

Quantification des flux d'azote consécutifs à un épandage de lisier de porc sur triticales en automne par marquage isotopique ^{15}N

T Morvan ^{1*}, P Leterme ¹, B Mary ²

¹ Unité d'agronomie, Inra, Ensar, 65, rue de Saint-Brieuc, F-35042 Rennes;

² Unité d'agronomie, Inra, rue Fernand Christ, BP 101, F-02004 Laon cedex, France

(Reçu le 12 février 1996 ; accepté le 10 octobre 1996)

Summary — Quantifying nitrogen flux after application of ^{15}N -labelled pig slurry on triticales in the late autumn.

Predicting nitrate leaching after spreading slurry in autumn is difficult because plant uptake, mineralization, immobilization, volatilization and denitrification occur and modify the nitrate pool available for leaching. To estimate these fluxes, pig slurry was labelled with $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ and spread in December ($110 \text{ kg NH}_4\text{-N.ha}^{-1}$) on triticales. Soil microbial immobilization, crop uptake and soil inorganic nitrogen were measured at seven dates between day 2 and 63 after application. $\text{NH}_4\text{-N}$ in the slurry follows three ways of transformation: volatilization (38 kg N.ha^{-1} in 16 days), immobilization (29 kg N.ha^{-1} at day 30) and nitrification (42 kg N.ha^{-1}). This last one was achieved 48 days after spreading, despite the cold mean temperatures measured during the experiment. Gross mineralization of soil and slurry organic nitrogen was large (35 kg N.ha^{-1} for the 0–10 cm soil layer). The real utilization coefficient of ^{15}N -labelled N was low, smaller than 4% at day 63. The leaching of nitrate was small because there was no rainfall after day 48. Thus, from the balance of ^{15}N -labelled N, it is suggested that $22 \text{ kg NO}_3 \text{ N.ha}^{-1}$ has been lost by denitrification.

slurry / ^{15}N / volatilization / denitrification / leaching

Résumé — Estimer le risque de lessivage consécutif à un épandage de lisier en automne est difficile, car cela nécessite de connaître l'évolution des flux de minéralisation, d'immobilisation, de volatilisation et de dénitrification. Pour cela, du lisier de porc enrichi en ^{15}N par addition de $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ a été épandu début décembre sur une culture de triticales, à la dose de $110 \text{ kg de N-NH}_4\text{.ha}^{-1}$. L'immobilisation de ^{15}N sous forme organique, le prélèvement par la plante et les formes d'azote minéral ont été mesurés à sept dates entre deux et 63 jours après épandage. Les 110 kg de N-NH_4 du lisier évoluent simultanément selon trois voies : la volatilisation (38 kg N.ha^{-1} en 16 jours), l'immobilisation (29 kg N.ha^{-1} à 30 jours) et la nitrification (42 kg N.ha^{-1}). Celle-ci est achevée en 48 jours malgré des conditions froides. La minéralisation brute de l'azote organique du sol et du lisier est importante (35 kg N.ha^{-1} entre zéro et dix centimètres de profondeur). Le lessivage ne s'est pas manifesté après 48 jours, faute de précipitations. Les pertes de nitrate marqué mesurées entre 30 et 63 jours sont égales à 22 kg N.ha^{-1} et peuvent être expliquées par la dénitrification.

lisier / ^{15}N / volatilisation / dénitrification / lessivage

* Correspondance et tirés à part

INTRODUCTION

Afin de prévenir les risques de pollution des eaux par l'azote, la réglementation française interdit les épandages de lisier en hiver. Cela conduit les agriculteurs à «vider leurs fosses» avant cette période d'interdiction, les capacités de stockage n'étant généralement pas suffisantes pour attendre le printemps. Ces pratiques représentent un risque potentiel pour l'environnement et l'objectif de ce travail est de fournir des éléments d'analyse de ce risque.

Mais l'estimation du risque de lessivage consécutif à un épandage de lisier est difficile car elle nécessite en premier lieu de connaître le flux des nitrates progressivement libéré par nitrification de l'azote ammoniacal présent dans le lisier à l'épandage et celui provenant de l'ammonification de l'azote organique du lisier.

La prévision de ces flux s'avère compliquée, car :

- la quantité d'azote nitrique issue de l'azote ammoniacal initial dépend de deux phénomènes concurrents se déroulant rapidement après l'épandage : i) la volatilisation ammoniacale, caractérisée par une grande variabilité (Jarvis et Pain, 1990) ; ii) l'organisation microbienne, représentant fréquemment 15 à 25 % de l'azote apporté (Recous et al, 1992) ;

- le rôle de la température sur la cinétique de nitrification est très variable dans le domaine des températures (5–15 °C) correspondant aux conditions hivernales de climat océanique (Germon et al, 1979 ; Flowers et O-Callaghan, 1983 ; Le Pham et al, 1984 ; McInnes et Fillery, 1989). Malhi et Mc Gill (1982) soulignent de plus la nécessité de mieux connaître l'effet des basses températures sur la nitrification.

Estimer le risque d'entraînement du nitrate suppose en second lieu de prendre en compte la dénitrification, car l'état d'humidité du sol en hiver et l'apport de carbone par le lisier créent des conditions propices à la réalisation de cette transformation ; Thompson et al (1989) estiment qu'elle peut concerner 40 % de l'azote ammoniacal apporté.

Le lessivage est un phénomène de transfert du nitrate, dépendant de la quantité de nitrate et de sa répartition dans le profil, des caractéristiques du sol et de la pluviométrie (quantité et répartition) ; ce processus a fait l'objet de nombreuses approches de modélisation (Burns,

1974 ; Addiscott et Wagenet, 1985) et des modèles simples de type réservoir basés sur l'hypothèse de mélange parfait et instantané, présentent une bonne aptitude à décrire le transfert du nitrate dans les sols homogènes, en régime d'infiltration (Burns, 1974 ; Cheverry, 1992) ; l'utilisation de ce type de modèle se révèle cependant inappropriée dans certaines conditions (sols permettant des écoulements préférentiels ou présentant un ou des niveaux imperméables).

Une expérimentation a été menée lors de l'hiver 1990–1991 avec du lisier de porc marqué au ^{15}N sur la fraction ammoniacale, afin de quantifier les différents flux. Le marqueur a été suivi dans les différents compartiments du sol et de la plante, les flux de minéralisation, de nitrification, d'organisation et de volatilisation étant calculés à l'aide d'un modèle de résolution numérique (modèle «Fluaz», Mary et Recous, 1995). L'utilisation d'un modèle simple de lessivage dérivé de celui de Burns (1974) a également permis d'avancer des hypothèses sur l'intensité de la dénitrification et du lessivage.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site expérimental

L'essai a été conduit entre décembre 1990 et février 1991 sur une zone plane d'une parcelle de limons éoliens sains déposés sur de l'altérite de schiste, dont les caractéristiques physicochimiques et la densité apparente des horizons de surface sont présentées dans le tableau I ; la profondeur moyenne du limon est de 0,70 m.

Tableau I. Caractéristiques physicochimiques et densité apparente du sol.

Granulométrie :	
Argile (%)	16,7
Limons fins (%)	27,5
Limons grossiers (%)	24,1
Sables fins (%)	19,0
Sables grossiers (%)	13,9
Terre fine (%)	93,3
CEC (meq/100 g)	9,1
pH eau	6,7
N total (%)	0,182
Matière organique (%)	3,8
Densité apparente (g cm ⁻³)	
Horizon 0-10 cm	1,30
Horizon 10-30 cm	1,35

La température moyenne journalière du sol à -5 cm et la pluviométrie journalière sont représentées par les figures 1 et 2 ; l'évolution de la température est marquée par : i) une période froide, de température moyenne égale à 0,5 °C au cours des 16 premiers jours ; ii) une période plus douce entre le 16^e et le 37^e jour (température moyenne : 5,6 °C) ; iii) un retour à des températures plus froides sur la dernière période.

Le régime des précipitations est caractérisé par des épisodes pluvieux de forte intensité entre le 20^e et le 38^e jour ; le cumul des précipitations atteint 227 mm sur cette période. L'évolution de l'humidité pondérale des horizons de surface est représentée par la figure 3 ; l'humidité des horizons de surface est proche de la capacité au champ au début de l'expérience, et augmente sensiblement après les fortes pluies de la 3^e décade. Les conditions de saturation rencontrées au cours de cet essai ont donc été favorables à la dénitrification.

Protocole

Un apport de 2 L.m⁻² de lisier de porc a été réalisé le six décembre 1990 à l'arrosoir sur quatre parcelles élémentaires de 21,2 m² semées en triticale (stade trois feuilles le jour de l'épandage) ; le lisier a été partiellement enfoui par griffage du sol dans les interrangs ; le lisier n'a pas adhéré aux feuilles, et n'a causé aucun dommage apparent des parties aériennes. Un enrichissement en ¹⁵N de la fraction ammoniacale du lisier avait été effectué par addition dans l'effluent de 0,3 g.L⁻¹ de sulfate d'ammonium d'excès isotopique égal à 50 %, portant l'excès initial de la fraction ammoniacale du lisier à la valeur moyenne de 0,5832 (erreur standard : 0,0013 %). Les caractéristiques de cet apport sont réunies au tableau II.

Le devenir de l'ammonium marqué au ¹⁵N sous forme minérale (ammonium et nitrate), organique (mesure globale de l'immobilisation microbienne et de la fixation), ainsi que l'absorption par la plante ont été mesurés selon un pas de temps court, 2, 8, 16, 30, 37, 48 et 63 jours après l'apport. Le sol a été divisé en quatre horizons : 0-10, 10-30, 30-60 et 60-90 cm.

Cette expérimentation a été menée en fin d'automne pour des raisons pratiques (nous avons attendu

que le végétal atteigne le stade trois feuilles pour choisir une zone expérimentale, caractérisée par un peuplement homogène), mais également pour acquérir des références sur la cinétique de nitrification de l'ammonium du lisier à basses températures, complétant celles acquises sur des domaines de température mieux connus, caractéristiques du printemps et du début de l'automne.

Les prélèvements de sol et de végétaux ont porté à chaque date sur une placette carrée de 0,36 m², chacune étant entourée d'une bordure de 0,50 m de large. Le sol a été prélevé à l'aide d'une sonde tubulaire de six cm de diamètre pour les horizons superficiels (0-10 et 10-30 cm) et d'une tarière hélicoïdale de 4,5 cm de diamètre pour les horizons inférieurs (30-60 et 60-90 cm). Le nombre de sondages pratiqué par parcelle a été de cinq par horizon et par répétition et porté à 15 sur les horizons de surface, pour intégrer la variabilité spatiale des formes minérales due à l'hétérogénéité d'apport du lisier. Chaque échantillon de sol a donc résulté du regroupement et de l'homogénéisation de cinq ou quinze sondages ; deux sous-échantillons de 100 g de terre fraîche ont été constitués pour l'analyse.

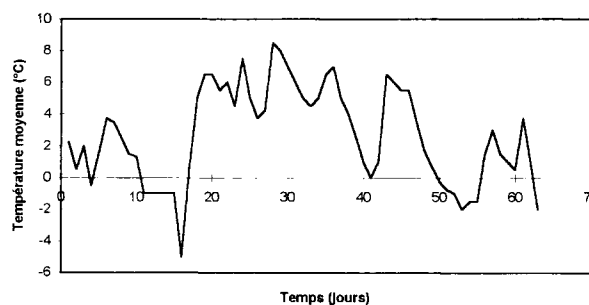


Fig 1. Évolution journalière de la température moyenne du sol (°C) à la profondeur de 5 cm.

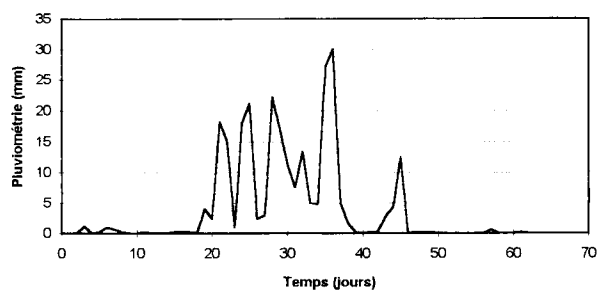


Fig 2. Évolution journalière de la pluviométrie (mm).

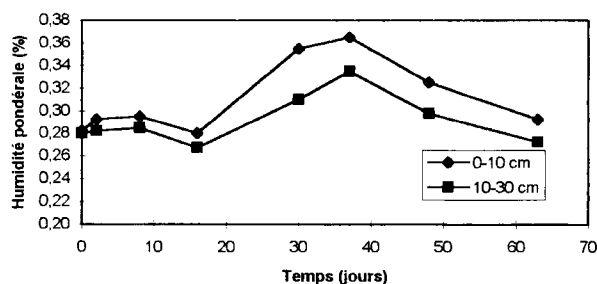


Fig 3. Évolution de l'humidité pondérale des horizons 0-10 et 10-30 centimètres.

Tableau II. Composition chimique du lisier, dose de lisier et quantités d'azote apportées.

Azote ammoniacal (%)	0,540
Azote total (%)	0,730
pH	7,6
Matière sèche (%)	10,0
Excès isotopique (%)	0,5832
Dose apport (m ³ .ha ⁻¹)	20,2
Quantité N-NH ₄ (kg N.ha ⁻¹)	110
Quantité N total (kg N.ha ⁻¹)	147

Les plantes ont été prélevées sur la totalité de la surface de la placette élémentaire (0,36 m²) ; parties aériennes et racines ont été séparées après lavage à l'eau, égouttées, pesées et séchées à l'étuve à 80 °C pendant 48 heures.

Analyses

L'extraction de l'azote minéral a été réalisée par agitation dans une solution normale de chlorure de potassium (KCl), selon un rapport d'extraction égal à un demi. Les analyses d'azote ammoniacal et nitrique ont été faites en double, par la méthode Devarda (Drouineau et Gouny, 1947). Les distillats obtenus ont été titrés, acidifiés et évaporés à sec. L'excès isotopique organique a été mesuré sur un sous-échantillon de sol conservé lors de l'extraction au KCl et débarrassé des traces d'azote minéral par trois séries d'agitation-centrifugation dans du KCl, avec élimination du surnageant après chaque centrifugation (Recous, 1987) ; toutes les mesures récentes confirment qu'il n'y a pas de pertes d'azote organique soluble au cours de cette procédure d'extraction (Recous, comm pers). Le sol a ensuite été séché à 70 °C et finement broyé par un broyeur à billes. Les végétaux ont également été finement broyés.

L'excès isotopique a été déterminé sur l'azote ammoniacal et nitrique dosé dans les différents horizons, sur l'azote organique des horizons superficiels (0–10 et 10–30 cm) et l'azote total des plantes. L'excès a été mesuré par un spectromètre de masse VG SIRA9, après conversion de l'ammonium ou de l'azote organique en azote moléculaire par combustion dans un analyseur élémentaire Carlo Erba (Recous et al, 1988).

Calculs

Calculs de flux par analyse compartimentale numérique (Mary et Recous, 1995)

Un modèle de résolution numérique (nommé Fluaz par la suite) a été utilisé pour calculer les flux de minéralisation brute, d'immobilisation (correspondant à la somme de deux termes : la fixation d'ammonium sur les argiles et l'incorporation d'ammonium par la biomasse microbienne), de nitrification de l'azote ammoniacal et de volatilisation, au sein de l'horizon superficiel 0–10 centimètres. Ces flux, dus à l'activité globale de cet horizon, ont été comparés à l'évolution sous différentes formes de l'ammonium marqué au ¹⁵N du lisier.

Les flux bruts d'azote sont classiquement calculés par les méthodes de dilution/enrichissement isotopique (Kirkham et Bartholomew, 1954 ; Guiraud, 1984) ; ces méthodes analytiques présentent des limites : elles ne sont pas applicables lorsqu'il y a immobilisation simultanée de l'ammonium et du nitrate, et lorsqu'il y a reminéralisation de l'azote immobilisé.

La méthode d'analyse compartimentale numérique permet de pallier ces insuffisances (Mary et Recous, 1995) ; elle repose sur la résolution numérique d'un système de cinq équations différentielles traduisant la conservation de masse de ¹⁴N et ¹⁵N entre les quatre compartiments suivants : l'azote ammoniacal, l'azote nitrique, l'azote organique du sol et l'azote de la biomasse microbienne (fig 4). Le modèle donne la possibilité de calculer cinq flux à partir des cinq variables mesurées : les quantités d'azote ammoniacal et nitrique, l'excès isotopique de l'azote ammoniacal, nitrique et organique. Les variables calculées par Fluaz sont obtenues par couplage de la résolution numérique du système d'équations à un module d'ajustement non linéaire.

La qualité des ajustements a été évaluée par un test *t* de Student (Whitmore, 1991), pertinent dans ce cas, car nous disposons de quatre répétitions pour chacune des variables.

Utilisation de fonctions correctrices des facteurs abiotiques

Les processus de minéralisation, d'organisation et de nitrification sont dépendants de la température et de l'humidité du sol ; l'introduction de fonctions décrivant l'effet de ces deux facteurs sur les processus est pratiquée en modélisation (Van Veen et Paul, 1981 ; Johnsson et al, 1987). L'utilisation de ces fonctions dans le traitement des données d'essai en conditions de plein champ, caractérisées par des variations parfois importantes des valeurs de température et d'humidité, permet de décrire le déroulement des processus en s'affranchissant de ces variations.

L'humidité étant restée optimale pendant la durée de l'expérience (fig 3), seule une fonction correctrice de la température a été utilisée. Cette fonction, notée $f(T)$, dérivée de la loi de Van't Hoff, s'exprime en fonction de trois paramètres : le coefficient Q_{10} , la température de référence T_r , et la température moyenne du jour T :

$$f(T) = Q_{10}^{[(T-T_r)/10]}$$

Les valeurs de la fonction $f(T)$ sont comprises dans l'intervalle [0 ; 1] lorsque la température moyenne du jour est inférieure à la température de référence T_r .

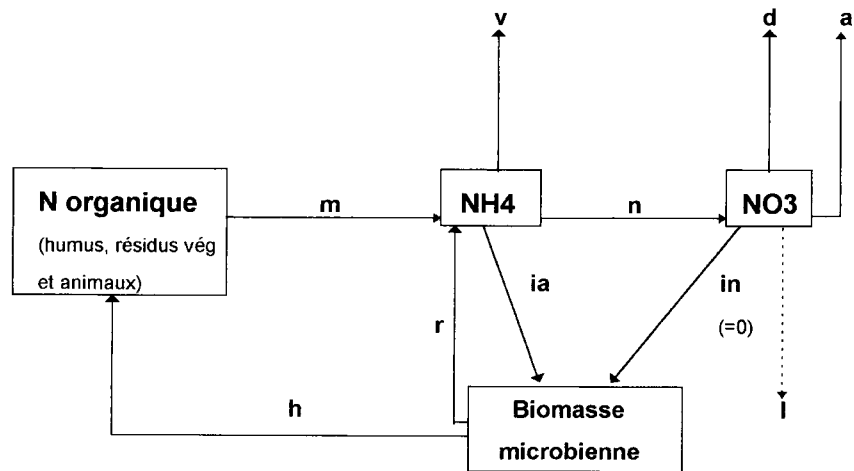
Nous nous sommes basés sur les valeurs de Q_{10} calculées par Recous et al (1996) pour calculer $f(T)$.

La température de référence de 25 °C est la plus fréquemment retenue sous climat tempéré, tant pour la nitrification (Sabey et al, 1956 ; Cameron et Kowalenko, 1976) que pour la minéralisation (Recous et al, 1996) ; c'est cette valeur que nous retiendrons dans les calculs.

Le facteur de correction climatique est alors défini journalièrement par la fonction $f(T)$ (Johnsson et al, 1987 ; Van der Linden et al, 1987 ; Recous et al, 1996) ; la vitesse de déroulement des processus biologiques calculée le jour i à la température T peut être recalculée pour un jour «standard» à 25 °C :

$$(Vitesse)_{25} = (Vitesse\ mesurée) T_i / f(T)$$

Fig 4. Schéma des principaux flux d'azote dans le sol (Mary et Recous, 1995).



avec : m : minéralisation de l'azote organique
 v : volatilisation ammoniacale
 n : nitrification
 d : dénitrification
 ia : immobilisation de l'azote ammoniacal
 in : immobilisation microbienne de l'azote nitrique
 l : lessivage du nitrate
 r : reminéralisation
 h : humification
 a : absorption

Le facteur $f(T)$ donne une valeur «climatique» à chaque journée ; cette valeur peut être cumulée au cours du temps, définissant une abscisse «temps» modifiée :

$$\text{Jour «standard»} = \text{Jour} \times f(T) = f(T)$$

Modélisation du lessivage

Le lessivage du nitrate a été calculé à partir d'un modèle simple de type réservoir multicouche (Burns, 1974) ; on suppose en phase de percolation qu'il y a un mélange parfait et instantané de l'eau et du nitrate entrant dans un horizon avec l'eau et le nitrate déjà présents. La hauteur de l'horizon élémentaire est prise égale à 1 cm, le pas de temps retenu est le jour. Ce modèle fonctionne en régime d'infiltration ; de part son principe, il ne simule que des transferts verticaux en milieu homogène et se révèle adapté sur sols sains (sans niveau plancher), moyennement poreux et perméables, ce qui est le cas pour cet essai.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Évolution du bilan ^{15}N

Le tableau III présente l'évolution du marqueur ^{15}N , sous les formes ammoniacale, nitrique,

organique et dans la plante, au cours du temps ; il appelle un certain nombre de commentaires.

On retrouve la quasi-totalité de l'azote apporté les 2^e et 8^e jours, essentiellement sous forme ammoniacale ; les pertes sont donc peu importantes au cours de cette période :

On mesure un défaut de bilan égal à 36 % le 16^e jour ; il est dû à une forte diminution des quantités d'azote ammoniacal, les autres fractions n'évoluant pas significativement. Ces pertes sont intervenues au cours d'une période sans pluie, et se sont donc exclusivement produites par voie gazeuse. Elles peuvent être dues : i) à un flux de dénitrification concomitant à un flux de nitrification de l'ammonium marqué au ^{15}N ; la dénitrification pourrait s'expliquer par les conditions d'humidité du sol, proche de la capacité au champ sur cette période, et par la présence de composés organiques labiles apportés par le lisier. On observe cependant que les pertes se sont produites au cours d'une période sans précipitation, sur un sol ressuyé, et caractérisée par des températures moyennes journalières basses, souvent négatives (fig 1), peu propices à l'activité des flores nitrifiantes et dénitrifiantes, et/ou ii) à la volatilisation ammoniacale, favorisée par la forte concentration d'azote ammoniacal à la sur-

Tableau III. Évolution du bilan ^{15}N , exprimé en pourcentage de l'azote 15 apporté. Les formes ammoniacales et nitriques correspondent au cumul des quatre horizons, la forme organique au cumul des horizons 0–10 et 10–30 centimètres ; pour la plante, les parties aériennes et racinaires sont cumulées.

Temps (jours)	2	8	16	30	37	48	63
$^{15}\text{NH}_4$ (%)	85,2	91,3	40,8	30,6	10,3	1,7	0,5
$^{15}\text{NO}_3$ (%)	2,0	3,1	3,3	7,7	19,3	21,6	16,6
$^{15}\text{Norg}$ (%)	5,8	16,4	19,2	26,1	21,6	24,9	23,9
$^{15}\text{Nplante}$ (%)	0,2	0,2	0,5	0,5	2,2	2,6	3,9
Bilan (%)	93,2	101,0	63,8	64,9	53,4	50,8	44,9
SE (%)	13,6	4,4	9,7	5,0	1,4	3,0	3,3

SE : erreur standard.

face du sol. Nous verrons plus loin que Fluaz attribue la quasi-totalité du défaut de bilan mesuré au cours de cette période à la volatilisation. S'il s'agit effectivement de volatilisation, le déroulement du phénomène ne correspond cependant pas à la description qui en est habituellement faite (Sommer et Olesen, 1991), les conditions de température ne permettant pas en effet d'expliquer les faibles valeurs de volatilisation au cours des huit premiers jours.

Le bilan ^{15}N continue de décroître après le 16^e jour, mais de manière moins rapide.

L'examen des termes du bilan amène également les remarques suivantes : l'absorption par le triticale d'azote marqué au ^{15}N ne débute réellement qu'après le 32^e jour et reste très modérée jusqu'à la fin de l'expérience ; la nitrification de l'ammonium du lisier est quasiment achevée 48 jours seulement après l'épandage (l'ammonium ne représente plus que 1,7 % de l'azote apporté) malgré les faibles températures mesurées sur cette période (température moyenne de 2,7 °C).

Enfin, l'observation du bilan horizon par horizon permet de constater que l'infiltration initiale d'azote ammoniacal marqué au ^{15}N au dessous de 10 cm a été limitée, ne concernant que 12,5 % de l'azote apporté ; l'essentiel des transformations se sont donc produites dans l'horizon 0–10 cm.

Les mesures d'excès isotopique du nitrate sur les quatre horizons du profil ont permis de suivre la descente du nitrate marqué vers les horizons inférieurs (fig 5). L'augmentation très rapide de l'excès observée dans l'horizon 30–60 cm traduit l'intensité du lessivage associée à une lame drainante de 99 mm entre les jours 30 et 37 ; l'onde de lessivage est atténuée au niveau de l'horizon sous jacent, mais le nitrate marqué est cepen-

dant présent dans l'horizon profond dès le 37^e jour. On peut d'ores et déjà affirmer que le risque de lessivage de l'azote du lisier n'est pas nul.

Estimation des flux par analyse compartimentale

Le modèle Fluaz est appliqué à l'horizon de surface 0–10 cm, où se sont déroulés l'essentiel des flux d'azote du système sol-lisier.

Le modèle permet le calcul de cinq flux, alors que dix flux décrivent le système (fig 4) ; pour que le système d'équations soit déterminé, nous sommes contraints d'approcher de manière confondue deux flux ($l + d$) et de faire un certain nombre d'hypothèses.

Le flux d'organisation du nitrate (in) peut être considérée nul dans les conditions de l'expérience, du fait de l'inhibition du processus par la concentration importante du sol en azote ammoniacal (Recous et Mary, 1990) :

Le processus d'humification (h) est considéré comme négligeable par rapport aux autres flux, cette hypothèse apparaissant justifiée a priori par la courte durée de l'essai :

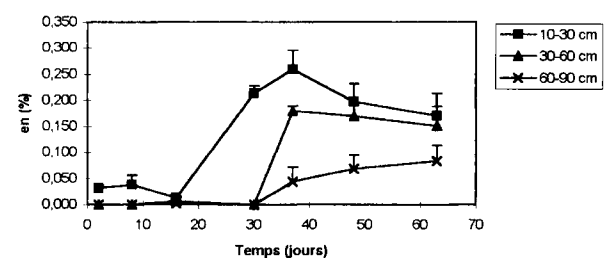


Fig 5. Évolution de l'excès isotopique ^{15}N (en %) du nitrate, dans les horizons 10–30, 30–60 et 60–90 cm (la barre verticale indique la valeur de l'écart type).

La reminéralisation (r) est négligée au cours des 40 premiers jours, pour la même raison que précédemment :

La volatilisation est supposée nulle après le 37^e jour, ce qui se justifie par : i) les données bibliographiques (Sommer et Olsen, 1991) ; ii) les faibles quantités d'ammonium résiduel mesurées dans l'horizon de surface après cette date ; iii) la pluviométrie élevée de la période précédente, qui a favorisé l'infiltration de l'azote ammoniacal dans les premiers centimètres de sol :

L'absorption par la plante (a) est négligeable, le coefficient réel d'utilisation (CRU) étant inférieur à 4 % à la dernière date.

Les flux suivants ont alors été calculés par application de Fluaz. Il s'agit de : la volatilisation ammoniacale (notée v) sur la période {0 ; 37 j} ; la minéralisation brute de l'azote organique du sol et du lisier (m) ; la nitrification (n), l'immobilisation de l'azote ammoniacal (i) ; la dénitrification et le lessivage, calculés globalement ($d + l$) ; la reminéralisation (r) sur la période {37 ; 63 j}.

La résolution du système fournit des estimateurs des variables initiales, qui s'ajustent bien aux valeurs mesurées, comme en témoigne la figure 6 ; cela valide les calculs de flux.

Nitrification du compartiment (sol-lisier)

La nitrification est rapide. Elle suit une allure sigmoïdale (fig 7) fréquemment observée dans la gamme de température de 20 à 25 °C lors de l'addition d'un composé ammoniacal sur un sol, mais en contradiction avec l'allure linéaire du processus caractéristique des basses températures (Malhi et Mc Gill, 1982 ; Le Pham et al, 1984).

La nitrification se déroule essentiellement entre le 30^e et le 48^e jour, à la vitesse moyenne journalière de 3,4 kg N.ha⁻¹ j⁻¹. Cette vitesse est élevée, au vu de faibles températures (2,7 °C entre 0 et 48 jours) ; la durée de la nitrification en jours standard à 25 °C est très courte, égale à quatre jours seulement.

Bien que la nitrification ait été observée avec des températures proches de 0 °C (Anderson et Purvis, 1955 ; Sabey et al, 1956 ; Frederick Lloyd, 1956 ; Tyler et al, 1959 cités par Malhi et Mc Gill, 1982), les données bibliographiques concernant la nitrification dans la gamme de température 0–8 °C sont contradictoires :

Ainsi, le taux de nitrification mesuré avec différents composés ammoniacaux peut être faible,

voire nul. Le Pham et al (1984) obtiennent un taux de nitrification très faible sur 60 jours à 5 °C, avec du lisier de porc incubé sur sol limoneux (pH initial : 6,5) ; Anderson et Purvis (1955), étudiant la vitesse de nitrification de l'ammoniac anhydre et du sulfate d'ammonium sur cinq sols différents, n'observent pas de nitrification significative sur quatre des cinq sols incubés à 5 °C, en 42 jours ; Malhi et Mc Gill (1982) mesurent une durée de nitrification de 79 jours à 4 °C. Germon et al (1979), en incubant du lisier de porc à trois doses sur un sol limono-argileux, mesurent une nitrification quasi nulle au bout de quatre semaines d'incubation à 8 °C ;

En revanche, Flowers et O'Callaghan (1983) observent une nitrification linéaire et rapide à 5 °C, avec du lisier de porc incubé sur deux sols, à deux doses ; la nitrification se poursuit ainsi de 14 à 21 jours à la dose simple de lisier (apport de 50 µg de N.g⁻¹ de sol sec), et de 69 à 75 jours à la dose quintuple, selon le type de sol.

Nos résultats se rapprochent de ceux de Flowers et O'Callaghan (1983) et nous faisons deux hypothèses pour expliquer la rapidité observée de la nitrification :

La présence de souches nitrifiantes indigènes à fort taux de croissance. Les travaux de Malhi et Mc Gill (1982) suggèrent en effet qu'il existe une grande variabilité du taux de croissance et de rendement spécifique des souches nitrifiantes présentes dans les sols, dans le domaine de température étudié. Ainsi, leurs données en incubation à 20–25 °C, en situation d'apport non limitant d'ammonium, révèlent des vitesses maximales d'oxydation variant de 4 à 38 µg N-NH₄.g⁻¹.j⁻¹.

L'expression de facteurs défavorables à la diminution du pH. La nitrification a pour effet de diminuer le pH, réduisant ainsi l'activité de *Nitrosomonas* et de *Nitrobacter*. Or, plusieurs facteurs ont pu contribuer dans notre cas à modérer cette baisse du pH, limitant ainsi l'effet inhibiteur sur la nitrification.

Le pH élevé du lisier (7,6) et son pouvoir tampon

McInnes et Fillery (1989) calculent en effet des vitesses de nitrification qui augmentent avec l'alcalinité intrinsèque du composé (urée > diammonium phosphate > sulfate d'ammonium). Ils expliquent en grande partie la différence de réponse entre les produits par une relation linéaire entre le pH et la vitesse de nitrification. Cooper (1975) explique également les différences de

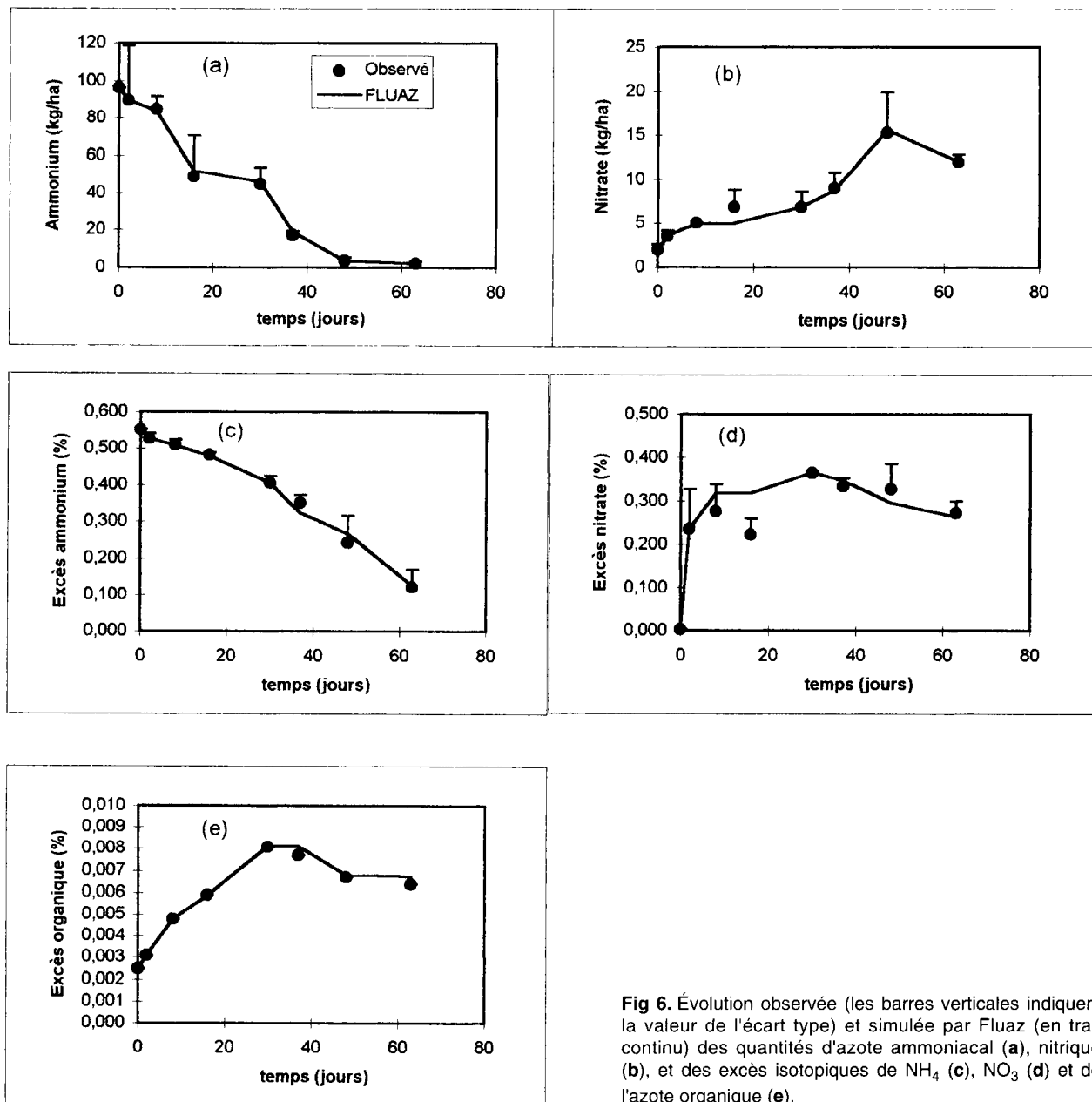


Fig 6. Évolution observée (les barres verticales indiquent la valeur de l'écart type) et simulée par Fluaz (en trait continu) des quantités d'azote ammoniacal (a), nitrique (b), et des excès isotopiques de NH_4 (c), NO_3 (d) et de l'azote organique (e).

cinétiques de nitrification observées entre lisier de porc et sulfate d'ammonium par les différences d'évolution du pH. Il est cependant étonnant que cet effet ne se soit pas exprimé dans les expériences de Germon et al (1979) et de Le Pham et al (1984) :

L'élévation de pH généralement observée après un épandage de lisier

Elle peut atteindre 1,5 à 2 unités pH (Sommer et Olesen, 1991), et a pu compenser la baisse de pH induite par la volatilisation.

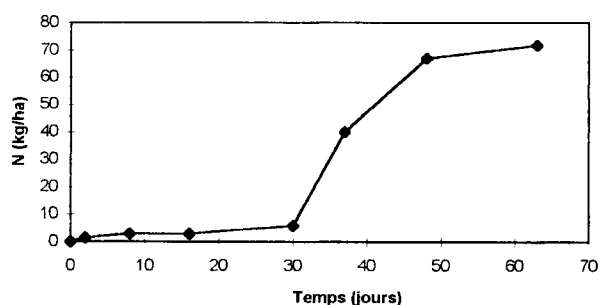


Fig 7. Flux cumulé de nitrification calculé par Fluaz, en temps réel.

Minéralisation et reminéralisation

La vitesse de minéralisation brute varie en temps réel de 0,2 à 1 kg N.ha⁻¹.j⁻¹ (fig 8). L'allure de la courbe est linéaire entre le 2^e et le 48^e jour.

L'utilisation de la fonction correctrice de la température permet d'affirmer ce résultat. Il semble en effet que l'on puisse identifier : i) une première période de minéralisation intense pendant les 16 premiers jours (en temps réel) qui correspondrait à la minéralisation des composés organiques facilement assimilables du lisier ; ii) une deuxième période {16 ; 63 j} de minéralisation linéaire plus lente. La régression linéaire appliquée sur ces deux périodes est satisfaisante, les pentes des droites de régression étant respectivement égales à 14,7 et 5,9 kg N.ha⁻¹.jour standard⁻¹ pour la 1^{re} et la 2^e phase.

La minéralisation brute globale du compartiment sol-lisier s'élève à 35 kg N.ha⁻¹ en 63 jours, avec une température moyenne égale à 2,7 °C, l'apport d'azote organique par le lisier étant égale à 37 kg N.ha⁻¹. En se référant à Le Pham et al (1984), qui calculent un taux de minéralisation de l'azote organique du lisier de porc de 50 % en 50 jours, à 15 °C, il est peu probable que le flux de minéralisation brute calculé dans notre essai provienne essentiellement du lisier : les fractions organiques du sol (résidus de culture et humus) ont sans doute significativement contribué à la minéralisation.

La reminéralisation significative calculée sur la période {37 ; 63 j} représente 6,5 kg N.ha⁻¹.

Immobilisation de l'azote ammoniacal

L'immobilisation est décrite par deux phases (fig 9) : i) une phase linéaire sur la période {0 ; 30 j} à la vitesse moyenne de 0,86 kg N.ha⁻¹.j⁻¹ ; ii) un arrêt après le 30^e jour. Ce résultat n'apparaît pas modifié par le facteur de correction thermique. L'immobilisation représente 23,2 % de l'azote ammoniacal apporté ; l'allure du phénomène et son importance sont proches de ceux observés par Recous et al (1992) avec de l'urée et du sulfate d'ammonium, dans des conditions de température et d'humidité voisines de celles de cet essai.

Le flux global d'immobilisation donné par Fluaz est quasiment confondu avec l'évolution des quantités immobilisées d'ammonium marqué au ¹⁵N, pendant la phase active d'immobilisation (fig 9) ; ce phénomène s'est donc réalisé aux

dépens du pool d'azote ammoniacal du lisier, malgré la présence simultanée dans le sol de quantités significatives d'ammonium provenant de la minéralisation des pools d'azote organique (fig 8).

Volatilisation ammoniacale

Fluaz attribue les pertes gazeuses des 16 premiers jours à la volatilisation ; le modèle calcule un flux cumulé de volatilisation égal à 38 kg N.ha⁻¹, dont 7 kg N.ha⁻¹ au cours des huit premiers jours, et 31 kg N.ha⁻¹ entre le 8^e et le 16^e jour. Les pertes calculées sont très proches du défaut de bilan ¹⁵N du 16^e jour, qui s'élève à 40 kg N.ha⁻¹. Cette concordance entre le calcul de la volatilisation par Fluaz (effectué à partir de N-NH₄ venant du lisier et du sol, comme le montre la figure 4) et le défaut de bilan ¹⁵N (calculé à partir uniquement de l'ammonium du lisier) tend à montrer que ce phénomène s'est produit exclusivement au détriment du pool d'azote ammoniacal du lisier.

Ces pertes relativement importantes, malgré des conditions de température peu propices à l'expression du phénomène, ont probablement été favorisées par les deux facteurs suivants : le taux de matière sèche élevé du lisier (Sommer et Olesen, 1991) et son enfouissement très partiel.

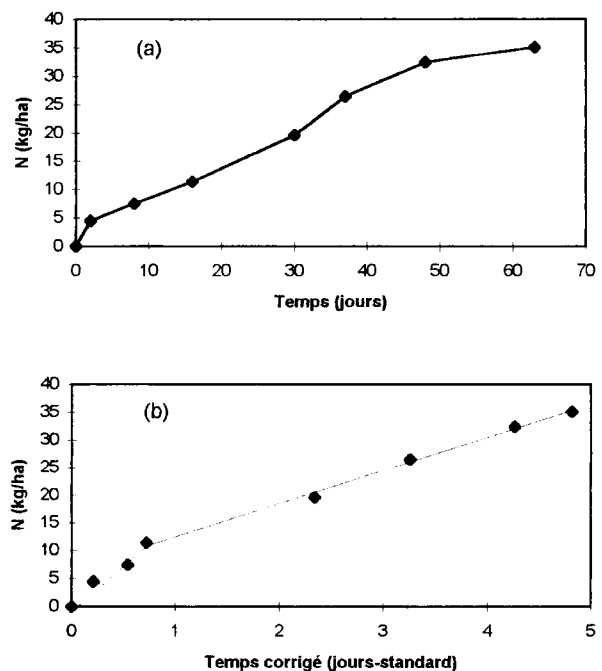


Fig 8. Flux cumulé en minéralisation brute du compartiment 0-10 centimètres calculé par Fluaz, en temps réel (a) et corrigé (b).

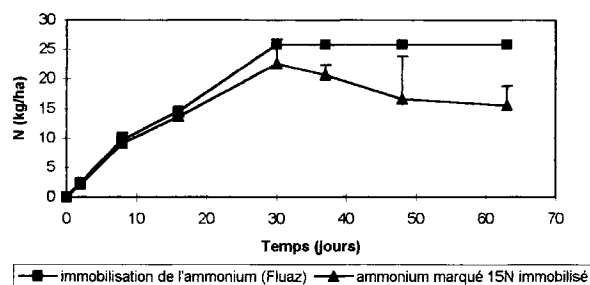


Fig 9. Flux cumulé d'immobilisation de l'azote ammoniacal du compartiment 0–10 cm calculés par Fluaz, comparé à l'évolution des quantités immobilisées d'azote marqué au ^{15}N .

Dénitrification et lessivage du nitrate marqué au ^{15}N

Les estimations de flux et les mesures réalisées sur les quatre horizons étudiés nous permettent de proposer les valeurs suivantes pour les différentes voies d'évolution des $110 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ d'azote ammoniacal du lisier à l'issue des 30 premiers jours : $38 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ont été volatilisés ; $28,7 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($22,5$ pour 0–10 cm et $6,2$ pour 10–30 cm) ont été immobilisés ; $8,4 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($4,4$ pour 0–10 cm et $4,0$ pour 10–30 cm) se trouvent sous forme de nitrates ; $33,7 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ se trouvent encore sous forme ammoniacale.

Les observations réalisées nous autorisent à considérer que l'immobilisation de l'azote marqué cesse après le 30^e jour (tableau III), et qu'il n'y a plus d'azote ammoniacal marqué dans le système au 63^e jour. Par conséquent, les $33,7 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ d'azote ammoniacal marqué mesurés le 30^e jour n'ont pu être que nitrifiés puis en partie sortis du système, selon l'une des trois voies suivantes : i) la dénitrification (d) ; ii) le lessivage (l) ; iii) l'absorption par la plante (a) : cette dernière, mesurée, représentant $3,7 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Il faut enfin prendre en compte un flux supplémentaire de nitrates de $6,5$ unités sur la période {30 ; 63 j} correspondant à la reminéralisation.

Le modèle de Burns nous permet ensuite de faire des hypothèses sur l'importance respective de la dénitrification et du lessivage. Le tableau IV présente le profil de nitrate simulé par ce modèle au jour 63 sous l'hypothèse de dénitrification nulle. On constate que l'entraînement de nitrate en dessous de 90 cm est très faible, le modèle simulant un lessivage inférieur à $1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, et que le profil simulé contient des quantités de nitrate nettement supérieures à celles du profil observé, dans les horizons 10–30 et 30–60 cm. De tels écarts ne sont pas imputables à un biais dû au modèle, ce dernier appliqué dans le même

type de sol ayant donné des résultats satisfaisants (Mary, 1988).

On a vu en outre que la volatilisation cesse après le 16^e jour. Le défaut de bilan ^{15}N réalisé entre le 30^e et le 63^e jour, soit $22 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ne peut alors correspondre qu'aux pertes par dénitrification et lessivage ($d + l$). Or le lessivage est quasi nul à cette période.

Ces deux observations amènent donc à rejeter l'hypothèse de nullité de la dénitrification, et à attribuer la quasi-totalité du défaut de bilan ^{15}N à ce phénomène.

L'intensité de la dénitrification s'explique bien par la conjonction de la nitrification et de la forte pluviométrie, en quantité et en intensité, pendant la période 30–48 jours : le nitrate a été produit dans les horizons de surface riches en matière organique et saturés en eau, dans des conditions de température plus propices à l'activité biologique qu'en début d'expérience. Il est enfin probable qu'une répartition différente du régime des précipitations aurait modifié le déroulement de la dénitrification.

CONCLUSION

Les calculs de flux effectués par résolution numérique et l'analyse du bilan ^{15}N ont permis de mettre en évidence :

- la rapidité de la nitrification de l'ammonium du lisier, achevée 48 jours après l'épandage, malgré une température moyenne de $2,7 \text{ }^\circ\text{C}$; cette rapidité du phénomène entraîne un risque élevé de lessivage du nitrate produit, risque dont la réalisation dépend de la lame drainante, de la nature et de la profondeur du sol ;

Tableau IV. Comparaison des profils de nitrate marqué au ^{15}N mesurés et simulés par le modèle de Burns, au jour 63.

Horizon	NO_3 marqué mesuré	NO_3 marqué simulé
0–10 cm	5,9	4,7
10–30	3,6	17,9
30–60	4,4	17,0
60–90	4,4	4,7
< 90 cm	–	0,6
Total	18,3	44,9

- l'importance des flux bruts de minéralisation et d'organisation, égaux respectivement à 35 et 26 kg N.ha⁻¹, pour le compartiment 0–10 cm ;
- la forte concurrence de la volatilisation et de l'immobilisation vis-à-vis de la nitrification.

Les pertes de nitrate marqué au ¹⁵N s'élèvent à 22 kg N.ha⁻¹. L'approche du lessivage par simulation montre que les précipitations ont été insuffisantes pour entraîner des quantités significatives de nitrate marqué sous le profil étudié. Les pertes de nitrate marqué au ¹⁵N calculées s'expliquent donc par la dénitrification, ce résultat venant confirmer les mesures de Thompson (1989) ; l'apport de matière organique par le lisier et les fortes précipitations observées pendant la phase active de nitrification ont créé des conditions propices à la dénitrification.

Il faut cependant se garder de conclure à l'absence de risques de lessivage grâce à la dénitrification. C'est un contexte climatique particulier qui a abouti à ce résultat dans notre expérimentation, dont la probabilité d'occurrence reste à établir. Par ailleurs, s'il était avéré que la dénitrification est une bonne solution pour éviter le lessivage, encore faudrait-il montrer qu'elle est complète et rejette de l'azote moléculaire N₂ dans l'atmosphère et non des oxydes d'azote, dont la nocivité est établie.

REMERCIEMENTS

Ce travail a fait l'objet d'un financement du conseil régional de Bretagne. Nous remercions M Delabuis et R Aubrée pour leur appui technique, et tout particulièrement F Brousté pour sa participation spontanée et efficace à l'analyse des échantillons.

RÉFÉRENCES

- Addiscott TM, Wagenet RJ (1985) Concept of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J Soil Sci* 36, 411-424
- Anderson OE, Purvis ER (1955) Effects of low temperatures on nitrification of ammonia in soils. *Journal Series* 313-318
- Burns IG (1974) A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *J Soil Sci* 25, 165-178
- Cameron DR, Kowalenko H (1976) Modelling nitrogen processes in soil: mathematical development and relationships. *Can J Soil Sci* 56, 71-78
- Chevry C (1992) Les pollutions sur le terrain : l'exemple de la Bretagne. *CR Acad Agric Fr* 78, 57-64
- Cooper JE (1975) Nitrification in soils incubated with pig slurry. *Soil Biol Biochem* 7, 119-124
- Drouineau G, Gouny P (1947) Contribution à l'étude du dosage de l'azote nitrique par la méthode Devarda. *Ann Agron* 17, 154-164
- Flowers TH, O'Callaghan JR (1983) Nitrification in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. *Soil Biol Biochem* 15, 337-342
- Frederick Lloyd R (1956) The formation of nitrate from ammonium nitrogen in soils: I. Effect of temperature. *Soil Sci Soc Am* 499-500
- Germon JC, Giraud JJ, Chaussod R, Duthion C (1979) Nitrogen mineralisation and nitrification of pig slurry added to soil in laboratory conditions. In : *Modelling Nitrogen Transformations from Farm Wastes* (JKR Gasser, ed), Applied Sci Publ, Londres, 170-184
- Guiraud G (1984) Contribution du marquage isotopique à l'évaluation des transferts d'azote entre les compartiments organiques et minéraux dans les systèmes sol-plante. Thèse de doctorat d'État, Paris-VI, 329 p
- Jarvis SC, Pain BF (1990) Ammonia volatilisation from agricultural land. *Proceedings of the Fertiliser Society* 298, 3-35
- Johnsson H, Bergström L, Jansson PE (1987) Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric Ecos Environ* 18, 333-356
- Kirkham D, Bartholomew WV (1954) Equations for following nutrient transformations in soil, utilizing tracer data. *Soil Sci Soc Am Proc* 18, 33-34
- Le Pham M, Lambert R, Laudelout H (1984) Estimation de la valeur fertilisante azotée du lisier par simulation numérique. *agronomie* 4, 63-74
- Malhi SS, Mc Gill WB (1982) Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. *Soil Biol Biochem* 14, 393-399
- Mary B (1988) Rôle de la biomasse microbienne du sol dans la disponibilité en azote minéral en conditions de plein champ. Compte rendu final du Contrat 2543 A, ministère de l'Environnement-SRETIE, 64 p
- Mary B, Recous S (1995) Calcul des flux d'azote dans les sols par traçage isotopique ¹⁵N. In : *Utilisation des isotopes stables pour l'étude du fonctionnement des plantes*. Colloque Paris 16–17 décembre 1993, Inra (Les Colloques, n° 70), 277-297
- McInnes KJ, Fillery IRP (1989) Modeling and field measurements of the effect of nitrogen source on nitrification. *Soil Sci Soc Am J* 53, 1264-1268
- Recous S (1987) Aspects méthodologiques du fractionnement ¹⁵N minéral et ¹⁵N organique du sol. Actes de la 8^e réunion du Gemas, Montpellier, 61-67
- Recous S, Mary B (1990) Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils. *Soil Biol Biochem* 22, 913-922
- Recous S, Machet JM, Mary B (1992) The partitioning of fertilizer-N between soil and crop: comparison of

- ammonium and nitrate applications. *Plant and Soil* 144, 101-111
- Recous S, Aita C, Beaudoin N (1996) Utilisation d'un temps corrigé des variations climatiques (température, humidité) : application aux transformations biologiques de l'azote et du carbone dans les sols. *agronomie* (sous presse)
- Recous S, Fresneau C, Faurie G, Mary B (1988) The fate of labelled ^{15}N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. *Plant and Soil* 112, 205-214
- Sabey BR, Barthelomew WV, Shaw R, Pesek J (1956) Influence of temperature on nitrification in soils. *Soil Sci Soc Am Proc* 357-360
- Sommer SG, Olesen JE (1991) Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. *J Environ Qual* 20, 679-683
- Thompson RB (1989) Denitrification in slurry-treated soil: occurrence at low temperatures, relationship with soil nitrate and reduction by nitrification inhibitors. *Soil Biol Biochem* 21, 875-882
- Tyler B, Broadbent FE, Hill GN (1959) Low temperature effects on nitrification in four Californian soils. *Soil Science* 87, 123-129
- Van Der Linden AMA, Van Veen JA, Frissel MJ (1987) Modelling soil organic matter levels after long-term applications of crop residues, farmyard and green manures. *Plant and Soil* 101, 21-28
- Van Veen JA, Paul EA (1981) Organic carbon dynamics in grassland soils. 1. Background information and computer simulation. *Can J Soil Sci* 61, 185-201
- Whitmore AP (1991) A method for assessing the goodness of computer simulation of soil processes. *J Soil Sci* 42, 289-299