

# Vers une prévision opérationnelle des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier : paramétrage d'un modèle dynamique de Simulation des transformations de l'azote des lisiers (STAL)

Thierry Morvan<sup>1</sup> et Philippe Leterme<sup>2</sup>

Le développement de l'élevage intensif depuis une quarantaine d'années a entraîné une augmentation importante des quantités d'azote d'origine animale épandu annuellement sur les terres agricoles. Malgré leur valeur fertilisante azotée souvent élevée, les effluents d'élevage, et les lisiers en particulier, sont considérés comme des déchets à éliminer. Des changements de comportement sont cependant aujourd'hui demandés aux agriculteurs : la directive européenne sur les nitrates et la mise en œuvre du Code de bonnes pratiques agricoles incitent à mieux valoriser les effluents d'élevage, car l'utilisation mal raisonnée de ces produits entraîne une pollution conséquente des eaux continentales et littorales, et de l'air. En effet, d'une part la pollution des eaux est aggravée par l'utilisation des lisiers du fait de pratiques fréquentes de surfertilisation, et d'autre part l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) est un polluant atmosphérique, et il est établi que l'agriculture participe pour plus de 90 % aux émissions de  $\text{NH}_3$ , avec une contribution des déjections animales estimée à 80 % (CITEPA, 1994).

Dans ce contexte, il apparaît urgent de mieux raisonner l'utilisation agronomique de ces produits organiques, et pour cela de mieux prédire le devenir des formes azotées des effluents d'élevage après épandage. Il est également indispensable de disposer d'outils permettant d'évaluer l'impact environnemental des pratiques agricoles et de simuler les effets environnementaux des

changements de pratiques ; un nombre croissant d'interlocuteurs (profession agricole, Agence de l'eau, Agence pour la qualité de l'air, gestionnaires des ressources en eau...) sont demandeurs de tels outils.

L'objectif du travail présenté dans cet article a été d'élaborer un modèle agronomique permettant d'affiner la prévision de la valeur fertilisante azotée des lisiers, comparativement aux modèles opérationnels usuels fondés sur le calcul d'un coefficient « d'équivalence-azote » (Pratt *et al.*, 1976; Bodet *et al.*, 2001). Le modèle proposé, nommé **STAL** (Simulation des transformations de l'azote des lisiers), prend en compte l'effet de facteurs climatiques influents (température et pluie en particulier) ainsi que l'effet de paramètres de composition des lisiers non considérés par les modèles usuels. STAL permet également de calculer le risque environnemental sur l'eau, – il simule la dynamique de nitrification –, et sur l'air, par le calcul de la volatilisation ammoniacale. Ce modèle dynamique couple un module de volatilisation et un module de biotransformations. Il est renseigné par des paramètres d'entrée et des données climatiques facilement accessibles à l'agronome et au technicien agricole.

## Présentation du modèle

### Processus et échelle de temps étudiés

En accord avec nos objectifs de modélisation opérationnelle, l'approche du cycle de l'azote a

#### Les contacts

1. INRA-USARQ,  
4, rue Stang Vihan,  
29000 Quimper  
2. ENSAR,  
65, rue de St-Brieuc,  
35042 Rennes Cedex

été simplifiée et la démarche expérimentale a été centrée sur la caractérisation de quatre processus d'importance majeure pour caractériser la valeur fertilisante azotée et le risque environnemental (figure 1) : la minéralisation de l'azote organique, la volatilisation, l'organisation et la nitrification de la forme ammoniacale, cette forme représentant 50 à 70 % de l'azote total d'un lisier. Cette approche simplifiée du cycle de l'azote conduit principalement à négliger la reminéralisation et la dénitrification.

L'étude de ces processus a été réalisée sur le court terme, c'est-à-dire sur une durée de 30 à 40 jours suivant l'apport, car l'organisation et la minéralisation se produisent avec une forte intensité principalement durant les 10 premiers jours, à 25 °C (Germon *et al.*, 1979 ; Kirchmann et Lundvall, 1993 ; Morvan *et al.*, 1996), et la volatilisation excède rarement la dizaine de jours. Enfin, la nitrification de l'azote ammoniacal apporté se produit un peu moins rapidement que les autres processus, mais elle est généralement achevée 30 à 40 jours après l'apport, à 15-25 °C, en sols cultivés (Le Pham *et al.*, 1984 ; Malhi et McGill, 1982).

### Démarche expérimentale

L'étude du système présenté à la figure 1 a été principalement fondée sur l'utilisation du marquage isotopique  $^{15}\text{NH}_4$  de la fraction ammoniacale du lisier, permettant de calculer simultanément les flux de minéralisation, organisation, nitrification et volatilisation, jusqu'à épuisement

du traceur dans le compartiment ammoniacal (Morvan *et al.*, 1996). Cette méthode a été appliquée en conditions extérieures (Morvan *et al.*, 1996, 1997), couplée pour certaines expériences à une mesure directe de la volatilisation, par l'utilisation de méthodes micrométéorologiques (Génermont *et al.*, 1996), et au laboratoire, en conditions contrôlées de température et d'humidité, afin de mettre en relation les flux de minéralisation du C, difficiles à mesurer en conditions de plein champ, avec les flux d'organisation-minéralisation de l'azote. Les résultats de ces essais ont servi à la calibration du modèle.

### Structure et paramétrage du modèle

La structure du modèle est compartimentale et présentée à la figure 2 ; STAL est organisé en quatre modules :

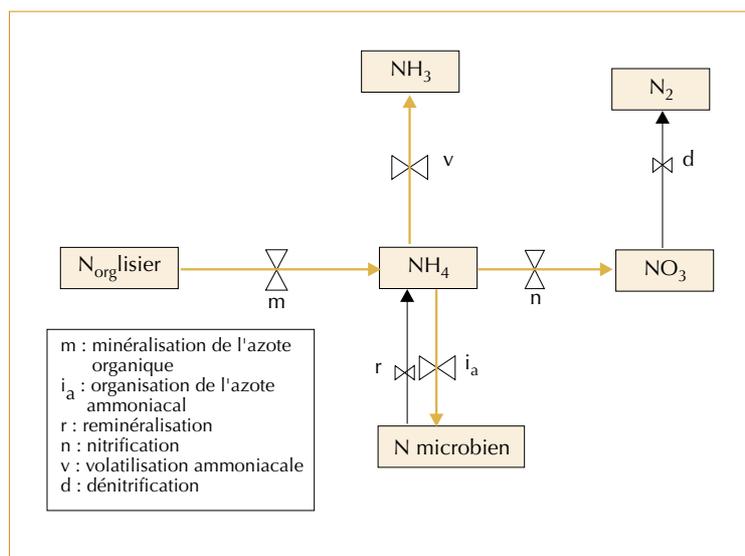
- Les modules « d'émission » et de « transfert » permettent de calculer la volatilisation ; la fonction d'émission est fondée sur une base mécaniste commune à la plupart des modèles dynamiques (Sherlock et Goh, 1985 ; Van der Molen *et al.*, 1990 ; Hutchings *et al.*, 1996 ; Génermont et Cellier, 1997 ; Hengnirun *et al.*, 1999), et le module de transfert calcule l'infiltration de l'azote ammoniacal, immédiatement après l'apport ou après une pluie.
- Le module « organisation-minéralisation » repose sur le module « Carbone », qui décrit la dynamique de minéralisation du C en fonction de la nature et de la composition du lisier ; les flux d'organisation et de minéralisation de l'azote se déduisent du flux de minéralisation du C par de simples relations stoechiométriques.
- Le module « nitrification » est fondé sur le modèle de Monod.

Le paramétrage de STAL repose en partie sur des relations statistiques établies à partir d'analyses corrélatives, ce qui permet de renseigner le modèle avec un nombre limité de paramètres. Le modèle est développé avec le simulateur Vensim® (The Ventana Simulation Environment : Vensim DSS version 1.62) ; les variables climatiques requises sont la température de l'air, la vitesse du vent et la pluie. Le pas de temps retenu pour les calculs est l'heure.

### MODULE VOLATILISATION

Le flux d'ammoniac émis au niveau d'une parcelle ( $\Phi \text{NH}_3$ , en  $\text{kg N ha}^{-1}$ ) est calculé par le mo-

▼ Figure 1 – Représentation des flux stimulés par l'épandage de lisier (les processus étudiés sont représentés en couleur).



dèle d'advection paramétré par Itier et Perrier (1976) et repris également par Générmont et Cellier (1997) :

$$\Phi_{NH_3} = k \cdot u^* \cdot [NH_{3g}] \cdot a_i \cdot \left(\frac{0,3 \cdot X}{z_o}\right)^{-b_i} \quad (1)$$

où les paramètres  $a_i, b_i, k$  et  $z_o$  sont des constantes,  $X$  varie en fonction de la direction du vent,  $u^*$  dépend de la vitesse du vent,  $[NH_{3g}]$  varie enfin en fonction de la température, du pH de la couche superficielle du sol et de la disparition d'ammonium dans le compartiment, liée à l'infiltration d'azote ammoniacal dans le sol, la volatilisation elle-même, ou aux biotransformations.

Le paramétrage du modèle a consisté à définir une fonction simple de calcul du pH de la couche superficielle du sol, modifié par l'apport de lisier, et à construire des fonctions de « transfert » de l'azote ammoniacal dans le sol.

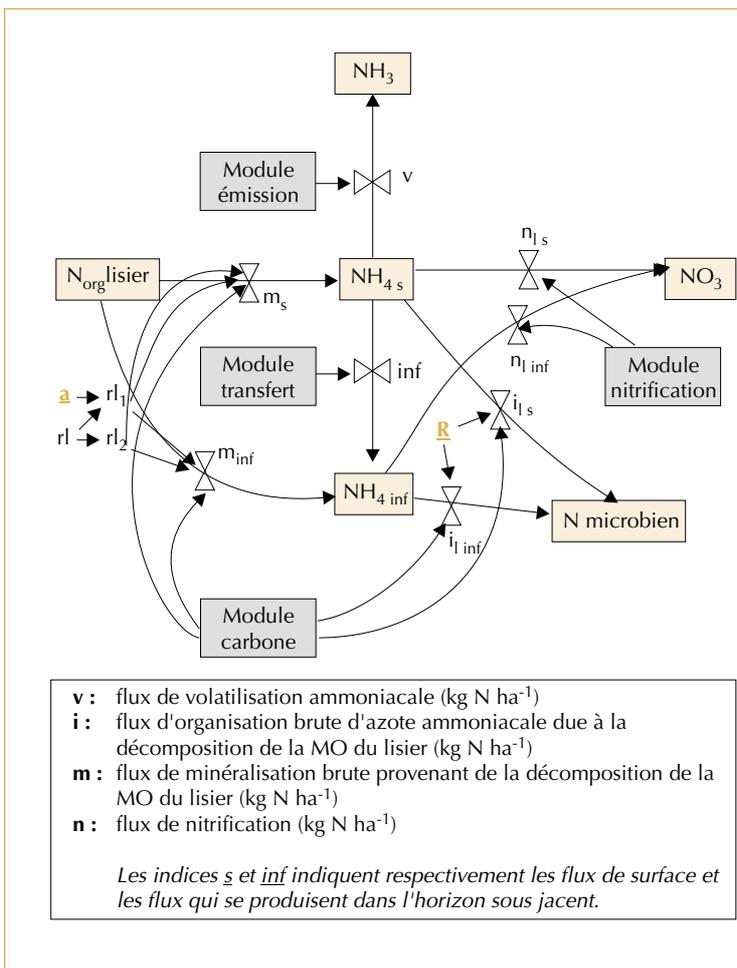
Pour calculer le transfert de l'azote ammoniacal dans le sol après l'apport de lisier, nous nous sommes appuyés sur une caractérisation à une échelle centimétrique de la répartition de l'azote ammoniacal dans un sol limoneux. Ces résultats, détaillés dans Morvan (1999), ont permis de modéliser la proportion d'azote ammoniacal retenue dans le premier centimètre de sol (notée  $N_{surf}$ ) en fonction de la teneur en matière sèche du lisier (MS) et de l'état de surface du sol :

$$N_{surf} = 0,49 + 0,038 \cdot MS + 0,156 \cdot ES \quad (2)$$

$r^2 = 0,74$

MS est exprimé en %, et ES est affecté de la valeur +1 (sol battu de structure tassée, fermée) ou -1 (sol rugueux, ouvert).

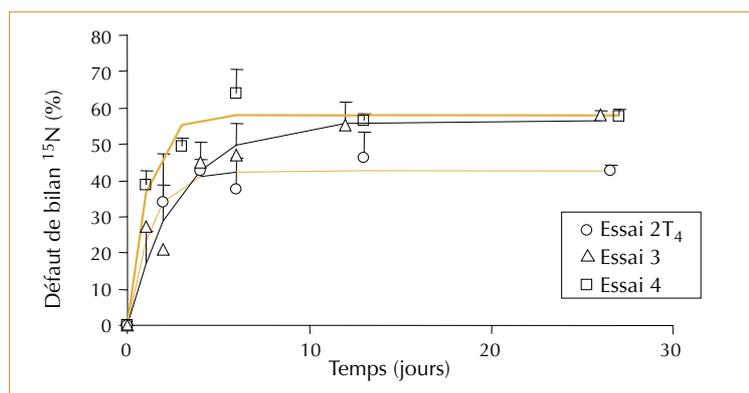
L'épaisseur de 1 cm retenue pour effectuer ces mesures ne correspond cependant qu'à un seuil de résolution, pour l'échantillonnage, et ne correspond pas nécessairement à l'épaisseur exacte de la couche de sol active vis-à-vis de la volatilisation. Un paramètre de calage  $K$  a alors été introduit, tel que la proportion d'azote considérée comme immédiatement infiltrée et ne participant pas à la volatilisation est égale à  $(1 - K \cdot N_{surf})$ . La calibration de ce paramètre, ainsi que le pH de la surface du sol, a été réalisée à partir des résultats d'essais réalisés au champ dans des conditions expérimentales très diverses, pour lesquels la volatilisation a été déduite du défaut de bilan 15N. Les flux totaux de volatilisation estimés pour les différents essais sont présentés dans le tableau 1 et trois dynamiques de



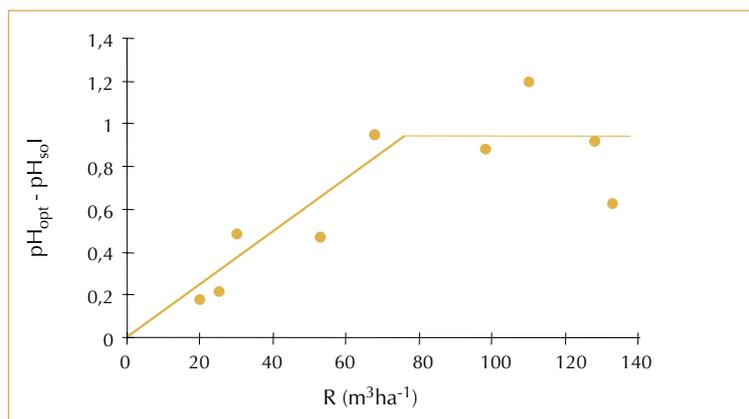
▲ Figure 2 – Schéma récapitulatif du modèle STAL.

Expériment	$v_{tot}$ (%)	$k$ ( $d^{-1}$ )	$r^2$	
1	34,5	–	–	
2	T1	58,5	0,824	0,97
	T2	51,7	1,133	0,95
	T3	47,3	0,711	0,95
	T4	42,8	0,781	0,97
3		56,2	0,356	0,94
4		57,9	0,997	0,97
5	T1	27,6	–	–
	T2	43,2	–	–
6		32,0	–	–

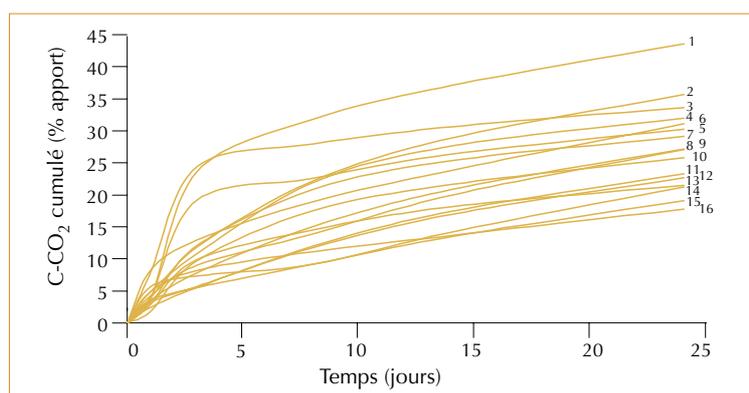
▲ Tableau 1 – Estimation des pertes cumulées ( $v_{tot}$ ) par volatilisation, exprimées en % de l'azote ammoniacal apporté, par ajustement de l'évolution du défaut de bilan  $^{15}N$  à la fonction :  $v = v_{tot} \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$  pour les essais 2, 3 et 4, et par le défaut de bilan mesuré en fin d'expérience pour les essais 1,5 et 6.



▲ Figure 3 – Évolution des défauts de bilan  $^{15}\text{N}$  mesurée sur 3 essais (les points correspondent aux mesures, les barres verticales aux écarts-types, et les courbes correspondent à l'ajustement de la fonction  $v = v_{\text{tot}}(1 - e^{-kt})$  aux points expérimentaux).



▲ Figure 4 – Relation entre la dose de lisier et la différence entre la valeur « optimale » du pH et le pH initial du sol.



▲ Figure 5 – Évolution sur le sol 1 de la minéralisation apparente cumulée du carbone des 18 lisiers, exprimée en pourcentage du carbone apporté (les évolutions sont comparables sur les sols 2 et 3).

volatilisation déduites de l'évolution du défaut de bilan  $^{15}\text{N}$  sont montrées à la figure 3.

La calibration a permis d'affecter la valeur 0,75 à K, et de constater que les valeurs ( $\text{pH}_{\text{opt}}$ ) du pH de la surface du sol obtenues par optimisation étaient corrélées au pH initial du sol ( $\text{pH}_{\text{sol}}$ ) et à la dose d'apport (Dose, en  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ), jusqu'à la dose de  $74 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  (figure 4), et n'étaient plus corrélées à la dose, au-delà de  $74 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ; un modèle bilinéaire a alors été paramétré pour calculer le pH du système sol-lisier :

$$\text{PH}_{\text{opt}} = \text{pH}_{\text{sol}} + 0.0127 \cdot \text{Dose} \quad \text{avec Dose} \leq 74 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \quad (3)$$

$$\text{PH}_{\text{opt}} = \text{pH}_{\text{sol}} + 0.94 \quad \text{avec Dose} \geq 74 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \quad (4)$$

#### MODULE ORGANISATION-MINÉRALISATION

Nous avons testé un modèle à deux compartiments, fondé sur l'hypothèse simple d'une répartition de la MO en un compartiment « labile » (LAB), représenté par la fraction soluble, et d'un compartiment « résistant » (RES), constitué de la fraction non soluble; le rapport C/N de la fraction soluble ( $r_{11}$ ) a été supposé corrélé au rapport C/N ( $r_i$ ) connu de la MO totale du lisier ( $r_{11} = a \cdot r_i$ ),  $a$  étant un paramètre de calage du modèle.

La calibration du modèle repose sur les résultats d'un essai au laboratoire, au cours duquel la minéralisation du carbone et les biotransformations de l'azote de 13 lisiers de porc et de 5 lisiers de bovins ont été caractérisées à la température de  $16 \text{ }^\circ\text{C}$ , pendant 24 jours, sur trois sols caractéristiques de l'Ouest : un sol limoneux (S1, de pH 5,4 et de 2 % de matière organique (MO)), et deux sols limono-sableux (S2 et S3, de pH égaux à 6,7 et 5,5, et de teneurs en MO égales à 3,9 %).

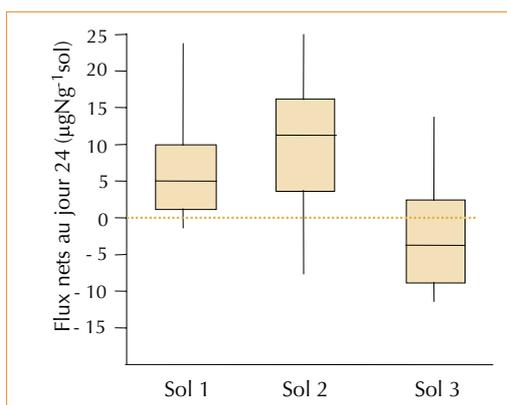
Cet essai a mis en évidence :

- Une rapide et intense activité de décomposition de la MO apportée au cours des jours suivant l'apport, ainsi qu'une forte variabilité entre lisiers (figure 5); les taux de minéralisation du C apparaissent étroitement corrélés à la fraction soluble de la MO déterminée par la méthode Van Soest (Van Soest et Wine, 1967), qui varie de 35 à 85 % et représente en moyenne 52 % de celle-ci.
- Une forte stimulation de l'organisation et de la minéralisation de l'azote : les taux moyens de minéralisation de l'azote calculés pour l'essai au

laboratoire représentent en effet 46, 54 et 33 % de l'azote organique apporté sur les sols 1, 2 et 3 respectivement, 24 jours seulement après l'apport. Les taux d'organisation de l'azote ammoniacal sont également importants et représentent 20 à 40 % de l'azote ammoniacal apporté, pour l'ensemble des essais. Ces flux jouent un rôle important sur la disponibilité en azote minéral à court terme ; nous constatons en effet que les amplitudes observées sur les flux nets (m-i) sont de l'ordre de  $25 \mu\text{g N g}^{-1} \text{sol}$ , pour une quantité médiane d'azote ammoniacal apportée égale à  $85 \mu\text{g N g}^{-1} \text{sol}$ . La figure 6 illustre cette variabilité importante observée entre lisiers.

- Des corrélations très hautement significatives entre la minéralisation du carbone et l'organisation-minéralisation de l'azote (figure 7), permettant d'établir des relations stoechiométriques simples entre les flux de carbone et d'azote.

Le modèle fondé sur l'existence des deux compartiments (LAB) et (RES) prend bien en compte les différences importantes de dynamiques de minéralisation du C observées entre lisiers ( $r^2 = 0,97$  entre flux de minéralisation du C mesurés et prédits), une bonne prévision de ces dynamiques étant obtenue en utilisant les mêmes constantes de temps  $k_1$  et  $k_2$  associées aux compartiments LAB et RES, par type de lisier (porc ou bovin). Ce résultat est important car il confère une portée assez générale au modèle. Les flux d'organisation et de minéralisation de l'azote sont également correctement prédits par le modèle, en considérant le paramètre « a » égal à 1,17.

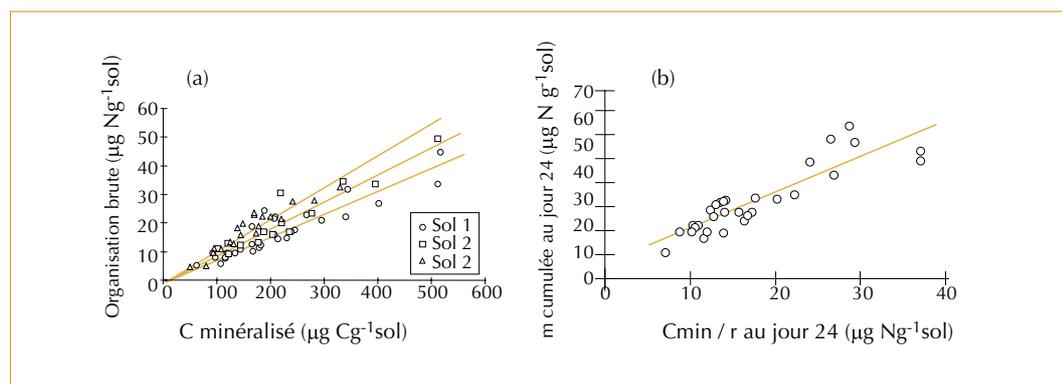


◀ Figure 6 – Distribution des flux nets (m – i), 24 jours après l'apport, sur les 3 sols étudiés (essai au laboratoire).

Le module organisation-minéralisation ne requiert donc que trois paramètres de composition du lisier : les teneurs en C et N de la MO du lisier, et la fraction soluble exprimée en pourcentage de la MO. Les autres paramètres sont fixés, et sont soit constants (paramètre b) soit ne dépendent que du sol et/ou du type de lisier (porc ou bovin).

#### MODULE NITRIFICATION

Le modèle de Monod a été retenu pour ce module, car les résultats expérimentaux ont montré que la nitrification obéit classiquement à une cinétique michaelienne décrite par la succession des phases de latence, de croissance exponentielle, puis d'inflexion et de ralentissement rapide. Elle apparaît très dépendante du sol : les vitesses de nitrification calculées entre les jours



▲ Figure 7 – Relation entre : (a) flux de minéralisation du carbone (Cmin) et organisation brute de l'azote (i), et (b) le rapport Cmin/r et minéralisation brute de l'azote (m) (r désigne le rapport C/N de la matière organique du lisier).

3 et 8 pour l'essai au laboratoire sont deux à trois fois supérieures à celles mesurées sur les sols 1 et 3, l'effet du lisier étant par contre peu important.

La vitesse de nitrification est décrite par l'équation suivante :

$$\frac{d[NO_3]}{dt} = \frac{1}{R_1} \mu \cdot b_n \cdot \frac{[NH_4]}{K_m + [NH_4]} \quad (5)$$

où  $\mu$ ,  $b_n$ ,  $K_m$  et  $R_1$  correspondent respectivement au taux de croissance  $\mu$  ( $j^{-1}$ ), à la population nitrifiante  $b_n$  (cellules  $\mu g^{-1}$  sol), à la constante de Michaëlis  $K_m$  ( $\mu g N g^{-1}$  sol) et au rendement de croissance  $R_1$  de la population nitrifiante (cellules  $\mu g^{-1} N$ ).

Les valeurs de  $R_1$  et de  $K_m$  ont été imposées, à partir de valeurs données par la bibliographie

pour  $R_1$  ou d'expériences complémentaires pour  $K_m$ . Le paramétrage du modèle a donc été limité aux paramètres  $\mu$  et à la valeur initiale de  $b_n$ . De manière analogue à la démarche engagée au niveau du module précédent, notre objectif a été de tester l'aptitude d'un modèle « moyen », ie dont les paramètres sont fixés indépendamment des lisiers, à décrire la nitrification de l'ammonium de chacun des lisiers étudiés.

La figure 8 compare les valeurs prédites et mesurées aux différentes dates de mesure et permet de constater que la prévision de la dynamique de nitrification est globalement satisfaisante, la phase de latence (résultats non présentés) et le début de la phase exponentielle étant particulièrement bien simulés.

### Récapitulation

Les paramètres d'entrée de STAL, récapitulés dans le tableau 2, sont peu nombreux et facilement accessibles à un agronome ou un technicien agricole ; 4 des 5 paramètres de composition du lisier peuvent en outre être estimés par des méthodes de dosage rapide : la mesure par un appareil Quantofix ou Agros permet de déterminer la teneur en  $NH_4$  du lisier et d'en déduire la teneur en  $N_{org\ init}$  (Bertrand, 1985), la mesure de la densité du lisier permet d'accéder à la teneur en matière sèche du lisier et d'en déduire la teneur en carbone de la MO (Morvan, 1999).

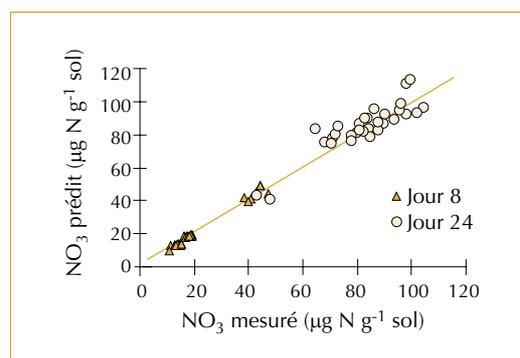
La qualité prédictive des différents modules a été évaluée par le calcul du coefficient de détermination ( $r^2$ ) et de l'erreur moyenne absolue de prédiction (MAE) (tableau 3) ; nous constatons que les valeurs des deux paramètres statistiques calculés pour les biotransformations sont proches de celles calculées pour la volatilisation. La qualité prédictive du modèle apparaît donc relativement homogène entre modules, et sa précision satisfaisante par rapport à une utilisation agronomique ; la figure 9 présente à titre d'exemple la comparaison des flux de volatilisation prédits et mesurés : les écarts sont inférieurs à 9 kg N ha<sup>-1</sup> dans 7 cas sur 10.

### Exemples d'utilisation du modèle

#### Mise en évidence de la concurrence entre volatilisation et nitrification

Pour mettre en évidence la concurrence entre ces deux processus, des simulations ont été effectuées en imposant  $\mu = 0$  (pas de nitrification),

► Figure 8 – Comparaison des quantités de nitrate mesurées aux jours 8 et 24 et prédites par le module de nitrification.



Paramètres d'entrée donnés par l'utilisateur	Abrev
<b>Données sur le lisier</b>	
Teneur en matière sèche (%)	MS
Quantités de C organique apportées ( $\mu g C g^{-1}$ sol ou $kg C ha^{-1}$ )	$C_{org\ init}$
Quantités de N organique apportées ( $\mu g N g^{-1}$ sol ou $kg N ha^{-1}$ )	$N_{org\ init}$
Quantités de $NH_4$ apportées ( $\mu g N g^{-1}$ sol $kg N ha^{-1}$ )	$NH_{4\ init}$
Fraction soluble (% de la MO)	SOL
Dose d'apport ( $m^3 ha^{-1}$ )	Dose
<b>Données sur la parcelle et le mode d'apport</b>	
Distance sous le vent de la parcelle fertilisée (m)	X
pH du sol avant apport	$pH_{sol}$
Modalité d'enfouissement (sans dimension)	Enf
« Type de sol » (sans dimension)	1, 2 ou 3
Humidité volumique initiale de l'horizon superficiel du sol (%)	Hv
« État de surface » du sol (sans dimension)	ES +1 ou -1

▲ Tableau 2 – Paramètres d'entrée du modèle (les « types » de sol 1, 2 et 3 correspondent à 3 sols limoneux à limono-sableux de l'Ouest et différenciés par leur pH, leur teneur en matière organique et leur texture).

et en calculant la nitrification avec les valeurs des paramètres du modèle de Monod obtenues avec les trois sols étudiés.

La comparaison des flux totaux de volatilisation calculés selon qu'il y a nitrification ou pas et présentés à la figure 10 met en évidence la concurrence significative exercée par la nitrification sur la volatilisation, malgré la phase de latence caractéristique de la nitrification. L'effet de la nitrification calculée avec les paramètres du sol 2 (nitrification rapide) se traduit par une diminution relative de la volatilisation comprise entre 23 et 35 %, comparativement à la situation où l'on a imposé une nitrification nulle. L'effet du sol 1, bien que notablement inférieur à celui du sol 2, est également significatif (diminution relative de la volatilisation variant de 14 à 18 %).

### Utilisation du modèle pour le pilotage de la fertilisation azotée : étude de cas

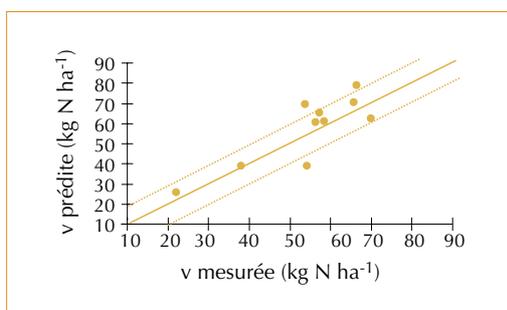
Les quantités d'azote disponibles pour la culture résultant de l'apport de lisier vont être étroitement dépendantes de l'importance des pertes par volatilisation, elles-mêmes très dépendantes des conditions climatiques. L'application d'une « valeur guide » unique, souvent considérée « par défaut » par les techniciens agricoles, ne permet pas de prendre en compte de telles variations. Le modèle peut par contre être utilisé :

- dans un premier temps pour affiner le calcul prévisionnel des pertes par volatilisation, en intégrant les caractéristiques réelles du lisier de l'exploitation et en se basant sur des données climatiques fréquentielles locales (cantonales, régionales...);
- dans un deuxième temps pour recalculer les pertes *a posteriori*, une fois l'épandage réalisé et les conditions climatiques connues, permettant alors de calculer au plus juste la fertilisation minérale de complément.

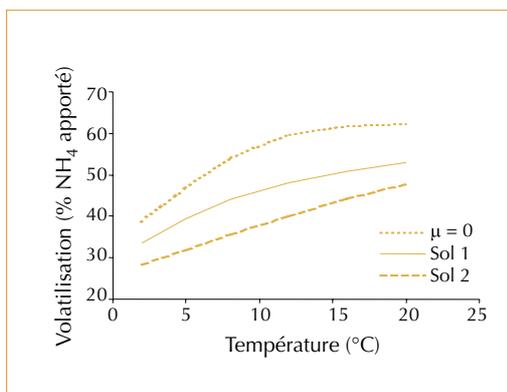
À titre d'exemple, la figure 11 présente la distribution des valeurs de volatilisation estimées par le modèle pour un épandage de lisier sur sol nu sans enfouissement, (45 m<sup>3</sup>/ha, 8 % de MS, limon de pH égal à 5,7) réalisé dans les conditions climatiques du Bassin rennais en sortie d'hiver (du 15/01 au 01/03) ou au début du printemps (1/03 au 15/04). Nous constatons une forte amplitude des flux de volatilisation selon les conditions climatiques, les valeurs extrémales se situant dans un rapport de 1 à 10 (de 3 % à plus de

	r <sup>2</sup>	MAE (µg N g <sup>-1</sup> sol)	MAE (kg N ha <sup>-1</sup> )
Organisation brute	0,79	3,1	4,0
Minéralisation brute	0,83	4,6	6,0
Nitrification	0,86	0,78	4,2
Biotransformations	6,8	5,5	8,8
Volatilisation	0,72	–	7,7

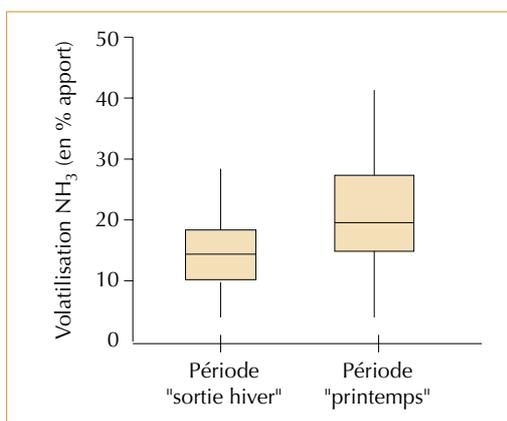
▲ Tableau 3 – Valeurs des coefficients de détermination (r<sup>2</sup>) et de l'erreur moyenne absolue de prédiction (MAE) calculés pour les flux cumulés d'organisation-minéralisation, de nitrification et de volatilisation (l'équivalence entre les teneurs du sol en N et les quantités de N par ha est calculée en considérant un horizon de surface de 10 cm de hauteur et de densité apparente égale à 1,3 g cm<sup>-3</sup>).



◀ Figure 9 – Comparaison des flux totaux de volatilisation mesurés et prédits par STAL (r<sup>2</sup> = 0,74).



◀ Figure 10 – Comparaison à différentes températures des pertes par volatilisation en simulant la nitrification avec les paramètres des sols 1 (nitrification « lente ») et 2 (nitrification « rapide ») et en simulant l'absence de nitrification (µ = 0).



◀ Figure 11 – Distribution comparée des flux de volatilisation estimés par le modèle, pour la période « sortie hiver » (du 15/01 au 1/03) (65 scénarios climatiques) et pour la période « printemps » (du 1/03 au 15/04) (69 scénarios climatiques).

30 % selon la période), du seul fait de la variabilité climatique intra et inter-annuelle ; nous observons également une distribution relativement bien centrée autour de la valeur moyenne, 50 % des effectifs se situant dans une fourchette de 10 à 15 %, ce qui donne un sens au calcul prévisionnel de la volatilisation. On observe enfin une augmentation significative de la volatilisation, au cours de la période du début de printemps, comparativement aux scénarios de sortie d'hiver, ce qui justifie de considérer un estimateur de la volatilisation différent pour chacune des périodes.

Le modèle pourrait donc être un outil de pilotage intéressant, dont l'application devrait permettre de contribuer à limiter les apports excessifs de lisier, préjudiciables à l'environnement, ou diagnostiquer les « manques » d'azote, préjudiciables à la culture.

### Conclusion et perspectives

Un modèle dynamique de simulation des transformations de l'azote des lisiers a été élaboré et paramétré. Nous avons mis l'accent sur la conception d'un **modèle opérationnel évolutif**, renseigné par des paramètres d'entrée facilement accessibles ; l'approche corrélatrice, retenue pour définir et paramétrer certaines fonctions-clés, a permis d'atteindre cet objectif. Le caractère évolutif du modèle est lié à sa structure compartimentale et son formalisme « semi-mécaniste », qui facilite la prise en compte d'autres processus, tels que la dénitrification, ou l'absorption d'ammoniac par une plante, par addition de compartiments et/ou de fonctions supplémentaires.

L'utilisation du modèle a montré que la nitrification exerce une concurrence significative vis-à-vis de la volatilisation, pour les sols étudiés ; ce résultat important confirme la nécessité de prendre en compte cette relation de concurrence, par une approche couplée de la modélisation de la volatilisation et de celle des biotransformations.

La principale lacune du modèle réside dans le fait que l'effet du sol sur les biotransformations est pris en compte mais n'est pas modélisé ; le modèle ne peut donc pour l'instant être utilisé que sur les limons acides étudiés, et sa robustesse en tant que modèle opérationnel dépendra finalement de la possibilité d'extrapoler les valeurs de paramètres obtenus dans les trois sols étudiés à d'autres sols. Si cette condition se trouvait remplie, et confirmait l'opérationnalité de STAL, ce dernier pourrait être utilisé comme outil d'aide à la gestion « **stratégique** », car il aiderait à définir les modes de gestion des effluents permettant d'en optimiser l'utilisation agronomique et d'en évaluer l'impact environnemental. Le modèle apporte en effet des réponses sur ces deux points : d'une part, il intègre l'effet du climat, de la composition du lisier et des modes d'apport sur la disponibilité en azote minéral consécutive à un apport, et prédit assez finement la valeur fertilisante azotée de l'effluent ; d'autre part, il participe directement à l'évaluation environnementale, par le calcul de la volatilisation ammoniacale, et permettrait aussi, après couplage avec un modèle de lessivage, de calculer le risque de pollution nitrique.



### Résumé

La directive européenne sur les nitrates et la mise en œuvre du Code de bonnes pratiques agricoles incitent aujourd'hui à mieux valoriser les effluents d'élevage, car leur utilisation irraisonnée, fréquemment constatée, entraîne une pollution conséquente de l'eau et de l'air. Dans ce contexte, il apparaît important d'affiner la prévision de la valeur fertilisante azotée des effluents d'élevage, comparativement aux modèles opérationnels existants, et de disposer d'outils permettant d'évaluer l'impact environnemental des pratiques agricoles.

Afin de répondre à cette attente, un modèle dynamique de simulation des transformations de l'azote des lisiers (STAL) a été élaboré et paramétré ; l'originalité de la démarche réside dans la modélisation couplée de la volatilisation et des biotransformations (ie la nitrification, l'organisation et la minéralisation), qui permet de prendre en compte les relations de concurrence entre processus. STAL intègre l'effet du climat, de la composition du lisier et des modes d'apport sur la valeur fertilisante azotée de l'effluent, et participe à l'évaluation environnementale, par le calcul de la volatilisation ammoniacale et de la dynamique de nitrification. L'accent a été mis sur la conception d'un modèle opérationnel, renseigné par des paramètres facilement accessibles, et évolutif, afin de pouvoir intégrer aisément de nouvelles fonctions et processus.

### Abstract

Towards an operational prediction of nitrogen fluxes resulting from slurry spreading: parameterisation of a dynamic model of Simulation of Transformations of Nitrogen from Slurries. The European Directive on Nitrates and the publication of the Code of Good Agricultural Practices nowadays encourage the better use of effluents from livestock rearing, since their careless use, which is often seen, leads to water and air pollution. This being so, it seems important to improve the prediction of the nitrogen fertilisation value of livestock effluents, as compared with existing operational models, and to make available tools capable of evaluating the environmental impact of agricultural practices.

To respond to this need, a dynamic simulation model of transformations of nitrogen from slurries, called STAL, was developed and parameterised; the novelty of the procedure rests in the modelling coupled with volatilisation and biotransformations (i.e. nitrification, immobilisation and mineralisation), which takes into account competition between processes. STAL brings together effects of weather, slurry composition and application methods on the fertilising value of the effluent and contributes to the environmental evaluation by calculating ammonia volatilisation and nitrification dynamics. The accent has been put on the creation of an operational model, calibrated from readily acquired data, and evolving so as to easily incorporate new functions and processes.

### Bibliographie

- BERTRAND, M., 1985. Méthode d'estimation de la valeur fertilisante des lisiers de porcs. *CEMAGREF – Informations Techniques*, 60, (2), p. 1-4.
- BODET, J.-M., HACALA, S., AUBERT, C., TEXIER, P., 2001, *Fertiliser avec les engrais de ferme*, Brochure Institut de l'Élevage, ITAVI, ITCF, ITP, 98 p.
- CITEPA, 1994, *Estimation des émissions de polluants atmosphériques (SO<sub>2</sub> - NO<sub>x</sub> - COVNM - CH<sub>4</sub> - CO - CO<sub>2</sub> - N<sub>2</sub>O - NH<sub>3</sub>)*, Rapport technique, Ministère de l'Environnement.
- GÉNERMONT, S., CELLIER, P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agric. Forest Meteorol.*, 88, p. 145-167.
- GÉNERMONT, S., CELLIER, P., MORVAN, T., FLURA, D., LAVILLE, P., 1996. Mesure de la volatilisation d'ammoniac à l'aide de la méthode aérodynamique dans les conditions de la pratique agricole. *C. R. Acad. Sci.*, 319, p. 1145-1151.
- GERMON, J.-C., GIRAUD, J.-J., CHAUSSOD, R., DUTHION, C., 1979, *Nitrogen mineralisation and nitrification of pig slurry added to soil in laboratory conditions, Modelling nitrogen from farm wastes*, Editeur : Gasser J.K.R., coll. Applied Sci. Publ. London, p. 170-184.
- HENGNIRUN, S., BARRINGTON, S., PRASHER, S.O., LYEW, D., 1999. Development and Verification of a Model Simulating Ammonia Volatilization from Soil and Manure. *J. Environ. Qual.*, 28, p. 108-114.
- HUTCHINGS, N.J., SOMMER, S.G., JARVIS, S.C., 1996. A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. *Atmosph. Environ.*, 30, (4), p. 589-599.
- ITIER, B., PERRIER, A., 1976. Présentation d'une étude analytique de l'advection I - Advection liée aux variations horizontales de concentration et de température. *Ann. agron.*, 27, (2), p. 11-140.
- KIRCHMANN, H., LUNDEVALL, A., 1993. Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biol. Fertil. Soils*, 15, p. 161-164.
- LE PHAM, M., LAMBERT, R., LAUDELOUT, H., 1984. Estimation de la valeur fertilisante azotée du lisier par simulation numérique. *Agronomie*, 4, (1), p. 63-74.

- MALHI, S.S., MC GILL, W.B., 1982. Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature moisture and substrate concentration. *Soil Biol. Biochem.*, 14, p. 393-399.
- MORVAN, T., LETERME, Ph., ARSENE, G.-G., MARY, B., 1997. Nitrogen transformations after the spreading of pig slurry on bare soil and ryegrass using <sup>15</sup>N-labelled ammonium. *Eur. J. Agron.*, 7, p. 1-8.
- MORVAN, T., LETERME, Ph., MARY, B., 1996. Quantification des flux d'azote consécutifs à un épandage de lisier de porc sur triticales en automne par marquage isotopique <sup>15</sup>N. *Agronomie*, 16, p. 541-552.
- MORVAN, T., 1999, *Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier*, Thèse Université Paris VI, 146 p.
- PRATT, P.F., DAVIS, S., SHARPLESS, R.G., 1976. A four year field trial with animal manures. II - Mineralization of nitrogen. *Hilgardia*, 44, p. 113-125.
- SHERLOCK, R.R., GOH, K.M., 1985. Dynamic of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. II. Theoretical derivation of a simplified model. *Fertil. Res.*, 6, p. 3-22.
- VAN DER MOLEN, J., BELJAARS, A.C.M., CHARDON, W.J., JURY, W.A., VAN FAASSEN, H.G., 1990. Ammonia volatilization from arable land after application of cattle slurry. 2 - Derivation of a transfer model. *Neth. J. agric. Sci.*, 38, p. 239-254.
- VAN SOEST, P.J., WINE, R.H., 1967. Use detergents in the analysis of fibrous feeds. VI. Determination of plant cell constituents. *J. Off. Chem.*, 50, p. 257-274.