Sud Ouest de la France, il est ainsi possible d'ajuster correctement la fertilisation azotée organique et minérale. Néanmoins, dans ce contexte, le lessivage d'azote est plus important lorsque le maïs reçoit des engrais de ferme ;

- modérées lorsque la fertilisation azotée est correctement ajustée et lorsque le maïs est suivi d'un couvert végétal efficace en hiver ;

- généralement importantes après retournement de prairies comme le signale la plupart des auteurs que ce soit à partir d'essais (Decau et Salette, 1993 ; Vertès et al, 1998) ou sur la base de réseaux de parcelles (Grall, 1998). Les quantités d'azote lessivé peuvent alors varier de 100 à 200 kg d'azote/ha la première année. Mais l'implantation d'une culture intermédiaire au stade 6-8 feuilles de maïs réduit de façon importante le lessivage. Toutefois à Ognoas, le lessivage d'azote observé après prairies est faible et pourrait s'expliquer par un rendement du maïs très élevé après retournement (22 t MS/ha) en accord avec le potentiel du milieu et une implantation de RGI dérobée après la récolte du maïs (15/09).

**Graphique 3**  
Pertes d'azote nitrique sous cultures de maïs (mesures en grandes parcelles)



Finalment, lorsque la conduite du maïs est optimisée, notamment avec l'implantation d'une culture intermédiaire, les pertes d'azote nitrique sous maïs deviennent acceptables et sont en accord avec d'autres données de la bibliographie (sols argileux sur calcaire à Vitel, Mary et al, 1996 ; sols filtrants sur granite à Kerlavic, Vertès et al, 1998 ; sols limoneux du Bassin de Rennes, Fauvel et Morvan, 1998).

#### 2.4.3. Pertes d'azote nitrique à l'échelle du système

A Ognoas (tableau 5), les pertes d'azote nitrique mesurées à l'échelle de l'exploitation sont de l'ordre de 55 kg N/ha dans le système «tout maïs», supérieures à celles observées dans le système associant maïs et prairies où celles-ci occupent 45 % de la surface totale (36 kg N/ha). La concentration en nitrates varie alors de 54 à 36 mg/litre.

**Tableau 5**  
Pertes d'azote nitrique (kg N-NO<sub>3</sub>/ha)

	Ognoas		Crécom	
	Maïs	Prairie et maïs	50 % maïs	75 % herbe
Lame drainante (mm/an)	450	445	406	383
Pertes d'azote nitrique sous maïs	54,5	50	62	86
Pertes d'azote nitrique sous prairie	-	25	62	51
Pertes d'azote nitrique du système	54,5	36	62	60
Concentration (mg NO <sub>3</sub> /l)	54	36	67	69

A Crécom (tableau 5), le lessivage d'azote observé dans les 2 systèmes est identique, compris entre 60 et 65 kg N/ha/an. Ce niveau similaire de fuites d'azote se décompose de façon différente. En effet, les pertes d'azote observées sous les parcelles de maïs du système «75 % herbe» sont supérieures à celles enregistrées sous les maïs du système «50 % de maïs»

en raison de l'effet du retournement de prairies. Ce dernier système est cependant légèrement avantagé par un taux de retournement inférieur aux pratiques courantes. Par contre, les fuites d'azote des prairies du système comportant une part d'herbe importante sont inférieures à celles mesurées sous les prairies du système «50 % maïs». En effet, la part de fauche y est plus importante (51 % vs 18 %) et le nombre de journées de pâturage plus faible (581 vs 733/ha). Ce lessivage conduit à une concentration en nitrates de l'eau drainée autour de 70 mg/litre avec une lame drainante de 400 mm/an. Si l'on considère la lame drainante médiane, voisine de 500 mm/an, la teneur en nitrates devrait être proche de 55 mg/litre.

Dans les deux dispositifs, les pertes d'azote nitrique sont celles observées exclusivement pour les surfaces mises en jeu pour les vaches laitières. Si l'on intègre les surfaces consacrées aux génisses, souvent conduites de façon moins intensive, les pertes d'azote nitrique deviennent plus faibles.

## 2.5. BILAN DE L'AZOTE A L'ECHELLE DE L'EXPLOITATION ET DECOMPOSITION DU SOLDE

Les bilans de l'azote réalisés à l'échelle du système montrent des excédents compris entre 110 et 160 kg N/ha SAU et des rendements de l'azote (N sorti/N entré) de l'ordre de 40 % (tableau 6). A Crécom, alors que les 2 systèmes présentent le même chargement (1,85 UGB/ha SFP), le solde du bilan du système le plus herbager est supérieur, la quantité totale d'azote mise en jeu étant plus importante, du fait de la fertilisation azotée des prairies. Ces résultats sont obtenus dans un dispositif où la surface fourragère recouvre toute la SAU. Avec une structure de l'assolement semblable à celle observée dans les fermes laitières de la région où les cultures représentent environ 20 % SAU, l'excédent du bilan serait de l'ordre de 100 à 120 kg d'azote/ha SAU, car les végétaux exportent davantage d'azote.

**Tableau 6**  
Bilans de l'azote et flux (kg N/ha SAU)

	Ognoas		Crécom	
	Maïs	Prairie et Maïs	50 % maïs	75 % herbe
Entrées	238	202	239	258
Sorties	103	87	94	100
Solde du bilan	+ 135	+ 115	+ 145	+ 158
Taux de conversion (N sorti/N entré)	43	43	39	39
Solde global apparent (+ dépôts azote atmosphérique) <sup>1</sup>	+ 140	+ 120	+ 155	+ 168
Pertes d'azote nitrique	54	36	62	60
Pertes par volatilisation	(61)	(43)	(39)	(46)
Pertes par dénitrification	(10)	(15)	(20)	(20)

<sup>1</sup> estimés à 5 kg N/ha SAU à Ognoas et 10 kg N/ha SAU à Crécom

Les chiffres entre ( ) sont des estimations à partir de calculs par bilans, modèles et références bibliographiques.

La compartimentation du bilan a pour objectif de situer par grande masse la répartition de l'excédent du bilan. Elle apparaît pertinente si elle est menée sur au moins 2 années de façon à intégrer les variations et décalages entre le cycle de l'eau et de l'azote, la latence des pratiques et les erreurs de mesure.

Dans les conditions pédoclimatiques de Crécom et Ognoas (sols sablo-limoneux filtrants, lame drainante plutôt élevée), la quantité d'azote lessivé représente entre 30 et 40 % de l'excédent du bilan.

Dans les deux dispositifs, les pertes d'azote par volatilisation s'élèvent à 40-60 kg N/ha SAU. A Ognoas, les pertes sont supérieures dans le système «Tout maïs» où les vaches séjournent à l'étable durant toute l'année, car les pertes d'azote par volatilisation observées en bâtiment sont supérieures à celles enregistrées au pâturage (30-40 % vs 10-15 % de l'azote rejeté). A Crécom, les pertes semblent plus importantes dans le système «75 % herbe» et seraient liées au compostage du fumier. Mais les pertes gazeuses observées lors du compostage

sont encore mal connues (proportion d'ammoniac et d'oxydes d'azote).

Sur la base de la bibliographie (Fustec cité par Henin, 1992 ; Schoeiefied, 1991), les pertes d'azote par dénitrification (N<sub>2</sub> + N<sub>2</sub>O) pourraient être de l'ordre de 10 à 20 kg N/ha. Avec ces hypothèses, le défaut de bilan est de l'ordre de 10 à 40 kg/ha/an et pourrait correspondre à de l'organisation dans le pool d'azote humique du sol. Celle-ci serait supérieure dans les systèmes herbagers, conformément aux données de la bibliographie (Simon, 1992).

## 2.6. INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX COMPLÉMENTAIRES

**Tableau 7**  
Autres indicateurs environnementaux

	Ognoas		Crécom	
	Maïs	Prairie et Maïs	50 % maïs	75 % herbe
Excédent P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (kg/ha SAU)	16	20	29	26
Excédent K <sub>2</sub> O (kg/ha SAU)	68	87	36	22
% sols nus et peu couverts en hiver	81	56	0	0
Surface traitée (% SAU)	86	48	53	31
Poids de matière active/ha maïs (g)	3 547	3 547	373	400
Poids de matière active/ha SAU	3 068	1 717	217	151
Indicateur pesticide (Ipest) <sup>1</sup>	-	-	7,7	9,3

<sup>1</sup> Ipest : 0 (risque maxi) - 10 (risque négligeable)

L'excédent d'acide phosphorique dans les 2 dispositifs est faible et se situe entre 10 et 20 kg/ha SAU compte tenu de l'achat très limité d'engrais du commerce (tableau 7). Les pertes par lessivage étant quasiment nulles (de l'ordre de la dizaine de grammes selon Ryser et al, 1998), le surplus de phosphore s'accumule dans les premiers centimètres du sol mais risque peu d'être entraîné par ruissellement compte tenu de la couverture des sols, notamment à Crécom. L'excédent de potasse est différent entre les deux sites et est lié aux entrées par les engrais.

Avec la technique du désherbage mixte du maïs, la quantité de matière active utilisée/ha SAU à Crécom est considérablement réduite (tableau 7), comparativement à la pratique actuelle des éleveurs laitiers bretons (environ 1 100 g/ha SAU d'après Le Cœur et al, 1998). Les risques pour le milieu le sont aussi comme l'atteste l'indicateur pesticide proposé par Girardin et al (1996). En résumé, l'expérience menée à Crécom confirme qu'il est possible de limiter les risques liés à l'utilisation de produits phytosanitaires sur maïs.

## 3. DISCUSSION

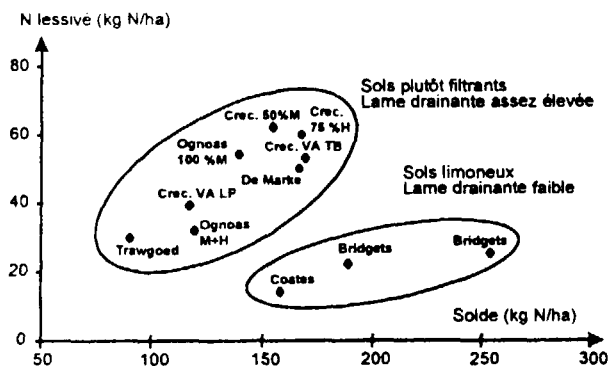
### 3.1 DES SYSTÈMES BOVINS PRODUCTIFS ET RESPECTUEUX DE L'ENVIRONNEMENT ?

Les essais menés à Ognoas et Crécom sur des systèmes complets et améliorés montrent que l'autonomie fourragère est assurée. Le solde du bilan de l'azote, compris entre 110 et 160 kg/ha SAU, est inférieur à celui mesuré dans les fermes laitières de la région présentant le même niveau d'intensification. Il est plus nettement faible que celui observé dans les exploitations porcines mais reste supérieur à celui observé dans des systèmes herbagers désintensifiés (1,3-1,4 UGB/ha SFP) (Chambaut, et al, 1998). Les rendements de l'azote (N sorti/N entré) sont proches de 40 % et se situent dans les valeurs hautes citées dans la bibliographie pour des systèmes optimisés (Aarts, 1992 et 1996 ; Van der Meer et al, 1995 ; Jarvis et al, 1996). Ils traduisent une bonne optimisation des systèmes étudiés, même s'il reste encore quelques marges de progrès (concentrés, ajustement de la fertilisation azotée, meilleure couverture hivernale des sols).

Les différentes études menées sur l'Europe du Nord montrent que la quantité d'azote lessivé est assez bien reliée au solde du bilan de l'azote si l'on prend soin de distinguer les milieux (graphique 4). Cette relation a également été signalée par d'autres auteurs aux Pays-Bas (Oenema et al, 1997) et en Nouvelle Zélande (Ledgard et al, 1997). La quantité d'azote les-

sivé représente ainsi entre 30 et 40% du solde du bilan en sols filtrants associés à une lame drainante élevée. Mais elle est seulement de 10 à 20 % en sols plus limoneux combinés à un faible volume d'eau drainé. L'impact du niveau du solde sur le lessivage d'azote représente en fait une ligne de force, nuancée par d'autres facteurs, tels que la fraction de sols nus, l'importance du retournement de prairies, la part de prairie et de maïs...

**Graphique 4**  
Relation entre le solde du bilan et la quantité d'azote lessivé



Les pertes d'azote nitrique observées sur des systèmes productifs (entre 1,7 et 2 UGB/ha) et optimisés dans les différents dispositifs sont comprises entre 30 et 70 kg/ha dans les milieux filtrants et 15 à 25 kg/ha dans des situations moins filtrantes. Compte tenu des lames drainantes observées, la concentration en nitrates est comprise entre 30 et 70 mg/litre avec une forte variabilité intra et interannuelle. Ces concentrations sont proches de celles observées par Mignolet et al (1997) en Lorraine pour des systèmes laitiers productifs ou de celles simulées par Le Roux (1998) en Bretagne en mobilisant des références analytiques sur les fuites d'azote. Finalement, dans la plupart des situations observées, la concentration en nitrates observée en moyenne sous les parcelles de l'exploitation est proche de 50 mg/litre. Cet ensemble de résultats mérite d'être discuté :

- Les résultats présentés ont été obtenus sur un pas de temps de 2 à 4 ans. C'est relativement court pour des systèmes où les flux de matières organiques sont importants. En effet, il faut compter sur une grande inertie de ces matières organiques (Mariotti, 1996).
- Les milieux étudiés sont plutôt à risques pour le lessivage d'azote : la plupart des sols sont filtrants, les hivers doux et pluvieux sont favorables à la poursuite de la minéralisation. Il reste aussi à préciser la variabilité des résultats en fonction de la pluviométrie et la température afin de donner l'intervalle de confiance des valeurs obtenues.
- Les différents systèmes étudiés sont basés sur des rotations de cultures fourragères dont on a cherché à minimiser les effets négatifs, en particulier ceux liés au retournement des prairies par l'implantation de cultures intermédiaires. D'autre part, la part de fauche sur les prairies a été souvent volontairement limitée de façon à maximiser le pâturage et réduire les coûts de production. Avec un système intensif basé sur l'herbe, où toute la surface en prairie serait fauchée une fois (1,8 UGB/ha : 55 ares/UGB et 2 t MS d'herbe stockée/UGB), avec par conséquent une réduction du nombre de journées de pâturage et des prairies de longue durée, les pertes d'azote nitrique devraient être plus faibles.
- La baisse du chargement est une autre voie pour réduire les pertes d'azote et va souvent de pair avec l'augmentation de la place de la prairie dans le système fourrager. La pression d'azote organique est moindre, le nombre de journées de pâturage inférieur, ce qui devrait se traduire par des pertes d'azote nitrique plus faibles (Weissbach et Ernst, 1996). Les bilans de l'azote réalisés dans des systèmes désintensifiés (1,2 à 1,4 UGB/ha SFP - peu à pas de cultures) montrent d'ailleurs des soldes compris entre 30 et 80 kg d'azote/ha SAU, avec probablement des risques limités de pertes d'azote nitrique, compte tenu de l'organisation d'azote observée sous prairie.

La réduction du chargement doit cependant être un compromis entre le respect de l'environnement et l'infléchissement des volumes de production.

- La concentration en nitrates de l'eau issue de la parcelle moyenne de l'exploitation n'est certainement pas celle que l'on peut mesurer à l'exutoire du bassin versant où se juge le potabilité de l'eau. En effet, à ce niveau, on observe généralement un certain abattement de l'excédent azoté observé au niveau de l'exploitation (Aurousseau et al, 1996 ; Cann, 1998). A l'échelle du bassin hydrologique, on observe ainsi plusieurs phénomènes : dilution des pertes d'azote par les espaces non agricoles (bois, forêts, talus et haies, landes) ; dénitrification dans les zones humides (Curmi et al, 1996 ; Durand et al, 1998) ; rupture d'écoulement des eaux sur le versant par la présence de haies et talus (Gascuel et al, 1997). D'autre part, des travaux récents de l'INRA montrent l'impact de l'organisation spatiale des cultures et notamment celles à risques sur la qualité de l'eau à l'exutoire (Ruiz et al, 1998). Notons aussi que dans l'Ouest, les exploitations laitières peuvent cotoyer des élevages «hors sol» avec excédents structurels...

Ces différents phénomènes, encore peu quantifiés, devraient permettre de réduire la concentration en nitrates à l'exutoire. En tout état de cause, pour restaurer la qualité de l'eau dans les territoires d'élevage intensif, il est probable qu'il soit nécessaire de combiner bonnes pratiques agricoles et aménagements réfléchis de l'espace.

### 3.2 INCIDENCE DE L'ÉQUILIBRE MAÏS-PRAIRIE

A Ognos, le système exclusivement basé sur le maïs présente des pertes d'azote nitrique voisines de 50 kg/ha/an. Ce résultat est obtenu toutefois avec dilution de l'azote organique sur les cultures de vente. Dans le système «maïs et prairies», moins intensif sur les surfaces fourragères (1,7 vs 2 UGB/ha), les pertes d'azote sont plus faibles (36 kg vs 55 kg/ha/an), car elles sont particulièrement modérées pour les prairies. En considérant uniquement la surface en fourrages et en céréales autoconsommées, l'écart serait encore plus important (29 vs 63 kg N-NO<sub>3</sub>/ha/an).

A Crécom, les pertes d'azote nitrique observées pour les systèmes fourragers comportant respectivement 25 et 50 % de maïs ensilage sont comparables. Dans le système le plus herbager, le lessivage d'azote est plus faible sur les prairies (davantage de fauche, moins de journées de pâturage), mais est contrebalancé par l'effet du retournement des prairies sur les cultures de maïs. D'autre part, sur le site de Crécom, un système allaitant exclusivement basé sur des prairies à base de trèfle blanc, moyennement intensif (1,6 UGB/ha SFP) présente un lessivage d'azote inférieur d'environ un tiers à celui observé dans le dispositif vaches laitières (1,85 UGB/ha SFP). En définitive, avec des systèmes de cultures fourragères, la part respective de prairie ou de maïs dans le système fourrager (entre 20 et 100 % de maïs) a peu d'influence sur les pertes d'azote nitrique si les systèmes présentent un chargement identique et si la conduite environnementale des deux types de couverts est optimisée. Les différences deviennent plus significatives dès lors que l'accroissement de la part de prairie entraîne une inflexion du chargement. Ces premières conclusions appellent quelques commentaires :

- Ces résultats sont obtenus pour une gamme de systèmes fourragers où le maïs est remplacé par de la prairie pâturée, parfois fauchée qui présente finalement après optimisation du maïs des pertes d'azote nitrique assez proches de celles du maïs bien conduit. Avec un système exclusivement herbager, où toute la surface en prairie serait fauchée une fois, les pertes d'azote nitrique devraient être plus faibles.
- Ces résultats correspondent à de bonnes pratiques pour le maïs (ajustement de la dose d'engrais de ferme, peu à pas de complément minéral, culture intermédiaire), ce qui n'est pas toujours le cas. La prairie avec son couvert végétal actif 10 mois sur 12, a davantage la capacité de tamponner les mauvaises pratiques.
- La gestion de la prairie dans la rotation devrait avoir une influence relativement importante sur le lessivage d'azote. Il faut en effet mieux préciser l'effet de l'âge des prairies ainsi

que le type de rotation (succession prairies-maïs-céréales ou conduite séparée des prairies et du maïs combiné aux céréales), insuffisamment décrit dans cette synthèse.

- A même chargement, les systèmes plus herbagers présentent généralement un solde de bilan plus élevé, car il y a davantage d'azote mis en jeu, mais cela ne se traduit pas par un lessivage d'azote plus important. D'autre part, les différences de rejets azotés entraînées par l'accroissement de la quantité d'herbe pâturée ou fauchée dans la ration n'ont pas non plus d'impact direct sur la qualité de l'eau.

- La quantité de produits phytosanitaires par hectare de SAU apparaît très liée à la part d'herbe et de maïs dans le système fourrager, comme le montre nos résultats (tableau 7) et l'enquête menée en Bretagne (Le Cœur et al, 1998). En effet, la prairie consomme peu de produits phytosanitaires. Cependant, les travaux menés à Crécom montrent qu'il est possible de réduire considérablement l'utilisation de produits phytosanitaires sur maïs.

- D'autre part, la prairie peut faire valoir de nombreux atouts par rapport au respect de l'environnement : limitation des risques d'érosion et des pertes de phosphore et azote par ruissellement, maintien du taux de matière organique des sols, préservation de la biodiversité de la faune du sol (synthèse bibliographique de Le Gall et al, 1997a et b).

## CONCLUSION

Ces études sur des systèmes complets ont permis de mieux quantifier les flux d'azote à l'échelle de l'exploitation laitière et d'évaluer les pertes d'azote nitrrique. Les résultats obtenus doivent encore être affinés afin d'intégrer la variabilité climatique, la gestion des rotations et mieux évaluer l'impact du chargement. Enfin, ces travaux doivent se poursuivre à l'échelle du bassin versant afin de mieux connaître les abattements d'azote entre l'exploitation et l'exutoire du bassin versant.

*Ces études ont été menées avec l'appui de l'ANDA, de l'ADEME et de Bretagne Eau Pure II.*

**Aarts H.F.M., Biewinga E.E., Van Keulen H., 1992.** Netherlands J. of Agric. Sci., 40, 285-299.

**Aarts H.F.M., 1996.** report n°67 AB-DLO, 28 pp.

**Aurousseau P., Baqué M.C., Squidant H., 1996.** Doc. ENSAR 30 p. + 24 cartes.

**Bodet J.M., Coullouarn A., Masson E., 1993.** Persp. Agricoles, 179, 51-58.

**Bouwnan, Asman, 1997.** In Gaseous nitrogen emissions from grasslands. Ed. by Sc Jarvis and B.F. Pain, 331-330.

**Cann C., 1998.** In Agricul. Intensive et qualité des eaux, Cheverry C. (ed.), 25-39.

**Chambaut H., Le Gall A., 1998.** Renc. Rech. Ruminants, 5, cet ouvrage.

**Comifer, 1997.** Raisonnement de la fertilisation azotée.

**Curmi P., Bourrie G., Courault D., Cheverry C., Durand P., Gascuel-Odous C., Hallaire V., Merot P., Pellerin J., Robin P., Trolard F., Walter C., 1996.** Doc. INRA-ENSAR, 16 pages + annexes.

**Cuttle S.P., 1997.** In gaseous nitrogen emissions from grasslands. Ed. by J.C. Jarvis and B.F. Pain, 413-414.

**Decau M.L., Salette J., 1993.** Matières organiques et agricultures, GEMAS-COMIFER, 71-81.

**Decau M.L., Delaby L., Roche B., 1997.** Fourrages, 151, 313-330.

**Delaby L., Peyraud J.L., Vérité R., 1995.** Renc. Rech. Ruminants, 2, 349-354.

**Donaghy D., Worman K., Jarvis S., Goulding K., Conway J., Hillam J., 1997.** In proceedings of fifth research conference, 23-24.

**Durand P., Henault C., Bidois J., Trolard F., 1998.** In Agricul. Intensive et qualité des eaux, Cheverry C. (ed.), 223-231.

**Duru M., Balent G., Gibon A., Madga D., Thebau J.P., Cruz P., Jouany C., 1990.** Fourrages, 153, 97-113.

**Farruggia A., Decau M.L., Vertès F., Delaby L., 1997.** Fourrages, 151, 281-296.

**Farruggia A., Le Gall A., Legarto J., Le Meur D., Cabaret M.M., 1997.** Renc. Rech. Ruminants, 5, cet ouvrage.

**Fauvel Y., Morvan T., 1998.** Management of pig slurry for nitrogen fertilization of corn. In Ramiran 98. Proceedings Ed. J. Martinez.

**Ferrière J.M., Fauveau C., Chabanet G., Stoll J., Hoffmann M., Risoud B., Farruggia A., Fortin G., 1997.** Fourrages 151

**Gascuel C., Walter C., Mérot P., Zhang X., 1997.** Colloque l'arbre en réseau. Résumés des communications.

**Girardin P., Bockstaller C., Van der Werf H.M.G., 1996.** Colloque de Fontevraud, Germes, Paris, France.

**Grall J., 1998.** CA Ille-et-Vilaine. Com. Personnelle.

**Henin et al, 1980.** Rapport Minist. de l'Agriculture, Minist. de l'environnement.

**Henin S., 1992.** Fourrages 132, 339-346.

**Jamagne M., 1996.** Le sol, un patrimoine menacé ? Etude et gestion des sols - Vol. 3-4.

**Jarvis S.C., 1993.** Soil use and management, volume 9, 3, 99-105.

**Le Cœur P., Grasset M., Le Lan B., Cabaret M.M., Le Gall A., Chambaut H., 1998.** Renc. Rech. Ruminants, 5, cet ouvrage.

**Ledgard S.F., Penno J.W., Sporosen M.S., 1997.** Proceedings of the New Zealand Grassland Association, 59, 49-53.

**Le Gall A., 1995.** Brochure Institut de l'Elevage, 58 p.

**Le Gall A., Legarto J., Pflimlin A., 1997a.** Fourrages 150, 147-169.

**Le Gall A., Grasset M., Hubert F., 1997b.** Fourrages 152, 445-459.

**Le Gall A., 1998.** CR EDE-CA de Bretagne - Institut de l'Elevage.

**Le Roux E., 1998.** Mémoire ESA Angers.

**Legarto J., Le Gall A., Farrugia A., 1996.** Coll. maïs ensilage AGPM, 249-261.

**Legarto, 1998.** Rapport ADEME

**Lemaire G., Salette J., 1984.** Agronomie, 4, 423-430.

**Mariotti A., 1996.** Maîtrise de l'azote dans les agro-systèmes. Ed. INRA des colloques n° 83-9-22.

**Mary B., 1996.** Rapport INRA Laon, 9 p.

**Mary B., Beaudouin N., Benoît M., 1996.** «Prévention de la pollution nitrrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau», Colloque INRA Reims, novembre 1996, Maîtrise de l'azote dans les agro-systèmes.

**Merceron M., 1997.** Rapport de synthèse IFREMER.

**Mignolet C., Benoît M., Saintôt D., 1997.** INRA. Prod. animales, 10 (4), 275-285.

**Morvan T., 1998.** Com. Personnelle.

**Oenema O., Boers P.C.M., Van Eerdt M.M., Fraters B., Van der Meer H.G., Roest C.W.J., Schröder J.J., Willems W.J., 1997.** Nota 88 AB-DLO.

**Peel S. Lane S.J., Withers P.J.A., Chalmers A.G., Chambers B.J., Mansbridge R.J., Metcalf J.A., Jarvis S.C., Harrison R., Harrison R., Ellis S., Moore N., 1997.** In BGS winter meeting 1997 : Grass is Greener ?

**Pflimlin A., Le Gall A., Farruggia A., Hacala S., 1995.** Proceedings of the symposium «Applied reserach for sustainable dairy farming», 85-89.

**Pflimlin A., Madeline Y., 1995.** Renc. Rech. Ruminants 2, 329-337.

**Ruiz L., 1998.** Résumé des communications Journée AIP ECOS-PACE.

**Ryser J.P., Pittet J.P., Schwarz J.J., 1998.** Revue Suisse d'Agriculture, 30(1), 11-16.

**Scholefield D., Lockyer D.R., Whithead D.C., Tyson K.C., 1991.** Plant and soil, 165-177.

**Simon J.C., Le Corre L., 1992.** Fourrages, 129, 79-94.

**Simon J.C., Peyraud J.L., Decau M.L., Delaby L., Vertès F., Delagarde R., 1997.** Ed. INRA. Le colloque n°83, 201-216.

**Van der Meer H.G., 1994.** Grassland and Society. Proceedings of the 15<sup>th</sup> general meeting of the EGF, 19-32.

**Van der Meer H.G., Van der Putten A.H.J., 1995.** Reduction of nutrient emissions from ruminant livestock farms in Occasional symposium n°29 of the BGS, 118-134.

**Van der Werf H.M.G., Zimmer C., 1998.** Courier de l'environnement de l'INRA n° 34, 47-66.

**Vertès F., Grall J., Kerveillant P., Laurent F., 1998.** Elevage rentabilité, 345, 9-10.

**Weissbach F., Ernst P., 1996.** In grassland an Society, Ed. t.t Manetize and J. Frame, 343-360