

Place du maïs et de la prairie dans les systèmes fourragers laitiers. III- Incidence sur l'environnement

A. Le Gall¹, J. Legarto², A. Pflimlin³

Les systèmes fourragers intensifs, basés sur le maïs, présentent des risques pour l'environnement même si le maïs ensilage a des atouts. L'analyse de l'impact environnemental des systèmes laitiers doit intégrer l'ensemble des aspects (N, P, produits phytosanitaires, paysage) aux différents niveaux (de la parcelle au système fourrager puis au bassin versant).

RÉSUMÉ

Les atouts du maïs ensilage (réduction des rejets azotés par vache, bilan alimentaire équilibré, production d'azote maîtrisable à l'étable) sont contrebalancés par la présence de sols nus en hiver, propices aux pertes de nitrate, à l'érosion et au ruissellement entraînant phosphore et produits phytosanitaires vers le réseau hydrographique. Les pertes en nitrate peuvent être importantes, comme sous les prairies pâturées intensives. Il est possible de les réduire (par une meilleure gestion de la fertilisation et par une culture intermédiaire). Les résultats obtenus par modélisation, expérimentation sur des systèmes complets, observation en exploitations sont présentés de façon synthétique en vue de l'évaluation globale de l'incidence du maïs et de la prairie sur l'environnement.

MOTS CLÉS

Environnement, ensilage, fertilisation azotée, fertilisation organique, gestion des prairies, lessivage, maïs, nitrate, pollution de l'eau, prairie, système fourrager.

KEY-WORDS

Environment, forage system, leaching, maize, nitrate, nitrogen fertilization, organic fertilization, pasture, pasture management, silage, water pollution.

AUTEURS

1 : Institut de l'Élevage, Monvoisin, BP 67, F-35652 Le Rheu.

2 : Institut de l'Élevage, Domaine d'Ognoas, F-40190 Arthez d'Armagnac.

3 : Institut de l'Élevage, 149 rue de Bercy, F-75595 Paris cedex 12.

Les problèmes des systèmes laitiers intensifs

L'intensification fourragère et animale observée durant ces trente dernières années dans les différentes régions d'élevage d'Europe a été permise, entre autres, par une utilisation croissante d'engrais minéraux et de concentrés. Dans les exploitations laitières ou de production de viande intensive, les entrées d'azote sont de l'ordre de 100 à 200 kg d'azote minéral à l'hectare par les engrais ou la fixation symbiotique du trèfle blanc et de 50 à 100 kg N/ha par les concentrés, alors que les exportations d'azote par le lait et la viande représentent seulement de 50 à 90 kg N/ha (SIMON *et al.*, 1992 ; PFLIMLIN *et al.*, 1995). Par conséquent, **le bilan apparent de l'azote de ces exploitations est excédentaire de 150 à 250 kg N/ha**. Une partie de cet excédent est perdue sous forme gazeuse (émissions d'ammoniac, dénitrification), une seconde partie est réorganisée dans le pool d'azote humique du sol et la dernière partie est soumise au lessivage et au ruissellement (SIMON *et al.*, 1992), selon une compartimentation qui reste à préciser.

Ces systèmes d'élevage ont été fortement marqués en France par **l'accroissement de la part de maïs dans l'alimentation**. Celui-ci occupe actuellement entre 20 et 60% de la surface fourragère en production laitière et entraîne une proportion de sols nus parfois importante, au printemps, en automne et en hiver après la récolte du maïs. Cette situation présente plusieurs risques par rapport à l'environnement : lessivage d'azote, entraînement du phosphore et de produits phytosanitaires par érosion ou ruissellement...

L'analyse de l'impact environnemental des systèmes laitiers et de l'équilibre entre l'herbe et le maïs doit intégrer l'ensemble des problèmes (azote, phosphore, produits phytosanitaires, paysage). Pour l'azote, il est important de bien cerner l'ensemble des composantes de son cycle dans une exploitation laitière (figure 1) afin d'évaluer les flux, de l'étable au champ et du champ à l'étable, en évitant de

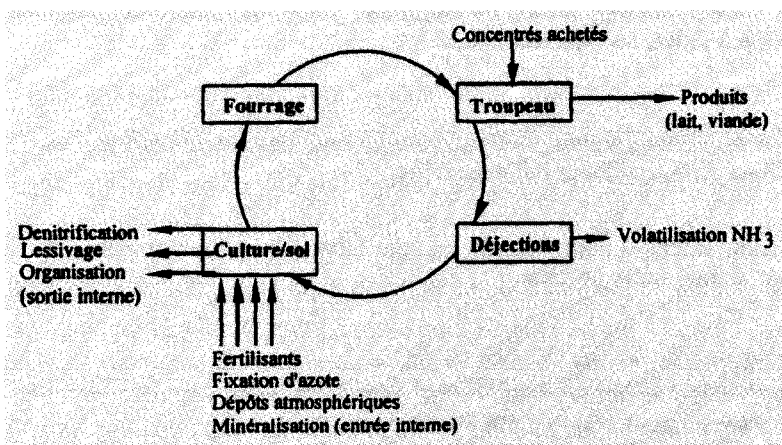


FIGURE 1 : Les 4 composantes du cycle de l'azote dans une ferme laitière : troupeau, déjections, complexe sol-cultures, fourrages (d'après AARTS *et al.*, 1992).

FIGURE 1 : The 4 constituents of the nitrogen cycle on a dairy farm : stock, excreta, soil/crop complex, forages (after AARTS *et al.*, 1992).

conclure sur tel ou tel phénomène sectoriel. Si **le raisonnement au niveau du système global est important**, il doit aussi se poursuivre au niveau du bassin versant où doivent être intégrés la proximité des cours d'eau, l'hydrographie, l'aménagement de l'espace (haies, talus) et l'importance des surfaces "tampons" (forêt, zones humides dénitrifiantes, parcelles hydromorphes...).

Les atouts du maïs ensilage

1. Moins de rejets azotés par vache

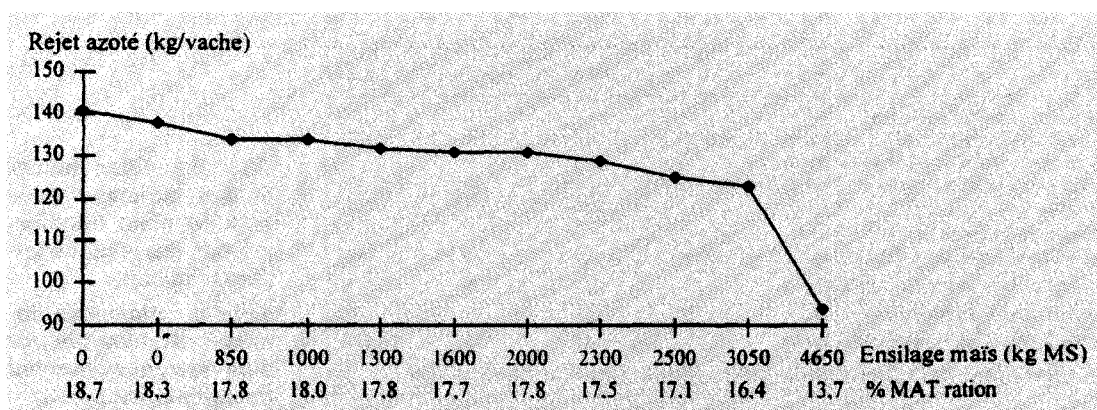
Les rejets azotés exprimés par vache correspondent à la différence entre l'azote ingéré par les fourrages ou les concentrés et les sorties par le lait. En règle générale, **les apports d'azote par les concentrés sont proches des exportations par le lait**. C'est-à-dire que l'équivalent de l'azote fourni par les fourrages se retrouve dans les fèces (environ 35% de l'azote rejeté) et les urines (65%), celles-ci étant l'exutoire naturel en cas de suralimentation azotée. Le niveau des rejets azotés est très lié au niveau initial de la ration en MAT (PEYRAUD *et al.*, 1995).

FIGURE 2 : **Rejet azoté annuel par vache selon la quantité d'ensilage de maïs dans la ration** (simulation pour un troupeau à 7 000 kg lait/an, vêlage en octobre).

FIGURE 2 : **Annual outputs of nitrogen per cow, depending on amount of maize silage in the diet** (simulation for a herd yielding 7 000 kg milk per year, with October calving).

Selon les systèmes d'alimentation, on observe des rejets azotés différents. En effet, **les rejets azotés par vache et par an diminuent avec l'accroissement de la quantité d'ensilage de maïs dans l'alimentation** (figure 2) **si la complémentation en protéines est bien ajustée** aux recommandations comme le confirment également DELABY *et al.* (1995). Les déjections sont alors moins riches en azote, ce qui permet de réduire ainsi les pertes d'ammoniac par volatilisation dans la stabulation et lors du stockage. Cependant, entre 0 et 3 t MS d'ensilage de maïs par vache et par an, l'écart de rejet azoté est relativement faible, autour de 15 kg N/vache/an.

Au pâturage, avec une herbe jeune et riche en azote, l'apport d'ensilage de maïs permet de diminuer la teneur en azote du régime et donc les rejets azotés au pâturage. L'efficacité d'utilisation de



l'azote (N lait/N total ingéré) est naturellement améliorée car elle passe de 18 à 25-30% (VAN VUUREN et MELIS, 1987 ; VALK, 1994). Cependant, en conditions réelles de pâturage, la complémentation en maïs ensilage nécessite de réduire la surface pâturée (environ 1 are/kg MS d'ensilage de maïs) si bien qu'en définitive, la quantité d'azote rejetée à l'hectare (en tenant compte de la fraction captée à l'étable) reste inchangée ! Elle limite donc l'intérêt de cette technique d'autant plus **qu'il est tout aussi judicieux de mieux raisonner la fertilisation pour réduire la teneur en azote de l'herbe.**

L'ensilage de maïs permet théoriquement de réduire les rejets azotés des animaux. Malgré tout, **en pratique, l'utilisation d'ensilage de maïs est fréquemment associée à de forts niveaux de production laitière et à une complémentation azotée libérale et excédentaire** (110 g PDI/kg MS à la place de 90 g PDI/kg ; BROCARD, 1997) ; dans ce cas, les rejets azotés deviennent équivalents à ceux observés avec les systèmes plus herbagers (130 kg N/vache/an). Il est toutefois possible d'ajuster la complémentation protéique aux besoins stricts des vaches dès lors que les enjeux ou les risques pour l'environnement sont bien identifiés.

2. Avec le maïs, un bilan alimentaire équilibré à l'échelle de la parcelle

L'analyse des rejets azotés par vache reste sectorielle et doit être obligatoirement complétée par une réflexion plus large intégrant le couple animal - surface. Les rejets azotés exprimés par vache peuvent ainsi être rapportés à l'unité de surface ayant permis de produire les fourrages consommés (en tenant compte des pertes à la récolte).

Avec une alimentation basée sur le maïs, le bilan alimentaire ramené à l'hectare, dont le principe est emprunté à COPPENET (1975), est quasiment équilibré (tableau 1). Compte tenu de la complémentation nécessaire en tourteaux, céréales et minéraux, les restitutions par les déjections (en déduisant les pertes par volatilisation pour l'azote) suffisent quasiment à couvrir les besoins azotés et phospho-potassiques du maïs ensilage. En fait, pour l'azote et le phospho-

| | N | P ₂ O ₅ | K ₂ O |
|--|-----|-------------------------------|------------------|
| Apports par les aliments | | | |
| • ensilage maïs (12 t MS à la récolte=10 t MS utile) | 156 | 66 | 150 |
| • complémentation ramenée à l'hectare (1,5 t de tourteau de soja + 1 t de céréales + CMV) | 125 | 48 | 38 |
| • total | 281 | 114 | 188 |
| Exportations par le lait (14 000 l) (5 Vaches Laitières x 150 j d'hiver = 2 VL x 365 j) | 74 | 35 | 42 |
| Restitutions (apports - exportations) | 207 | 79 | 146 |
| Pertes par volatilisation* | 62 | - | - |
| Restitutions par les déjections | 145 | 79 | 146 |

* Hypothèse de 30% de pertes par volatilisation en cours de stockage et à l'épandage

TABLEAU 1 : Bilan indicatif des minéraux pour 1 ha de maïs transformé par des vaches laitières (kg/ha).

TABLE 1 : Indicative balance of minerals for 1 ha maize converted by dairy cows (kg/ha).

re, les entrées par le concentré correspondent globalement aux exportations par le lait et aux pertes d'azote par volatilisation (LE GALL, 1995).

Le solde (apports moins exportations) est une estimation théorique de l'azote disponible pour la culture, car tout l'azote rejeté n'est pas immédiatement efficace et assimilable par la plante. Dans un système basé exclusivement sur le maïs ensilage, si les déjections animales sont stockées en totalité et épandues au bon moment, le solde obtenu doit néanmoins couvrir complètement les besoins du maïs car l'arrière-effet des engrais de ferme se rajoute à l'effet direct et évite ainsi tout supplément d'azote minéral.

Dans les systèmes herbagers avec davantage de pâturage, le **raisonnement** reste pertinent mais **devient plus complexe. En effet, l'azote rejeté au pâturage** (environ 80% de l'azote ingéré) **est réparti de façon hétérogène**, concentré à certains endroits. Ces restitutions d'azote au pâturage sont plus ou moins valorisées par la prairie (16 à 50% de l'azote urinaire immédiatement utilisable par les plantes) d'après la synthèse bibliographique réalisée par SIMON *et al.* (1996). Elles doivent être complétées par une autre source d'azote (engrais minéral, lisier ou fixation symbiotique du trèfle blanc...) si l'on veut assurer à la prairie un niveau élevé de production (environ 150 à 250 kg N sont nécessaires pour 8 à 10 t MS/ha).

Ces bilans mettent en relief quelques tendances et **sont plutôt favorables aux systèmes fourragers basés sur le maïs avec notamment moins d'azote mis en jeu. Mais ils n'abordent qu'une facette du problème**, car ils n'intègrent pas la manière dont l'azote circule au sein de l'exploitation. D'autre part, **avec le maïs, on observe de la minéralisation nette**, c'est-à-dire que l'on déstocke l'azote du sol **alors qu'avec la prairie, on se situe en général en organisation nette**, avec une tendance à stocker de l'azote.

3. Présence à l'étable : davantage d'azote maîtrisable mais un coût de stockage et d'épandage supérieur

L'augmentation de la part de maïs ensilage ou de fourrages stockés rallonge le temps de stabulation et accroît la quantité d'effluents stockables lorsque le maïs se substitue à la pâture (figure 3). Elle varie ainsi du simple au double pour des systèmes fourragers extrêmes, mais les écarts observés pour des systèmes fourragers intermédiaires (de 25 à 50% de maïs dans la SFP) sont assez faibles, car le temps de présence à l'étable pour la traite est généralement suffisant pour permettre l'ingestion de 3 à 4 kg MS d'ensilage de maïs/vache/jour. Une présence supplémentaire d'une heure après chaque traite suffit généralement pour une ingestion de 5 à 7 kg MS d'ensilage par vache et par jour.

Avec une distribution importante de maïs ensilage, les capacités de stockage nécessaires deviennent élevées, non seulement en raison de l'augmentation stricte des effluents collectés à l'étable

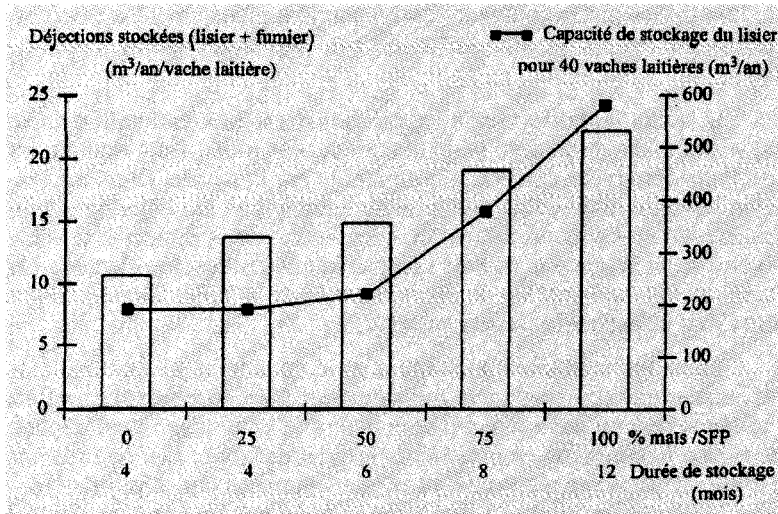


FIGURE 3 : Production d'effluents maîtrisables selon le système fourrager (estimations par simulations ; stabulation libre couverte avec litière accumulée, stockage du lisier à l'étable et dépôt du fumier au champ).

FIGURE 3 : Production of controllable effluents according to the forage system (estimation by simulations ; free-stall housing under roof, with accumulated litter ; slurry stored in the shed and manure applied to the field).

mais aussi par la limitation du nombre de vidanges, si l'on souhaite apporter les engrais de ferme au bon moment, c'est-à-dire au printemps. Ainsi, avec un système basé exclusivement sur le maïs ensilage, la capacité de stockage est logiquement proche du volume annuel alors que dans un système comportant de 30 à 50% de maïs, la durée optimale de stockage peut être limitée à 4 ou 6 mois.

La production d'azote "maîtrisable" au niveau de l'épandage est plus forte dans les systèmes fourragers basés sur le maïs mais elle doit être discutée par rapport à l'azote rejeté au pâturage. Car le pâturage reste un moyen simple et bon marché de répartir l'azote organique sur une grande surface, s'il est combiné à un niveau de chargement modéré. D'autre part, il semble que **les pertes d'azote par volatilisation soient de l'ordre de 10% au pâturage** (par rapport au rejet azoté, en fait 15% pour l'azote urinaire et 3% pour l'azote fécal d'après SCHOLEFIELD *et al.*, 1991). **A l'étable, le taux de pertes serait de l'ordre de 20 à 40% par rapport à l'azote rejeté.** A l'épandage, les pertes par volatilisation sont variables (de 40 à 60% de l'azote ammoniacal du lisier de bovin d'après PAIN et MISSELBROOK (1996) et environ 30% de la fraction N-NH₄ du fumier de bovin selon CHAMBERS *et al.*, 1996). Pour un même rejet azoté, les pertes d'ammoniac à l'étable et à l'épandage sont plus élevées qu'au pâturage. C'est ce constat qui a amené les hollandais à aménager les étables (réduction des circuits d'évacuation des bouses et urines, couverture des fosses) et à préconiser l'injection du lisier.

| | Coûts | | Pertes d'azote par volatilisation | Répartition | Efficacité agronomique |
|-----------------|----------|----------|-----------------------------------|-------------|------------------------|
| | Stockage | Epandage | | | |
| Etable (stocks) | --- | --- | -- | ++ | ++(+)* |
| Pâturage | 0 | 0 | - | --- | ± |

* variable selon l'époque d'apport

TABEAU 2 : Avantages (+) et inconvénients (-) des déjections stockées à l'étable par rapport aux restitutions directes à la pâture.

TABLE 2 : Advantages (+) and drawbacks (-) of indoor-stored excreta compared to direct recycling to pastures.

En définitive, les systèmes basés sur les stocks et l'ensilage de maïs entraînent des investissements et coûts importants, augmentent les risques de pertes d'azote par volatilisation mais améliorent la répartition et l'efficacité agronomique des déjections animales, si elles sont apportées au bon moment (tableau 2).

Les différents risques de pollution sous maïs et prairies

1. Le problème des sols nus, de la minéralisation d'automne et des engrais de ferme

Le maïs est une plante d'été et son cycle de production est relativement court. La plante ne couvre partiellement le sol que pendant 3-4 mois (de juillet à septembre) et **ne prélève réellement de l'azote que sur une durée de 2 mois**. Les sols restent donc nus pendant une bonne partie de l'année et ne sont pas en mesure d'absorber tout l'azote disponible.

C'est aussi une culture qui bénéficie d'**une grande souplesse par rapport aux épandages d'engrais de ferme** (disponibilité dans le temps, absence de verse, etc.). Mais **cet avantage se révèle être un inconvénient**, d'autant plus prononcé que le maïs ensilage exporte peu d'azote par rapport à la prairie.

A l'automne, en présence de sols nus, les risques de pertes de nitrate sont importants. En effet, **la minéralisation de l'azote organique se poursuit à l'automne** après la reprise des pluies et **l'azote ainsi minéralisé se rajoute aux reliquats postérieurs à la récolte**. Selon les régions et les climats, on peut toutefois observer des comportements et des risques différents selon l'intensité de la minéralisation d'automne et le flux d'eau percolée (élevés en situation océanique, plus faibles sous climat froid et sec). Cette situation est exacerbée dans les systèmes d'élevage avec retour obligatoire des effluents d'élevage sur les parcelles. En effet, la plante ne valorise que la fraction d'azote ammoniacal des engrais de ferme (environ 20% pour le fumier, 40 à 50% pour le lisier de bovin) et une partie de l'azote organique, le solde rejoignant le pool d'humus labile du sol dont on ne contrôle pas la minéralisation future, que ce soit en été ou à l'automne. MORVAN (1992) a ainsi mesuré en Bretagne, sur plusieurs sites en situation d'élevage, une minéralisation nette de 50 à 100 kg N/ha à l'automne après la récolte du maïs, sur un profil de sol de 0 à 90 cm.

Dans les systèmes d'élevage bovin, **le flux de matière organique peut être important**. Ainsi, **dans un système avec 2/3 de ray-grass anglais et 1/3 de maïs avec fumier, l'enrichissement en humus serait de l'ordre de 800 kg/ha/an** (PFLIMLIN, 1995). Cette augmentation du pool organique du sol peut contribuer à terme à accroître la

quantité d'azote minéralisée. Son impact sur la qualité des eaux sera d'autant plus crucial que les sols sont nus en automne et en hiver. **Inversement, dans un système basé exclusivement sur le maïs avec production de lisier, le bilan humique est déficitaire de 800 kg/ha/an.** Dans ces conditions, on constate une **baisse du taux de matière organique** des sols comme l'ont observé SIMON *et al.* (1989) à Quimper, sur sols granitiques, dans un essai de longue durée (12 ans) avec diverses rotations fourragères. En monoculture de maïs recevant du lisier, le taux apparent de destruction de la matière organique est de l'ordre de 1,0 à 1,5% par an. Cette baisse du taux de matière organique est préjudiciable à la structure du sol, à la réserve en eau, au stockage des éléments nutritifs et à la fixation puis à la dégradation des produits phytosanitaires. Dans les systèmes d'élevage avec passages répétés d'engins agricoles et risques de piétinement au pâturage, toute baisse de la stabilité structurale augmente les risques de compactage et de tassement, notamment en sols limoneux (CHEVERRY, 1993) avec des répercussions négatives sur l'entraînement du phosphore et des pesticides par ruissellement et érosion. **Le choix du système fourrager combiné à celui des types de logement et de déjections (fumier/lisier) doit avoir pour objectif de trouver un bon compromis entre les effets positifs de la matière organique et la production non maîtrisée de nitrate.**

D'autre part, les sols nus favorisent le ruissellement de l'eau en surface et accentuent les phénomènes d'érosion, notamment lorsque les sols sont tassés (interaction avec la baisse du taux de matière organique). L'azote présent en surface (surtout si des épandages de lisier viennent d'être réalisés), le phosphore (accumulé dans les premiers centimètres du sol ou présent dans le lisier) ou les pesticides risquent d'être alors entraînés vers le réseau hydrographique de surface (GASCUEL *et al.*, 1995). Inversement, par son couvert végétal dense, la prairie limite ce ruissellement. Dans le sud-ouest de l'Angleterre, MISSELBROOK *et al.* (1995) ont observé qu'après un épandage de lisier de bovin en automne et en hiver, sur une prairie en pente de 7%, les pertes d'azote et de phosphore étaient faibles, comprises entre 0 et 5% des quantités d'éléments minéraux apportés.

2. Les pertes de nitrate sous maïs

L'évaluation des pertes de nitrate à l'échelle du système fourrager nécessite de **bien connaître les quantités d'azote lixivé respectivement sous maïs et prairie**. La discussion se situe naturellement entre le maïs et la prairie fauchée, qui servent tous deux à constituer les stocks, mais aussi entre la prairie pâturée et le maïs lorsque celui-ci remplace l'herbe pâturée dans le système d'alimentation.

En situation d'élevage, les pertes de nitrate sous maïs ensilage sont variables et peuvent être élevées (supérieures à 50 kg N nitrique/an) du fait de l'importance du pool d'azote organique, même en raisonnant la gestion des engrais de ferme et la fertilisation azotée chimique. C'est ce que montrent les essais et observations réalisés dans les différentes régions françaises (tableau 3) :

| Situation | Niveau de fertilisation azotée organique et minérale | | | | |
|---|---|-----------|--------------|------------------------|-------------|
| | Traitement | Témoin 0N | 120N minéral | 180N minéral | |
| Bretagne (SIMON, LE CORRE, 1988) | | | | | |
| INRA Quimper, 1983-1988 | N minéral (kg N/ha) | 0 | 120 | 180 | |
| Monoculture de maïs | Production (t MS/ha) | - | 11,3 | 11,9 | |
| Sol granitique, 5-8% MO | N-NO ₃ lessivé (kg/ha/an) | (50) | 96 | 167 | |
| Cases lysimétriques | | | | | |
| Lorraine (BENOIT, 1994) | | | | | |
| INRA Mirecourt, 1991-1992 | Traitement | Témoin 0N | Fumier seul | Fumier+Nmin. | N minéral |
| Apport fumier en décembre | Fumier (t/ha) | 0 | 40 | 40 | 0 |
| Sol argilo-limoneux, 2,0-2,7% MO | N minéral (kg N/ha) | 0 | 0 | 100 | 100 |
| Bougies poreuses | N-NO ₃ lessivé (kg/ha/an) | 48 | 171 | 157 | 67 |
| Bretagne (AGPM, 1995) | | | | | |
| Bassin de Rennes, 1992-1993-1994 | Traitement | Témoin 0N | Lisier | Lisier élevé | |
| Apport lisier de porcs au printemps | Lisier (kg N-NH ₄) | 0 | 100 | 200 | |
| Sol limoneux, 2,5% MO | N minéral (kg N/ha) | 0 | 0 | 0 | |
| Tarière | Production (t MS/ha) | 15,3 | 16,0 | 16,4 | |
| | Reliquat post récolte 0-100 cm (N-NO ₃ /ha) | 44 | 139 | 192 | |
| Aquitaine (LEGARTO, 1996) | | | | | |
| Institut de l'Élevage, Ognonas, 1995 | Traitement | Témoin 0N | Fumier seul | Fumier+70N* | Fumier+180N |
| Sol sablo-limoneux, 1,6% MO | N minéral (kg N/ha) | 0 | 0 | 70 | 180 |
| Apports de fumier de bovins depuis 1991 : 40 - 89 t/ha/an (moy. 55 t/ha) | Production (t MS/ha) | 11,7 | 17,5 | 19,7 | 23,6 |
| Irrigation. Bougies poreuses | N-NO ₃ lessivé(kg/ha/an) | 10 | 25 | 43 | 126 |
| | | | | *N minéral raisonné | |

TABLEAU 3 : Exemples de lessivage d'azote nitrique sous maïs et de reliquats azotés à la récolte dans quelques expérimentations en situations d'élevage.

TABLE 3 : Examples of nitrate leaching under maize and of nitrogen residues after harvest in some cases of live-stock rearing.

- Dans ces situations d'élevage, sur un maïs conduit sans fertilisation azotée organique ou minérale, la quantité d'azote nitrique lessivé est proche de 50 kg/ha. Avec un apport d'engrais de ferme, on peut dépasser très largement ce seuil (INRA Mirecourt : BENOIT, 1994 ; Bretagne : AGPM, 1995), souvent parce que le niveau de production du maïs augmente peu, celui du témoin sans azote étant déjà élevé. Inversement, en situation à fort potentiel pour le maïs, sécurisée par l'irrigation, les pertes d'azote nitrique sont limitées pour les cultures de maïs recevant du fumier avec une dose raisonnée d'azote minéral (LEGARTO, 1996).

- En Bretagne, à l'INRA de Quimper (SIMON et LE CORRE, 1988, 1992) sur une monoculture de maïs ensilage, les pertes d'azote nitrique observées pour une fertilisation azotée de 120 kg/ha/an, correspondant aux exportations, sont de l'ordre de 60 kg/ha de 1969 à 1972 mais d'environ 100 kg/ha de 1983 à 1988 après un chaulage. Elles sont encore plus fortes lorsque la fertilisation azotée est supérieure à l'optimum (180 kg N vs 120 kg N/ha/an), quand l'objectif de production n'est pas atteint et surtout dans le cas d'un apport de lisier à l'automne.

- En Lorraine, à l'INRA de Mirecourt, BENOIT (1994) observe des pertes d'azote importantes pendant la phase de drainage après un épandage de fumier en hiver (environ 170 kg N lessivé/ha/an) mais nettement plus faibles après un seul apport d'azote minéral. Cette expérimentation pose le problème de l'utilisation des engrais de ferme sur maïs et de leur délocalisation possible vers les prairies.

Les principaux facteurs de variation du lessivage d'azote sous maïs sont les suivants :

- **Le solde entre les besoins azotés du maïs et l'azote fourni par minéralisation nette de l'humus du sol** : dans plusieurs régions, où les potentialités du maïs sont moyennes avec de faibles exportations d'azote et une forte fourniture d'azote par le sol, il reste peu de place pour les engrais de ferme.

- **La balance azotée apparente** (entrées d'azote par les engrais de ferme et les engrais chimiques moins les exportations d'azote par le maïs) : établie à l'échelle de plusieurs années sur un système de culture, elle serait un bon indicateur du risque de pollution azotée (BENOIT, 1992), mais doit être modulée par la minéralisation du sol, plus ou moins importante d'une année à l'autre.

- **L'époque d'apport des engrais de ferme** : les épandages d'automne et de début d'hiver sont dangereux pour la qualité de l'eau (SIMON et LE CORRE, 1988 ; SCHRODER *et al.*, 1993). En revanche, les apports de fumier (de 1 à 3 mois avant le semis), de lisier de bovin avant le semis, de lisier de porc (plus riche en $N-NH_4$) au stade 4-8 feuilles devraient permettre d'améliorer l'efficacité agronomique des engrais de ferme et de limiter les reliquats d'azote après la récolte. La disponibilité de l'azote se situerait alors davantage en concordance avec la phase d'absorption par le maïs.

- **Le retournement des prairies** : plusieurs auteurs (LOISEAU *et al.*, 1992 ; DECAU et SALETTE, 1993...) citent des niveaux importants de fourniture d'azote à l'automne (de 200 à 300 unités d'azote par hectare l'année suivant le retournement) se rajoutant à la contribution d'été absorbée pour partie par la culture de maïs. Ce relargage d'azote pourrait se poursuivre d'ailleurs de façon importante durant de nombreuses années comme VILLARD *et al.* (1993) l'ont observé dans le Val de Saône après retournement d'une prairie permanente. Ce point a une incidence sur l'évaluation globale des fuites de nitrate à l'échelle du système fourrager qui comporte une part variable d'herbe et de maïs.

- **L'implantation d'une culture intermédiaire** entre 2 cultures de maïs : la culture intermédiaire fixe environ 30 à 40 unités d'azote par tonne de matière sèche produite. D'après les différents essais (SIMON et LE CORRE, 1988 ; VERTES et DECAU, 1992 ; CAPELLEN *et al.*, 1993 ; CABARET *et al.*, 1994), on peut espérer piéger entre 30 et 100 unités d'azote par hectare selon l'excédent d'azote dans le sol et l'état de développement du couvert végétal. La présence d'un couvert végétal a également pour effet de limiter les phénomènes de ruissellement et d'érosion.

3. Les pertes de nitrate sous prairie

Sous prairie fauchée, pour des niveaux de fertilisation inférieurs ou équivalents à 400 kg N/ha/an, **les fuites de nitrate sont extrêmement limitées** (TRIBOÏ et GACHON, 1977 ; TRIBOÏ, 1981 ; DOWDELL et WEBSTER, 1980 ; BARRACLOUGH *et al.*, 1984 ; RYDEN *et al.*, 1984 ; SIMON

et al., 1992 ; SIMON, 1995a) car **tout l'azote est exporté et le couvert végétal est actif 8 à 10 mois sur 12**. La prairie a ainsi la capacité à faire face à la minéralisation organique d'automne car, lorsque les conditions climatiques sont favorables à la minéralisation, elles le sont aussi pour la croissance de l'herbe et le prélèvement d'azote par la plante. D'autre part, la prairie pérenne réorganise de l'azote contrairement au maïs et aux cultures annuelles qui sont le plus souvent en situation de minéralisation nette (SIMON et LE CORRE, 1992). Dans ce contexte, la prairie supporte mieux les apports d'azote d'origine animale que le maïs. **Pour un même apport, la quantité d'azote lixiviée sous prairie fauchée est de deux à six fois inférieure à celle observée sous maïs ensilage** (BENOIT, 1994).

Avec la prairie pâturée, le problème est beaucoup plus complexe, car les restitutions d'azote par les bouses et les urines au pâturage sont très hétérogènes, concentrées sur plusieurs impacts, couvrant de 7 à 20% de la surface totale, d'après plusieurs auteurs cités par SIMON *et al.* (1996). Dans ces conditions, **les fuites de nitrate peuvent être plus ou moins importantes et dépendent :**

- **de la fertilisation azotée pratiquée** (JARVIS *et al.*, 1987 ; MACDUFF *et al.*, 1989 ; WATSON *et al.*, 1992 ; PEEL *et al.*, 1996 ; KERVELLANT et CASTILLON, 1997... cités par SIMON *et al.*, 1996). Les pertes d'azote au pâturage apparaissent limitées (moins de 40 kg N/ha/an) lorsque le niveau de fertilisation est inférieur à 200 kg N/ha/an. Elles deviennent plus importantes au-delà de ce seuil et s'amplifient au-dessus d'un apport de 300 kg N/ha/an avec toutefois une très forte variabilité des réponses ;

- **du niveau de chargement au pâturage et notamment du nombre de journées de pâturage** (DECAU et SALETTE, 1994 ; WEISSBACH et ERNST, 1994) ainsi que **de l'intensité du pâturage d'automne** (CUTTLE et BOURNE, 1993). D'après SIMON *et al.* (1996), il existe une assez bonne corrélation entre le chargement et la concentration des eaux drainées. On dépasse le seuil de potabilité à la sortie du champ (50 mg N-NO₃/l) au-delà de 550 journées de pâturage/ha/an ;

- **de la proportion de fauche** (DECAU et SALETTE, 1994) : l'introduction d'une fauche réduit de façon importante la quantité d'azote lessivé car on limite les restitutions par bouses et pissats sur la prairie ;

- **de l'époque d'apport des engrais minéraux ou organiques** : les apports de fin d'été et d'automne sont particulièrement risqués, car la minéralisation de l'azote organique du sol à l'automne suffirait à assurer la nutrition de la prairie. Dans un essai mené en Angleterre sur prairie, FROMENT *et al.* (1992) montrent qu'un apport d'environ 150 kg N total/ha de lisier de bovin en novembre entraîne davantage de pertes d'azote nitrique (64 kg N-NO₃/ha) qu'un épandage de janvier (15 kg N-NO₃ lessivé/ha) ;

- **du taux de trèfle blanc** (SCHILS, 1996), celui-ci étant un bon indicateur de l'intensité du pâturage et des rejets azotés sur les prairies. Le risque semble élevé dès que le taux de trèfle blanc moyen annuel dépasse 50% ;

– **de l'importance de la dénitrification** (SCHOLEFIELD *et al.*, 1991) dépendant du degré d'hydromorphie et de la teneur en matière organique et du pool d'azote minéral du sol.

Les fuites de nitrate sous prairies fauchées sont nettement inférieures à celles observées sous maïs ensilage, mais il est plus difficile de situer les prairies pâturées. Les différents travaux précédemment cités, menés à l'échelle de la parcelle expérimentale, montrent que les pertes d'azote nitrique enregistrées sous un maïs ensilage bien conduit avec des engrais de ferme et une culture intermédiaire devraient être proches de celles observées sous prairies pâturées conduites de façon intensive (plus de 200 kg N/ha et/ou 600 journées de pâture). A un niveau de chargement inférieur, la prairie doit reprendre l'avantage.

D'autres travaux menés à l'échelle de parcelles agricoles confirment ces hypothèses. A partir de mesures par bougies poreuses sur différents sites en Lorraine, pas forcément optimisés du point de vue de l'environnement, BENOIT *et al.* (1995) observent une concentration moyenne en nitrate pour le maïs ensilage de 126 mg/litre d'eau drainée, nettement supérieure à celle observée sous prairies pâturées (31 mg de NO₃/l) ou fauchées (19 mg/litre). Cependant, l'amplitude de l'écart type montre qu'il y a de très fortes marges d'amélioration pour le maïs et que, dans plusieurs situations, celui-ci doit recevoir une trop grande quantité d'engrais de ferme. Il faut aussi remarquer que les prairies ne sont pas conduites au même niveau d'intensification que le maïs. Dans une seconde série de mesures, la concentration en nitrate pour le maïs ensilage a été réduite de moitié après optimisation des pratiques (BENOIT, cité par MARY *et al.*, 1996). Dans un bassin versant laitier intensif du Finistère, BORDENAVE *et al.* (1996) observent des pertes d'azote nitrique par lessivage de 120 kg N/ha, à la fois sur culture de maïs et prairies pâturées, cela pour les pratiques actuelles de gestion des engrais de ferme et de fertilisation.

De façon générale, **les pertes d'azote nitrique sous prairies et maïs doivent se discuter en regard du niveau d'intensification du système fourrager et prairial ainsi qu'en fonction de la part de prairies fauchées.**

4. L'utilisation des produits phytosanitaires et les autres effets sur l'environnement

L'utilisation des produits phytosanitaires est **systematique sur le maïs alors qu'elle est nettement moins fréquente sur la prairie cultivée** (implantation et désherbage d'entretien). **Les produits utilisés sur prairies sont mieux retenus par l'herbe** car, en l'absence de couvert végétal, les molécules peuvent être plus facilement entraînés par les eaux de ruissellement, notamment celles qui sont solubles et mobiles comme l'atrazine. Dans certaines régions d'élevage intensives, on observe ainsi au printemps des pics de teneurs en pesticides dans l'eau des rivières (GIOVANNI, 1995 ; CANN, 1995), voire même dans les eaux pluviales (FERRON et GILLET, 1996). **Plusieurs solutions sont avancées pour limiter les risques de pollution** : bon positionnement du maïs dans l'exploitation en évitant la proximité avec les cours d'eau,

bandes enherbées (REAL, 1996), désherbage mixte (traitement dirigé sur le rang et binage entre les rangs ; CABARET, 1996), associé au choix de nouvelles molécules en fonction de leur efficacité mais aussi de leur mobilité et persistance dans les sols. Cette dernière formule, combinée au semis d'un couvert végétal au stade 4-8 feuilles du maïs, présente le triple avantage de réduire le volume et l'agressivité des produits phytosanitaires, de créer un microrelief en surface et parfois de briser la croûte de battance limitant ainsi le ruissellement, et de maîtriser la pollution nitrique en hiver. Les différents essais menés en Europe (VAN DIJK, 1995 ; BLOUIN et DIVERRES, 1995) montrent que le désherbage mixte ne pénalise pas la production du maïs par rapport au désherbage conventionnel (moins de 2% d'écart).

Au cours des trente dernières années d'intensification fourragère et animale, la part de prairie permanente a diminué au profit des cultures céréalières et fourragères, et notamment le maïs. Le développement des cultures fourragères, le recours aux équipements de grande largeur (traitement, récolte...) souvent accompagné par le remembrement, **la suppression des haies et le drainage ont fortement modifié l'organisation du bocage et par conséquent la répartition spatiale des pluies et le processus de transfert des eaux vers le réseau hydrographique de surface** (CARNET, 1978 ; MEROT et RUELLAN, 1980), notamment dans toutes les zones de cultures fourragères. Ces aménagements ont également accentué les phénomènes de ruissellement et d'érosion et contribué à supprimer des zones humides dénitrificatrices. Ils accentuent certainement les effets décrits précédemment, même s'il est difficile de les chiffrer.

L'équilibre entre la prairie et le maïs peut aussi s'apprécier à travers la biodiversité de la faune du sol. La présence de lombrics, appréciée en biomasse, révélatrice de la vie biologique du sol, est nettement plus forte sous prairie temporaire (environ 1,5 t/ha) que sous un maïs recevant de l'azote minéral ou du lisier (0,2 à 0,5 t/ha), avec un nombre réduit d'espèces de lombriciens par rapport à la prairie. Mais le maïs régulièrement amendé en fumier se situe à un niveau intermédiaire (0,8 à 1 t/ha ; BINET, 1993), montrant là aussi les améliorations permises par une bonne conduite du système de culture.

Synthèse au niveau du système fourrager et du bassin versant

Les différentes approches parcellaires précédemment développées doivent être rassemblées dans une synthèse globale à l'échelle du système fourrager et de l'exploitation. C'est le premier niveau pertinent d'intégration et le travail mené par l'Institut de l'Élevage et ses partenaires des EDE et Chambres d'Agriculture combine ainsi simulations, expérimentations en stations et observations en fermes d'éleveurs.

Le second niveau d'intégration se situe à l'échelle du bassin versant ou de la nappe, car c'est là que se juge réellement la qualité de l'eau. Il s'agit d'intégrer toutes les régulations observées au niveau du

bassin versant, permettant de tamponner et réduire les résultats obtenus à l'échelle de l'exploitation.

1. La simulation pour agréger, optimiser et élaborer des prototypes de systèmes fourragers

La simulation constitue une étape préalable ou conjointe à l'expérimentation et aux observations pour l'étude et la mise au point de systèmes fourragers respectueux de l'environnement. Elle permet d'agréger les références parcelaires disponibles, d'optimiser autant que faire se peut les différents systèmes fourragers. Cette approche a été développée aux Pays-Bas par AARTS *et al.* (1992) et en Grande-Bretagne par JARVIS (1993) et WILKINS (1993) en comparant différents scénarios d'optimisation des systèmes fourragers : augmentation de la production laitière individuelle et introduction de maïs et de betteraves aux Pays-Bas, utilisation de trèfle blanc et de maïs ensilage en Grande-Bretagne.

Une étude du même type a été menée **en Bretagne** par l'Institut de l'Élevage et les EDE sur une exploitation laitière intensive (7 200 litres/vache, 1,8 UGB/ha SFP ; LE GALL *et al.*, 1996). Quatre systèmes fourragers, avec une part variable de maïs (de 0 à 55% de la SFP), sont comparés. Ils sont conduits au même niveau d'intensification et optimisés du point de vue de l'environnement : fertilisation raisonnée, cultures intermédiaires. Les résultats montrent qu'**il y a peu de différences de lessivage d'azote selon les systèmes**. Ils sont cohérents avec ceux obtenus par WILKINS (1993) en Grande-Bretagne où l'augmentation, de 0 à 25%, de la part de maïs dans le système fourrager d'une ferme laitière ne modifie pas les pertes d'azote par lessivage, dénitrification et volatilisation par rapport à un système exclusivement basé sur l'herbe, optimisé par injection de lisier et fertilisation raisonnée et conduit à même niveau de chargement. La modélisation préalable à l'expérimentation est utile pour estimer les flux d'azote et évaluer les pertes d'azote possibles mais doit être validée en conditions réelles par l'expérimentation et les observations en fermes qui permettent d'évaluer la facilité de gestion des différents systèmes fourragers.

2. L'expérimentation sur des systèmes complets

Le second volet de la recherche consiste à comparer des systèmes fourragers laitiers, optimisés sur le plan de l'environnement. Ces expérimentations globales sont menées dans deux régions, contrastées du point de vue pédoclimatique (Bretagne arrosée et Sud-Ouest chaud mais assez arrosé), en collaboration avec les EDE et les Chambres d'Agriculture des régions concernées. Sur chaque site, les systèmes fourragers comparés comportent une part variable de maïs ensilage (tableau 4). Chaque système est fertilisé par ses propres fumiers et

lisiers (fumières et fosses séparées). Les contrôles portent sur l'ingestion et les performances zootechniques, la production et la gestion des engrais de ferme, les productions fourragères et les pertes d'azote, et notamment de nitrate. Il s'agit non seulement d'étudier l'incidence de l'équilibre herbe - maïs, mais aussi d'évaluer la cohérence entre les bilans globaux, les balances parcellaires sur les prairies et le maïs, le bilan à l'étable et les fuites de nitrate. Des expérimentations du même type sont menées respectivement aux Pays-Bas (AARTS *et al.* 1994 ; 1996) et en Grande-Bretagne (PEEL *et al.*, 1996), les systèmes laitiers étudiés comportant également une part non négligeable de maïs ensilage.

Les **premiers résultats obtenus sur 3 années à Ognoas** (Sud-Ouest) publiés par LEGARTO *et al.* (1996) montrent que :

- Les pertes d'azote nitrique mesurées à l'échelle du système de production sont de 59 kg N/ha SAU dans le système "maïs" et de 36 kg N/ha SAU dans le système "prairie et maïs" pour des bilans apparents de l'azote de 136 kg et 113 kg N/ha SAU respectivement. Les concentrations moyennes en nitrate sont alors de 53 mg/l (système "maïs") et de 37 mg/litre (système "prairies et maïs"). Les écarts

| Ferme expérimentale | Ognoas | | Crécom | |
|--|--|---|--|---|
| Localisation (référence biblio.) | Sud-Ouest (LEGARTO <i>et al.</i> , 1996) | | Bretagne (LE GALL <i>et al.</i> , 1996) | |
| Conditions climatiques | | | | |
| Pluviométrie (mm/an) | 800 à 1 000 + 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 | | 500 | |
| Type de sol | | | | |
| | sablo limoneux sur argiles dégradées | | sablo-limoneux sur granite | |
| Matière organique (%) | 1,5 | | 6 | |
| Fourniture d'azote par le sol (kg N) | 50 - 100 | | 130-150 | |
| Systèmes testés | | | | |
| | "Maïs" | "Prairies+maïs" | "50% maïs" | "75% herbe" |
| % Cultures de vente/SAU | 35 | 25 | 0 | 0 |
| % maïs ensilage/SFP | 100 | 35 | 50 | 25 |
| Chargement (UGB/ha SFP) | 2,0 | 1,7 | 1,9 | 1,9 |
| Stocks (t MS/VL) | 6,0 | 3,5 | 2,0 | 3,0 |
| Production laitière attendue (kg/VL) | 8 000 | 7 500 | 8 000 | 7 000-8 000 |
| Concentrés (kg brut/VL) | 1 300 | 1 000 | 1 300 | 1 300 |
| Durée stockage engrais de ferme | | | | |
| Fertilisation organique | | | | |
| | 12 mois | 4 mois | 4 mois | 4 mois |
| | Fumier et lisier sur maïs avec dérivée | 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/ha) | | | | |
| - Prairie | - | ≈ 100 | ≈ 180 | ≈ 180 |
| - Maïs | ≈ 165 | ≈ 155 | ≈ 0 | ≈ 0 |
| Système de désherbage | | | | |
| | Chimique | Chimique | Mixte | Mixte |
| Culture intermédiaire après maïs | | | | |
| | Seulement sur maïs avec engrais de ferme | | Oui | Oui |
| Méthodes de mesure du lessivage d'azote | | | | |
| | Systèmes de drainage Bougies poreuses Lysimètres | | Reliquats d'azote Lysimètres | |

TABLEAU 4 : Principales caractéristiques de 2 dispositifs comparant des systèmes fourragers laitiers.

TABLE 4 : Main characteristics of 2 experimental layouts comparing dairy forage systems.

* N minéral acheté. A cette quantité, il faut rajouter l'effet direct des engrais de ferme pour obtenir la dose d'azote "efficace"

entre les 2 systèmes apparaissent faibles bien que le système "prairies et maïs" présente moins de risques pour la qualité de l'eau et davantage de souplesse pour la gestion des engrais de ferme.

- Les pertes d'azote nitrique apparaissent modérées sous les prairies pâturées avec fertilisation minérale (23 kg N-NO₃/ha) et sous le maïs en monoculture, irrigué et fertilisé avec de l'azote minéral (22 kg N-NO₃/ha). Elles sont intermédiaires pour les maïs irrigués et les prairies recevant tous deux une fertilisation organique (respectivement 54 et 45 kg N-NO₃/ha). Le lessivage d'azote est, en revanche, plus important pour les maïs non irrigués recevant une fertilisation organique (environ 100 kg N-NO₃/ha).

Ces résultats montrent que, **une fois optimisés, les systèmes laitiers productifs étudiés présentent des pertes d'azote nitrique et des concentrations en nitrate acceptables**. Ils semblent confirmés par les premiers résultats de PEEL *et al.* (1996) et AARTS (1996). Ces résultats encourageants, obtenus dans une situation avec une part importante de cultures de vente permettant de diluer l'azote organique, seront confirmés par une quatrième année d'expérimentation. Ils doivent aussi être complétés par l'ensemble des résultats des dispositifs expérimentaux français et européens afin de dégager des conclusions plus définitives sur les risques de pertes d'azote à l'échelle du système fourrager.

3. Les observations en fermes pour intégrer la variabilité des systèmes de production et les pratiques des éleveurs

Les observations en ferme réalisées dans les différents réseaux d'élevage permettent d'apprécier la variabilité pédoclimatique, d'intégrer les pratiques des éleveurs ainsi que toutes les cohérences entre le troupeau et les cultures fourragères. Les bilans apparents de l'azote sont ainsi effectués dans les réseaux de ferme en comptabilisant toutes les entrées (engrais, concentrés, fixation) et sorties d'azote (lait, viande, cultures ; SIMON *et al.*, 1992).

Cette analyse du bilan global de l'azote est complétée par les caractéristiques structurelles de l'exploitation et la fraction de sols nus, indicateur du risque de lessivage d'azote. Les résultats observés dans les différents systèmes apportent les enseignements suivants :

- **Les systèmes fourragers laitiers intensifs de l'Ouest et du Sud-Ouest** combinent un chargement animal élevé (de 1,8 à 2 UGB/hectare), une production laitière individuelle importante avec une utilisation parfois forte de concentrés et une part de maïs dans le système fourrager comprise entre 30 et 60%. Le flux total d'azote se situe entre 200 et 300 kg/ha/an et l'excédent du bilan atteint 150 à 200 kg N/ha (FORTIN, 1993 ; TRANVOIZ, 1993 ; BROCARD, 1997). **Le risque de fuites de nitrate est d'autant plus élevé que la fraction de sols nus est importante** (de 20 à 60%). **Contrairement aux simulations, il apparaît que, à même niveau d'intensification, les**

entrées d'azote ainsi que le surplus d'azote augmentent avec la part de maïs ensilage dans l'assolement fourrager. On observe non seulement un accroissement, logique, des entrées d'azote par les concentrés maïs aussi une consommation plus forte d'engrais azotés (LE GALL et TRANVOIZ, 1997) pour des sorties qui restent stables. D'autre part, ces systèmes sont consommateurs de produits phytosanitaires. Ces systèmes productifs présentent des risques de pertes d'azote et d'entraînement du phosphore et des pesticides mais disposent de marges d'amélioration importantes.

- **Les systèmes laitiers désintensifiés**, essentiellement basés sur la prairie, présentent un chargement modéré (1,3 UGB/ha SFP), une production laitière réalisée à partir des fourrages avec une faible quantité de concentrés, une surface en cultures extrêmement réduite (CAPELE, 1996 ; PICHOT, 1995). **Le flux d'azote est nettement plus faible que dans la situation précédente, tout comme l'excédent du bilan** (entre 50 et 80 kg N/ha). La quantité d'azote disponible pour le lessivage est sans doute très faible, compte tenu de la réorganisation possible de l'azote sous prairie en dépit d'un pâturage prolongé à l'automne. La couverture totale des sols en automne et en hiver ainsi que le non retournement des prairies renforcent cette hypothèse, tout comme les mesures de fuites d'azote nitrique réalisées par ailleurs sur les prairies peu intensives (SIMON *et al.*, 1996). **Ces systèmes fourragers ne consomment quasiment pas de produits phytosanitaires** hormis ceux nécessaires au désherbage du rumex dans les prairies. Enfin, le développement de la prairie et du pâturage va de pair avec l'implantation de haies bocagères, nécessaires à la protection des animaux, mais qui permettent aussi de ralentir la circulation de l'eau et d'accentuer les phénomènes de dénitrification.

4. Intégrer toutes les régulations au niveau du bassin versant

Les risques de fuites de nitrate ou d'entraînement des produits phytosanitaires doivent être relativisés par le positionnement spatial du maïs dans l'exploitation (éloignement des rivières, prairies ou bande enherbée entre le maïs et le cours d'eau) et en prenant en compte l'action des prairies et des zones dénitrificatrices (prairies humides, marais, parcelles hydromorphes). Celles-ci peuvent tamponner les pertes d'azote sous maïs, surtout si elles se situent en aval de la culture.

La liaison entre l'excédent d'azote à l'échelle du bassin hydrologique et la quantité d'azote à l'exutoire a été récemment étudiée. On peut distinguer deux types de situation :

- celles où la liaison est globalement bonne (30 à 50% de l'excédent d'azote est retrouvé dans l'eau). C'est le cas des bassins versant homogènes et à circulation rapide de l'eau, soit sur sols granitiques et forte lame drainante annuelle avec de forts excédents d'azote (VERTÈS *et al.* 1996 ; BORDENAVE *et al.* 1996), soit sur plateaux karstiques en Lorraine (KUNG-BENOIT, 1992) ou sur sols sableux aux Pays-Bas (VAN ERP *et al.* 1990) ;

– celles où la liaison est plus faible (10 à 20% d'azote), sur sols tourbeux (VAN ERP *et al.*, 1990), ou sur des bassins plus hétérogènes. Ainsi, en Bretagne sur le bassin du Naizin, sur schiste, on ne retrouve à l'exutoire que 20% de l'excédent d'azote estimé par bilan avec une forte variabilité interannuelle (CURMI *et al.*, 1996). Les auteurs soulignent l'importance des phénomènes de dénitrification et d'organisation dans le sol et l'intérêt d'un aménagement réfléchi de l'espace afin d'optimiser les facultés épuratrices du milieu.

En conclusion

Ces expériences montrent la diversité des réponses et **la nécessité de mieux connaître les liaisons entre la parcelle agricole, l'exploitation, l'ensemble des exploitations agricoles et le bassin versant, et de ne pas juger la qualité de l'eau en ne l'observant que sous une seule parcelle de maïs ou de prairie pâturée.**

Accepté pour publication, le 18 juin 1997.

Remerciements

Les auteurs remercient A. FARRUGGIA, S. HACALA (Institut de l'Élevage), J.C. SIMON, L. DELABY, P. LETERME (INRA), P. DESVIGNES (AGPM), J. AUCKENTALLER, M.M. CABARET, M. TRANVOIZ (Chambres d'Agriculture de l'Ouest) pour leurs avis et remarques constructives.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AARTS H.F.M. (1996) : *Efficient nutrient management in dairy farming on sandy soils ; technical results of the experimental farm "De Marke" for the years 1993/94 and 1994/95*, report n°18 "De Marke", report n°67 AB-DLO, 28 pp.
- AARTS H.F.M., BIEWINGA E.E., VAN KEULEN H. (1992) : "Dairy farming systems based on efficient management", *Netherlands J. of Agric. Sci.*, 40, 285-299.
- AARTS H.F.M., HACK-TEN BROEKE M.J.D., DE GROOT W.J.M., DIJKSTRA J.P. (1994) : "Nitrogen budgets and nitrate leaching from an experimental system for sustainable dairy farming at "De Marke"", *Proc. 15th EGF*, Wageningen, June 6-9, 1994, 377-381.
- AGPM info (1995) : *Les atouts du maïs*, document 4 pages.
- BARRACLOUGH D., GEENS E.L. MAGGS J.M. (1984) : "Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. II nitrogen-15 leaching results", *J. Soil Sci.*, 35, 191-199.
- BENOIT M. (1992) : "Un indicateur des risques de pollution azotée nommé Bascule", *Fourrages*, 129, 95-110.
- BENOIT M. (1994) : "Risques de pollution des eaux sous prairies et sous culture. Influence des pratiques d'apport d'engrais de ferme", *Fourrages*, 140, 407-420.

- BENOIT M. PARRASIN P.R., PEYRE D., FIORELLI J.L. (1995) : "Activités d'élevage et qualité des eaux souterraines - Méthodes d'évaluation des risques de pollution azotée et d'estimation des pertes en nitrates", *Renc. Recherches Ruminants*, 2, 323-328.
- BINET F. (1993) : *Dynamique des peuplements et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés*, thèse de 3^e cycle, Université de Rennes I, 285 pages.
- BLOUIN J.Y., DIVERRES R. (1995) : "Le désherbage mixte du maïs : une technique adaptée à la protection de l'environnement", *Colloque Qualité des eaux et produits phytosanitaires : du diagnostic à l'action*, Rennes 27 novembre 1995, 134-140.
- BORDENAVE P., LAUNAY M. (1996) : "Evaluation des flux de nutriments (N, P, K) à l'échelle d'un bassin versant cultivé du Nord Finistère à partir d'un suivi parcellaire de pratiques culturales et de profils azotés", *Actes du premier colloque interceltique d'hydrologie et de gestion des eaux*, Rennes, 8-11 juillet, Ed. INSA, 49-50.
- BROCARD V. (1997) : *Les troupeaux VHP*, compte rendu d'étude, Institut de l'Elevage, à paraître.
- CABARET M.M. (1996) : "Nouvelle conception du désherbage du maïs : désherbage mixte associé à l'interculture", *Colloque Maïs ensilage*, Nantes 17-18 sept 96.
- CABARET M.M., BLOUIN J.Y., ARZUL J.P. (1994) : *Essais d'implantation d'un couvert végétal dans la culture du maïs*, document Chambre d'Agriculture des Côtes d'Armor.
- CANN C. (1995) : "Le transfert des triazines vers l'eau", *Colloque Qualité des eaux et produits phytosanitaires : du diagnostic à l'action*, Rennes 27 novembre 1995, 98-106.
- CAPELE P. (1996) : *Le retour à l'herbe*, document Chambre d'Agriculture Loire-Atlantique, 52 pages.
- CAPELLEN O., MOURAUX, FOUCART G., SCOKART (1993) : *Sous semis et semis sous couvert en culture de maïs*, Compte rendu Faculté des Sciences Agronomiques de Belgique.
- CARNET C. (1978) : *Etude des sols et de leur régime hydrique en région granitique de Bretagne : une approche du rôle du bocage*, thèse de 3^e cycle, Université de Rennes.
- CHAMBERS B.J., SMITH K., VAN DER WEERDEN T.J. (1996) : "Ammonia emissions following the land spreading of solid manures", *Nitrogen emissions from grasslands*, International conference of IGER.
- CHEVERRY C. (1993) : *La dégradation chimique des sols en Bretagne*, Cours CNAM-ENSA Rennes.
- COPPENET (1975) : "Bilan des éléments fertilisants sur les exploitations d'élevage", *Fourrages*, 62, 119-132.
- CURMI P., BOURRIE G., COURAULT D., CHEVERRY C., DURAND P., GASCUEL-ODOUX C., HALLAIRE V., MEROT P., PELLERIN J., ROBIN P., TROLARD F., WALTER C. (1996) : *Rôle du milieu physique sur les chemins de l'eau ; incidences sur le contrôle géochimique de la teneur en nitrate des eaux superficielles. Synthèse des principaux résultats du programme COR-MORAN-INRA sur la période 1992-1995*, Document INRA-ENSAR, 16 pages + annexes.

- CUTTLE S.P., BOURNE P.C. (1993) : "Uptake and leaching of nitrogen from artificial urine applied to grassland on different dates during the growing season", *Plant and Soil*, 150, 77-86.
- DECAU M.L., SALETTE J. (1993) : "Retournements de prairie et évolution consécutive de l'azote minéral du sol", *Matières organiques et agricultures*, GEMAS-COMIFER, 71-81.
- DECAU M.L., SALETTE J. (1994) : "Reducing nitrate leaching by manipulating the cutting/grazing and N fertilization level regimes", *Proc. 15th Europ. Grassl. Fed. Gen. meet.*, Wageningen, 213-217.
- DELABY L., PEYRAUD J.L., VERITÉ R. (1995) : "Influence du niveau de production laitière et du système d'alimentation sur les rejets azotés du troupeau", *Rencontre Recherche Ruminants*, 2, 349-354.
- DOWDELL R.J., WEBSTER C.P. (1980) : "A lysimeter study using ¹⁵N on the uptake of fertilizer nitrogen by perennial ryegrass swards and losses by leaching", *J. Soil Sci.*, 31, 65-75.
- FERRON O., GILLET H. (1996) : "Etude de la contamination des eaux pluviales par les produits phytosanitaires", *Actes du premier colloque Inter Celtique d'Hydrologie et de Gestion des eaux*, Editions INSA, 55-56.
- FORTIN G. (1993) : *Systèmes laitiers et environnement : Incidence de la place du maïs sur les bilans zootechniques, économiques et écologiques*, mémoire de fin d'études ESA Angers.
- FROMENT M.A., CHALMERS A.G., SMITH K.A. (1992) : "Nitrate leaching from autumn and winter application of animal manures to grassland", *Aspects of Applied Biology*, 30, 153-156.
- GASCUEL-ODOUX C., CROS-CAYOT S., CLEMENT M., CURMI P., GARNIER F., HEDDADJ D., SEUX R. (1995) : "Le ruissellement et les transferts de surface", *Colloque Qualité des eaux et produit phytosanitaires : du diagnostic à l'action*, Rennes 27/11/95, 98-106.
- GIOVANNI R. (1995) : "Conséquences des traitements phytosanitaires du maïs sur la qualité des eaux de Bretagne", *Renc. Rech. Ruminants*, 2, 339-342.
- JARVIS S.C. (1993) : "Nitrogen cycling and losses from dairy farms", *Soil use and management*, volume 9, 3, 99-105.
- JARVIS S.C., BARRACLOUGH D., UNWIN R.J., ROYLE S.M. (1987) : "Nitrate leaching from grazed grassland and after straw incorporation in arable soil", *Management systems to reduce the impact of nitrate*, J.C. Germon Ed., Elsevier, London, 110-125.
- KERVEILLANT P., CASTILLON P. (1996) : *Essai de fertilisation azotée sur prairies pâturées à Kerlavic*, Compte rendu EDE du Finistère - CA de Bretagne - ITCF, à paraître.
- KUNG-BENOIT A. (1992) : "Réduction de la pollution nitrique : exemple d'un diagnostic en Lorraine", *Fourrages*, 131, 235-250.
- LE GALL A. (1995) : *La place du maïs ensilage dans les systèmes fourragers laitiers*, brochure Institut de l'Elevage, 58 p.
- LE GALL A., TRANVOIZ M. (1997) : *Bilans des minéraux dans les exploitations laitières bretonnes*, Compte rendu EDE-CA de Bretagne - Institut de l'Elevage. A paraître.
- LE GALL A., FORTIN G., LEGARTO J., CABARET M.M. (1996a) : *Mise au point de systèmes laitiers productifs plus respectueux de l'environnement. Simulations préalables à l'expérimentation*, CR Institut de l'Elevage.

- LE GALL A., LEGARTO J., CABARET M.M. (1996b) : "Finalization of dairy fodder systems respectful of the environment. Effect of the maize grassland balance", *Nitrogen emissions from grasslands, Int. Conf. IGER*, 20-22/05, North Wyke.
- LEGARTO J., LE GALL A., FARRUGIA A. (1996) : "Etude de 2 systèmes de production laitière (50 et 100% maïs) dans le Sud-Ouest de la France", *Colloque maïs ensilage AGPM*, 17 et 18 septembre, Nantes.
- LEGARTO J. (1996) : "La valorisation des fumiers et des lisiers de bovins depuis 1991", *Ognoas flash*, n°41.
- LOISEAU P., HABCHI A. EL, DE MONTARD F.X., TRIBOÏ E. (1992) : "Indicateurs pour la gestion de l'azote dans les systèmes de culture incluant la prairie temporaire de fauche", *Fourrages*, 129, 29-43.
- MACDUFF J.H., JARVIS S.C., ROBERTS D.H. (1989) : "Nitrate leaching under grazed grassland : measurements using ceramic cup samplers", *Fertilization and the environment*, Eds Merckx R., Vereecken H. et Vlassak K., Leuven University Press, Leuven, 72-78.
- MARY B., BEAUDOIN N., BENOIT M. (1996) : "Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau", *Colloque INRA Reims*, novembre 1996, *Maîtrise de l'azote dans les agro-systèmes*.
- MEROT P., RUELLAN A. (1980) : "Pédologie, hydrologie des bocages : caractéristiques et incidences de l'arasement des talus boisés", *BTI*, 353-355.
- MISSSELBROOK T.H., PAIN B.F., STONE A.C., SCHOLEFIED D. (1995) : "Nutrient run off following application of livestock wastes to grassland", *Environmental Pollution*, 88, 51-56.
- MORVAN T. (1992) : *Contexte de la fertilisation azotée en Bretagne*, Forum agronomie, 5 p.
- PAIN B.F., MISSSELBROOK T.H. (1996) : "Sources of variation in ammonia emission factors for manure applications to grassland", *Nitrogen emissions from grasslands*, Int. conf. of IGER.
- PEEL S., CHAMBERS B.J., HARISON R., JARVIS S.C. (1996) : "Reducing nitrogen emissions from complete dairy farm systems", *Int. Conf. on Nitrogen Emissions from Grasslands*, IGER North Wyke.
- PEYRAUD J.L., VERITE 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. (1995) : "Bilan humique calculé selon le système fourrager et le type d'engrais de ferme", *La place du maïs ensilage dans les systèmes fourragers laitiers*, brochure Institut de l'Elevage, 58 p., 30.
- PFLIMLIN A., LE GALL A., FARRUGIA A., HACALA S. (1995) : "More efficient use of manure and nutrients on dairy farms in France", *Proc. PR symposium "Applied research for sustainable dairy farming"*, 85-89.
- PICHOT L. (1995) : *Bilan apparent des minéraux : proposition de références par type de systèmes de production en élevage*, mémoire de fin d'études ENSAIA Nancy-Institut de l'Elevage, 31 pages + annexes.
- REAL B., MASSON E., GRIL J.J. (1996) : "Maîtrise des produits phytosanitaires et intérêt technique des bandes enherbées", *Colloque maïs ensilage*, Nantes, 17-18 septembre.
- RYDEN J.C., BALL P.R., GARWOOD E.A. (1984) : "Nitrate leaching from grassland", *Nature*, vol. 211, n°5981, 50-53.

- SCHILS R. (1996) : *Ray grass anglais et trèfle blanc : L'expérience aux Pays-Bas*, Communication à la journée d'information RAGT, Loudéac, 21 février 96.
- SCHOLEFIELD D., LOCKYER D.R., WHITEHEAD D.C., TYSON K.C. (1991) : "A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle".
- SCHRÖDER J.J., TEN HOLTE L., VAN KEULEN H., STEENVOORDEN J.H.A.M. (1993) : "Effects of nitrification inhibitors and time and rate of slurry and fertilizer N application on silage maize yield and losses to the environment", *Fertilizer Res.*, 34, 267-277.
- SIMON J.C. (1995a) : "Lessivage de l'azote nitrique et des cations accompagnateurs. Une situation de référence : le climat atlantique très pluvieux", *CR Acad. Agric. Fra.*, 81, n°4, 55-71.
- SIMON J.C. (1995b) : *Les exploitations herbagères de Basse Normandie et l'environnement : estimation de l'excédent d'azote par la méthode du bilan apparent*, document APEX 37 p + annexes.
- SIMON J.C., LE CORRE L. (1988) : "Lessivage d'azote en monoculture de maïs, en sol granitique du Finistère", *Fourrages*, 114, 193-207.
- SIMON J.C., LE CORRE L. (1992a) : "Fertilisation des cultures annuelles et lessivage de l'azote nitrique", *Fourrages*, 129, 3-10.
- SIMON J.C., LE CORRE L. (1992b) : "Le bilan apparent à l'échelle de l'exploitation agricole", *Fourrages*, 129, 79-94.
- SIMON J.C., DUVAL L., LE CORRE L., LE ROY M. (1989) : "Evolution de la matière organique dans les sols de Bretagne occidentale", *A la Pointe de l'Elevage*, 210, 11-13.
- SIMON J.C., VERTÈS F., LE CORRE L. (1992) : "Altération de la qualité des eaux superficielles ou profondes : contamination par les déjections animales au pâturage", *Séminaire "Altération et restauration de la qualité des eaux continentales"*, *Dossiers de la Cellule Environnement*, INRA, n°4, 121-125.
- SIMON J.C., PEYRAUD J.L., DECAU M.L., DELABY L., VERTÈS F., DELAGARDE R. (1996) : "Gestion de l'azote dans les systèmes prairiaux pâturés permanents ou de longue durée", *Colloque "Maîtrise de l'azote dans les agro-systèmes"*, Reims, 19-20 novembre.
- TRANVOIZ (1993) : *Expérimentation PDD 1993 : Synthèse des diagnostics d'exploitations*, document Chambre d'Agriculture -EDE 29, 79 pages.
- TRIBOI E. (1981). "Bilans hydriques et minéraux en relation avec le système de culture", *Probleme de agrofitechnie teoritica et applicata* (Roumanie), vol. III, n° 3, 229-258.
- TRIBOI E., GACHON L. (1997) . "Influence du système cultural sur la charge en nitrates des eaux d'infiltration", *Proc. colloque Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine*, Orléans, 1-2 mars, 143-159.
- VALK H. (1994) : "Effects of partial replacement of herbage by maize silage on N-utilization and milk production of dairy cows", *Livestock Prod. Sci.*, 40, 241-250.
- VAN ERP et al. (1990) : "Relation between N inputs and nitrates in groundwater on arable farms", *Nitrates, Colloque Agriculture - eau*, Paris, 1990.

- VAN DIJK (1995) : "Towards a sustainable nutrient and plant protection management of maize", *Proc. symposium Applied research for sustainable dairy farming*, 19-24.
- VAN VUUREN A.M., MEIJS J.A.C. (1987) : "Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows", *Animal Manure on grassland and fodder crops ; Fertilizer or waste ?*, Ed. Van Der Meer H.G., Unwin R.J., Van Dijk T.A., Ennik G.C. 1726.
- VERTÈS F., CORRE L., CURMI P., NICOLAS J.M. (1996) : "Interactions milieu-pratiques agricoles qualité des eaux sur des bassins versants élémentaires de Bretagne occidentale", *1^{er} colloque interceltique d'hydrologie et de gestion des eaux*, Rennes, 8-11 juillet, 43-44.
- VERTÈS F., DECAU M.L. (1992) : "Suivi d'azote minéral dans les sols : risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal", *Fourrages*, 129, 11-28.
- VILLARD A., KOCKMANN F., MANGIN M., CHAUSSOD R. (1993) : "Le retournement des prairies permanentes au profit de la monoculture de maïs en alluvions de Val de Saône", *Matières organiques et agricultures*, GEMAS-COMIFER, 59-69.
- WATSON C.J., JORDAN C., LAIDLAW A.S., STEEN R.W.J. (1992) : "Annual N balances for grazed grassland", *Proc. EC COST 814 meeting*, Gembloux, 35-36.
- WEISSBACH F., ERNST P. (1994) : "Nutrient budgets and farm management to reduce nutrient emissions", *Grassland and Society*, Ed. t'Mannetje L. and Frame J., 343-360.
- WILKINS R.J. (1993) : "Environmental constraints to production systems", *The places for grass in land use systems*, BGS ed., 19-30.

SUMMARY

The place of maize and of pastures in dairy forage systems. III- Effects on the environment

Intensive forage systems based on maize do offer hazards towards the environment. All the same, there remain a number of assets in favour of maize silage : decreased nitrogen outputs by the animals, steady mineral balance in the diet, controllable nitrogen production indoors. The main difficulty with silage maize is however the existence of bare soils during winter ; this is conducive to nitrate leaching, possibly amplified by manure application and sward ploughing. Nitrate losses under maize can be high, but may be reduced by controlled fertilization, better management of farm manure, and by a cover-crop. Losses under maize are higher than those measured under mown swards, but probably equivalent to those found under intensively grazed swards. Moreover the weak covering of the soil by maize increases the risks of erosion and run-off, carrying thereby phosphates and herbicides to surface waters. The final assessment of the respective effects of maize and of pastures on the environment should then be made at the level of the forage system. Studies are being carried out by modelling, by experimentation on complete fodder systems, and by on-farms observations.