

Facteurs de variation du devenir de l'azote des déjections bovines sur les surfaces fourragères

J-C. SIMON (1), M-L DECAU (1), T. MORVAN (2)

(1) Unité Associée INRA/Université, Esplanade de la Paix, 14 032 CAEN CEDEX

(2) Unité d'Agronomie, INRA, 65, rue de Saint Briec, 35 042 RENNES CEDEX

RÉSUMÉ – Cet article fait le point sur les connaissances actuelles concernant le devenir des déjections bovines, qu'elles soient stockées ou restituées in situ. Une première partie présente les caractéristiques de ces différents produits et la variabilité des quantités et des formes d'azote mises en jeu. Les lisiers et fumiers présentent des pertes importantes par volatilisation au stockage et à l'application selon leur teneur en $N-NH_4$, de 7 à 86 %. L'utilisation par le couvert va de 23 à 67 % de l'azote du lisier et de 27 à 44 % pour le fumier.

L'apport d'azote par les pissats et les bouses est toujours un phénomène spatialement hétérogène. La volatilisation atteint 15 % de l'azote de l'urine et seulement 2 % des bouses. La dénitrification est toujours faible en moyenne 2 %. La valorisation par la plante dépend de sa capacité de croissance. Les bouses ont peu d'impact sur la croissance du couvert alors qu'elles contribuent à hauteur de 70 % au pool organique du sol. Le lessivage concerne principalement l'urine, en moyenne, 22 % sont ainsi perdus annuellement.

Factors affecting fate of nitrogen from cattle dejections (slurry, manure, dungs and urines) applied on forages crops and grasslands

J-C. SIMON (1)

(1) Unité Associée INRA/Université, Esplanade de la Paix, 14 032 CAEN CEDEX

SUMMARY – This paper reviews present knowledge about the fate N applied to grasslands and forage crops as cattle slurry, manure or urine and dung. A characterization of the different products obtained from animal wastes is presented, underlining the large variation of N amounts and forms.

Slurry and manure are considered as manageable wastes. A large part of N is lost by volatilization either during storage or during application ; this process varying between 7 to 86% of NH_4^+-N of the product. N efficiency for plant growth is always higher for slurry (23 to 67%) than for manure (27-44%).

Urine and dung deposition by grazing cattle is always a spatially heterogeneous phenomenon. Losses of N through volatilization occur from urine (15% in average) and dung (2%). Denitrification remains very low (2% of total N). Plant use of N from urine is greatly dependent on plant growth ability and the level of N fertilization (from 0 to 70% of N deposited). Dung has little effect on plant growth but largely contributes to soil organic N (70%). Leaching mainly occurs under urine patches with an annual average of 22% of deposited N.

INTRODUCTION

Les déjections bovines se présentent essentiellement sous forme de deux types de produits dont les caractéristiques sont notablement différentes :

- les restitutions directes par les animaux au pâturage sous forme de bouses et de pissats, dont la gestion par l'agriculteur n'est guère aisée, du moins dans l'état actuel des connaissances ;
- les déjections " maîtrisables " sous forme de lisiers, fumiers et purins, qui sont récupérées pendant le temps de séjour des animaux sur le siège de l'exploitation (stabulation, étable) et qui sont stockées en vue d'une utilisation ultérieure pour fertiliser les cultures et les prairies ; par adjonction ou non de litière, en général de la paille dans le cas des bovins, l'agriculteur peut en choisir la forme (fumiers et purins ou lisiers) en modifier l'état (compostage ou non, séparation des phases liquides et solides) et en gérer l'utilisation (choix des quantités à épandre et des dates d'épandage).

1 - BREF RAPPEL SUR LA VARIABILITÉ DES FORMES ET DES CARACTÉRISTIQUES DES DÉJECTIONS BOVINES

Ces deux grands types de déjections, restitutions directes et stockées, se distinguent principalement par :

- leurs teneurs en azote à l'émission par l'animal ; elles sont généralement plus élevées en période de pâturage qu'en période de stabulation du fait de régimes alimentaires différents, plus riches en azote quand il s'agit de base d'herbe (Peyraud et Delaby, 1995) ;
- des devenir différents après émission ; dépôt direct sur le sol dans le cas du pâturage, circuits très diversifiés entre le lieu d'émission et la fosse ou la fumière dans le cas d'un stockage ; dans ce dernier cas, le traitement et l'itinéraire suivis par la déjection sont extrêmement variables et conduisent à des formes de l'azote et à des teneurs qui diffèrent notablement de la déjection initiale selon la nature de la litière adjointe (ou non), le mode et les conditions de conservation, les traitements éventuels et la durée de stockage.

1.1 - CARACTÉRISTIQUES DES DÉJECTIONS BOVINES À LA SORTIE DE L'ANIMAL

Une synthèse des caractéristiques générales des bouses et pissats de bovins lors de leur émission est présentée tableau 1 (Doak, 1952 ; MacLusky, 1960 ; Richards et Wolton, 1976 ; Betteridge et al, 1986 ; Williams et Haynes, 1994 ; Farrugia et Simon, 1994).

Ce tableau met en évidence une moins grande variabilité des caractéristiques des bouses par rapport à celles des pissats. Ces derniers présentent une très grande amplitude de variation tant en volume unitaire qu'en concentration. Il en résulte une très grande diversité des quantités d'azote apportées par ces restitutions : 5 à 60 g N par pissat, contre moins de 10 g N par bouse.

1.2 - CARACTÉRISTIQUES DES DÉJECTIONS BOVINES AU PÂTURAGE

La variabilité des déjections émises au pâturage est de même importance que celle présentée dans le tableau 1. La figure 1 illustre cette variabilité dans le cas particulier des pissats de génisses et de vaches laitières (en production ou tarées). Globalement, tous types d'animaux confondus, l'amplitude de variation de chaque paramètre est très forte : de moins d'un litre à 8 litres pour les volumes, 1 à 12 p 1000 pour les concentrations.

Ces déjections sont par ailleurs épandues de façon très hétérogène et sont concentrées sur des surfaces réduites (peu de travaux ont à ce jour abordé les facteurs de variation de leur répartition spatiale sur prairie). Par exemple, la zone d'impact d'un pissat a été estimée en moyenne à 0,4 m² : 0,27 à 0,49 m² selon les auteurs (Doak, 1952 ; Richards et Wolton, 1976 ; Williams et Haynes, 1994). Celle des bouses est plus petite : 0,05 m² (Lantinga et al, 1987). A chaque passage des animaux, la part de la surface prairiale ainsi affectée est de l'ordre de 2

à 6 % (Richards et Wolton, 1976 ; MacLusky, 1960). Globalement sur l'année, on estime à 15-20 % la part de la surface prairiale touchée par les restitutions directes. Sur celle-ci, les quantités d'azote en jeu peuvent être très importantes. Elles sont estimées en moyenne à 300 kg N/ha sous pissats, cette quantité pouvant varier localement entre 100 et 1000 kg N/ha (During et McNaught, 1961 ; Ball et al, 1979 ; Lédgard et al, 1982 ; Whitehead et Bristow, 1990 ; Lockyer et Whitehead, 1990 ; Deenen et Middlekoop, 1992 ; Cuttle et Bourne, 1993).

L'azote de l'urine se trouve en grande partie sous forme d'urée, 60 à 93 % de l'azote total pour les bovins (Bristow et al, 1992). Selon ces mêmes auteurs, les autres formes de l'azote sont essentiellement constituées d'acide hippurique (3,4 à 8,0%), d'allantoïne (2,2 à 11,8 %), d'acide urique (0,6 à 1,9 %), de créatinine (1,8 à 5,3 %) et de créatine (1,3 à 4,1 %). L'azote des bouses se trouve essentiellement sous forme organique.

Plusieurs paramètres peuvent expliquer les variations de volume ou de teneur en azote des pissats de bovins : le type d'animal (poids, stade physiologique, besoins alimentaires,...), l'alimentation (teneur en azote, teneur en matière sèche), le rythme biologique de l'animal, l'individu (Farrugia et Simon, 1994). A titre d'exemple, le tableau 2 présente l'influence du type d'animal et du type de couvert prairial sur les teneurs moyennes en azote des bouses et pissats (valeurs obtenues à partir de prélèvements effectués sur des journées complètes de pâturage). En prairie de ray-grass anglais, la variabilité entre types d'animaux des teneurs en azote des bouses est moins importante que celle des pissats. Les teneurs en azote des pissats les plus élevées sont observées pour les vaches laitières en production. Ces variations entre types d'animaux s'expliquent en grande partie par des différences de besoins alimentaires et d'alimentation. A ces différences qualitatives s'ajoutent des différences quantitatives inhérentes à la taille des animaux : les pissats de génisses (de 400-450 kg) ont en moyenne un volume plus petit que celui de vaches adultes (de 600 kg) : 1 à 2 litres contre 2 à 3 litres.

La composition floristique de la prairie module également les teneurs et le volume des rejets. Pour le même lot de génisse pâturant soit un ray-grass anglais pur, soit une association ray-grass - trèfle blanc, le passage du premier type de couvert au second se traduit par une augmentation des volumes urinaires, une légère diminution du poids des bouses et une augmentation sensible des teneurs en azote des déjections. Ces dernières augmentent aussi bien pour les bouses que pour les pissats.

Une série d'observations réalisées par la Station d'Agronomie de Quimper (Farrugia et Simon, 1994) met également en évidence de fortes variations au cours de la journée des caractéristiques des pissats de bovins émis au pâturage. Les volumes de pissats les plus importants sont enregistrés le matin après la période de repos nocturne des animaux : 4 à 6 litres au lever contre 1,5 en moyenne dans la journée pour les génisses, 4 à 10 litres contre 2,5 litres pour les laitières. Les teneurs en azote des urines d'un animal varient également dans de fortes proportions (1 à 4) au cours de la journée sans suivre apparemment de loi particulière, si ce n'est une tendance à observer des concentrations élevées lors du lever des animaux. Globalement, pour un lot homogène d'animaux, ces teneurs peuvent varier de 2 à 10 p 1000 selon l'heure de la journée. La période où les restitutions d'azote au pâturage via les urines sont les plus importantes se situe tôt le matin, au lever des animaux : grands volumes, fréquences élevées, concentrations moyennes à fortes.

Les différences observées sur les poids et concentrations en azote des bouses sont moins importantes.

1.3 - CARACTÉRISTIQUES DES DÉJECTIONS BOVINES STOCKÉES

On distingue :

- les fumiers, correspondant aux déjections collectées sur une litière carbonée (paille) ; les fumiers peuvent être plus ou moins pailleux ; ils sont associés à un autre effluent liquide, le purin, qui provient soit des urines non retenues par la litière, soit de l'égouttage du fumier ;

- les lisiers, issus d'un mélange d'urines et de bouses associées parfois à des résidus cellulotiques plus ou moins dégradés (résidus de pailles, aliments refusés ou perdus,...).

Nous n'insisterons pas sur ce type de déjections pour lesquelles la description des caractéristiques a fait l'objet de très nombreuses publications ou de mises au point techniques. Le tableau 3 rassemble les valeurs servant généralement de référence pour les teneurs en azote de ces déjections.

Ces teneurs moyennes intègrent les diverses pertes qui ont lieu soit dans les bâtiments, soit au cours du stockage. Il s'agit essentiellement de pertes par volatilisation à partir de la fraction ammoniacale ; au cours de cette phase, leur niveau global peut atteindre 30 à 40 % de l'azote excrété.

Les pertes au bâtiment ont surtout été étudiées sur lisier de porc. Elles se produisent entre le moment où la déjection est émise et celui où elle regagne le lieu de stockage. Le type de bâtiment influence fortement le niveau des pertes, celles-ci pouvant être comprises entre de 4 et 25 % de l'azote excrété par l'animal (Pessarae et al, 1992 ; Hoeksma et al, 1992). Dourmad et Aumaitre (1991) estiment quant à eux ces pertes à 25 % de l'azote ammoniacal excrété.

Les pertes au stockage sont équivalentes aux pertes en bâtiment, soit 25 % de l'azote ammoniacal excrété par l'animal (Berglund et Hall, 1988). Elles dépendent de divers facteurs dont :

- la température et le pH du lisier (Muck et Steenhuis, 1982), la volatilisation étant plus élevée aux pH basiques (Miner, 1974) ;

- le type de fosse à lisier ou de fumière ; en fosse ouverte, les pertes par volatilisation sont très variables à partir des couches superficielles de lisier (3 à 60 %) ; elles sont faibles à partir des couches profondes (moins de 15 %). Cependant aux basses températures et à des pH acides, les couches superficielles conservent aussi bien l'azote que les couches profondes. En conditions de stockage proches de l'anaérobiose (fosse couverte), la diffusion d'ammoniac est faible. Ce phénomène explique vraisemblablement que les couches profondes des fosses " conservent " mieux l'azote.

D'autres phénomènes ou certaines pratiques peuvent modifier la composition de ces déjections lors de cette phase :

- pour les déjections liquides (lisiers et purin), la dilution qui peut être à l'origine de fortes diminutions de teneurs ; elle a diverses origines :

- * les précipitations (facteurs de dilution le plus important) : fosse non couverte, ruissellement vers la fosse à partir des aires d'exercice, toitures,...,

- * les eaux de lavage (aires d'attentes),

- * les eaux de nettoyage de l'installation laitière (salle de traite, machine à traire, ...),

- * les éventuelles fuites aux abreuvoirs ;

- pour les déjections solides (fumiers), l'importance de l'adjonction de paille (taux de paille) ou la pratique du compostage modifient nettement la teneur en azote du produit.

2 - DEVENIR DE L'AZOTE MAÎTRISABLE (LISIER, FUMIER) EN CULTURES FOURRAGÈRES ANNUELLES ET EN PRAIRIE

Après stockage, les déjections maîtrisables sont épandues sur le sol avant la mise en place de la culture ou sur la culture elle-même. L'azote contenu dans ces déjections va alors se compartimenter entre l'atmosphère, le sol, la plante et parfois les eaux, suite aux phénomènes de ruissellement et de lixiviation.

2.1 - PERTES VERS L'ATMOSPHÈRE

Aux pertes d'azote lors du stockage évoquées plus haut, s'ajoutent celles qui se produisent lors de l'épandage et dans les jours qui suivent cette opération. Ces pertes sont essentiellement liées à la volatilisation et concernent la forme ammoniacale de l'azote de ces déjections ; elles sont ainsi plus élevées pour les lisiers et purins que pour les fumiers. Cette voie de sortie de l'azote est donc plus importante dans les élevages intensifs ayant adopté une filière " lisier ". Ces pertes sont très variables selon les conditions rencontrées et les caractéris-

tiques de l'effluent. En lisier de bovin, elles vont de 7 % à 86 % de l'azote ammoniacal apporté (Beauchamp et al, 1982 ; Thompson et al, 1987 ; Pain et al, 1989 ; Lockyer et al, 1989 ; Thompson et al, 1990 ; Bless et al, 1991 ; Dölher, 1991 ; Dobbelaere, 1992 ; Sommer et Olesen, 1991 ; Klarenbeek et al, 1993). Cette forte variabilité apparaît aussi bien en prairie (7 à 74 %) qu'en sols cultivés (18 à 86 %).

La volatilisation est affectée par tous les facteurs ayant une influence sur la concentration en azote ammoniacal du sol et de l'atmosphère, et sur la vitesse de diffusion de l'ammoniac. Les conditions climatiques (température, pluies, vitesse du vent) suivant l'apport du composé ammoniacal sont déterminantes, mais d'autres facteurs jouent également un rôle important : la composition du lisier (pH, pouvoir tampon,...), les caractéristiques du sol (texture) et son état au moment de l'apport (humidité), la présence d'un couvert végétal et la technique d'épandage (Amberger, 1990 ; Phillips et al, 1990 ; Moal, 1994).

Ainsi, les pertes par volatilisation sont modulées par divers facteurs :

- * les caractéristiques du produit : elles augmentent avec le taux de matière sèche de l'effluent (Sommer et Christensen, 1989 ; Sommer et Olesen, 1991) et sa teneur en azote ammoniacal ;

- * les conditions climatiques : elles augmentent avec la vitesse du vent et la température de l'air (donc la période d'épandage) ; elles sont plus élevées si l'épandage est effectué sur un sol gorgé d'eau ; la pluie ou l'irrigation favorisent la dilution et l'infiltration de l'azote ammoniacal dans le sol et peut réduire significativement la volatilisation si elle se produit rapidement après l'épandage ; Dobbelaere (1992) indique ainsi un abattement de 25 % du flux total de volatilisation après une pluie de 15 mm survenant dans les 24 heures suivant l'apport ; Moal (1994) observe également une diminution du même ordre de grandeur : 32 % sur les premières 48 heures ;

- * les caractéristiques du sol : les textures limoneuses apparaissent plus favorables à la volatilisation que les textures sableuses ; ces pertes s'avèrent plus élevées si l'épandage est effectué sur un sol de pH alcalin (Whitehead et Raistrick, 1992) ; ces auteurs observent une bonne corrélation entre le pH en surface du sol et le flux de volatilisation cumulé ;

- * la présence (ou non) d'un couvert végétal : cette présence se traduit par des modes d'action divers qui expliquent les résultats parfois contradictoires trouvés dans la bibliographie : le couvert constitue un puits pour l'azote ammoniacal via l'absorption racinaire et pour l'ammoniac via l'absorption foliaire (Porter et al, 1972 ; Hutchinson et al, 1972) ; la présence d'une surface foliaire sur laquelle se dépose en partie l'effluent augmente la surface d'échange et favorise la volatilisation (Thompson et al, 1990) ; mais ce même appareil foliaire induit une résistance aérodynamique qui va dans le sens d'une diminution du phénomène.

L'importance du phénomène de volatilisation peut être modifiée en ayant recours à des techniques adaptées (Morvan et al, 1997). La volatilisation peut être notablement diminuée par un pré-travail du sol avant épandage ou par enfouissement suite à un labour ou une injection dans le sol (Hargrove, 1988). D'autres techniques plus récentes permettent également de la diminuer : acidification du produit (Stevens et al, 1989) ; addition de sels (Vandré et Clemens, 1997).

L'azote ammoniacal du lisier nitrifie relativement rapidement (Morvan et al, 1996). Des pertes par dénitrification à partir de cette fraction ont été mises en évidence par divers auteurs (Thomson, 1989 ; Morvan et al, 1996). Ces derniers estiment ces pertes à 20 % de l'azote ammoniacal du lisier dans les conditions expérimentales rencontrées (fortes précipitations dans les semaines suivant l'épandage).

2.2 - DEVENIR DANS LE SOL

La dynamique de l'azote minéral dans le sol est en partie gouvernée par la résultante de deux processus opposés : l'immobilisation brute (transformation de l'azote minéral en azote organique par la microflore du sol) et la minéralisation brute (production d'ammonium après décomposition de la matière organique fraîche ou humifiée). La minéralisation nette (ou

l'organisation nette) est la résultante algébrique de ces deux flux. L'azote apporté au sol par les déjections est soumis à ces 2 phénomènes. La composition chimique et biochimique des déjections (teneur en azote minéral, C/N, biodégradabilité,...) et leur caractéristiques physiques qui résultent à la fois de leur structure propre et de l'action anthropique (broyage, compostage, incorporation) jouent un rôle prépondérant sur ces processus de transformation. A ce jour, les travaux réalisés sur ce thème concernent presque exclusivement les résidus végétaux (Amato et al, 1984 ; Andr  n et Paustian, 1987 ; Azam et al, 1986 ; Frankenberger et Abdelmagid, 1985 ; Nicolardot et al, 1995 ; Corre, 1997). Peu ont porté sur les dynamiques de transformation de l'azote et du carbone des effluents d'élevage.

En dépit d'analogies certaines entre le devenir de l'azote des effluents et celui des résidus végétaux, l'extrapolation aux effluents d'élevage des résultats obtenus avec les résidus végétaux est délicate et hasardeuse. En effet, si l'on prend par exemple les lisiers, cet effluent présente des spécificités vis-à-vis des transformations de l'azote et du carbone (Morvan, 1998) :

- le lisier apporte simultanément de la matière organique, de l'azote minéral et de l'eau ;
- la composition biochimique de la matière organique est différente de celle des résidus végétaux, les produits végétaux ingérés ayant été transformés par l'animal et les résidus rejetés par celui-ci ayant subi des modifications lors du stockage (fermentations) ;
- l'effluent modifie localement certaines caractéristiques du sol, comme le pH, susceptibles d'influer sur la dynamique de minéralisation.

Les travaux ayant fait appel au marquage de la fraction organique ou de la fraction ammoniacale de lisiers sont rares. Peu de références sont de ce fait disponibles. Citons les travaux récents de Morvan et al (1996) et de Morvan et al (1997) qui sont consacrés à l'étude du devenir de la fraction ammoniacale du lisier de porc. Ces auteurs mettent en évidence que suite à l'épandage de ce lisier sur triticales en automne, la fraction ammoniacale du lisier se compartimente en 3 fractions : la volatilisation (35 %), l'immobilisation (26 %) et la nitrification (38 %). Si dans le contexte climatique de l'essai (conditions froides avec une température moyenne de 2,7  C), la durée de nitrification peut paraître longue puisque l'ammonium du lisier n'est totalement nitrifié qu'après 7 semaines, exprimée en jours standardisés    25  C, elle est très rapide puisque seulement égale à 4 jours. Dans une autre expérimentation, ces mêmes auteurs mettent également en évidence que, pour un épandage de lisier en période estivale, l'immobilisation d'azote dans le sol est plus importante sous sol nu que sous couvert de ray-grass, vraisemblablement en raison d'une compétition pour l'azote entre la plante et la microflore du sol. 4 semaines après l'épandage, l'immobilisation est de 16 % de l'azote ammoniacal apporté sous ray-grass, contre 25 % en sol nu.

2 3 - VALORISATION PAR LA PLANTE

Les travaux mettant en évidence l'intérêt agronomique des lisiers et fumiers sont très nombreux et sont parfois anciens (Copenet, 1974). Ils ont mis en particulier en évidence leur valeur fertilisante vis-à-vis de l'azote mais aussi des autres minéraux (Copenet et al, 1993). Nous n'évoquerons pas ici ces résultats qui ne se rapportent pas à la compartimentation de l'azote de ces déjections dans le système sol-eau-plante-atmosphère. On se reportera donc pour cela aux très nombreuses publications ou brochures techniques consacrées à ce sujet.

De nombreux travaux s'appuient sur le CAU (coefficient apparent d'utilisation) pour donner une estimation de l'utilisation (ou valorisation) de l'azote d'un effluent apporté sur une culture. Rappelons que le CAU est égal à :

$$\frac{(N \text{ prélevé (plante fertilisée)} - N \text{ prélevé (témoin 0)})}{N \text{ apporté par l'engrais (ou l'effluent)}}$$

Selon Van der Meer et al (1987), les CAU de l'azote de lisiers de bovins appliqués sur prairie sont très variables. Ils dépendent du mode d'application de l'effluent : en moyenne 23 % (18 à 43) pour un épandage de surface et 49 % (39 à 56) pour

une injection dans le sol, mais aussi du site où été effectuée l'expérimentation (pédo-climat) et de l'année. Après une injection de lisier au printemps, ces auteurs observent un décalage de plusieurs semaines entre l'apport et la réponse de la prairie. Pour une prairie exploitée entre 5 et 7 fois par an, l'effet d'un apport de fin d'hiver est maximum en seconde pousse. Kanneganti et Klausner (1994), mettent en évidence qu'en moyenne 40 % de l'azote apporté par un lisier liquide est valorisé par un dactyle au cours de l'année suivant l'apport, contre 26 % pour un lisier épais. Ces auteurs montrent qu'il est possible de valoriser l'azote de quantités importantes de lisier par un couvert de dactyle conduit de manière intensive.

Pour des lisiers de porc enfouis immédiatement après épandage au printemps, Fauvel et Morvan (1998) relèvent des CAU de l'azote par le maïs suivant, compris entre 31 et 67 % (5 années d'étude). Dans les conditions pédo-climatiques de cette expérimentation, Fauvel et Morvan (1998) observent que les CAU de l'azote du lisier apportés à l'automne sont du même ordre de grandeur que les précédents si le lisier a été additionné d'un retardateur de nitrification.

Les travaux faisant appel au marquage ^{15}N de l'azote du lisier pour préciser le devenir de l'azote apporté sont assez récents et rares (Morvan et al, 1997). Ces travaux, effectués sur lisier de porc, soulignent les deux voies possibles d'absorption de l'azote de la déjection par la plante (ici du ray-grass) : les racines pour l'ammonium et les feuilles pour l'ammoniac. Par marquage à l'aide de ^{15}N de la forme ammoniacale du lisier, ces auteurs mettent en évidence qu'un couvert de ray-grass peut absorber très rapidement une fraction importante de cette forme d'azote : 41 % après 13 jours de repousse, ce taux d'utilisation ne changeant pratiquement pas en fin de repousse (4 semaines).

Sur fumiers, les résultats obtenus par Jokela (1992) montrent que 27    44 % de l'azote total est valorisé par le maïs suivant.

2 4 - PERTES PAR LIXIVIATION

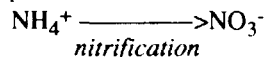
Les pertes d'azote par lixiviation touchent uniquement la forme nitrique. Pour qu'il y ait lixiviation, deux conditions doivent être remplies :

- l'ion nitrate doit être présent dans le sol ;
- il faut se trouver en situation d'excès d'eau entraînant un flux d'eau, flux à l'origine du transfert de cet anion dans le sol et le sous-sol.

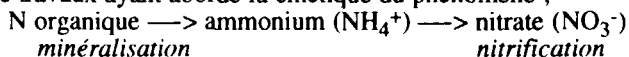
Les déjections animales stockées peuvent participer après épandage à ce pool de nitrate dans le sol au même titre que les autres sources : minéralisation de l'azote organique du sol, apports d'engrais minéraux, amendements organiques d'origines diverses et restitutions directes par les animaux.

Le nitrate provient de ces déjections par deux voies principales :

- l'une est rapide (Morvan 1996) ; elle concerne la forme ammoniacale :



- l'autre est plus lente ; elle concerne la fraction organique, peu de travaux ayant abordé la cinétique du phénomène ;



L'une des rares expérimentations réalisée avec ^{15}N permettant de suivre le devenir de la fraction ammoniacale d'un lisier de porcs, a été conduite en situation peu pluvieuse après nitrification (Morvan et al, 1996), avec pour conséquence un flux modéré d'eau traversant le sol. Dans ces conditions, la lixiviation d'azote provenant du lisier s'est avérée très faible. Néanmoins, ces auteurs soulignent les risques très importants de pollution nitrique inhérents à la rapidité du phénomène de nitrification de la forme ammoniacale (voir plus haut). En conditions drainantes, les pertes d'azote nitrique par lixiviation peuvent être importantes, la quantité de nitrate ainsi perdue dépendant du volume d'eau percolé (Simon et Le Corre, 1992 ; Simon, 1995). De tels risques sont accrus si les quantités de déjections apportées conduisent à des résidus d'azote minéral post-culture élevés ou si les épandages sont effectués à contre-temps, à une saison où les besoins des cultures sont

faibles (automne-hiver). Ainsi, Bertilsson (1988) souligne qu'en conditions de fort drainage (>500 mm/an), une application de lisier sur sol nu en automne conduit à des pertes d'azote nitrique par lessivage très élevées et à un arrière effet très faible sur la culture mise en place au printemps suivant.

Scokart et al (1990) relèvent que, dans les conditions assez pluvieuses de la Belgique (250 à 450 mm de drainage annuel), les pertes d'azote nitrique par lessivage sont élevées après des apports de lisiers sur cultures annuelles au printemps. Pour des apports compris entre 35 à 70 m³/ha/an, complétés par une fumure minérale (ce qui correspond vraisemblablement à de fortes doses d'azote, la valeur globale n'étant pas précisée par les auteurs), les pertes sont comprises entre 70 et 87 kg N/ha. Ces mêmes auteurs observent qu'en prairie, les pertes d'azote nitrique sont nettement plus faibles : moins de 10 kg N/ha/an, pour des épandages de lisier de porc inférieurs à 50 m³/ha/an, la prairie étant capable de bien valoriser l'azote ainsi apporté ; par contre, si le niveau des apports augmente et dépasse 100 m³/ha/an, le niveau de production des prairies peut encore augmenter mais les pertes par lixiviation atteignent 45 kg N/ha/an.

3 - DEVENIR DE L'AZOTE DES RESTITUTIONS DIRECTES (BOUSES ET PISSATS) EN PRAIRIES PÂTURÉES

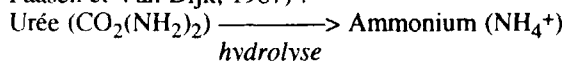
Après restitution par l'animal sur le sol de la prairie, l'azote des bouses et des pissats va se compartimenter, comme pour les déjections maîtrisables, entre l'atmosphère (pertes par voie gazeuse), le sol où il peut se stocker ou transiter pour regagner les eaux superficielles et profondes et la plante qui peut en valoriser une fraction pour sa croissance. Les différences de devenir entre ces deux types de déjections (directes et stockées) ont diverses origines dont la nature du produit, les formes d'azote en présence, les concentrations correspondantes, la grande variabilité de ces rejets tant en volume qu'en concentration, la répartition très hétérogène sur le sol, localisée dans l'espace sous forme de taches. Une synthèse des principaux résultats relevés dans la bibliographie est présentée tableau 4 pour les urines et tableau 5 pour les bouses.

3.1 - PERTES VERS L'ATMOSPHÈRE

Les deux voies de perte d'azote sous forme gazeuse (volatilisation et dénitrification) se produisent à partir des formes minérales d'azote ayant pour origine les deux types de déjections :

- la volatilisation est un processus physico-chimique affectant la forme ammoniacale ; perte de NH₃ vers l'atmosphère suivie ultérieurement d'une redéposition ;

- la dénitrification est un phénomène microbien affectant la forme nitrique ; perte de N₂ ou N₂O (gaz à "effet de serre"). Dès le dépôt au sol des bouses et pissats, les formes d'azote en présence commencent à changer. L'urée et l'acide urique sont rapidement hydrolysés en ammoniac et en dioxyde de carbone sous l'action des enzymes présentes dans ces déjections (Van Faassen et Van Dijk, 1987) :



La forme ammoniacale ainsi produite est très sensible à la volatilisation. Selon les auteurs les pertes d'azote inhérentes à ce phénomène sont :

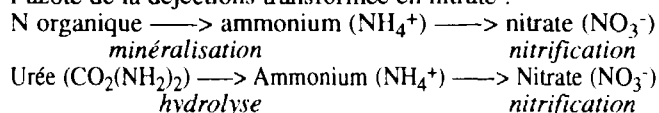
- moyennes pour les urines ; de 7 et 29 % de l'azote présent à l'émission (Ball et al, 1979 ; Ball et Ryden, 1984 ; Jarvis et al, 1989 ; Monaghan et al, 1989 ; Lockyer et Whitehead, 1990 ; Whitehead, 1990 ; Scholefield et al, 1991 ; etc) ; en moyenne, ces pertes sont voisines de 15 % (Decau, 1997) ;

- très faibles pour les bouses ; 2 à 3 % (Whitehead, 1990 ; Scholefield et al, 1991 ; etc).

La différence observée entre urines et bouses s'explique par les formes d'azote en présence. Dans les bouses l'azote se trouve essentiellement sous forme organique plus stable que celle des urines en grande partie sous forme uréique (Bristow et al, 1992). Globalement, les pertes par volatilisation à partir des déjections directes sont nettement moins importantes que celles ayant lieu à partir des déjections stockées, les variations

observées répondant néanmoins aux mêmes facteurs de variation.

Les pertes par dénitrification qui affectent la fraction de l'azote de la déjection transformée en nitrate :



Elles sont faibles aussi bien pour les urines que pour les bouses. Elles sont estimées à 2 % de l'azote présent dans ces déjections (Decau, 1997).

3.2 - VALORISATION PAR LA PLANTE

Les urines ont un effet très net sur la croissance des plantes prairiales, effet qui se manifeste par la présence de taches d'un vert plus foncé dans les prairies pâturées. Après hydrolyse de l'urée en sels d'ammonium dans les jours qui suivent le dépôt au sol (généralement entre 1 à 3 jours), l'azote non perdu par volatilisation peut rester dans le sol sous forme d'ammonium ou être transformé en nitrate, ces deux formes pouvant être absorbées par la plante.

Les incidences de cet azote d'origine urinaire sur la croissance des plantes sont très variables. Selon les auteurs, la fraction de l'azote urinaire valorisé au cours de l'année par la plante varie entre 16 et 52 %, pour une valeur moyenne voisine de 30 % (Ball et al, 1979 ; Ball et Ryden, 1984 ; Ryden et al, 1984 ; Kimura et Kurashima, 1991 ; Whitehead et Bristow, 1993 ; etc).

L'importance de cette valorisation dépend de facteurs de variation dont :

- la date d'apport qui conditionne la durée pendant laquelle le couvert pourra utiliser cet azote avant la période hivernale suivante (Norman et Green, 1958) ; la valorisation est plus importante pour les restitutions ayant lieu au printemps qu'au dernier pâturage ;

- la quantité d'azote en jeu dans le pissat, via sa teneur en azote pour un volume urinaire donné ; cette quantité localement très variable sera plus ou moins valorisée selon les capacités d'absorption du couvert ;

- le niveau de fertilisation azotée de la prairie, en interaction avec l'azote du pissat (Lantinga et al, 1987) ;

- le climat et le sol qui influent sur le potentiel de croissance du couvert, les volumes drainés (donc l'importance de la lixiviation) et les pertes par d'autres voies.

Si les paramètres modulant la valorisation de l'azote urinaire par la plante sont connus, les lois d'action de ces variables sur la croissance du couvert prairial au niveau des tâches d'urine restent à découvrir. Les études actuelles menées en Basse Normandie et en Bretagne devraient permettre d'approfondir la connaissance de ces phénomènes.

Il arrive parfois que les urines provoquent des effets indésirables sur le couvert prairial par les brûlures qu'elles peuvent occasionner aux plantes. Selon Richards et Wolton (1976), cet effet résulterait d'un effet toxique des ions ammonium sur les racines ; il peut résulter aussi d'une concentration localement forte en autres minéraux que l'azote. Plusieurs paramètres modulent l'importance de ce phénomène : le type et l'humidité du sol, le niveau de fertilisation azotée de la prairie et les conditions climatiques lors de l'apport. Ainsi, les brûlures ont tendances à augmenter en sols humides (Keuning, cité par Lantinga et al, 1987) et pour des températures moyennes de l'air comprises entre 15 et 20°C. Elles affectent une surface plus importante de la prairie quand le niveau de fertilisation azotée augmente. Enfin elles sont plus graves en sols sableux (Lantinga et al, 1987).

Les effets des bouses sur la croissance prairiale sont nettement plus limités. Selon Kimura et Kurashima (1991), Van der Meer et Whitehead (1990) et Van der Meer et Bristow (1990), seuls de 8 à 11 % de l'azote de la bouse est valorisé par la plante au cours de l'année. MacLusky (1960) et MacDiarmid et Watkin (1972) ont étudié la zone d'influence de la bouse sur la croissance de l'herbe. Pour une zone d'impact de l'ordre de 0,05 m², ces auteurs mettent en évidence que la croissance de l'herbe est affectée en périphérie de la bouse sur une surface 5

à 6 fois plus grande que l'impact ($0,25 \text{ m}^2$) : ces auteurs ne séparent pas l'effet direct sur la croissance de l'effet refus. Mais selon Lantinga et al (1987), cet effet est très limité comparativement à celui qui est observé sur urine, du fait que l'azote présent dans la bouse est en grande partie organique et que sa transformation en N minéral résulte d'un processus lent. Globalement, l'effet sur la production prairiale est faible.

3 3 - STOCKAGE DANS LE SOL

Dans le long terme, en prairie permanente, l'azote des bouses contribue à enrichir le sol en azote (Lantinga et al, 1987). On ne dispose malheureusement pas de données sur les arrière-effets qui peuvent en résulter au niveau des phénomènes de minéralisation. Indiquons que les bouses s'intègrent assez rapidement au sol sous l'action conjointe du climat et de la microfaune du sol. En général, le processus d'intégration au sol s'étale sur une durée de 3 mois. Peu de chiffres relatent la fraction de l'azote des fèces qui se stockent dans le sol. Kimurra et Kurashima (1991) avancent le chiffre de 69 % pour des fèces de moutons.

En ce qui concerne les urines, les références sont également peu nombreuses. En moyenne, la fraction stockée dans le sol est de l'ordre de 30 % : 26 % pour des pissats de laitières (Whitehead, 1990) ; 27 % pour des pissats d'ovins (Kimurra et Kurashima, 1991) ; 34 % pour pissats mixtes de bovins et ovins (Williams et Haynes, 1994). Selon Sorensen et Jensen (1996), la fraction de l'azote du pissat immobilisée dans le sol est par ailleurs modulée par la texture du sol : 36 % en sol limono-sableux contre 16 % en sol sableux.

3 4 - PERTES PAR LIXIVIATION

Il est possible de donner une estimation des pertes d'azote par lixiviation à partir des références moyennes présentées ci-dessus, la lixiviation pouvant être estimée par différence entre l'azote apporté par chaque type de déjection et la somme de ce qui est retrouvé dans les autres compartiments (atmosphère, plante et sol). Le tableau 6 (Decau, 1997) résume les différents termes du calcul.

Ce calcul indique que les pertes d'azote par lixiviation serait de l'ordre de 17 % de l'azote des bouses et de 22 % de l'azote des urines. Un tel calcul présente l'inconvénient de cumuler les éventuelles erreurs d'estimation sur les autres postes. Il convient donc de considérer ces estimations avec prudence. En effet, si l'on se rapporte aux résultats expérimentaux obtenus en microlysimètres de Quimper, il apparaît que les pertes d'azote par lessivage sous impacts de bouses sont très faibles, du moins à court terme (pas ou peu de différence avec les témoins), en dépit de drainages élevés. La valeur de 17 % est donc vraisemblablement surestimée. En ce qui concerne l'azote des urines, les premiers résultats obtenus (tant à Quimper qu'à Caen) montrent une très grande variabilité du lessivage d'azote sous pissats, son importance dépendant en particulier de la date de restitution (printemps, été ou automne) et des quantités totales d'azote mises en jeu via le pissat et la fertilisation azotée de la prairie.

CONCLUSION

Comme le montre la longue liste bibliographique (non exhaustive) des auteurs cités dans cette communication, de très nombreux travaux ont déjà été réalisés sur le devenir de l'azote des déjections animales (qu'elles soient stockées ou restituées directement au champ) et sur ses facteurs de variation. Néanmoins une grande hétérogénéité apparaît au niveau des acquis entre compartiments, certains ayant été bien explorés, d'autres présentant d'importantes lacunes.

Ainsi les possibilités de valorisation des lisiers et de fumiers sur prairie sont encore mal connues : un très faible nombre d'expérimentations a été recensé. Or ces cultures ont un potentiel de valorisation de l'azote important, une capacité d'exportation de 400 kg N/ha/an étant couramment observée. Cette piste qui est pratiquement inexplorée (en particulier pour le fumier) devrait être prioritairement développée. De même, les connaissances sur le devenir de l'azote urinaire des bovins au

pâturage doivent être approfondies. Certes des chiffres sont disponibles, mais les lois d'actions des principales variables modulant la compartimentation de cet azote sont encore à découvrir. Les travaux menés actuellement à Caen (U.A. INRA-Université) et à Rennes-Quimper (Unité d'Agronomie) devraient permettre de combler prochainement cette lacune. Enfin, il apparaît que les bouses ont peu retenu l'attention des chercheurs, vraisemblablement en raison de leur faible impact environnemental. Leur rôle dans le recyclage de l'azote dans les agro-systèmes prairiaux et leur impact sur la vie biologique des sols mériteraient d'être approfondis. De plus, l'importance des effets indirects de la microfaune coprophage sur les processus de transformation de l'azote devrait être précisée.

Amato M., Jackson R.B., Butler J.H.A., Ladd J.N., 1984. Australian Journal of Soil Research, 22, 331-341.

Amberger A., 1990. In " Odour and ammonia emissions from livestock farming ", Nielsen V.C., Voorburg J.M. and L'Hermite P. Eds. Elsevier Applied Science, 126-140.

Andr  n O., Paustian K., 1987. Ecology, 68, 1190-1200.

Azam F., Malik K.A., Sajjad M.I., 1986. Plant and Soil, 95, 97-108.

Ball R., Keeney D.R., Theobald P.W., Nes P., 1979. Agron. J., 71 (2), 309-314.

Ball R., Ryden J.C., 1984. Plant and Soil, 76, 23-33.

Beauchamp E.G., Kidd G.E., Thurtell G., 1982. Can. J. Soil. Sci., 62, 11-19.

Betteridge K., Andrewes W.G.K., Sedcole J.R., 1986. J. Agric. Sci. Camb., 106, 393-404.

Berglund S., Hall J.E., 1988. In Eds : Nielsen VC, Voorburg JH, L'Hermite P. London : Elsevier Applied Science, p 60-72.

Bertilsson G., 1988. Acta Agric. Scand., 38, 3-11.

Bless HG, Beinhauer R, Sattlemacher B, 1991. J. Agric. Sci., Cambridge, 117, 225-231

Bristow A.W., Whitehead D.C., Cockburn J.E., 1992. J. Sci. Food Agric., 59, 387-394.

Corre N., 1997. Etude du devenir de l'azote fourni au sol par différents résidus de légumineuses mar qu  s à l'azote 15, lors de la culture suivante (colza ou blé). Thèse de l'Université de Caen, pp 117.

Coppenet M., 1974. Ann. Agron., 25 (2-3), 403-423.

Coppenet M., Golven J., Simon J-C., Le Corre L., Le Roy M., 1993. Agronomie, 13, 77-83.

CORPEN, 1990. Valoriser les déjections animales : un enjeu pour l'agriculture, une nécessité pour l'environnement. Brochure, 40 p.

Cuttle S.C., Bourne P.C., 1993. Plant and Soil, 150, 77-86.

Deenen P.J.A.G., Middlekoop N., 1992. Netherlands J. agric. Sci., 40, 469-482.

Doak B.W., 1952. J. Agric. Sci. Camb., 42, 162-171.

Dobbelaere A., 1992. Volatilisation de l'ammoniac après application de lisier. Revue de l'Agriculture Belge. Numéro spécial Fumure et Environnement, 275-287.

D  hler H., 1991. In Proceedings of " Odour and ammonia emissions from livestock farming ", Silsoe, UK, 26-28 march 1990, VC Nielsen, JH Voorburg and P. L'Hermite (eds), Elsevier Applied Science, London, 132-140.

Dourmad J.Y., Aumaitre A., 1991. Maîtrise de la charge polluante des effluents des élevages porcins : influence du bâtiment, de l'alimentation et des performances. Agriculture Environnement et Qualité, 1-3.

During C., McNaught K.J., 1961. N. Z. J. agric. Res., 4, 591-605.

Farrugia A., Simon J-C., 1994. Fourrages, 139, 231-253.

Fauvel Y., Morvan T., 1998. Management of pig slurry for nitrogen fertilization of corn. In Actes de Ramiran (Rennes, 26-29/5/98), 8 p.

Frankenberger W.T., Abdelmagid H.M., 1985. Plant and Soil, 87, 257-271.

Hargrove WL, 1988. J. Prod. Agric., 1, 104-111.

Hoeksma P., Verdoes N., Oosthoek J., Voermans J.A.M., 1992. Prod. Sci., 31, 121-132.

Hutchinson G.L., Millington R.J., Peters D.B., 1972. Science, 175, 771-772.

Jarvis S.C., Pain B.F., Hatch D.J., Thompson R.B., 1989. In proceedings of the XVI International Grassland Congress, Nice (France), 157-158.

Jokela W.E., 1992. Soil Sci. Soc. Am. J., 56, 148-154.

Kanneganti V.R., Klausner S.D., 1994. Comm. Soil Sci. Plant Anal., 25 (15-16), 2771-2783.

Kimura T., Kurashima K., 1991. Japan Agricultural Research Quarterly, 25, 101-107.

Klarenbeek J.V., Pain B.F., Phillips V.R., Lockyer D.R., 1993. Intern. J. Environ. Anal. Chem., 53, 205-218.

Lantinga E.A., Keuning J.A., Groenwold J., Deenen P.J.A.G., 1987. In " Animal manure on grassland and fodder crops; Fertilizer or waste ", Proceedings of an International Symposium of the European Grassland Federation (Wageningen), Van der Meer H.G., Unwin R.J., Van Dijk T.A. & Ennik G.C. ed., 103-117.

- Ledgard S.F., Steele K.W., Saunders W.H.M., 1982. N. Z. J. agric. Res., 25, 61-68.
- Lockyer D.R., Pain B.F., Klarenbeek J.V., 1989. Environ. Poll., 56, 19-30.
- Lockyer D.R., Whitehead D.C., 1990. Soil Biol. Biochem., 22, 8, 1137-1142.
- Miner J.R., 1974. In "Odours from confined livestock production", Environmental protection technology. Environmental Protection Agency, Washington, Ser EPA 660/2-74-023 US, 420-460.
- MacLusky D.S., 1960. J. Br. Grassld Soc., 15(2), 181-189.
- MacDiarmid B.N., Watkin B.R. 1972. J. Br. Grassld Soc., 15, 181-188.
- Moal J.F., 1994. In "Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage". Publication CEMAGREF, 123-144.
- Monaghan R.M., Cameron K.C., MacLay C.D.A., 1989. New Zealand Journal of Agricultural Research, 32, 237-244.
- Morvan T., Leterme P., Mary B., 1996. Agronomie, 16, 541-552.
- Morvan T., Leterme P., Arsene G.G., Mary B., 1997. European Journal of Agronomy, 7, 181-188.
- Morvan T., 1998. Thèse sous presse
- Muck R.E., Steenhuis T.S., 1982. Agricultural Wastes, 4, 41-54.
- Nicolardot B., Denys D., Lagacherie B., Cheneby D., Mariotti M., 1995. European Journal of Soil Science, 46, 115-123.
- Norman M.J.T., Green J.O. 1958. J. Br. Grassld Soc., 13, 39-45.
- Pain B.F., Phillips V.R., Clarckson C.R., Klarenbeek J.V., 1989. J. Sci. Food Agric., 47, 1-12.
- Pessaræ M., Oldenburg J., Brenner K.V., 1992. Deutsche Geflügelwirtschaft und Schweine production, 5, 144-146.
- Peyraud J.-L., Delaby L., 1995. Fourrages, 142, 135-140.
- Phillips V.R., Pain B.F., Klarenbeek J.V., 1990. In "Odour and ammonia emissions from livestock farming", Nielsen V.C., Voorburg J.M. and L'Hermite P. Eds. Elsevier Applied Science, 98-106.
- Porter L.K., Viets F.G., Hutchinson G.L., 1972. Science, 175, 759-761.
- Richards I.R. et Wolton K.M., 1976. J. Br. Grassld Soc., 31, 89-92.
- Ryden J.C., Ball P.R., Garwood E.A., 1984. Nature, 311 6, 50-53.
- Scokart P.O., Guns M., De Borger R., 1990. In "Nitrates, Agriculture, Eau" Ed INRA, 227-232.
- Sommer S.G., Christensen B.T., 1989. Tidsskr. Planteavl, 93, 307-321.
- Sommer S.G., Olesen J.E., 1991. J. Environ. Qual., 20, 679-683.
- Sorensen P., Jensen E.S., 1996. Plant and Soil, 183, 213-220.
- Scholefield D., Lockyer D.R., Whitehead D.C., Tysan K.C., 1991. Plant and Soil, 132, 165-177.
- Simon J.C., Le Corre L., 1992. Fourrages, 129, 3-10.
- Simon J.C., 1995. C.R. Acad. Agric. Fr., 81, n°4, 55-71.
- Stevens R.J., Laughlin R.J., Frost J.P., 1989. J. Agric. Sci., Cambridge, 113, 389-395.
- Thompson R.B., Ryden J.C., Lockyer D.R., 1987. J. Soil Sci., 38, 689-700.
- Thompson R.B., 1989. Soil Biol. Biochem., 21, 875-882.
- Thompson R.B., Pain B.F., Lockyer D.R., 1990. Plant Soil, 125, 109-117.
- Van der Meer H.G., Thompson R.B., Snijders P.J.M., Geurink J.H., 1987. In "Animal manure on grassland and fodder crops; Fertilizer or waste", Proceedings of an International Symposium of the European Grassland Federation Wageningen, Van der Meer H.G., Unwin R.J., Van Dijk T.A. & Ennik G.C. ed., 47-71.
- Van der Meer H.G., Whitehead D.C., 1990. In Proc. General Meeting of the European Grassland Federation Czechoslovakia, 10 p.
- Vandré R., Clemens J., Goldbach H., Kaupenjohann M., 1997. Z. Pflanzenemehr. Bodenk., 160, 303-307.
- Van Faassen H.G., Van Dijk H., 1987. In "Animal manure on grassland and fodder crops; Fertilizer or waste", Proceedings of an International Symposium of the European Grassland Federation Wageningen, Van der Meer H.G., Unwin R.J., Van Dijk T.A. & Ennik G.C. ed., 27-45.
- Whitehead D.C., 1990. Soil Use Management, 6 2, 63-65.
- Whitehead D.C., Bristow A.W., 1990. J. applied Ecol., 27, 667-678.
- Whitehead D.C., Raistrick N., 1992. Biol. Fert. Soils, 13, 92-95.
- Williams P.H., Haynes R.J., 1994. Plant and Soil, 162, 49-59.
- Ziegler D. et Hédut M. 1991. Engrais de ferme : valeur fertilisante, gestion et environnement. Brochure éditée par l'ITP, l'ITCF et l'ITEB, 36 p.

Tableau 1 : Caractéristiques générales des déjections bovines, toutes origines confondues (d'après divers auteurs).

	Pissats	Bouses
Nombre émis par animal et par jour	9 à 13	10 à 14
Teneur moyenne en azote (p 1000)	6	4
Gamme de variation des teneurs N (p 1000)	2 à 13	2 à 6
Volume unitaire (litres)	1 à 8	
Poids unitaire (kg)		0,5 à >2
Quantité émise par animal et par jour (l ou kg)	15 à 50	< 30

Tableau 2 : Teneurs en azote (p 1000) de bouses et pissats au pâturage : variations observées en fonction du type d'animal et du couvert prairial (résultats INRA, Station d'agronomie de Quimper).

Ration de base	Ray-grass anglais			Association
Type d'animal	Vache laitière	Vache laitière	Génisse	Génisse
Stade physiologique	en production	tarie	1ère gestation	1ère gestation
Pissats	8,66	6,14	6,97	7,95
Bouses	3,24	3,56	3,20	4,59

Tableau 3 : Teneurs en azote (p 1000) des principales déjections maîtrisables bovines (d'après le CORPEN [1990] et les instituts techniques (Ziegler et Hédut, 1991)).

	CORPEN		ITP/ITCF/Institut de l'élevage	
	N total	N-NH4+	N total	N-NH4+
LISIER				
laitières	4	2,2	4,5 - 6,0	1,5 - 2,5
taurillons	5,2	3,1	5,0	3,1
veaux	2,9	2,1	2,7 - 3,0	2,1
FUMIER				
laitière	5,5		4,7 - 5,5	0,5
taurillon			3,9	
veaux			2,4	
PURIN				
bovins	1,0		0,6 - 2,9	0,5 - 2,5

Tableau 4 : Devenir de l'azote des urines (synthèse bibliographique de Decau, 1997).

Référence	Conditions pédoclimatiques	Type d'animal	Plante	Air	Sol
Ball et Keeney (1981)	Sol limoneux, pH = 5,5 t = 17°C, P = 1000 mm	Bovins	33		
Ball et Ryden (1984)	Idem	Bovins	30	29	
Ball et al (1979)	Idem	Bovins	23	15	
Jarvis et al (1989)	Sol limoneux	Boeufs		7	
Kimurra et Kurashima (1991)	Alluvions t = 12 °C, P = 1630 mm	Ovins	36		27
Lockyer et Whitehead (1990)	Sol limoneux, pH = 6,2	Laitières		13	
Monaghan et al (1989)	Sol limoneux	Ovins		14	
Ryden et al (1984)	Sol argilo-limoneux pH = 6,2, P = 720 mm	Bovins	30		
Scholefield et al (1991)	non précisé	Bov. viande		15	
Simpson et Steele (1983)	non précisé	Ovins		14	
Whitehead et Bristow (1990)	Sol argilo-limoneux pH = 6,2, P = 720 mm	Laitières	16	18	
Van der Meer et Bristow (1990)	Sol argilo-limoneux pH = 6,2, P = 720 mm	non précisé	52	13	
Whitehead (1990)	Sol limoneux	Laitières		15	26
Moyenne			31	15	27
Ecart type			10.4	5.3	

Tableau 5 : Devenir de l'azote des bouses (synthèse bibliographique de Decau, 1997).

Référence	Conditions climatiques	Type d'animal	Plante	Air	Sol
Kimurra et Kurashima (1991)	Alluvions t = 12 °C, P = 1630 mm	Ovins	11		69
Scholfield et al (1991)	non précisé	Bov. viande		3	
Van der Meer et Whitehead (1990)	Sol argilo-limoneux pH = 6,2, P = 720 mm	non précisé	8	2	
Whitehead (1990)	Sol limoneux	Laitières		3	
Moyenne			9	3	69
Ecart type			1.8	0.5	

Tableau 6 : Compartimentation de l'azote de l'urine et des fèces, en % de l'azote présent dans la déjection à l'émission (d'après une synthèse bibliographique, Decau, 1997).

	Urine (%)	Fèces (%)
Volatilisation	16	3
Dénitrification	2	2
Prélèvement par la plante	29	9
N organique sol	31	69
Atmosphère + plante + sol (A)	78	83
Lixiviation (100-A)	22	17

Figure 1 : Variabilité des caractéristiques des pissats :
volume unitaire (l), teneur en azote (p 1000) et quantité d'azote contenue dans un pissat (g).
Observations recouvrant des journées complètes de pâturage (résultat de la station d'agronomie INRA de Quimper).

