

**Évaluation des pertes en composés  
azotés vers les eaux souterraines  
Rapport d'étape No 2  
Banton, Chapdelaine, Larocque, Trépanier, Villeneuve  
INRS-Eau, Juillet 1992**

Projet PARDE-Fumier-89-2  
Dossier No 3331.05.90.09  
Ministère de l'Environnement du Québec  
Direction de la recherche et des technologies environnementales  
2360, chemin Ste-Foy, Sainte-Foy, Québec, G1V 4H2

**Evaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines  
lors de l'épandage des fumiers et lisiers  
Développement d'un outil d'évaluation**

**Rapport d'étape No 2  
Établissement des hypothèses**

par

**Olivier Banton  
Marie-Claude Chapdelaine  
Marie Larocque  
Luc Trépanier  
Jean-Pierre Villeneuve**

**juillet 1992**

Institut National de la Recherche Scientifique, INRS-Eau  
2800, Einstein, CP 7500, Sainte-Foy, Québec, G1V 4C7

Rapport Scientifique INRS-Eau No R-349

Chapitre 1. INTRODUCTION .....	1-1
Chapitre 2. APPLICABILITÉ DE LA MODÉLISATION MATHÉMATIQUE .....	2-1
2.1 Problématique et objectifs .....	2-1
2.2 Description du modèle mathématique SOIL & SOILN .....	2-3
2.3 Matériel et méthodes .....	2-4
2.4 Concentrations en azote mesurées .....	2-9
2.5 Comparaison des concentrations mesurées et simulées .....	2-11
2.6 Notion de bilan environnemental .....	2-12
2.7 Conclusion partielle .....	2-13
Chapitre 3. IMPORTANCE DE LA VARIABILITÉ SPATIALE ET TEMPORELLE .....	3-1
3.1 Problématique et objectifs .....	3-1
3.2 Matériel et méthodes .....	3-3
3.3 Résultats des concentrations en nitrates .....	3-9
3.4 Discussion des résultats .....	3-9
3.4.1 Evolution temporelle et évolution verticale .....	3-11
3.4.2 Influence du type de fertilisant .....	3-13
3.4.3 Influence de la technique d'échantillonnage .....	3-14
3.4.4 Influence du type de sol .....	3-15
3.4.5 Influence de la dose de lisier épandue .....	3-17
3.5 Conclusion partielle .....	3-20
Chapitre 4. IDENTIFICATION DES PROCESSUS DOMINANTS .....	4-1
4.1 Problématique et objectifs .....	4-1
4.2 Outil et méthode .....	4-3
4.2.1 Le modèle SOILN .....	4-3
4.2.2 Analyse de sensibilité paramétrique .....	4-4
4.2.3 Sites et systèmes de référence .....	4-5
4.2.4 Paramètres étudiés .....	4-7
4.3 Résultats et discussion .....	4-9
4.3.1 Comparaison des coefficients de sensibilité .....	4-11
4.3.2 Variation du lessivage .....	4-13
4.3.3 Comparaison des résultats des deux sites .....	4-19
4.3.4 validité de la méthode .....	4-21
4.4 Pertinence des processus et précision des paramètres .....	4-21
4.4.1 Dépôts atmosphériques .....	4-22
4.4.2 Minéralisation nette .....	4-22
4.4.3 Nitrification .....	4-23
4.4.4 Prélèvement par les plantes .....	4-24
4.4.5 Dénitrification .....	4-24
4.4.6 Facteurs abiotiques .....	4-25
3.5 Conclusion partielle .....	4-25
Chapitre 5. CONCLUSION .....	5-1
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	bib-1

## CHAPITRE I

### INTRODUCTION

Remarque: Ce rapport fait suite au rapport d'étape No 1 (Rapport scientifique INRS-Eau R-309; Banton et al., 1991) constituant une revue de la littérature dans le domaine de la contamination des eaux souterraines par l'épandage aux champs des fumiers et lisiers.

Ce rapport d'étape No 2 constitue l'établissement des hypothèses pour le développement d'un outil d'évaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines en milieu agricole. Il a pour principal objectif d'établir et de vérifier la démarche de modélisation qui sera utilisée dans la troisième phase du projet correspondant au développement algorithmique et informatique de l'outil d'évaluation.

Le projet de recherche, qui constitue le cadre de référence du présent rapport, consiste à développer un outil d'évaluation prenant en compte les caractéristiques spécifiques du milieu naturel québécois et la nature spécifiques des fumiers et lisiers comme sources fertilisantes. L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les nitrates doit par ailleurs être réalisée en tenant compte du cheminement et de l'évolution dans le sol des différentes formes azotées provenant de ces engrais organiques.

Cette seconde étape du travail consiste premièrement en une vérification du potentiel d'application de la modélisation mathématique à l'évaluation des risques de contamination dans le contexte climatique et agricole québécois. En deuxième lieu, on teste l'importance de différents facteurs sur la distribution spatiale et temporelle des concentrations dans le sol. Finalement, une analyse de sensibilité paramétrique d'un modèle mathématique de recherche conduira à identifier les principaux processus et paramètres qui conditionnent la fiabilité de l'évaluation du devenir et du lessivage de l'azote dans le sol.

Ce rapport se compose ainsi de trois principaux chapitres se rapportant respectivement à l'applicabilité de la modélisation mathématique pour l'évaluation des risques de contamination par les nitrates, à l'importance de la variabilité spatiale et temporelle des processus régissant les concentrations, et à l'identification des processus dominant le cycle et le lessivage de l'azote. Ceci constitue la réflexion établissant les hypothèses simplificatrices de modélisation, c'est-à-dire le choix des processus et des approches mathématiques qui répondent le mieux aux besoins de l'évaluation et au développement d'un outil d'évaluation. Ce choix reposera donc sur des hypothèses simplificatrices vérifiées scientifiquement et exposées dans ce présent rapport.

## CHAPITRE II

### APPLICABILITÉ DE LA MODÉLISATION MATHÉMATIQUE

#### 2.1 Problématique et objectifs

Les dangers reliés à la contamination des eaux souterraines utilisées pour la consommation domestique ont conduit à la réalisation de travaux de recherche de plus en plus nombreux. Deux catégories de travaux peuvent être différenciées. Premièrement on distingue les recherches contribuant à l'analyse du problème selon une approche réductionniste. Ces travaux tentent de démontrer l'influence de certains paramètres sur le lessivage des nitrates et les modifications qui permettraient de minimiser l'impact sur l'environnement de l'épandage d'engrais. L'analyse des pratiques culturales se divise en deux catégories (Strebel et al., 1989): (1) l'analyse de l'utilisation du sol (type de culture, eau et azote assimilés par les plantes, durée du couvert végétal, intensité des cultures), et (2) celle de la fertilisation (type de fertilisant azoté, date et nombre d'applications, dosage).

L'autre catégorie de recherches porte sur la synthèse du problème. Les recherches ont pour objectif de rassembler les connaissances acquises afin de modéliser le devenir de l'azote dans les sols. Ces efforts de modélisation ont deux principaux buts. Certains modèles servent d'outils de gestion et permettent de prédire le destin de l'azote pour un sol donné. D'autres servent à vérifier les hypothèses concernant les processus de transformation et de transport de l'azote. Les modèles de gestion et de prédiction sont d'une grande utilité. Ils permettent d'optimiser le rendement des cultures tout en minimisant l'utilisation des fertilisants. Leur traitement mathématique est cependant simple et repose généralement sur les statistiques des années précédentes selon une approche empirique. Ils ne sont fonctions que d'un type de culture et spécifiques à un site (Frissel et Van Ven, 1982).

Les modèles de recherche permettent, quant à eux, de faire le point sur l'ensemble des connaissances se rapportant à un sujet. Basés sur les mécanismes régissant le transport et les transformations de l'azote, ils servent à vérifier

les hypothèses et à établir les champs de recherche. La complexité des phénomènes pris en compte par ce type de modèle limite cependant leur utilisation aux sites dont les caractéristiques sont connues de manière extensive (Johnsson et al., 1987). En fonction de la formation et des objectifs des modélisateurs, certaines parties des modèles sont décrites avec beaucoup de détails alors que d'autres sont très simplifiées.

Frissel et Van Veen (1982) divisent les modèles de recherche en 3 catégories: les modèles de transport (où l'accent est mis sur les processus tels que le lessivage des nitrates et la volatilisation de l'ammoniac), les modèles axés sur la matière organique (où la disponibilité en azote minéral pour les plantes et la variation en matière organique des sols dominant) et les modèles sol-plante (où la quantité d'azote assimilée, la matière sèche produite et les facteurs limitant la production dominant). Au cours des dernières années, avec l'arrivée d'outils informatiques de plus en plus puissants, on a assisté au développement d'un grand nombre de modèles. Cependant, peu de modèles ont été comparés à des mesures de terrain. La plupart des applications ont été réalisées par les auteurs des modèles et ont été limitées à un type de sol, de culture et de climat (Gustafson, 1988).

La première partie de l'étude a donc consisté à vérifier, pour un site québécois, l'applicabilité d'un modèle mathématique de recherche simulant les concentrations et le lessivage des nitrates dans le sol. Les pratiques culturales retenues pour l'étude sont celles normalement recommandées au Québec pour la culture de maïs. Dans un premier temps, le modèle est utilisé afin de simuler, sur un cycle hydrologique, les concentrations en nitrates ainsi que les volumes d'eau percolant de la zone racinaire. Les nombreux paramètres d'entrée du modèle proviennent soit de mesures effectuées au champ, soit de valeurs typiques tirées de la littérature.

Par la suite, les eaux interstitielles du sol provenant de lysimètres avec tension installés au champ sont analysées pour leur concentration en nitrates. L'échantillonnage débute au moment de la première fertilisation (fin mai) jusqu'au printemps suivant (fin mai). Afin de s'assurer d'avoir toute l'information, les fréquences d'échantillonnage sont plus rapprochées dans les premières semaines suivant les deux fertilisations. Finalement, les résultats mesurés et simulés sont comparés afin d'évaluer l'applicabilité du modèle dans des

conditions québécoises. La méthodologie détaillée et les résultats obtenus font l'objet du mémoire de maîtrise (INRS-Eau) de Luc Trépanier (1992)

## 2.2 Description du modèle mathématique SOIL & SOILN

Le modèle retenu pour cette étude simule le devenir de l'eau, de la température et de l'azote dans le sol. Il est composé des parties SOIL et SOILN. Il s'agit d'un modèle de recherche unidimensionnel basé sur les processus physiques et biologiques du sol. La partie hydrodynamique et thermique, SOIL, a été développée à la fin des années 70 au département des sciences du sol de la Swedish University of Agricultural Sciences d'Uppsala en Suède. La partie SOILN, développée en 1986, simule le cycle de l'azote et le lessivage des nitrates à partir des températures, humidités et flux de l'eau fournis par SOIL. La structure verticale, commune aux deux parties du modèle, facilite la division du profil pédologique en couches de sol homogènes.

Le modèle a été le sujet de plus d'une vingtaine de publications (Jansson, 1990c), principalement réalisées par les auteurs du modèle et pour des sites suédois. Jansson et Gustafson (1987) ont testé l'applicabilité du modèle au ruissellement de surface et à l'écoulement aux drains alors que d'autres études ont porté sur l'évolution de la température, de la tension et de la teneur en eau dans les sols (Jansson, 1980, 1987). La minéralisation de l'azote et le lessivage des nitrates ont été simulés (Borg et al., 1990; Jansson et Andersson, 1988; Johnsson et al., 1987) à des échelles allant de la parcelle au bassin versant, et ce pour différents types de sol et de culture. Compte tenu des objectifs de notre étude et des caractéristiques du site, toutes les possibilités du modèle n'ont pas été utilisées.

Pour son fonctionnement, SOIL nécessite les valeurs caractérisant les conditions rencontrées sur le terrain. Ces informations, nécessaires aux simulations, sont regroupées à l'intérieur de quatre fichiers contenant les variables climatiques journalières, les paramètres des processus hydrodynamiques, les paramètres thermiques du sol, et finalement les informations relatives aux pratiques culturales et au type de simulation désirée. Les résultats d'une simulation fournissent les valeurs de température, teneur en eau, potentiel de succion, flux thermique, flux

d'eau et prélèvement d'eau par les plantes, sur une base journalière et sous forme cumulée.

La partie SOILN inclut les principaux processus déterminant les entrées, les transformations et les sorties de l'azote dans les sols agricoles. Les variables motrices, (infiltration, écoulement entre les couches de sol, teneur en eau et température du sol) proviennent du modèle SOIL. Le sol peut être défini en couches possédant des caractéristiques physiques et biologiques différentes. Chaque couche constitue un réservoir des formes azotées organiques (plante, litière, humus, fumier) et inorganiques (ammonium et nitrates). La fertilisation inorganique, les fumiers et les dépôts atmosphériques constituent les apports possibles pour la couche superficielle. Les pertes par dénitrification et lessivage peuvent se produire au niveau de toutes les couches.

Trois fichiers sont nécessaires au fonctionnement de SOILN. Le premier contient les paramètres caractérisant le site au niveau de la végétation, du sol, des apports externes, des transformations et des pertes en azote. Le deuxième fichier définit les conditions initiales de la simulation, soit les formes et les quantités d'azote présentes dans chaque couche de sol. Le troisième fichier fournit les variables motrices du système (température, humidité et écoulement) responsables des transformations et du transport de l'azote, et établies à l'aide de SOIL. Les résultats des simulations quantifient les différentes formes d'azote pour chaque couche de sol. Les sorties sont fournies sur une base journalière et sous forme de résultats cumulatifs. Les paramètres les plus influents sont, selon Johnsson et al. (1987), la fraction disponible en azote, les constantes de minéralisation de l'humus et de décomposition de la litière, et l'activité biologique.

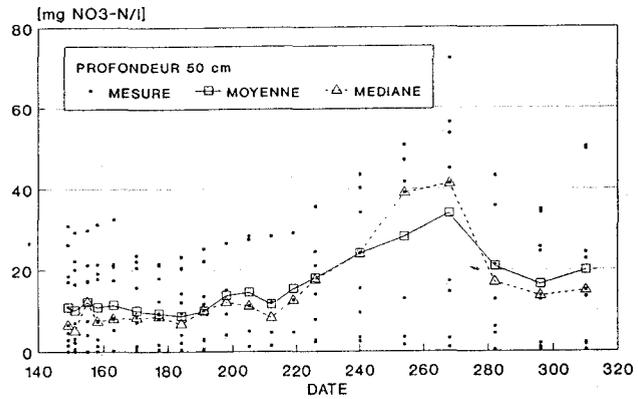
### 2.3 Matériel et méthodes

Le site étudié est localisé à Saint-Augustin-de-Desmaures, à 25 kilomètres au sud-ouest de la ville de Québec. Il est situé dans la station expérimentale du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. La parcelle étudiée (52 m x 18 m) forme la limite inférieure d'une terrasse alluviale dont la pente varie entre 2% et 5%. Le sol peu fertile et faiblement pierreux subit un drainage rapide et est apparenté à la série Saint-Antoine (matériaux originels

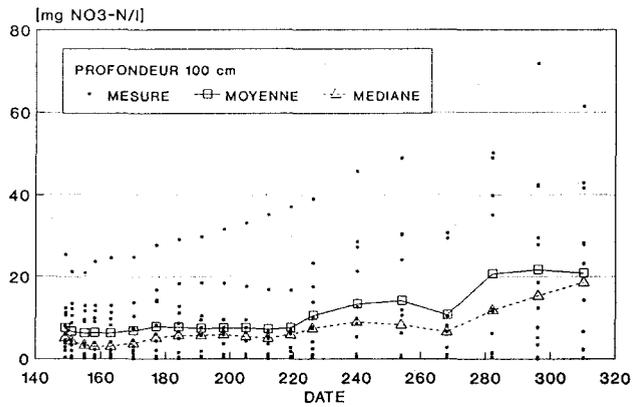
perturbés en surface). Ce sol du groupe podzol humo-ferrique orthique et régosol orthique, correspond à un loam sableux fin (Baril, 1974) à graveleux (Raymond et al., 1976). Selon Clark et Globensky (1973) le socle rocheux est composé d'un schiste argileux et gréseux friable (formation de Nicolet) localisé à une profondeur moyenne de 1.6 mètre. Un sondage réalisé a cependant révélé la présence à la limite sud de la parcelle d'un till grossier à la profondeur de 1.6 m jusqu'à une profondeur d'au moins 2.8 m.

La parcelle expérimentale a servi à la culture du maïs sucré (cultivar; Early Vee) au cours des dernières années. Les taux d'application des pesticides et des fertilisants sont standards. La fertilisation de l'été 1990 a été fractionnée en deux applications, une première de 40 N kg/ha de phosphate d'ammonium le 29 mai et une deuxième de 93.5 N kg/ha de nitrate d'ammonium réalisée le 26 juillet. Au niveau de l'équipement, un semoir à maïs deux rangs (modèle 56 International) a été utilisé pour le semis et un épandeur (Planet Jr.) a permis l'application de l'engrais en bandes de chaque côté des rangs de culture. L'espace entre les rangs était de 1.15 m. A l'automne, le maïs sucré est coupé et les résidus sont laissés au champ. On passe par la suite un rotoculteur travaillant le sol à une profondeur de 7 à 13 centimètres et au printemps une petite herse à disque. Le calendrier des travaux est le suivant: semis: 28/05/90; émergence: 11/06/90; maturité: 27/08/90; coupe: 15/10/90.

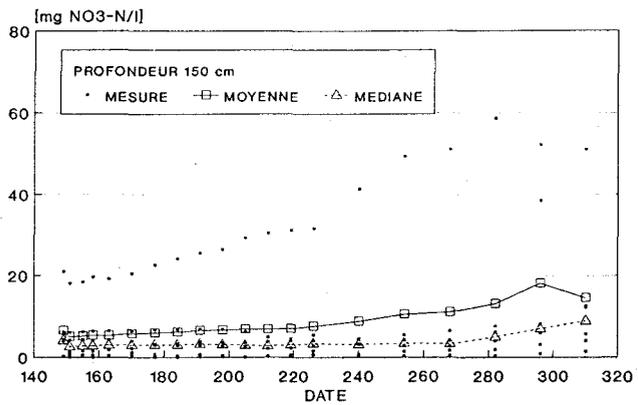
Des lysimètres avec tension ont été utilisés afin de suivre la qualité des eaux interstitielles percolant dans la zone non saturée. Les lysimètres avec tension (Hoskin Soil Moisture Model #1920; avec capsule poreuse en céramique) ont été installés en décembre 1985 par le ministère de l'Environnement du Québec. Ils sont répartis en 12 stations, chacune étant constituée de deux ou trois lysimètres installés respectivement à la profondeur de 0.5 m, 1.0 m et entre 1.4 et 1.8 m. L'espacement entre les stations est de 3 m et 6 m dans une direction et de 15 m dans l'autre. Afin d'échantillonner l'eau interstitielle, une tension de 60 kPa (0.6 bar) est appliquée pendant quinze à vingt heures sur les lysimètres. Par la suite, les échantillons sont recueillis dans des contenants "Nalgen" de 60 ml, rincés 7 fois à l'eau déminéralisée entre chaque utilisation. A partir du 11 septembre 1990, des bouteilles de verre de 250 ml ont été utilisées.



**Figure 2.1:** Concentrations en nitrates mesurées à 0.5 mètre.



**Figure 2.2:** Concentrations en nitrates mesurées à 1 mètre.

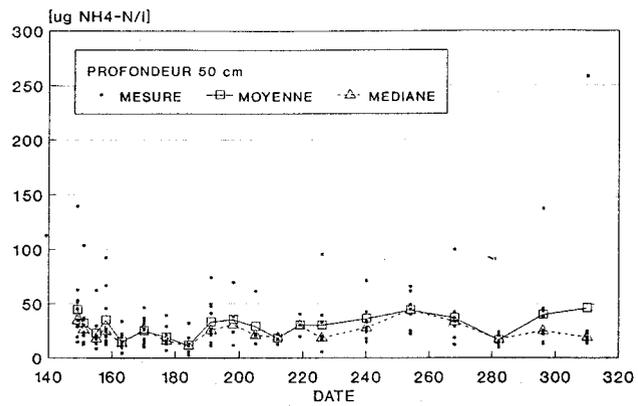


**Figure 2.3:** Concentrations en nitrates mesurées à 1.5 mètre.

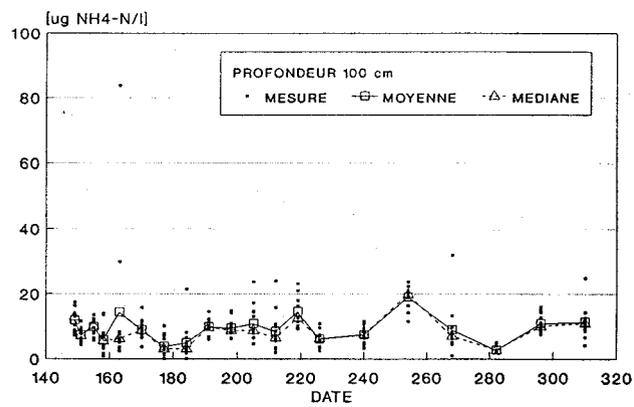
Vingt huit (28) campagnes d'échantillonnage ont été réalisées. La collecte a débuté suite à la première application d'azote (27 mai 1990) et s'est terminée au printemps suivant (29 mai 1991). Une interruption de l'échantillonnage a eu lieu durant la période de gel du sol et de neige (6 novembre 1990 au 10 avril 1991). Au cours de l'été, les échantillonnages ont été effectués sur une base hebdomadaire, sauf dans les premières semaines suivant la fertilisation de mai où les campagnes ont été resserrées à deux échantillonnages par semaine. A partir du 28 août, la collecte d'échantillons est devenue bimensuelle jusqu'à l'automne, puis de nouveau hebdomadaire au printemps suivant.

Les échantillons étaient acheminés au laboratoire dans un délai maximum de deux heures. Les échantillons étaient filtrés pour ne conserver que la partie dissoute à l'aide de seringues sur des filtres en polycarbonates (Nucléopore) de 0.4 micron et de 25 mm de diamètre. Les concentrations en nitrates étaient déterminées par chromatographie ionique avec un délai maximum de 48 heures pendant lequel les échantillons étaient conservés à une température de 4°C. Le chromatographe utilisé (DIONEX; Auto Ion System 12 Analyser) était pourvu d'une précolonne HPIC-AG3, d'une colonne HPIC-AS3 et d'un supresseur Anion Micromembrane Suppressor AMMS-1. Des essais ont permis de situer la limite inférieure de détection pour les échantillons analysés avant le 25 septembre à 0.02 mg N-NO<sub>3</sub>/l avec une précision relative de 2.0 % à 0.16 mg N-NO<sub>3</sub>/l. Par la suite, l'installation d'une nouvelle précolonne a fait passer la limite à 0.009 mg N-NO<sub>3</sub>/l et la précision relative à 2.3 % pour une concentration de 0.10 mg N-NO<sub>3</sub>/l.

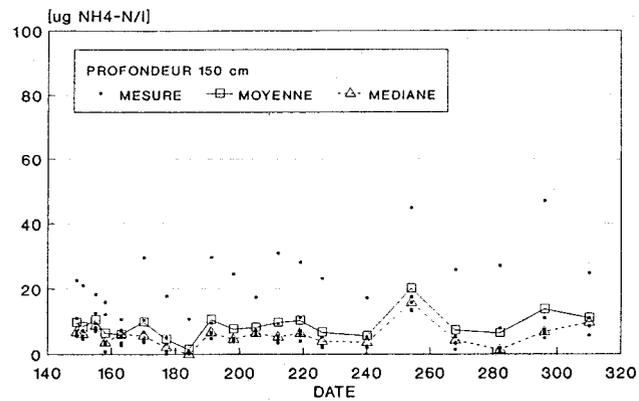
Les concentrations en ammonium ont été déterminées par colorimétrie en utilisant la réaction de Berthelot et un auto-analyseur Technicon II (Technicon Industrial Systems, 1973). Après avoir été acidifiés à l'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 0.2 % v/v), les échantillons étaient conservés, à 4°C, au maximum 28 jours avant d'être analysés. La limite de détection de l'appareil était de 3 µg N-NH<sub>4</sub>/l et la précision de 0.31 % à 112 µg N-NH<sub>4</sub>/l.



**Figure 2.4:** Concentrations en ammonium mesurées à 0.5 mètre.



**Figure 2.5:** Concentrations en ammonium mesurées à 1 mètre.



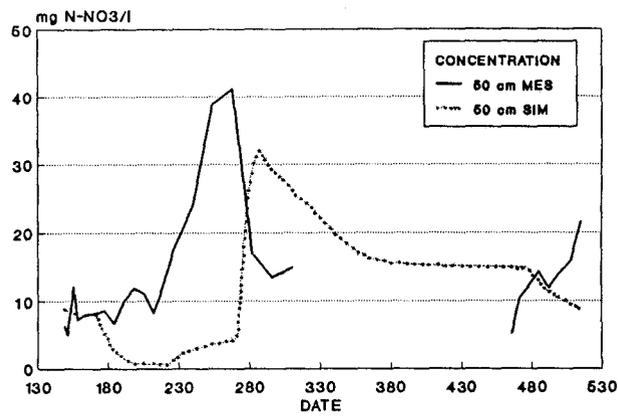
**Figure 2.6:** Concentrations en ammonium mesurées à 1.5 mètre.

## 2.4 Concentrations en azote mesurées

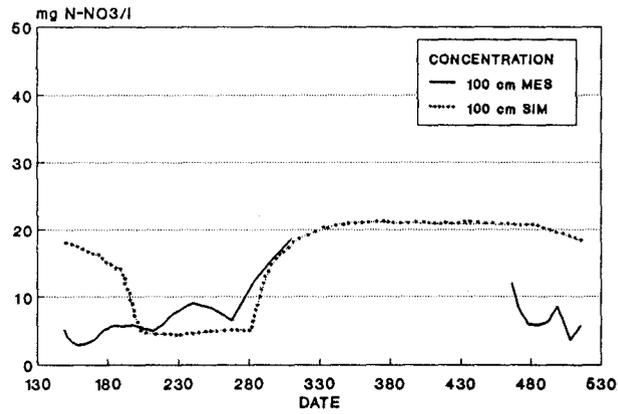
Les concentrations mesurées sont représentées aux Figures 2.1 à 2.6. Les points y représentent les concentrations mesurées en mg N-NO<sub>3</sub>/l ou N-NH<sub>4</sub>/l, les lignes continues leur moyenne et celles en pointillés leur médiane. Généralement, les concentrations mesurées montrent une grande dispersion dans leurs valeurs pour une même profondeur et une même date. Il y a plus d'un ordre de grandeur entre les faibles et les fortes valeurs. Cette variabilité spatiale des concentrations peut s'expliquer par l'hétérogénéité texturale du sol et par l'hétérogénéité des conductivités hydrauliques de celui-ci (voir l'étude de cette variabilité au Chapitre 3 du présent rapport). Afin d'abaïsser l'influence des valeurs extrêmes, la médiane doit alors être préférée à la moyenne arithmétique comme valeur représentative (Dixon, 1986).

Pour les trois profondeurs, les concentrations sont relativement stables en été, puis elles augmentent rapidement en automne. Une même observation est mentionnée par d'autres auteurs (Camaron et Haynes, 1986; Hallberg, 1989). Cette augmentation se manifeste dans un premier temps à 50 cm, puis à 100 cm et à 150 cm. Les concentrations en nitrates mesurées vont de moins de 0.5 mg N-NO<sub>3</sub>/l à plus de 70 mg N-NO<sub>3</sub>/l. A 50 cm la médiane atteint un maximum de 40 mg N-NO<sub>3</sub>/l au jour 268, à 100 cm elle est de 19 mg N-NO<sub>3</sub>/l au jour 310 alors qu'elle est de 9 mg N-NO<sub>3</sub>/l à 150 cm au jour 310. Ce décalage dans le temps reflète bien que les nitrates mesurés proviennent de la surface et s'écoulent en suivant un patron d'écoulement de haut en bas (Legg et Meisinger, 1982).

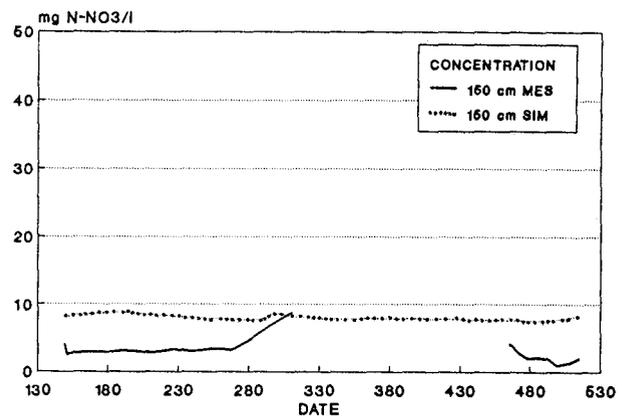
Les concentrations en ammonium mesurées vont de 1 à 83 µg N-NH<sub>4</sub>/l. La médiane oscille entre 10 et 40 µg N-NH<sub>4</sub>/l à 50 cm et entre 5 et 20 µg N-NH<sub>4</sub>/l à 100 et 150 cm. Contrairement aux nitrates, les concentrations en ammonium sont relativement stables tout au long de la campagne d'échantillonnage, et ne présentent pas d'augmentation significative à l'automne.



**Figure 2.7:** Concentrations en nitrates mesurées et simulées à 0.5 mètre.



**Figure 2.8:** Concentrations en nitrates mesurées et simulées à 1 mètre.



**Figure 2.9:** Concentrations en nitrates mesurées et simulées à 1.5 mètre.

### 2.5 Comparaison des concentrations mesurées et simulées

Les concentrations en nitrates calculées par le modèle et exprimées en mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l sont présentées aux Figure 2.7 à 2.9. Le modèle montre une augmentation nette des concentrations à l'automne. Elles atteignent respectivement 32, 22 et 9 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l à 50, 100 et 150 cm. Le lessivage des horizons supérieurs se produit majoritairement à l'automne, au moment où les flux d'eau sont les plus importants.

Les pertes de nitrates par lessivage peuvent être calculées en multipliant la concentration en nitrates par les flux d'eau. Les pertes sont ainsi évaluées pour chaque couche de sol. Le Tableau 2.1 présente le bilan de l'azote pour le cycle simulé. On remarque que 29% de l'azote est lessivé du sol, ce qui représente 37% de l'azote appliqué en fertilisation. 30% de l'azote est dénitrifié, et 41% prélevé par la culture.

Tableau 2.1: Bilan (simulé) de l'azote dans le sol

<b>Apports</b>	
Dépôts atmosphériques	10.4
Fertilisation	133.6
<b>Minéralisation</b>	
- de la litière	13.6
- de l'humus	12.0
<b>Total</b>	<b>169.6</b>
<b>Pertes</b>	
Lessivage	49.0
Dénitrification	51.2
Prélèvement	69.4
<b>Total</b>	<b>169.6</b>

La concordance des concentrations observées et simulées est assez bonne (Figures 2.7 à 2.9). La divergence des résultats provient en grande partie du manque de connaissance au niveau des paramètres nécessaires aux simulations.

Les valeurs de certains paramètres proviennent en effet de la littérature et peuvent être relativement différentes des valeurs réelles. Les résultats de modélisation concordent cependant relativement bien avec les concentrations mesurées. Cette comparaison fait ressortir les points suivants:

1) Concentrations relatives en fonction de la profondeur. Le modèle rend bien compte des concentrations relatives en fonction de la profondeur. Ainsi, comme il a été observé sur le terrain, le modèle présente une diminution semblable des concentrations avec la profondeur.

2) Concentrations maximales atteintes. La modélisation estime relativement bien les concentrations maximales pour les trois profondeurs étudiées.

3) Évolution des concentrations en nitrates. On remarque une assez bonne concordance de l'évolution des concentrations au cours de la période simulée. A 0.5 m, un décalage est observé entre les pics, avec un retard des concentrations simulées d'environ 3 semaines. A 1 m, le même retard est observable. A 1.5 m, les concentrations simulées sont relativement stables dans le temps, semblant homogénéiser les concentrations observées. La qualité des résultats obtenus dans la période de croissance des plantes fait du modèle un bon outil de gestion agronomique. Il pourrait en ce sens être utilisé afin d'optimiser les doses et les dates d'application des engrais tout en diminuant les impacts néfastes liés à la fertilisation.

## 2.6 Notion de bilan environnemental

Les concentrations en nitrates parvenant à la nappe phréatique varient au cours d'une même saison. Il est cependant permis de considérer qu'avec le temps il y a homogénéisation des concentrations au sein de l'aquifère, tel que semble d'ailleurs l'indiquer les résultats de simulation obtenus pour la profondeur 1.5 m. Dans une approche environnementale, on s'intéresse alors à cette concentration moyenne résultante. Pour arriver à déterminer s'il y a risque de contamination des eaux souterraines, les concentrations en nitrates peuvent être couplées aux flux d'eau simulés. La moyenne des concentrations de nitrates pondérées par les flux

d'eau percolés constitue la concentration moyenne en nitrates de l'eau représentative de la période étudiée.

Cette approche repose sur trois hypothèses. Premièrement, compte tenu de leurs charges négatives, on suppose que les nitrates sont peu ou pas adsorbés et voyagent ainsi à la même vitesse que l'eau (Jury et Nielsen, 1989). Deuxièmement, le caractère diffus de la contamination permet de négliger les phénomènes de diffusion/dispersion. Finalement, on suppose que tous les nitrates quittant la zone racinaire migrent jusqu'à la nappe.

Le risque de contamination de l'aquifère est alors déterminé par la concentration moyenne en nitrates de l'eau quittant la zone racinaire. Cette concentration peut être considérée comme représentative de la concentration de l'eau souterraine de la nappe aquifère si cette nappe est considérée comme étant uniquement rechargée par les apports d'eau au travers des champs de culture. Cette concentration moyenne est alors comparée à la norme de potabilité de l'eau de consommation.

Dans notre application, on peut considérer que les concentrations obtenues à 1.5 m sont représentatives de celles parvenant à la nappe, quelque soit la profondeur de celle-ci. La concentration moyenne obtenue à 1.5 m est d'environ 8 mg/L, valeur proche de la norme de potabilité de 10 mg/L. Dans ce contexte, la nappe souterraine n'est pas vulnérable pour les pratiques culturales appliquées, mais la probabilité d'un risque de contamination existe.

## 2.7 Conclusion partielle

Le danger de contamination des eaux souterraines par les fertilisants inorganiques azotés employés en agriculture est un problème environnemental sérieux. Malheureusement, la complexité des processus relatifs aux transformations de l'azote et à son transport dans la zone non-saturée ne facilite pas la gestion rationnelle de son utilisation. La modélisation apparaît donc comme un outil intéressant permettant de guider l'élaboration des stratégies de protection de l'environnement. Il est cependant nécessaire de vérifier l'applicabilité de cette modélisation à l'évaluation des risques de contamination. Pour cela, un modèle

mathématique a été utilisé afin de simuler le devenir de l'azote dans un sol agricole, et ses résultats ont été confrontés à des mesures de terrain.

Premièrement, une campagne de terrain a permis de déterminer certains paramètres entrant dans le modèle et d'établir les concentrations en nitrates et en ammonium percolant dans le sol. Les deux formes d'azote analysées ont évolué de façons différentes. L'ammonium est demeuré relativement stable en oscillant autour de  $35 \mu\text{g N-NH}_4/\text{l}$  à 0.5 m et à environ  $10 \mu\text{g N-NH}_4/\text{l}$  à 1 m et 1.5 m. Les concentrations mesurées en nitrates ont augmenté légèrement au cours de la période végétative. Elles ont par la suite progressé plus rapidement à l'automne pour atteindre des valeurs moyennes maximales de 40, 19 et 9  $\text{mg N-NO}_3/\text{l}$  respectivement aux profondeurs de 0.5, 1 et 1.5 m. La fréquence rapprochée des échantillonnages dans les semaines suivant les fertilisations a permis de mettre en évidence l'absence d'augmentation rapide des concentrations en nitrates en profondeur en dépit des ajouts effectués.

La deuxième partie a consisté à simuler les conditions de terrain. L'application du modèle s'est faite dans une optique de gestion en utilisant des valeurs typiques pour une partie des paramètres d'entrées. Le bilan de l'azote total dans le sol indique une répartition presque égale du devenir de l'azote par prélèvement par la culture, par dénitrification et par lessivage en profondeur. La concordance entre les concentrations en nitrates simulées et observées est relativement bonne au cours de la période étudiée.

L'application du modèle SOILN à des conditions réelles de culture au Québec a montré la qualité des résultats qui peuvent être obtenus à l'aide d'un tel outil. De plus, ceci a montré l'importance d'un tel outil dans la compréhension et la gestion du devenir de l'azote dans les sols agricoles, et donc sa possible utilisation comme outil d'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines. Cependant, la complexité du modèle utilisé et le nombre élevé de paramètres, ainsi que leur difficulté d'acquisition, ne permettent pas d'entrevoir une utilisation intensive et pratique de cet outil. Il est donc nécessaire de prévoir le développement d'un outil d'évaluation dont l'utilisation puisse être aisée, et dont l'acquisition des paramètres soit facilement réalisable, surtout sur la base d'une utilisation à l'échelle du territoire québécois. Un outil de gestion répondant à ces critères sera nécessairement basé sur les processus conditionnant le devenir de

l'azote dans le sol. Il devra par contre négliger tous les processus et paramètres dont l'influence est négligeable, afin de faciliter son utilisation et de limiter le nombre de paramètres nécessaires. L'identification des processus importants doit donc être réalisée.

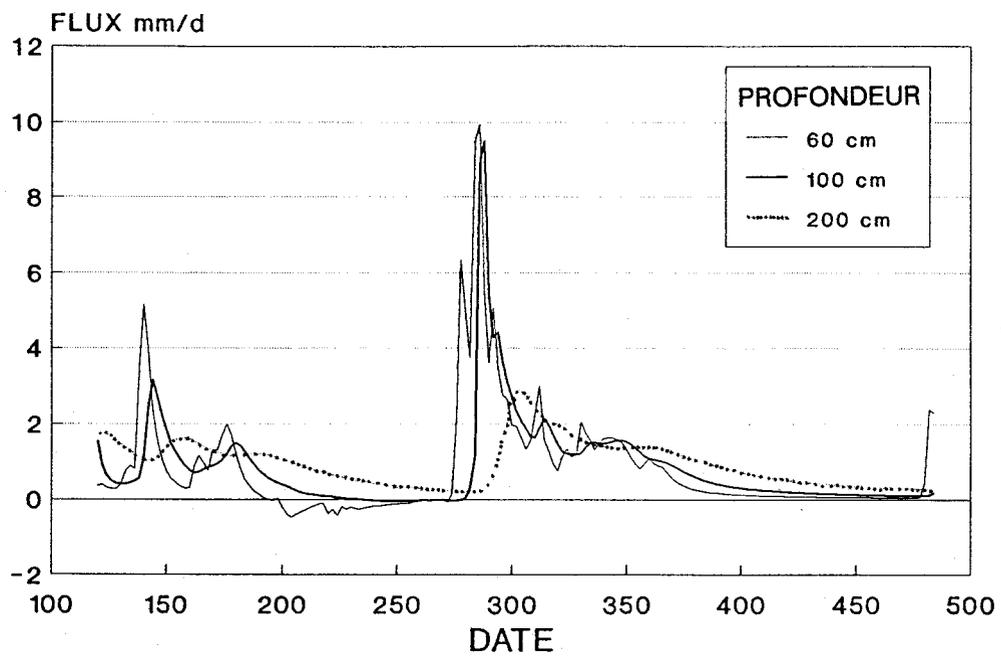


Figure 2.10: Flux d'eau simulés pour différentes profondeurs

## CHAPITRE III

### IMPORTANCE DE LA VARIABILITÉ SPATIALE ET TEMPORELLE

#### 3.1 Problématique et objectifs

La problématique de la contamination des eaux souterraines par les nitrates tient une place importante dans le domaine de la recherche, et beaucoup de temps et d'argent sont investis afin de protéger cet élément essentiel qu'est l'eau. Cependant, pas ou peu d'études ne s'intéressent particulièrement à l'importance de la variabilité spatiale et temporelle des concentrations en azote dans le sol et l'eau du sol, et à sa relation aux processus qui en sont responsables. Le but de la présente partie est donc d'étudier le problème de la contamination des eaux souterraines par les nitrates d'origine agricole en comparant:

- deux types de sol (loam sableux et loam argileux)
- deux types de fertilisant (inorganique, et inorganique + organique)
- différentes doses appliquées de lisier (0, 30, 60, 90 et 120 m<sup>3</sup>/ha)
- deux techniques d'échantillonnage (sol et eau interstitielle)

Pour cela, le suivi des nitrates est effectué sur 3 sites différents à l'aide de deux méthodes d'échantillonnage. Les résultats obtenus sont discutés dans l'optique de leur variabilité spatiale et temporelle. Cette étude est complétée avec une analyse de variance réalisée avec le logiciel statistique SAS. La méthodologie détaillée de l'étude et les résultats obtenus font l'objet du mémoire de maîtrise (INRS-Eau) de Marie-Claude Chapdelaine (1992).

## 3-2

PROFONDEUR (cm)	10 cm	45 cm	90 cm
Mat. Org. (%)	4.04	2.82	1.84
Ratio N/C	0.11	0.15	0.24
Porosité (%)	44.7	46.0	44.0
Perméabilité (cm s <sup>-1</sup> )	0.33E-06	0.62E-06	0.76E-06
Densité app. (g cm <sup>-3</sup> )	1.5	1.41	1.5
Sable (%)	53.3	54.05	66.0
Limon (%)	24.7	25.1	19.5
Argile (%)	22.1	20.25	14.5

**Tableau 3.1 Paramètres physiques du site 1**

DATES	ACTIVITÉS	QUANTITÉS
7 juin	herse à disques	
10 juin	engrais 8-16-16 dyfonate (fonofos) semis maïs sucré	500 kg/ha (40 kg/ha N) 10 kg/ha
27 juin	atrazine 9-0-90 %	1.8 kg comm/ha
22 juillet	engrais 34-0-0	100 kg/ha (34 kg/ha N)
6 août	carbofuran (furadan)	1.1 L comm/ha
12 août	lisier 2.57 kg/m <sup>3</sup> N	29 m <sup>3</sup> /ha (75 kg/ha N)

**Tableau 3.2 Calendrier des pratiques culturales au site 1 en 1991**

PROFONDEUR (cm)	35 cm	65 cm	95 cm
Porosité (%)	53.05	48.07	46.64
Perméabilité (m s <sup>-1</sup> )	1.31E-03	1.24E-04	5.11E-04
Densité app. (g cm <sup>-3</sup> )	1.31	1.49	1.54
Sable (%)	5	5	10
Limon (%)	70	70	65
Argile (%)	5	5	10

**Tableau 3.3 Paramètres physiques du site 2**

### 3.2 Matériel et méthodes

Deux des sites étudiés sont localisés à St-Augustin-de-Desmaures, à 25 km au sud-ouest de Québec. Une des parcelles (site 1: 52 m x 18 m) forme la limite inférieure d'une terrasse alluviale dont la pente varie entre 2 % à 5 %. L'autre parcelle, (site 2: 36 m x 18 m), est située au pied de cette terrasse, presque à l'aplomb du site 1. Le troisième site se trouve sur les terres de la ferme expérimentale du MAPAQ à St-Lambert-de-Lévis, à environ 60 km au sud de Québec.

Le Tableau 3.1 présente les principales caractéristiques physiques du sol du site 1 décrit à la section 2.3. Durant l'été 1991, un épandage de lisier a été réalisé sur la moitié de la parcelle, en surface entre les rangs. Le Tableau 3.2 présente le calendrier des différentes activités et les quantités appliquées.

Le sol du site 2 de St-Augustin est un loam argileux non pierreux et sa pente est très faible. Ce sol appartient à la série de Platon. C'est un gleysol lithique (Baril, 1974) reposant sur un schiste argileux et gréseux friable (Clark et al., 1973). Le drainage est mauvais avec une perméabilité et une porosité plutôt faibles. La nappe phréatique est basse sauf en période de précipitations abondantes (printemps et automne). Le Tableau 3.3 en présente les principales caractéristiques physiques. Le site était en jachère complète depuis plusieurs années. La préparation du sol a débuté avec l'épandage d'un désherbant et d'un labour profond (30 cm). Un épandage de lisier a été réalisé sur la moitié de la parcelle, en surface entre les rangs. Le Tableau 3.4 présente le calendrier des différentes activités agricoles et les quantités appliquées.

Le site 3 de St-Lambert-de-Lévis se compose d'un loam hétérogène pierreux sableux à limoneux appartenant au groupe de Neubois (Pageau, 1975). Les expérimentations ont été menées sur la parcelle #12, sous culture de maïs. En profondeur, le sol devient plus homogène et plus argileux. Le drainage est mauvais et la pente faible. La composition du sol en surface (de 10 cm à 20 cm) est de 25 % de sable, 45 % de limon et 30 % d'argile. Cette proportion argileuse importante à faible profondeur entraîne l'apparition de fentes de dessiccation durant les périodes de faibles précipitations. Au printemps, le sol est préparé à l'aide d'un rotoculteur. La parcelle est fertilisée uniquement avec du lisier de porc

DATES	ACTIVITÉS	QUANTITÉS
15 mai	roundup (glyphosate) labour	7.0 L comm/ha
11 mai	engrais 8-16-16 dyfonate (fonofos) semis maïs sucré	500 kg/ha (40 kg/ha N) 10 kg comm/ha
27 juin	atrazine 9-0-90 %	1.8 kg comm/ha
22 juillet	engrais 34-0-0	100 kg/ha (34 kg/ha N)
6 août	carbofuran (furan)	1.1 L comm/ha
12 août	lisier 2.57 kg/m <sup>3</sup> N	26 m <sup>3</sup> /ha (67 kg/ha N)

**Tableau 3.4 Calendrier des pratiques culturales au site 2 en 1991**

DATES	ACTIVITÉS	QUANTITÉS
16 mai	semis maïs	
5 juin	aatrex 90 w	1 kg/ha
13 juin	aatrex 90 w lisier 2.57 kg/m <sup>3</sup> N	2.5 kg/ha 30 m <sup>3</sup> /ha (77 kg/ha N)
14 juin	lisier 2.57 kg/m <sup>3</sup> N	30 m <sup>3</sup> /ha (77 kg/ha N)
17 juin	idem	idem
18 juin	idem	idem
23 septembre	récolte	

**Tableau 3.5 Calendrier des pratiques culturales au site 3 en 1991**

	EAU	SOL	DATES
SITE 1	12	11	du 10 juin au 28 octobre
SITE 2	9	11	du 25 juin au 28 octobre
SITE 3	0	12	du 03 juin au 04 novembre

**Tableau 3.6 Durée et nombre d'échantillonnages pour les trois sites**

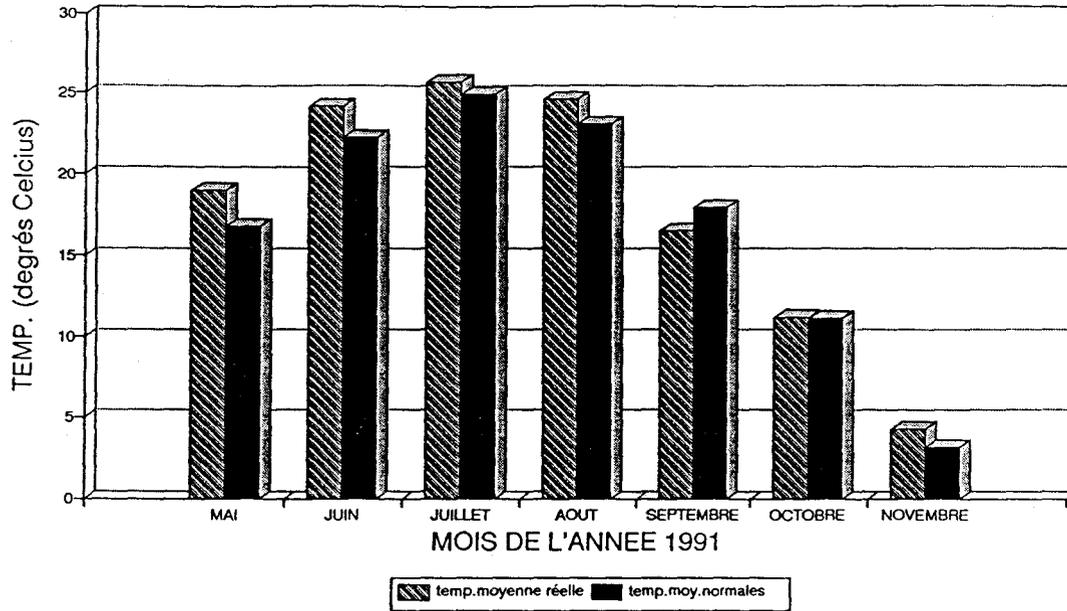
depuis plus de 10 ans. Sa superficie totale est d'environ 1275 m<sup>2</sup> et comprend 15 sous-parcelles où sont appliquées, aléatoirement, 5 doses différentes de lisier (3 replicats). L'épandage du lisier s'effectue en surface entre les rangs à l'aide d'un petit épandeur de 1 m<sup>3</sup> de volume. Les doses sont appliquées par tranche de 30 m<sup>3</sup>/ha. Le Tableau 3.5 présente le calendrier des différentes activités et les quantités appliquées.

Deux techniques d'échantillonnages ont été utilisées: échantillonnage d'eau interstitielle et échantillonnage de sol. Les échantillons d'eau, prélevés uniquement sur les sites 1 et 2 de St-Augustin, proviennent de lysimètres sous tension en céramique poreuse (Hoskin Soil Moisture Model #1920). Sur le site 1, 12 stations de lysimètres à 2 ou 3 profondeurs (50 cm, 100 cm et 150 cm) sont installées depuis décembre 1985 par le MENVIQ. L'espacement entre les stations est de 3 à 6 m dans une direction et de 15 m dans l'autre. Sur ce site, 6 stations représentaient la fertilisation inorganique et organique (FIO), et les 6 autres le traitement inorganique seulement (FI). Sur le site 2, 12 stations de lysimètres à quatre profondeurs (30 cm, 55 cm, 80 cm, 105 cm) ont été mises en place en mai 1991 par l'INRS-EAU. Les stations sont réparties sur 3 rangées distantes de 4.5 m l'une de l'autre, et espacées de 8.5 m. Le partage entre les deux traitements est le même qu'au site 1, soit 6 stations par traitement.

La campagne d'échantillonnage a débuté en mai 1991 et s'est poursuivie jusqu'au mois de novembre 1991. Le Tableau 3.6 présente pour chaque site le type (eau ou sol) et le nombre d'échantillonnages. En moyenne, la saison végétative 1991 a été chaude et sèche par rapport aux températures moyennes normales et aux précipitations normales. La Figure 3.1 présente les températures et les précipitations réelles et normales des mois de mai à novembre 1991.

Les échantillons d'eau étant aussi utilisés pour l'analyse de pesticides, ils étaient récupérés dans des bouteilles de verre préalablement rincées à l'eau millipore (3 fois), suivi d'un rinçage à l'acétone et d'un autre à l'hexane. Pour les deux sites, la fréquence d'échantillonnage était de 14 jours. Une mise sous tension d'environ 60 Kpa était appliquée durant 24 heures avant de récupérer l'échantillon d'eau interstitielle. Les échantillons de sol étaient prélevés à l'aide d'une tarière à main, et enfermés dans des sacs de polyéthylène. Une seule station de prélèvement de sol était aléatoirement localisée sur chaque sous-parcelle; soit deux stations pour

TEMPERATURES  
MOYENNES MENSUELLES REELLES ET NORMALES



PRECIPITATIONS  
MENSUELLES REELLES ET NORMALES

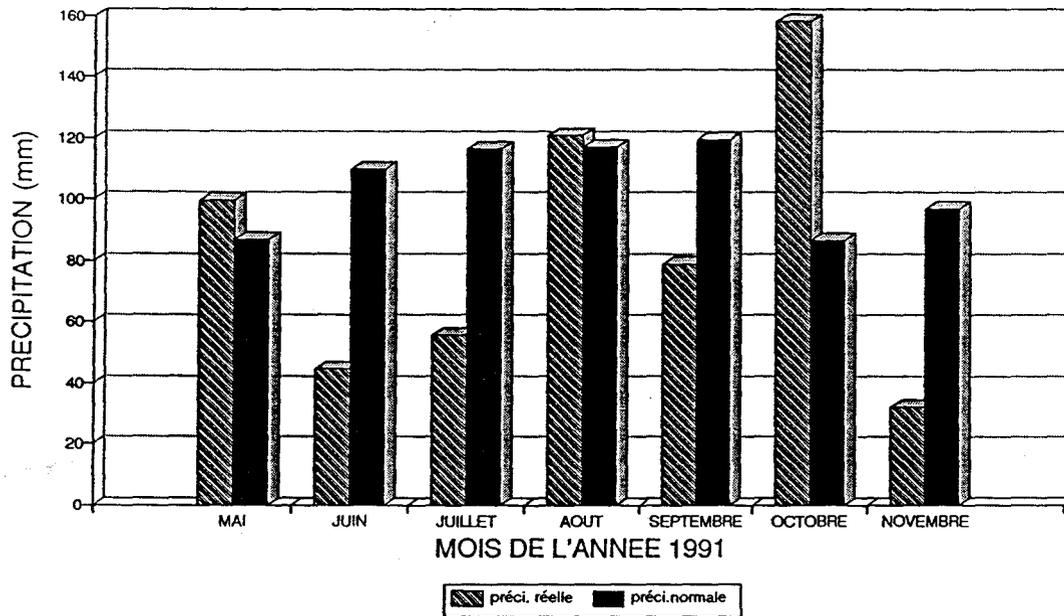


Figure 3.1 Températures et précipitations réelles et normales

le site 1, deux stations pour le site 2, et 15 stations pour le site 3. A chaque station, trois échantillons de sol étaient prélevés verticalement, soit à 20 cm, 50 cm et 90 cm de profondeur.

Les échantillons d'eau ou de sol étaient conservés dans une glacière, les isolant de la chaleur extérieure, depuis le prélèvement jusqu'au laboratoire avec un délai d'une durée maximale de 3 heures. Les échantillons de sol sont séchés à l'air libre à la température de la pièce pendant 24 heures. Le sol est homogénéisé et passé sur le tamis 2 mm. Cinq grammes sont introduits dans un erlenmeyer avec 25 ml de KCl 2 N. Le mélange est agité pendant 30 minutes, puis filtré à 8 microns (filtre Watman no.40). Le filtrat est conservé au réfrigérateur (4°C) jusqu'au moment de l'analyse chimique. Un volume d'environ 10 ml, destiné au dosage de l'ammonium, est immédiatement acidifié avec 0.2 %  $H_2SO_4$ . Ceci permet un délai maximum de conservation de 28 jours avant l'analyse.

L'analyse des nitrates est effectuée dans les plus brefs délais. Pour les échantillons d'eau interstitielle le dosage a lieu le jour même du prélèvement, et pour les échantillons de sol tout de suite après l'extraction. Dans la pratique, il est recommandé de ne pas excéder 48 heures. Les échantillons d'eau sont filtrés à 0.45 micron pour supprimer toute turbidité. Les concentrations en nitrates sont déterminées par auto-analyseur. Le principe de la méthode repose sur la transformation des nitrates en nitrites suite au passage de l'échantillon d'eau sur une colonne réductrice de cadmium. Par la suite, les nitrites réagissent avec la sulfanilamide en milieu acide pour former un composé diazo. Ce composé réagit avec du dihydrochlorure N-1-naphthylethylenediamine pour former une solution de couleur pourpre. C'est cette couleur qui est quantifiée par colorimétrie (Technicon Auto-Analyzer II, Industrial Method no.100-700w/b). La limite de détection de l'appareil est de 0.04 mg/L N avec un coefficient de variation de 0.31 % à 1 mg/L.

Grâce à l'acidification des échantillons avec 0.2 %  $H_2SO_4$ , les échantillons pour l'analyse de l'ammonium peuvent être conservés pour une période maximale de 28 jours. Suite à une filtration, les échantillons sont prêts pour l'analyse sur auto-analyseur. Les concentrations en ammonium  $NH_4^+$  sont déterminées par colorimétrie se basant sur la réaction de Berthelot. L'ammonium entre en contact avec les solutions de phénoxyde de sodium et d'hypochlorite de sodium, et forme un

composé de couleur bleu associé à l'indophénol. Le dosage de l'ammonium consiste alors en une quantification colorimétrique. Pour les échantillons de sol, nous avons utilisé le module de 0 à 10 mg/L N (Technicon Auto-Analyzer II, Industrial Method no.98-70w). La limite de détection est de 0.2 mg/L N et le coefficient de variation à 5 mg/L est de 0.25 %. Pour les échantillons d'eau interstitielle, nous avons utilisé le module de 0 à 0.4 mg/L N (Technicon Auto-Analyzer II, Industrial Method no.154-71w/b). La limite de détection est de 0.0028 mg/L N et le coefficient de variation à 0.008 mg/L est de 0.31 %. Les résultats pour l'ammonium ne sont pas interprétés étant données leurs valeurs, en général, très faibles et peu variables.

Le logiciel de statistiques SAS (Freund et al., 1986) a été utilisé pour réaliser différents tests sur les résultats des concentrations mesurées au site 3 de St-Lambert. Une analyse de variance a été réalisée avec le design split-plot. Cette configuration permet de considérer plusieurs facteurs (replicats, doses, profondeurs) en regard des concentrations mesurées pour un temps donné. Il permet de tester différentes relations entre les facteurs concernés. Nous avons vérifié les relations entre les replicats, les doses, les profondeurs. Ensuite, nous avons groupé les facteurs pour analyser les relations entre les replicats et les doses, les replicats et les profondeurs, les doses et les profondeurs, et finalement les replicats, les doses et les profondeurs. Nous avons aussi utilisé le design en blocs randomisés à régressions multiples afin de raffiner nos tests. Ce design comprend les tests de Duncan et de Tukey qui comparent un à un les différents niveaux des facteurs afin de préciser le résultat de l'analyse de variance. Par exemple, la dose est un facteur et les différentes quantités (0, 30, 60, 90 et 120 m<sup>3</sup>/ha) sont les niveaux. Nous avons fixé à 5 % le niveau de signification des tests. Pour une valeur supérieure à 5 % nous acceptons l'hypothèse de départ. Ceci signifie qu'on ne peut affirmer que les facteurs sont significativement différents (à 5 %). Pour une valeur inférieure à 5 % nous rejetons l'hypothèse de départ et les facteurs sont considérés significativement différents (à 5 %).

### 3.3 Résultats des concentrations en nitrates

La variabilité des valeurs de concentrations mesurées étant importante, l'utilisation de la médiane, qui enlève du poids aux valeurs extrêmes (Dixon, 1986), peut être retenue comme valeur représentative des résultats. Les graphiques des résultats pour les sites 1 et 2 présentent en ordonnées positives les concentrations de la fertilisation inorganique (FI) et en ordonnées négatives les concentrations de la fertilisation inorganique et organique (FIO), afin de faciliter la comparaison graphique. Durant certaines périodes à faibles précipitations, il fut impossible d'obtenir une quantité d'eau suffisante à partir des lysimètres sous tension; quelques discontinuités existent donc sur les graphiques de résultats.

Les concentrations mesurées pour les échantillons de sol représentent la quantité de nitrates retrouvée dans 5 grammes de sol extrait avec 25 ml de KCl 2 N. A partir du contenu en eau des échantillons de sol (eau de rétention et capillaire) et de la densité du sol, les concentrations équivalentes (milligramme de nitrates par litre d'eau) peuvent être calculées. La teneur en eau n'a pas été mesurée sur chaque échantillon. Une valeur moyenne du contenu en eau peut cependant être évaluée comme la valeur médiane entre le contenu au point de flétrissement (contenu en eau non disponible à la plante) et la capacité au champ (contenu en eau résiduel à l'effet de la gravité). Les valeurs moyennes de contenu en eau et de densité du sol retenues pour les calculs sont respectivement de 30 % et de 1.44 g/cm<sup>3</sup>. Le calcul permettant le passage des concentrations dans le sol aux concentrations dans l'eau du sol est le suivant:

$$[\text{mg}/\text{L}_{\text{extract}}] * (25 \text{ mL} / 5 \text{ g}) * (\text{densité} / \text{teneur en eau}) = [\text{mg}/\text{L}_{\text{eau}}]$$

### 3.4 Discussion des résultats

Les résultats obtenus (voir annexe B) seront discutés de manière à faire ressortir l'importance et l'influence des phénomènes étudiés, à savoir:

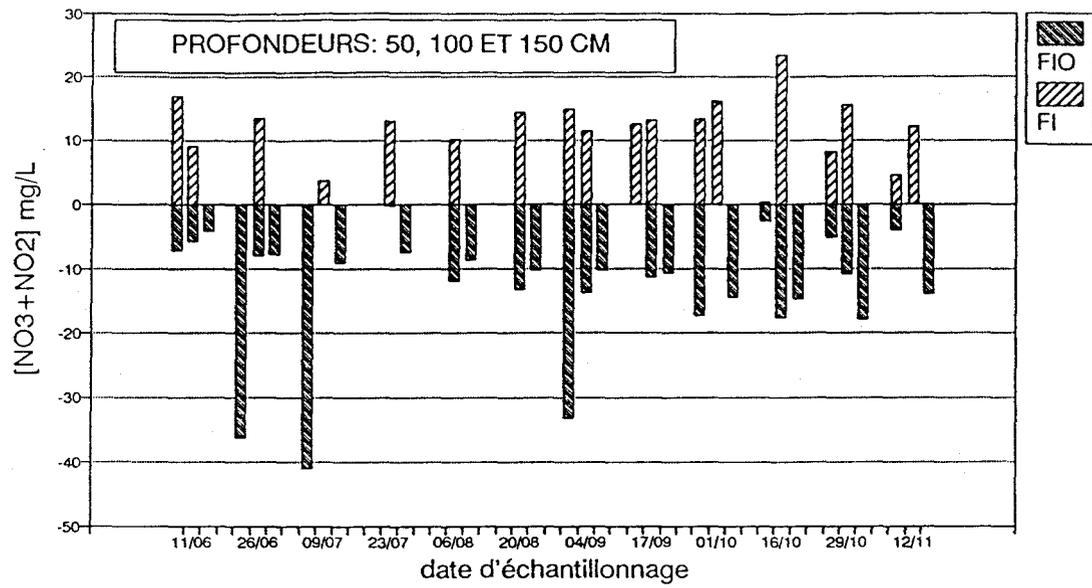


Figure 3.2 Concentrations en nitrates de l'eau interstitielle du site 1

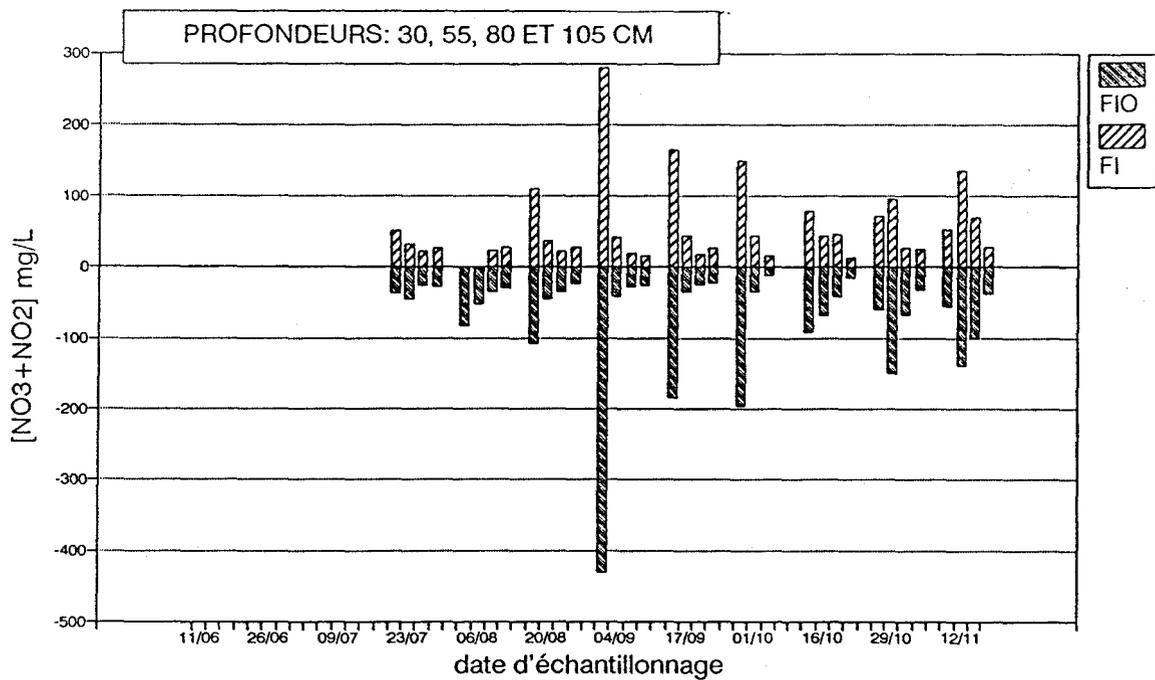


Figure 3.3 Concentrations en nitrates de l'eau interstitielle du site 2

- le type de sol (loam sableux et loam argileux)
- le type de fertilisant (inorganique, et inorganique + organique)
- la dose appliquée de lisier (0, 30, 60, 90 et 120 m<sup>3</sup>/ha)
- la technique d'échantillonnage (sol et eau interstitielle).

En effet, ces phénomènes peuvent grandement conditionner:

- (1) l'élaboration de l'approche d'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines basée sur le suivi des concentrations en nitrates dans le sol,
- (2) la nécessité de prendre en compte la variabilité spatiale des paramètres et processus conditionnant le devenir de l'azote dans le sol,
- (3) la qualité des mesures effectuées au champ et utilisées pour la validation de l'outil d'évaluation développé.

#### 3.4.1 Evolution temporelle et évolution verticale des concentrations

Aux sites 1 et 2, les concentrations en nitrates montrent généralement un impact rapide des fertilisations suite aux épandages. A faible profondeur, on observe un impact rapide des applications sur les concentrations en nitrates du sol et de l'eau du sol, puis une nette diminution de ces concentrations avec le temps. En profondeur, les concentrations sont plus faibles et les variations plus graduelles durant l'été. A l'automne, les concentrations augmentent rapidement et considérablement. Cette augmentation peut être attribuée principalement à la baisse puis à l'arrêt de l'assimilation des nitrates par les plantes.

Dans l'ensemble, on constate une diminution nette avec la profondeur des concentrations mesurées dans l'eau et le sol, des variations plus graduelles, et un décalage de plus en plus important des concentrations maximales. Le décalage temporel entre les concentrations maximales observées aux différentes profondeurs est relié à la vitesse d'entraînement des nitrates par l'eau. Cette vitesse peut ainsi être évaluée à 4 cm/jour pour le site 1 et 2 cm/jour pour le site 2. Si l'on admet que les nitrates ne s'adsorbent pas, ces vitesses représentent aussi la vitesse d'écoulement de l'eau dans le sol. Cette vitesse étant proportionnelle à la conductivité hydraulique du sol (sol plus ou moins perméable), l'importance du décalage observé est inverse à celle de la conducti-

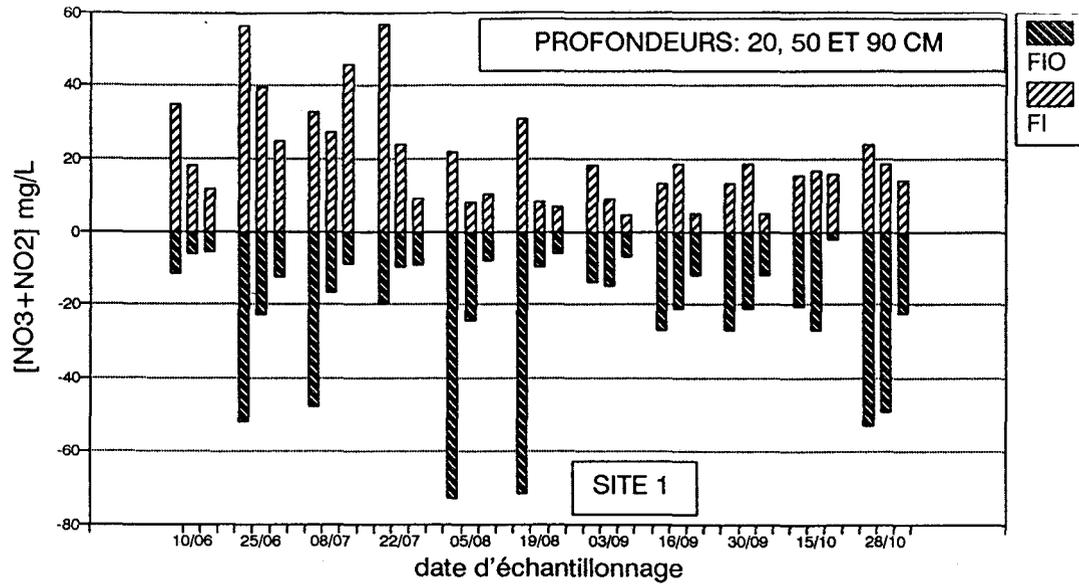


Figure 3.4 Concentrations en nitrates dans le sol du site 1

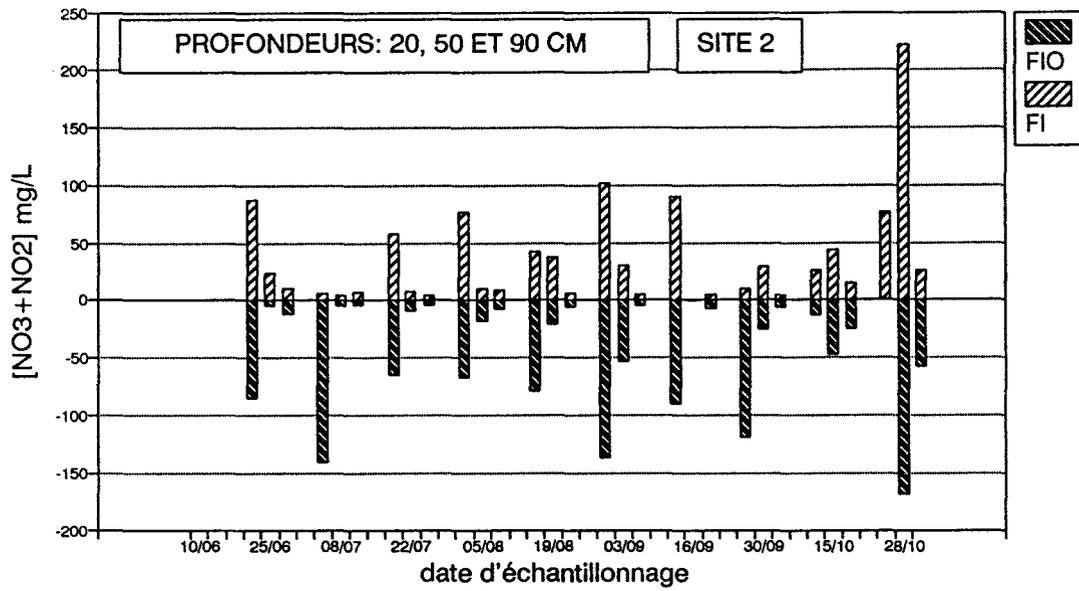


Figure 3.5 Concentrations en nitrates dans le sol du site 2

tivité hydraulique du sol. De fait, le site 2 (plus argileux) est moins perméable que le site 1 (plus sableux).

Ce n'est qu'à faible profondeur que les fertilisations ont un impact direct aux sites 1 et 2. Plus profond, aucune augmentation rapide des concentrations, reliée directement aux épandages, n'est observable. Ceci peut s'expliquer par une immobilisation rapide de l'azote par les microorganismes, par une assimilation rapide des nitrates par les plantes, et surtout par une vitesse d'infiltration de l'eau très lente qui limite la migration de l'azote vers les couches inférieures. A plus grande profondeur, de fortes concentrations se retrouvent en octobre avec le retour des précipitations et l'arrêt de la croissance du maïs, ce qui permet aux nitrates de s'infiltrer en profondeur, n'étant plus assimilés par les plantes.

#### 3.4.2 Influence du type (et de la dose) de fertilisant (organique/inorganique)

Aux sites 1 et 2, on remarque globalement peu de différences significatives entre les concentrations des deux traitements, malgré l'écart dans le temps entre l'application des fertilisations inorganiques (10 juin et 22 juillet) et organique (12 août), et la surdose en azote dans le cas du traitement organique supplémentaire (FI: 74 kg/ha N et FIO: 149 kg/ha N). A faible profondeur, on constate une augmentation importante et rapide faisant suite aux fertilisations, avec une différence importante entre les concentrations résultant des deux traitements. Cependant, à plus grande profondeur, cette différence s'amenuise considérablement. Pour certains échantillonnages, les concentrations en nitrates sont même plus faibles pour le traitement organique et inorganique que pour le traitement inorganique seul. Ceci met en évidence l'importance de la variabilité spatiale qui peut masquer certains phénomènes.

Pour les échantillons d'eau de lysimètres, l'impact de l'apport de lisier du 12 août 1991 est rapide et important à faible profondeur, mais par la suite les concentrations en nitrates diminuent de la même façon pour les deux traitements. On observe de plus que le maximum du traitement inorganique seul est simultanément celui du traitement organique et inorganique (4 septembre). Cette augmentation des concentrations en nitrates qui semble correspondre à la reprise des précipitations de septembre, est peu affectée par la dose d'épandage. A court terme

donc (à l'échelle d'une année), le type et la quantité de fertilisation ne semblent pas avoir de répercussion directe sur le lessivage observable en profondeur. Le facteur limitant pourrait être le taux maximum de minéralisation du sol, responsable de la production de nitrates lessivables.

#### 3.4.3 Influence de la technique d'échantillonnage (eau/sol)

Les concentrations en nitrates mesurées dans le sol sont en moyenne 2 fois supérieures à celles observées dans l'eau interstitielle. Cette différence semble provenir du type d'eau recueillie. Les nitrates extraits d'un sol intègrent en effet les nitrates contenus dans l'eau capillaire, l'eau de rétention et une partie de l'eau gravitaire conservée lors de l'échantillonnage, alors que les concentrations mesurées dans l'eau recueillie avec des lysimètres sous tension (0.6 bar) proviennent de l'eau gravitaire et d'une partie de l'eau de rétention.

Une étude réalisée en Iowa (Alberts et al., 1977) a montré le même type d'observation pour un loam silteux sur 3 m de profondeur. Les concentrations retrouvées dans le sol étaient généralement supérieures (10 % à 30 %). Ces auteurs expliquent ces différences par le jeu des forces d'attraction et de répulsion causées par la polarité de la molécule d'eau et par les charges électriques à la surface des grains. La répartition de l'eau, résultant de ces forces, détermine la concentration en nitrates mesurée. La faible teneur en eau des sols durant l'été a contribué à l'augmentation des concentrations en nitrates dans cette partie résiduelle de l'eau, par ailleurs la moins mobile du sol. Aussi, la plus grande disponibilité des nitrates contenus dans l'eau libre, et préférentiellement utilisés par les plantes, entraîne un écart entre les concentrations mesurées dans l'eau et le sol (Stevenson, 1982). Il est donc impossible de comparer quantitativement et directement les résultats d'analyses d'échantillons d'eau et de sol. Ces concentrations reflètent en fait une information différente et complémentaire.

Pour le site 1, les résultats montrent cependant un synchronisme des variations entre les concentrations dans l'eau et dans le sol, surtout à faible profondeur. A plus grande profondeur, le synchronisme n'est plus observable. Les concentrations dans l'eau montrent une augmentation des concentrations à l'automne seulement, tandis que les concentrations dans le sol augmentent uniquement

suite à la fertilisation inorganique du 22 juillet. Pour le site 2, le synchronisme de l'impact des fertilisations n'est pas visible. Cependant, l'augmentation des concentrations en automne est visible aux mêmes échantillonnages, dans l'eau comme dans le sol, à 55 cm et 80 cm de profondeur.

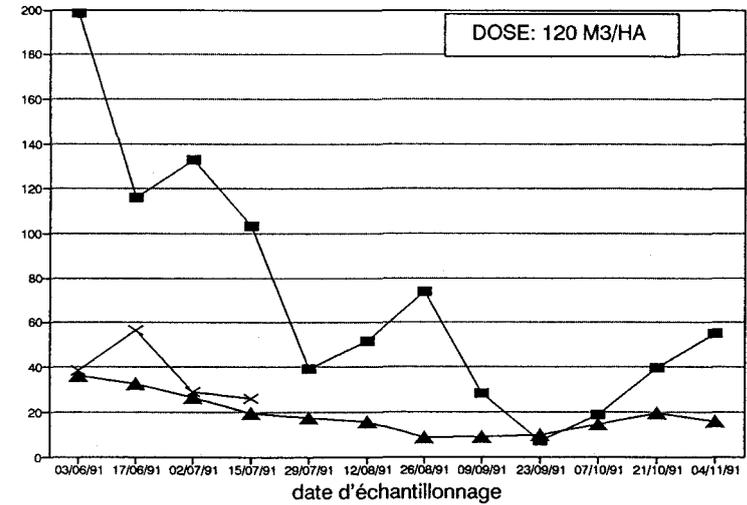
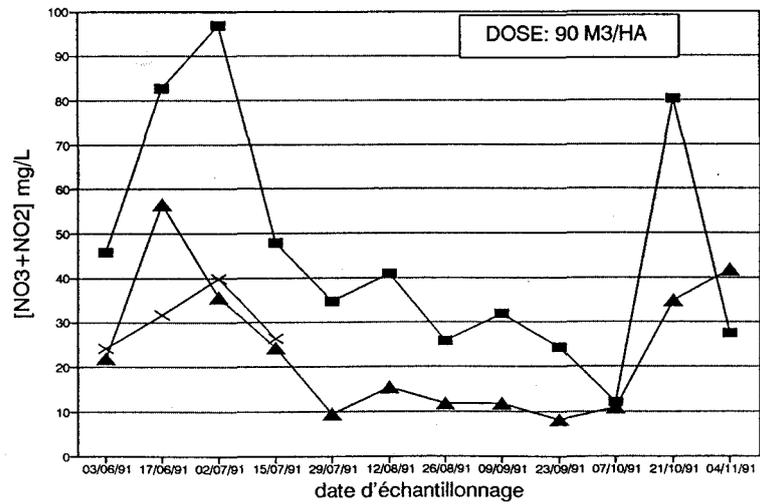
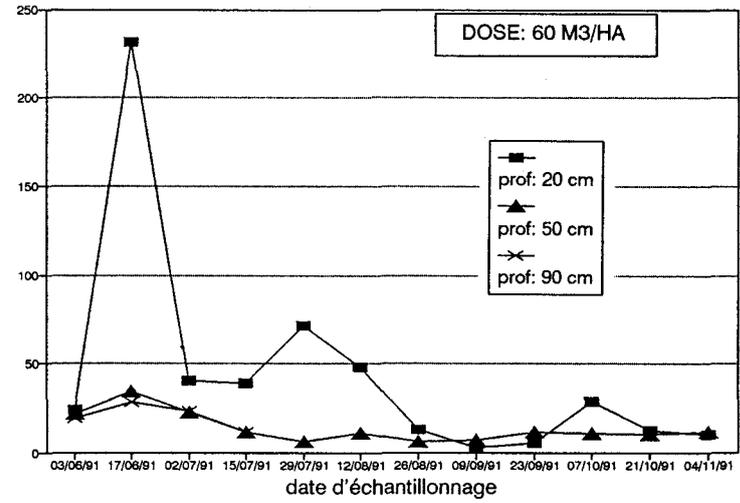
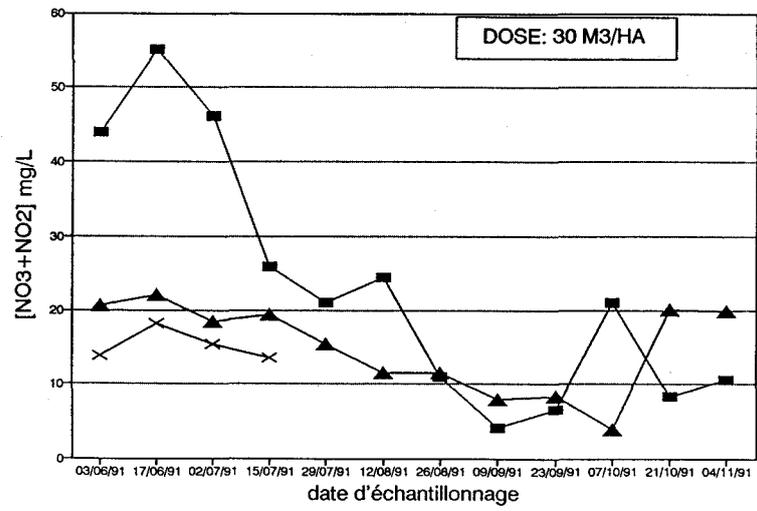
#### 3.4.4 Influence du type de sol (loam sableux/loam argileux)

Le climat, la culture et la régie des travaux étant les mêmes pour les sites 1 et 2, seul le type de sol distingue ceux-ci, ainsi que leur historique cultural respectif. Les différences entre les sols sont principalement situées au niveau des propriétés physiques des sols (perméabilité, porosité, capacité au champ), de leur composition (argile, matière organique), et de leur biomasse.

On remarque que les concentrations sont en moyenne plus élevées au site 2 qu'au site 1. Ceci peut s'expliquer par le fait que le site 2 a été labouré et remis en culture suite à plusieurs années de jachère. Ce labour profond a rendu disponible beaucoup de matière organique (par incorporation des résidus) et a augmenté la concentration en oxygène dans le sol qui stimule la biomasse présente. Les microorganismes responsables des processus de fixation, minéralisation et nitrification sont plus efficaces dans un sol où la matière organique et l'oxygène sont abondants. Le site 1 est un loam sableux, contenant peu de matière organique, donc peu d'activité biologique. Par contre, le loam argileux du site 2 est fertile et riche en matière organique, les microorganismes y sont plus efficaces et les quantités de nitrates sont plus élevées.

En général, l'impact des traitements est davantage décalé, à grande profondeur, pour le site 2 que pour le site 1. Les vitesses apparentes étant de 4 cm/jour au site 1 et de 2 cm/jour au site 2. Les concentrations en profondeurs augmentent plus rapidement au site 1 qu'au site 2. La composition plus argileuse du site 2 favorise l'adsorption des ions ammonium, alors que la faible perméabilité et la granulométrie plus fine de ce sol ralentissent le lessivage des nitrates. Le site 1 plus perméable, favorise par contre le lessivage des nitrates, plus rapidement entraînés en profondeur. De plus, le faible contenu en argile de ce sol ne favorise pas autant l'adsorption des ions ammonium. Au site 1 plus perméable, l'impact des fertilisations inorganiques est marqué jusqu'à 90 cm dès les premiers échan-

Figure 3.6 Concentrations en nitrates dans le sol du site 3



tillonnages attestant d'un transfert rapide. Pour le site 2, l'impact des fertilisations est visible dans la couche supérieure seulement. A l'automne, avec l'arrêt de la croissance des plantes et les précipitations abondantes, les sites 1 et 2 présentent une augmentation importante des concentrations en nitrates.

Une étude de Bergström et Johansson (1991) a également montré que le lessivage observé était plus important sur les sols sableux comparativement aux sols argileux et riches en matières organiques.

#### 3.4.5 Influence de la dose de lisier épandue

Au site 3 (Saint-Lambert-de-Lévis), les écarts entre les concentrations résultant des différentes doses sont plus prononcés immédiatement après l'épandage que par la suite. Pour chacune des doses, les concentrations mesurées décroissent nettement avec la profondeur. L'impact de l'épandage de lisier est rapide. Des concentrations importantes en nitrates sont en effet mesurées aux trois profondeurs. La présence de macropores et de fentes de dessiccation peut expliquer cette rapidité avec laquelle l'eau migre vers les couches inférieures, entraînant des nitrates. Des fentes de dessiccation importantes apparaissent en sol argileux lors des périodes sèches, à faible précipitation et température élevée. Il est maintenant reconnu que ces macropores jouent un rôle important dans l'infiltration de l'eau dans le sol en déséquilibrant le régime d'écoulement (Beven et al., 1982; Leeds-Harrison et al., 1986). Ainsi, le lisier épandu à la surface du sol peut être rapidement entraîné vers les couches inférieures au travers des macropores présents.

Le rôle et l'importance des macropores, ainsi que la grande variabilité spatiale de leur distribution et de leur taille, en surface et en profondeur, rendent difficile l'analyse des concentrations observées. Les concentrations en nitrates dans le sol ne semblent pas directement proportionnelles à la dose de lisier épandue. Il est impossible de corrélérer la concentration dans le sol avec la dose de lisier, et les proportions ne sont pas conservées. On remarque que les concentrations baissent rapidement quelle que soit la dose appliquée, pour demeurer constantes jusqu'à l'automne. Ceci peut s'expliquer par une adaptation de la demande en azote par les microorganismes et de la quantité de nitrates prise en charge par

3-18

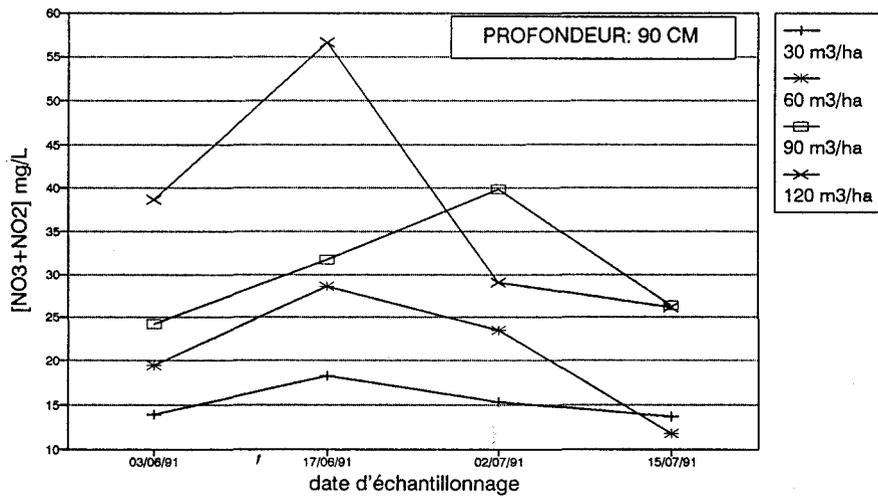
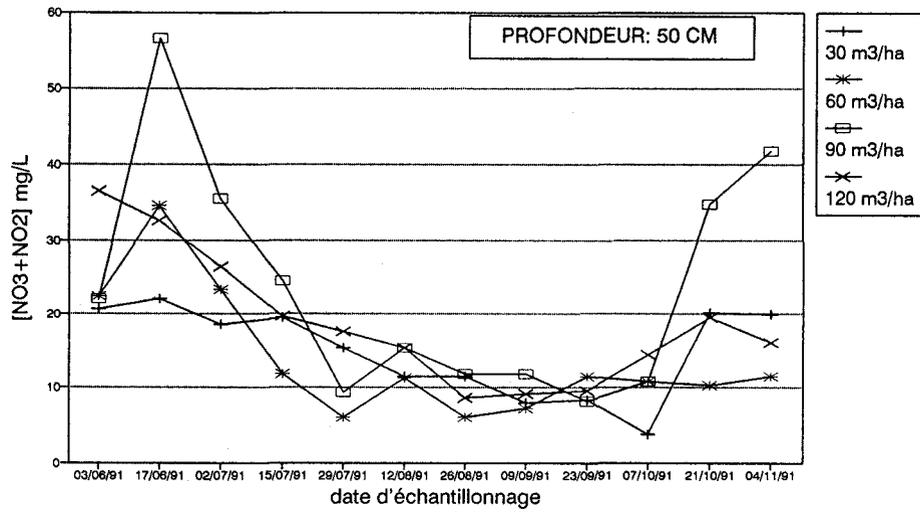
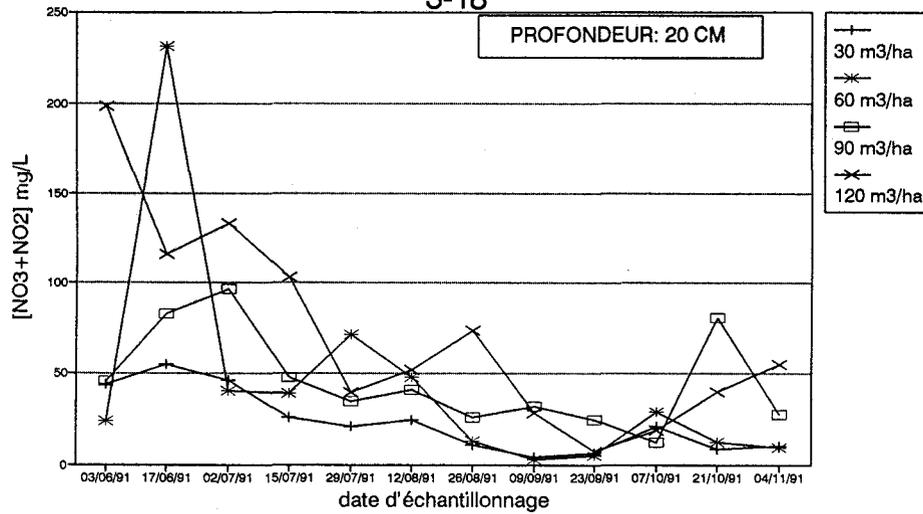


Figure 3.7 Concentrations en nitrates dans le sol du site 3

les plantes à la quantité disponible (Zagal et al., 1991). Etant données les faibles précipitations de l'été, il est impossible d'imputer cette baisse des concentrations au lessivage des nitrates (exportation). On peut invoquer un prélèvement par les plants de maïs, une immobilisation par les microorganismes et une volatilisation par le processus de dénitrification. Le temps chaud et sec qui a suivi les épandages de lisier a aussi vraisemblablement favorisé la volatilisation de l'ammoniac, alors que l'abondance de matières organiques a contribué au développement de la biomasse microbienne.

L'analyse de variance a été réalisée avec le logiciel SAS pour les quatre échantillonnages suivant la date d'application du lisier. Pour ces quatre dates, les résultats de l'analyse indiquent qu'il n'y a pas de différence significative (à 5 %) entre les différentes doses pour les 3 profondeurs. Les concentrations varient de la même façon d'une dose à l'autre quelque soit la profondeur. L'analyse en blocs randomisés à régressions multiples indique qu'à 5 % de niveau de signification, il n'y a pas de différence significative entre les doses pour les 4 dates retenues. Ceci peut s'expliquer par le fait que les échantillonnages étudiés sont trop rapprochés de l'épandage, et qu'en conséquence l'influence de celui-ci n'est pas encore ressentie aux profondeurs étudiées. Finalement, un dernier test a montré que les profondeurs ne sont pas significativement différentes à 5 % pour les échantillons des dates 1, 2 et 4. Ceci signifie qu'il n'y a pas de différence significative entre les concentrations mesurées à 20 cm, 50 cm et 90 cm. Pour le temps 3, on observe une différence significative entre les profondeurs 20 cm et 90 cm seulement. Ceci met en évidence le rôle important de la macroporosité qui permet une infiltration rapide au travers du profil de sol et favorise un lessivage important de l'azote entraînant des concentrations importantes dans tout le profil.

Lors d'une étude similaire sur l'influence de la dose de fertilisant inorganique sur les concentrations en azote dans l'eau, Bergström et Brink (1986) ont mis en évidence une corrélation significative entre les doses et les concentrations en nitrates mesurées dans l'eau. Dans notre étude, l'influence de la dose de lisier sur la concentration en nitrates n'est peut-être pas observée du fait d'une trop courte période d'observation (4 mois). Par ailleurs, une grande variabilité intrinsèque des concentrations en nitrates, et/ou une méthode d'analyse des nitrates peu fiable peuvent aussi expliquer ces résultats. Cette grande variabilité (due entre autres au rôle des macropores) nécessiterait un nombre d'échantillons plus important

pour caractériser adéquatement le site. Lors d'une étude semblable, Alberts et al.(1977) ont déterminé, pour une probabilité de 5 %, que douze replicats étaient nécessaires pour réduire l'écart-type des valeurs mesurées à 25 %.

### 3.5 Conclusion partielle

L'objectif de la présente partie était de considérer l'influence, sur les concentrations en nitrates dans l'eau et dans le sol, de différents facteurs comme le type de sol, le type et la dose de fertilisant, et la technique d'échantillonnage. Les travaux effectués dans le cadre de ce projet ont permis de faire ressortir quelques points importants. Pendant toute la campagne d'échantillonnage et pour les 3 sites, le dosage de l'ammonium a été fait. Les résultats ont montré que les concentrations d'ammonium sont très faibles (de 2 à 3 ordres de grandeurs plus faibles que les nitrates) et qu'aucune variation ni tendance significative n'existe.

Le suivi des concentrations en nitrates dans l'eau montre que l'impact des traitements est davantage décalé, à grande profondeur, pour le site 2 (loam argileux) que pour le site 1 (loam sableux). Les vitesses apparentes de lessivage sont de 4 cm/jour au site 1 et de 2 cm/jour au site 2. La granulométrie du sol qui conditionne la perméabilité de celui-ci influence donc directement les concentrations, au niveau des temps de transport mais aussi des valeurs observées. En automne, on remarque une augmentation importante des concentrations, due à l'arrêt de la croissance du maïs et à des précipitations abondantes. Ceci est renforcé au site 2 par la présence de matière organique qui favorise une biomasse efficace. Dans l'ensemble, la fertilisation organique et inorganique entraîne des concentrations en nitrates supérieures à la fertilisation inorganique seule, surtout à grande profondeur. Mais l'écart des concentrations observées entre les deux traitements ne reflète pas la différence entre les taux de fertilisants appliqués.

Les concentrations mesurées dans le sol montrent un impact rapide à faible profondeur pour les deux sites. Pour le site 1, l'impact des fertilisations se fait sentir jusqu'à 90 cm en raison de la conductivité hydraulique plus élevée du loam sableux qui permet une infiltration rapide de l'eau. Comme pour l'eau interstitielle,

les concentrations en nitrates dans le sol sont plus élevées au site 2. En automne, l'augmentation des concentrations est similaire pour les deux traitements de fertilisation. La fertilisation inorganique et organique donne généralement des concentrations en nitrates supérieures à celles de la fertilisation inorganique seule.

Les concentrations en nitrates mesurées dans le sol sont supérieures à celles observées dans l'eau interstitielle, d'un facteur deux en moyenne. La tension modérée appliquée sur les lysimètres (0.6 bar) récolte un échantillon d'eau libre. Par contre, les nitrates mesurés dans les sols proviennent de l'eau libre et de l'eau de rétention. Les forces d'attraction et de répulsion causées par les charges électriques à la surface des grains peuvent expliquer la différence observée. Les concentrations dans l'eau liée sont vraisemblablement plus élevées que dans l'eau libre, du fait du jeu des forces d'attraction. Pour les échantillons d'eau, la proportion très faible d'eau liée par rapport à la quantité d'eau libre explique donc les concentrations plus faibles. Un synchronisme de l'augmentation des concentrations dans l'eau et dans le sol est cependant observable graphiquement suite aux épandages et à l'automne. Les informations obtenue à partir des échantillons de sol et d'eau sont différentes et complémentaires.

L'échantillonnage du sol pour un suivi des concentrations en nitrates ne nécessite pas l'installation d'appareils coûteux d'échantillonnage tels les lysimètres. L'équipement nécessaire est simple et l'échantillonnage rapide. Les résultats de cette étude montrent que les concentrations en nitrates mesurées dans les sols sont en moyenne 2 fois supérieures à celles observées dans l'eau. Les concentrations obtenues dans le sol permettent de faire le bilan de la quantité de nitrates potentiellement lessivables alors que celles observées dans l'eau constituent directement ceux lessivés par les précipitations. Pour des recherches portant sur la dynamique d'échange des nitrates entre les différents compartiments d'eau, l'échantillonnage conjoint de l'eau interstitielle et du sol constitue une bonne méthode de suivi.

Les concentrations observées dans un sol argileux, suite à l'épandage de différentes doses de lisier, montrent un impact rapide observable à toutes les profondeurs. La présence de macropores et de fentes de dessiccation peut

expliquer cette rapidité avec laquelle l'eau migre vers les couches inférieures. L'écart entre les concentrations mesurées pour les différentes doses est plus important immédiatement après l'épandage. Par la suite, les concentrations diminuent rapidement et ne sont pas proportionnelles à la dose appliquée. Ceci met en évidence la grande variabilité spatiale en surface et en profondeur reliée aux macropores, et une adaptation des besoins en azote des microorganismes et des plantes à la quantité d'azote disponible. Une analyse de variance a montré qu'il n'y a aucune différence significative observable entre les doses appliquées pour les quatre mois d'échantillonnages suivant l'application. Une trop grande variabilité intrinsèque de la concentration en nitrates et/ou une méthode d'analyse des nitrates peu fiable peuvent expliquer ce résultat. Un certain nombre d'échantillons (supérieur à 10) est donc nécessaire pour représenter adéquatement un site à l'étude.

Cette étude a mis en évidence des points importants à prendre en compte dans le cadre du développement d'une méthode d'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines. Premièrement, la variabilité spatiale des valeurs observées est très importante et peut masquer les variations induites par le changement des conditions appliquées (doses et types de fertilisants, types de sols). En deuxième lieu, l'information obtenue est différente selon qu'elle provient d'échantillonnage de sol ou d'eau interstitielle. Troisièmement, la macroporosité, principalement dans le cas d'un sol argileux peut devenir prépondérante pour le transfert rapide vers les horizons plus profonds. Finalement, dans le cas de l'application de lisier, une adaptation rapide de l'activité microbienne semble exister et peut alors grandement affecter le devenir de l'azote dans le sol.

## CHAPITRE IV

### IDENTIFICATION DES PROCESSUS DOMINANTS

#### 4.1 Problématique et objectif

L'utilisation de modèles mathématiques s'avère très efficace pour approfondir la connaissance d'un phénomène ou pour suggérer des éléments de solution à un problème. Il existe de nombreux modèles simulant le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines (Geng, 1988; Hansen et al, 1991; Johnsson et al, 1987; Kersebaum et Richter, 1991; Wagenet et Hutson, 1989). La quantité de données d'entrée nécessaires au fonctionnement du modèle, le détail de la représentation mathématique des processus et la précision des résultats varient selon que le modèle est développé comme outil de recherche ou comme aide de gestion (Addiscott et Wagenet, 1985). Les modèles de recherche sont basés sur les mécanismes qui régissent les processus impliqués dans un phénomène et représentent habituellement ceux-ci de façon détaillée, selon les connaissances disponibles. Ce genre de modèle demande généralement la quantification d'un grand nombre de paramètres.

Les paramètres requis dans un modèle de recherche peuvent être évalués de différentes façons. Certains paramètres peuvent être quantifiés à partir d'échantillons analysés sur le terrain ou en laboratoire. Ces méthodes sont coûteuses et nécessitent de nombreux échantillons pour représenter l'hétérogénéité intrinsèque du sol (Addiscott et Wagenet, 1985). De plus, elles sont entachées d'erreurs de mesure difficiles à quantifier. D'autres paramètres peuvent être établis de façon approximative sur la base de travaux antérieurs cités dans la littérature. Ceci s'applique lorsque le paramètre représente une réalité physique ayant fait l'objet de recherche. Par contre, certains paramètres peuvent difficilement être évalués de cette façon à cause de l'imprécision inhérente aux différents protocoles et conditions expérimentales (Villeneuve et al, 1988). Enfin, même s'il s'agit d'un modèle de recherche, certains paramètres peuvent être utilisés dans des relations empiriques et doivent donc être ajustés pour que les processus auxquels ils sont rattachés représentent adéquatement la réalité.

Selon la nature de l'évaluation, les paramètres sont entachés d'une imprécision plus ou moins grande qui se reflète directement sur le résultat (Frissel et VanVeen, 1982). La fiabilité du résultat est donc principalement fonction de la précision avec laquelle il est possible d'évaluer les paramètres. L'étude des impacts de la variabilité des paramètres est une étape importante dans le développement d'un modèle, à la fois pour identifier les paramètres qui influencent le plus le résultat et pour connaître l'importance des différents processus dans la représentation adoptée pour le phénomène.

L'objectif de ce chapitre est d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Ces paramètres et les processus auxquels ils sont rattachés devront être nécessairement pris en compte dans la modélisation du phénomène. Pour cette étude, le modèle de recherche SOILN est utilisé (Johnsson et al, 1987). Ce modèle déterministe développé en Suède représente les principaux processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol, sous une forme mathématique généralement reconnue dans la littérature.

Une analyse de sensibilité du modèle SOILN est donc effectuée par rapport aux paramètres impliqués dans la représentation du cycle de l'azote du sol. Dans un deuxième temps, les paramètres conditionnant la fiabilité du modèle sont identifiés et l'importance relative des différents processus est soulignée. Afin de vérifier si les paramètres et processus qualifiés d'importants dans SOILN sont les mêmes dans différentes applications, le travail est fait pour deux sites expérimentaux et les résultats sont comparés. La méthodologie détaillée de l'étude et les résultats obtenus font l'objet du mémoire de maîtrise (INRS-Eau) de Marie Larocque (1992).

## 4.2 Outil et méthode

### 1) Le modèle SOILN

Le modèle SOILN utilise la plupart des processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol et qui définissent les apports, les transformations internes et les pertes d'azote. Dans SOILN, le sol est divisé en couches possédant des caractéristiques physiques et biologiques homogènes et dans lesquelles tous les processus peuvent se produire. Le bilan de masse des transformations internes et les échanges d'azote avec les couches voisines sont calculés à chaque pas de temps. SOILN s'utilise de pair avec le modèle SOIL (Halldin, 1980) qui simule le transport de l'eau et de la chaleur dans le sol et qui fournit les variables motrices nécessaires pour simuler le cycle de l'azote (ruissellement, infiltration, écoulement, teneur en eau, température du sol). L'azote est présent sous deux formes dans chacune des couches: l'azote organique et l'azote inorganique.

La forme organique se retrouve dans quatre réservoirs, soit la litière, la matière organique d'origine animale, l'humus et les plantes. Le réservoir représentant la litière comprend la matière organique fraîche d'origine végétale (les racines mortes et les résidus de récolte) et la biomasse microbienne. Le réservoir représentant la matière organique d'origine animale intègre les apports d'azote en fumiers et lisiers. Ces deux réservoirs se minéralisent rapidement et sont jumelés à deux réservoirs de carbone ayant pour fonction de contrôler la minéralisation et l'immobilisation. Le réservoir d'humus contient la matière organique stabilisée biologiquement et physiquement provenant des deux réservoirs précédents; l'azote s'y décompose lentement. Le réservoir représentant les plantes contient l'azote des plantes, des parties racinaires et aériennes.

L'azote inorganique se retrouve dans un réservoir d'ammonium,  $\text{NH}_4^+$ , immobile et disponible pour la transformation, et un réservoir de nitrates  $\text{NO}_3^-$ , disponible pour la transformation et pour le lessivage. Il n'y a pas de réservoirs pour les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) et l'azote gazeux ( $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{N}_2$ ), car ces espèces sont généralement présentes en faibles quantités ou de façon transitoire. Dans le modèle, les apports d'azote peuvent provenir des fertilisants organiques et

inorganiques appliqués au sol et des dépôts atmosphériques; la fixation biologique n'est pas représentée. Les transformations internes disponibles dans SOILN sont la minéralisation nette, la nitrification et le prélèvement par les plantes; l'adsorption et la fixation de  $\text{NH}_4^+$  ne s'y trouvent pas définies, du fait de la très faible mobilité de ce cation. Les pertes d'azote peuvent se faire par dénitrification, par lessivage et via la récolte. La teneur en eau et la température du sol sont les deux seuls facteurs influençant les processus biochimiques de minéralisation nette, de nitrification et de dénitrification, utilisés dans le modèle. Ils sont dénommés "facteurs abiotiques".

## 2) Analyse de sensibilité paramétrique

Le but d'une analyse de sensibilité est d'étudier le taux de variation d'un facteur induit par la variation d'un autre facteur. Appliquée à un modèle, elle étudie l'impact de la variation d'un paramètre sur un résultat et se nomme aussi analyse de sensibilité paramétrique. Il s'agit d'une mesure de l'importance d'un paramètre sur un processus (McCuen, 1973). Le modèle étudié peut être considéré comme une fonction,  $F$ , de plusieurs paramètres  $X_i$ , telle que  $F = f(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$ .

La variation de  $F$  résultant d'une variation de  $X_i$  peut s'exprimer par un développement de la série de Taylor. Si les termes d'ordre supérieur à 2 sont négligeables, le développement de la série de Taylor se résume à :

$$F(X_i + \Delta X_i) = F(X_i) + \delta F / \delta X_i \Delta X_i$$

Le coefficient de sensibilité absolu est dérivé de cette expression :

$$S = (F(X_i + \Delta X_i) - F(X_i)) / \Delta X_i = \delta F / \delta X_i$$

La valeur de  $S$  dépend de l'ordre de grandeur de  $F$  et de  $X_i$ . Pour cette raison, le coefficient de sensibilité absolu ne peut être utilisé pour comparer l'influence de différents paramètres. Afin de palier à cette lacune,  $\delta F$  est divisé par  $F_{\text{ref}}$  (résultat de référence) et  $\delta X$  par  $X_{\text{ref}}$  (paramètre de référence) fournissant ainsi un coefficient de sensibilité relatif,  $S_r$ :

$$S_r = (\delta F/F_{ref}) / (\delta X/X_{ref})$$

$S_r$  est adimensionnel et permet de comparer l'influence des différents paramètres sur le résultat.  $S_r$  est calculé en utilisant différentes valeurs de  $X_i$ . Il est à noter que  $F_{ref}$  est toujours le même et qu'il y a un  $X_{ref}$  pour chaque paramètre.

Le signe du coefficient de sensibilité relatif,  $S_r$ , est un bon indicateur du comportement du modèle par rapport au résultat de référence. Un  $S_r$  positif implique que la variation du lessivage va dans le même sens que la variation du paramètre: si le paramètre augmente, le lessivage augmente, et à l'opposé, si le paramètre diminue, le lessivage diminue. Si le  $S_r$  est négatif, la variation du lessivage des nitrates s'effectue dans le sens contraire à la variation du paramètre: si le paramètre augmente, le lessivage diminue, et à l'inverse, si le paramètre diminue, le lessivage augmente.

Un coefficient de sensibilité relatif,  $S_r$ , égal à 1 implique une relation directe entre le paramètre et le lessivage des nitrates, c'est-à-dire qu'en doublant la valeur du paramètre le lessivage double et en divisant sa valeur par deux, le lessivage diminue aussi de moitié. En faisant varier un paramètre, on peut calculer différents coefficients de sensibilité relatifs et ainsi bâtir une courbe des  $S_r$  en fonction des différentes valeurs prises par ce paramètre. Plusieurs allures de courbes de  $S_r$  sont possibles, dépendant de la réaction du lessivage à la variation du paramètre. Le Tableau 4.1 illustre et commente les différents types de courbes possibles.

### 3) Sites et systèmes de référence

Dans une analyse de sensibilité, une référence doit être définie, par rapport à laquelle les résultats d'une variation de paramètre sont comparés. Lorsque l'analyse de sensibilité s'applique à un modèle entier, chaque paramètre a sa référence et la somme de tous les paramètres de référence devient un système de référence. Dans le cas présent, l'analyse de sensibilité est réalisée pour deux systèmes de référence très différents afin d'évaluer si l'impact de la variation des paramètres est le même quel que soit le site. Ces systèmes sont deux sites réels de culture, les sites de St-Augustin (Québec) et de Mellby (Suède) (voir description du site de St-Augustin à la section 2.3).

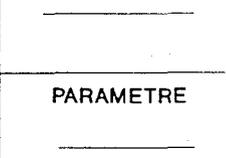
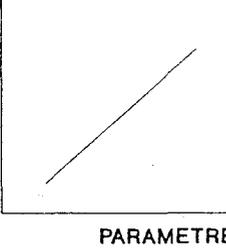
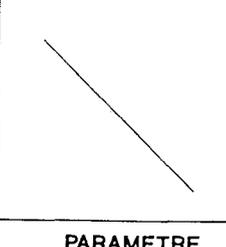
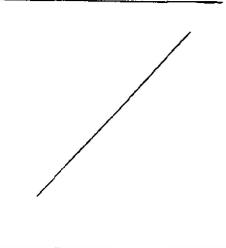
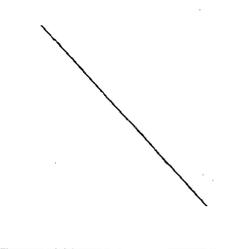
COURBE	INTERPRÉTATION
<p>Sr</p>  <p>PARAMETRE</p>	<p>Les Sr sont supérieurs ou inférieurs à zéro et la courbe a une pente nulle. La variation du lessivage est proportionnelle à la variation du paramètre de sorte que le rapport <math>(dF/F)/(dX/X)</math> est toujours constant.</p>
<p>Sr</p>  <p>PARAMETRE</p>	<p>Les Sr sont supérieurs à zéro et la courbe a une pente positive. De gauche à droite du graphique, la variation du lessivage <math>(dF/F)</math> augmente plus vite que la variation du paramètre <math>(dX/X)</math>. Le rapport <math>Sr = (dF/F)/(dX/X)</math> augmente. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le lessivage des nitrates est grande.</p>
<p>Sr</p>  <p>PARAMETRE</p>	<p>Les Sr sont supérieurs à zéro et la courbe a une pente négative. De gauche à droite du graphique, la variation du lessivage <math>(dF/F)</math> augmente plus lentement que la variation du paramètre <math>(dX/X)</math>. Le rapport <math>Sr = (dF/F)/(dX/X)</math> diminue. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le lessivage des nitrates est faible.</p>
<p>PARAMETRE</p>  <p>Sr</p>	<p>Les Sr sont inférieurs à zéro et la courbe a une pente positive. De gauche à droite du graphique, la variation du lessivage <math>(dF/F)</math> augmente plus lentement que la variation du paramètre <math>(dX/X)</math>. La valeur absolue du rapport <math>Sr = (dF/F)/(dX/X)</math> diminue. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le lessivage nitrates est faible.</p>
<p>PARAMETRE</p>  <p>Sr</p>	<p>Les Sr sont inférieurs à zéro et la courbe a une pente négative. De gauche à droite du graphique, la variation du lessivage <math>(dF/F)</math> augmente plus vite que la variation du paramètre <math>(dX/X)</math>. La valeur absolue du rapport <math>Sr = (dF/F)/(dX/X)</math> augmente. Ceci signifie que plus le paramètre augmente, plus son influence sur le lessivage des nitrates est grande.</p>

Tableau 4.1 Interprétation des courbes  $S_r$

Le second site se trouve à Mellby, au sud-ouest de la Suède dans le comté de Hålland. La parcelle étudiée est située sur une station expérimentale de la Swedish University of Agricultural Sciences d'Uppsala. Les divisions Soil Sciences et Water Management y poursuivent depuis 10 ans des études afin de quantifier, entre autres, l'effet de la quantité de fertilisants sur la contamination des eaux souterraines par les nitrates. Le sol est un loam sableux en surface avec un sable sous-jacent. La nappe phréatique est peu profonde, moins de 1m par endroits. La parcelle expérimentale sert à la culture de l'avoine et est drainée artificiellement. Les pratiques culturales sont celles retrouvées habituellement dans cette région: semis en mi-avril, fertilisant organique et inorganique en mai, récolte à la mi-août et labour superficiel à la mi-septembre (Johnsson, 1989; Aivenäs, 1991).

#### 4) Paramètres étudiés

L'indice de sensibilité retenu pour ce travail est la variation de la quantité de nitrates s'écoulant vers l'eau souterraine ( $\text{g}/\text{m}^2$ ). Dans le modèle SOILN, le lessivage des nitrates est la résultante de l'eau qui percole (variable motrice provenant du modèle SOIL) et de la concentration en nitrates dans chacune des couches. Au site de Saint-Augustin, le lessivage est la quantité de nitrates contenue dans l'eau de la zone non-saturée du sol s'écoulant à la profondeur de 2m (profondeur au-delà de laquelle les processus de transformation de l'azote dans le sol sont jugés négligeables). Au site de Mellby, la faible profondeur de la nappe phréatique et la présence de drains conditionnent la quantité de nitrates prise en charge par l'eau souterraine. Le lessivage est ici considéré comme l'azote nitrique contenu dans l'eau souterraine évacuée par les drains.

Tous les paramètres de SOILN n'ont pas été étudiés dans la présente analyse de sensibilité. Les paramètres choisis sont ceux intervenant dans les processus du cycle de l'azote dans le sol (minéralisation nette, nitrification, dénitrification, prélèvements par les plantes et apports externes). Ils sont utilisés dans la représentation des sites 1 et 2, et il est facile de les faire varier. Enfin, seuls les paramètres dont la technique d'évaluation est entachée d'une imprécision ont été étudiés. Les vingt paramètres choisis pour l'analyse de sensibilité représentent les dépôts atmosphériques, la minéralisation nette, la nitrification, le prélèvement par les plantes, la dénitrification et les facteurs abiotiques.

PROCESSUS	PARAMÈTRE	INTERVALLE	RÉFÉRENCE
DÉPOTS ATMOSPHERIQUES	DEPDY	0.0005-0.002 (gN/m <sup>2</sup> /jour)	Jansson (1991)
	DEPWC	0.1-1.8 (mgN/l)	MENVIQ (1990b)
MINÉRALISATION NETTE	CNORG	4-15	Lafrance et al (1990) Alexander (1961)
	HUMK	1E-5 - 20E-5 (1/jour)	Jansson (1991)
	LITEFF	0.2-0.7	Alexander (1961) Paul et Clark (1988)
	LITHF	0.1-0.3	Jansson (1991)
	LITK	0.001-0.1 (1/jour)	Jansson (1991)
NITRIFICATION	NITK	0.01-1 (1/jour)	Jansson(1991)
	NITR	1-20	Trépanier (1992) Jansson (1991)
PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES	UPC	0.08-0.12 (1/jour)	Jansson (1991)
	UPMA	0.05-0.12 (1/jour)	Jansson (1991)
	UPMOV	0-1	Jansson (1991)
DÉNITRIFICATION	DENPOT	0.04-0.3 (gN/m <sup>2</sup> /jour)	Jansson (1991)
	DENHS	5-15 (mgN/l)	Jansson (1991)
FACTEURS ABIOTIQUES	MOS(1)	8-17 (%)	Stanford et Epstein (1974)
	MOS(2)	1-18 (%)	Stanford et Epstein (1974) Jansson (1991)
	MOSSA	0-1	Jansson (1991) Paul et Clark (1988)
	MOSDEN	10-20 (%)	Johnsson et al (1987) Rolston et al(1984)
	TEMBAS	20-40 (°C)	Haynes (1986) Gouin (1974) Jansson (1991)
	TEMQ10	1.5-4	Reddy et al (1980)

Tableau 4.2 Intervalles de valeurs des paramètres étudiés

Tous les paramètres varient dans le temps et dans l'espace à cause de l'hétérogénéité intrinsèque du sol et à cause des méthodes d'évaluation. Cependant, cette variation est limitée par la nature même du système de référence. Afin de tester la validité du modèle pour des valeurs plausibles de paramètres, un intervalle a été défini pour chacun selon les valeurs trouvées dans la littérature ou selon les suggestions des concepteurs du modèle. Le Tableau 4.2 résume les paramètres choisis, leur intervalle ainsi que la provenance des valeurs utilisées.

Afin de tenir compte de la largeur des intervalles et de limiter le nombre de simulations, celles-ci ont été faites en attribuant à chaque paramètre la valeur de référence plus ou moins 15% de son intervalle, plus ou moins 30% de son intervalle et plus ou moins 45% de son intervalle. En général, la référence est à peu près centrée dans l'intervalle et six simulations peuvent être réalisées.

Sur de courtes périodes de simulation, les changements apportés par la variation d'un paramètre créent une certaine instabilité dans le bilan en azote du sol. Afin d'obtenir une estimation du lessivage des nitrates à long terme, toutes les simulations ont été réalisées sur huit périodes consécutives identiques, utilisant les valeurs finales des teneurs en azote de la simulation précédente comme valeurs initiales de la suivante. Dans le but d'éliminer l'effet de la variation des facteurs température, précipitations, ensoleillement, humidité et vent sur l'analyse de sensibilité, les huit simulations sont effectuées avec la même année de données météorologiques: 1er mai 1990 au 30 avril 1991 pour le site 1 et 1er mai 1989 au 30 avril 1990 pour le site 2. Ainsi, il est possible d'atteindre un régime permanent, où le bilan en azote est constant d'une année à l'autre et reflète donc le résultat à long terme des variations induites. L'analyse de sensibilité est alors menée sur la quantité de nitrates lessivée au cours des quatre dernières années des simulations.

### 4.3 Résultats et discussion

L'analyse de sensibilité du modèle SOILN a été réalisée pour vingt paramètres (voir annexe pour description de ces paramètres). L'interprétation des résultats se déroule en trois étapes: tout d'abord, les coefficients de sensibilité relatifs

moyens sont comparés entre-eux; ensuite, les variations de lessivage des nitrates sont étudiées; finalement, les résultats des deux sites sont comparés.

Dans un modèle aussi complexe que SOILN, l'interprétation des résultats d'une analyse de sensibilité est délicate: tous les processus du cycle de l'azote étant interreliés, il peut être difficile d'expliquer l'influence d'un paramètre sur le lessivage des nitrates. La comparaison de l'impact d'un paramètre dans deux systèmes de référence différents facilite l'analyse des résultats puisqu'elle permet de mettre en évidence les différences entre les sites et ainsi de quantifier l'influence réelle d'un paramètre. Pour faciliter le travail, il est utile de conserver à l'esprit les principales différences entre les deux sites: le Tableau 4.3 illustre les quantités totales d'azote transformé par les différents processus au cours de la période étudiée. Les différences proviennent des paramètres utilisés dans chaque système de référence et aussi de caractéristiques définies dans le modèle SOIL (type de sol, culture, précipitations,...).

<b>PROCESSUS</b>	<b>SITE 1</b>	<b>SITE 2</b>
DÉPÔTS ATMOSPHERIQUES	4.2 g/m <sup>2</sup>	3.5 g/m <sup>2</sup>
MINÉRALISATION DE LA LITIÈRE	4.0 g/m <sup>2</sup>	6.4 g/m <sup>2</sup>
MINÉRALISATION DE L'HUMUS	14.2 g/m <sup>2</sup>	25.9 g/m <sup>2</sup>
NITRIFICATION	14.9 g/m <sup>2</sup>	47.8 g/m <sup>2</sup>
PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES	26.6 g/m <sup>2</sup>	56.0 g/m <sup>2</sup>
DÉNITRIFICATION	23.2 g/m <sup>2</sup>	5.4 g/m <sup>2</sup>
LESSIVAGE	13.0 g/m <sup>2</sup>	29.8 g/m <sup>2</sup>

Tableau 4.3 Quantités totales d'azote transformé

Les coefficients de sensibilité relatifs permettent de comparer la réaction du modèle aux différents paramètres de façon relative les uns par rapport aux autres. Pour faciliter cette comparaison et agréger l'information de chaque intervalle, la moyenne des  $S_r$  est calculée pour chacun des paramètres. La valeur absolue de cette moyenne est utilisée afin de permettre la comparaison directe des influences.

Il est à noter qu'aucun paramètre ne présente un coefficient de sensibilité relatif moyen dont la valeur absolue soit supérieure à 1. Ceci signifie que la variation d'un paramètre entraîne une variation du lessivage des nitrates toujours proportionnellement plus faible (un  $S_r$  de 1 signifiant une variation égale en pourcentage du paramètre et du lessivage).

### 1) Comparaison des coefficients de sensibilité relatifs moyens

Site 1 La Figure 4.1 montre une séparation assez marquée des valeurs de coefficients de sensibilité relatifs autour de la valeur 0.1. Cette valeur est donc retenue arbitrairement pour distinguer les paramètres considérés comme très influents sur le lessivage des nitrates de ceux dont l'influence est considérée moindre. Pour ce site, les paramètres montrant des  $S_r$  élevés sont reliés à la dénitrification (DENPOT), au prélèvement par les plantes (UPC), à la minéralisation nette (LITEFF, HUMK, LITHF, CNORG et LITK) et aux facteurs abiotiques température (TEMQ10 et TEMBAS) et teneur en eau (MOSDEN). Les paramètres montrant des  $S_r$  faibles sont reliés au prélèvement par les plantes (UPMA et UPMOV), à la dénitrification (DENHS), au facteur abiotique teneur en eau (MOS(1), MOS(2) et MOSSA), à la nitrification (NITK et NITR), et aux dépôts atmosphériques (DEPDRY et DEPWC).

Site 2 Sur la Figure 4.2, les coefficients de sensibilité relatifs s'échelonnent plus graduellement, mais la valeur seuil de 0.1 est conservée pour permettre la comparaison avec le site 1. Pour ce site, les  $S_r$  les plus élevés sont reliés aux processus de prélèvement par les plantes (UPC et UPMA), à la minéralisation nette (HUMK, LITEFF, CNORG et LITHF), aux facteurs abiotiques température (TEMBAS et TEMQ10) et teneur en eau du sol (MOS(2) et MOSDEN), et à la

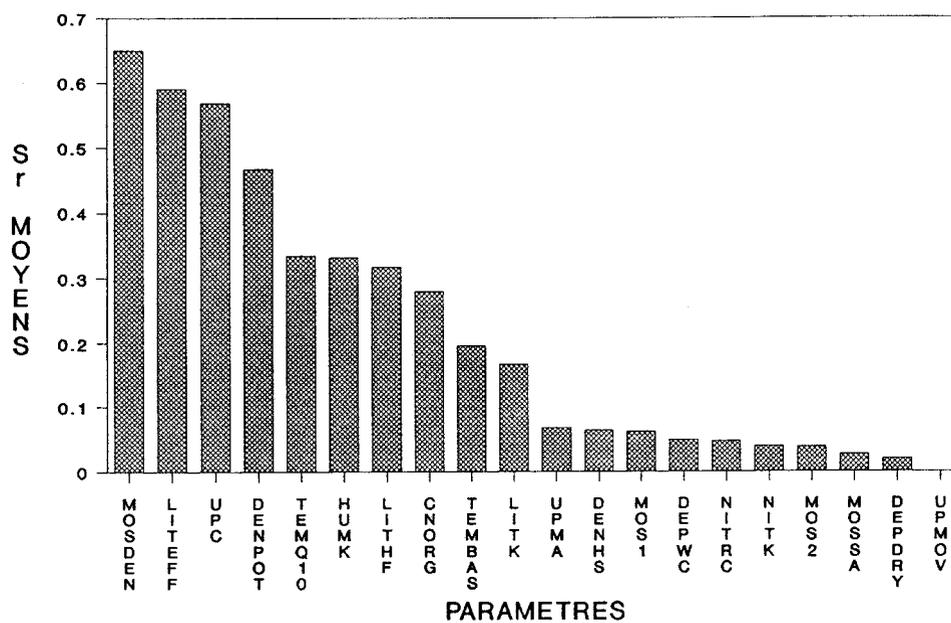


Figure 4.1 Valeurs absolues classées des  $S_r$  moyens - site 1

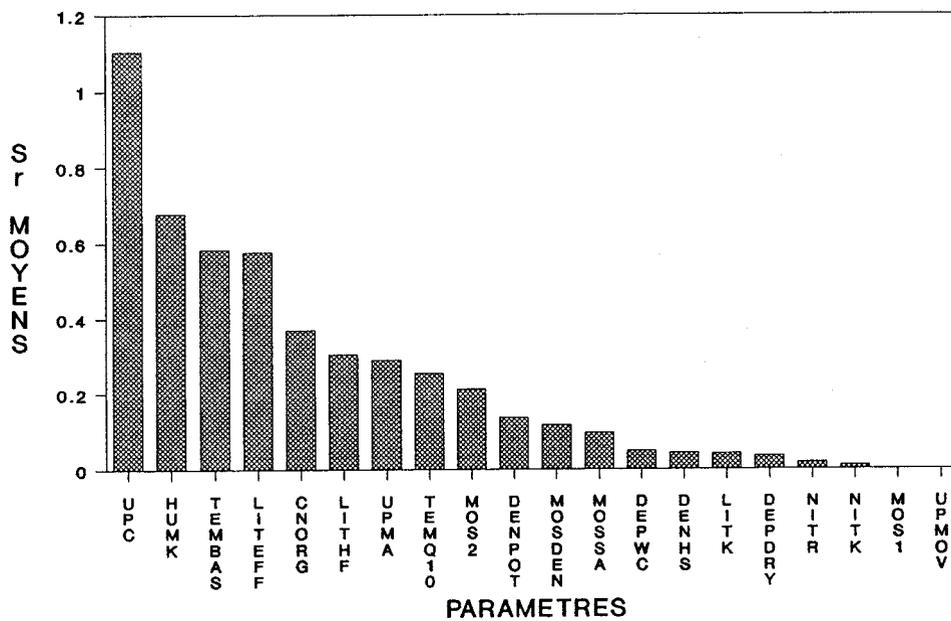


Figure 4.2 Valeurs absolues classées des  $S_r$  moyens - site 2

dénitrification (DENPOT). Les processus ayant des Sr faibles sont reliés au facteur abiotique teneur en eau (MOS(1) et MOSSA), à la dénitrification (DENHS), aux dépôts atmosphériques (DEPDY et DEPWC), à la minéralisation nette (LITK), à la nitrification (NITK et NITR), et au prélèvement par les plantes (UPMOV).

## 2) Variation du lessivage

L'analyse des résultats doit être approfondie afin d'identifier la précision requise des paramètres pour l'obtention de résultats de modélisation fiables. Dans ce sens, l'étude de la variation du lessivage des nitrates,  $dF/F$ , permet de préciser la réaction du modèle.

Pour identifier la précision avec laquelle chaque paramètre doit être connu, il est nécessaire d'établir une limite "acceptable" de  $dF/F$ , représentant la précision attendue du modèle. Cette limite est posée arbitrairement à  $\pm 5\%$ . Ceci signifie par exemple que si dix paramètres indépendants et non synergiques sont entachés d'une erreur de  $\pm 5\%$ , l'erreur globale sur l'évaluation du lessivage des nitrates est alors de  $\pm 50\%$ , une erreur que l'on peut juger acceptable pour un tel modèle, dans une approche de gestion et d'évaluation.

Les courbes des  $dF/F$  sont alors étudiées pour chaque paramètre. Les valeurs limites de paramètres donnant des  $dF/F$  de  $\pm 5\%$  sont identifiées comme niveau de précision requis pour ce paramètre. Ces valeurs sont exprimées en pourcentage de l'intervalle de variation possible (et non du paramètre) afin de représenter l'étendue des valeurs que peut prendre un paramètre pour respecter le critère de  $\pm 5\%$ . Si la limite n'est jamais atteinte sur l'intervalle, alors une évaluation approximative du paramètre dans l'intervalle est suffisante pour atteindre le niveau de précision requis. Dans un tel cas, une valeur nulle est ensuite testée pour le paramètre lorsque mathématiquement possible, ce qui équivaut généralement à la suppression du processus représenté. Si le  $dF/F$  est inférieur à la limite de précision imposée, alors la connaissance du paramètre ne paraît pas nécessaire pour ce niveau de précision.

PROCESSUS	PORTION DE L'INTERVALLE OÙ $ dF/F  < 5\%$	ÉVALUATION
DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES	b.i. < DEPDRY < b.s.	approximative
	b.i. < DEPWC < b.s.	approximative
MINÉRALISATION NETTE	- 8% < CNORG < + 20%	précise
	réf. < HUMK < + 2%	très précise
	- 10% < LITEFF < + 7%	très précise
	- 11% < LITHF < + 12%	précise
	- 8% < LITK < + 22%	précise
NITRIFICATION	b. i. < NITK < b. s.	approximative
	b. i. < NITR < b. s.	approximative
PRÉLEVEMENT PAR LES PLANTES	- 6% < UPC < +9%	très précise
	b.i. < UPMA < b.s.	approximative
	b.i. < UPMOV < b.s.	approximative
DÉNITRIFICATION	- 13% < DENPOT < réf.	très précise
	réf. < DENHS < + 42%	assez précise
FACTEURS ABIOTIQUES	b. i. < MOS(1) < b. s.	approximative
	b.i. < MOS(2) < b. s.	approximative
	b. i. < MOSSA < b. s.	approximative
	-12% < MOSDEN < +12%	précise
	réf. < TEMBAS < + 26%	précise
	- 14% < TEMQ10 < + 26%	assez précise

\*\* : Les abbréviations "réf.", "b.i." et "b.s." signifient référence, borne inférieure et borne supérieure respectivement.

Tableau 4.4 Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 1

Soulignons que les valeurs de paramètres respectant les limites de  $dF/F$  de  $\pm 5\%$  s'appliquent à un système de référence donné et ne doivent être utilisées que comme indicateurs de la précision requise. La comparaison des deux systèmes de référence permet de mettre les conclusions en perspective.

Au Tableau 4.4, la notation " $- 8\% < \text{CNORG} < + 20\%$ " signifie que la valeur connue du paramètre CNORG doit être comprise entre sa valeur réelle moins 8% de l'intervalle de variation possible (Tableau 4.2) et cette valeur plus 20% de l'intervalle, afin de respecter le niveau de précision de  $\pm 5\%$ . L'évaluation est considérée (arbitrairement) comme devant être très précise lorsque la largeur de l'interlimite est inférieure à 20% de l'intervalle total. Elle doit être précise lorsque cette largeur est inférieure à 40% et assez précise lorsqu'elle excède 40%. L'évaluation est non-nécessaire lorsque  $dF/F$  est inférieur à  $\pm 5\%$  dans tout l'intervalle. Cette convention est conservée dans l'interprétation qui suit.

Site 1 Pour le site 1, les paramètres CNORG, HUMK, LITEFF, LITHF et LITK du processus de minéralisation nette doivent être évalués avec une bonne précision dans leurs intervalles respectifs; HUMK et LITEFF nécessitent une attention particulière puisqu'il doivent être connus très précisément pour respecter le critère de  $\pm 5\%$ . UPC du prélèvement par les plantes doit aussi être évalué très précisément. Le paramètre DENPOT de la dénitrification doit être connu très précisément, tandis que DENHS nécessite une évaluation assez précise seulement. Le paramètre MOSDEN du F.A. teneur en eau affecté à la dénitrification doit être connu précisément, alors que TEMBAS et TEMQ10 du F.A. température nécessitent une évaluation précise et assez précise respectivement pour respecter le niveau de précision imposé.

Pour le site 1, les paramètres NITK et NITR reliés à la nitrification n'excèdent en aucun point simulé le  $\pm 5\%$  de précision. Il en va de même pour MOS(1), MOS(2) et MOSSA du F.A. teneur en eau, pour UPMA et UPMOV du prélèvement par les plantes et pour les paramètres DEPDRY et DEPWC des dépôts atmosphériques. Ces paramètres peuvent donc être évalués approximativement dans leurs intervalles respectifs.

Les paramètres peu influents ont été posés à zéro lorsque mathématiquement possible. Les résultats apparaissent au Tableau 4.5. Il apparaît que la connais-

PROCESSUS	PORTION DE L'INTERVALLE OÙ $ dF/F  < 5\%$	ÉVALUATION
DÉPOTS ATMOSPHÉRIQUES	b.i. < DEPDY < b.s.	approximative
	b.i. < DEPMC < b.s.	approximative
MINÉRALISATION NETTE	- 14% < CNORG < + 19%	précise
	- 4% < HUMK < + 4%	très précise
	- 9% < LITEFF < + 9%	très précise
	- 15% < LITHF < + 18%	précise
	b. i. < LITK < b. s.	approximative
NITRIFICATION	b. i. < NITK < b. s.	approximative
	b. i. < NITR < b. s.	approximative
PRÉLEVEMENT PAR LES PLANTES	- 4% < UPC < + 4%	très précise
	- 12% < UPMA < + 22%	précise
	b.i. < UPMOV < b.s.	approximative
DÉNITRIFICATION	réf. < DENPOT < +5%	très précise
	b. i. < DENHS < b. s.	approximative
FACTEURS ABIOTIQUES	b. i. < MOS(1) < b. s.	approximative
	- 9% < MOS(2) < + 13%	précise
	- 10% < MOSSA < + 10%	précise
	réf. < MOSDEN < + 46%	assez précise
	réf. < TEMBAS < +8%	très précise
	- 11% < TEMQ10 < +18%	précise

Tableau 4.6 Précision requise lors de l'évaluation des paramètres - site 2

sance des deux paramètres de dépôts atmosphériques (DEPDRY et DEPWC) n'est pas nécessaire puisqu'ils sont sans grande influence sur le lessivage des nitrates. Pour respecter la règle de  $\pm 5\%$ , il faut attribuer au moins une valeur quelconque de l'intervalle à NITK et NITR. En posant UPMA à zéro, le prélèvement par les plantes est annulé: ce paramètre est donc nécessaire. Par contre, lorsque posé égal à zéro, UPMOV n'a aucun effet sur le résultat: il n'est donc pas nécessaire de le connaître. La connaissance de MOS(1), MOS(2) et MOSSA du F.A. teneur en eau n'est pas non plus nécessaire pour respecter la précision imposée.

PARAMÈTRES	dF/F	CONNAISSANCE
DEPDRY	-1.92 %	non nécessaire
DEPWC	-5 %	non nécessaire
NITK	-30.8 %	valeur quelconque de l'intervalle
NITR	-30.4 %	valeur quelconque de l'intervalle
UPMA	impossible	valeur quelconque de l'intervalle
UPMOV	0 %	non nécessaire
MOS(1)	0.38 %	non nécessaire
MOS(2)	1.54 %	non nécessaire
MOSSA	-3.08 %	non nécessaire

Tableau 4.5 Nécessité des paramètres peu influents - site 1

Site 2 Au site 2 (Tableau 4.6), les paramètres CNORG, HUMK, LITEFF et LITHF reliés à la minéralisation nette doivent être évalués avec une bonne précision dans leurs intervalles respectifs; HUMK et LITEFF demandent une attention particulière puisqu'ils doivent être évalués très précisément. Le paramètre DENPOT de la dénitrification requiert une évaluation très précise pour respecter le niveau de précision de  $\pm 5\%$ . Quant au prélèvement par les plantes, deux paramètres sur trois, demandent une certaine précision, soit une évaluation très précise pour UPC et précise pour UPMA. Les paramètres reliés aux F.A.

température, TEMBAS et TEMQ10 exigent une évaluation très précise et précise respectivement pour respecter la précision de  $\pm 5\%$ . Deux paramètres sur les trois reliés au F.A. teneur en eau des processus aérobies, MOS(2) et MOSSA, requièrent une évaluation précise, alors que pour MOSDEN du F.A. teneur en eau de la dénitrification, une évaluation assez précise satisfait le critère imposé. Le paramètre LITK de minéralisation nette a une influence inférieure à  $\pm 5\%$  sur le lessivage. Il en va de même pour NITK et NITR de la nitrification, pour DENHS de la dénitrification, pour MOS(1) du F.A. teneur en eau, pour UPMOV du prélèvement par les plantes et pour DEPDRY et DEPWC des dépôts atmosphériques. Tous ces paramètres peuvent être évalués approximativement dans leurs intervalles sans excéder la précision de  $\pm 5\%$ .

Les paramètres peu influents ont été posés à zéro lorsque mathématiquement possible. Les résultats apparaissent au Tableau 4.7. Il apparaît que DEPDRY et DEPWC des dépôts atmosphériques, UPMOV du prélèvement par les plantes et MOS(1) du F.A. teneur en eau, n'ont pas besoin d'être connus pour respecter la précision de  $\pm 5\%$ . Par contre, il faut attribuer au moins une valeur quelconque de l'intervalle à LITK (minéralisation nette), NITR et NITK (nitrification) et DENHS (dénitrification) pour demeurer dans les limites imposées.

PARAMÈTRES	dF/F	CONNAISSANCE
DEPDRY	-3.53 %	non nécessaire
DEPWC	-4.89 %	non nécessaire
LITK	-39.2 %	valeur quelconque de l'intervalle
NITK	-76.9 %	valeur quelconque de l'intervalle
NITR	-40.6 %	valeur quelconque de l'intervalle
UPMOV	0 %	non nécessaire
DENHS	-9.65 %	valeur quelconque de l'intervalle
MOS(1)	0 %	non nécessaire

Tableau 4.7 Nécessité des paramètres peu influents - site 2

### 3) Comparaison des résultats des deux sites

Puisque la plage de  $dF/F$  respectant la limite de précision de  $\pm 5\%$  s'applique à un système de référence donné, il est utile de comparer les résultats obtenus pour les deux sites afin de mettre les conclusions en perspective. Le Tableau 4.8 résume les résultats de l'étude sur la variation du lessivage.

La comparaison des résultats permet d'apporter certaines conclusions générales. Tout d'abord, on remarque que les résultats sont sensiblement les mêmes pour les deux sites, ce qui indique que les conclusions peuvent être étendues à d'autres applications. De plus, comme la plupart des paramètres requièrent une évaluation, on peut conclure qu'une paramétrisation minutieuse du modèle s'impose.

Aux deux sites, la quantification des paramètres des dépôts atmosphériques s'est avérée non-nécessaire. Les paramètres reliés aux processus de minéralisation nette nécessitent une évaluation, à l'exception de LITK au site 2 auquel peut être attribuée une valeur quelconque de l'intervalle. Aux deux sites, les paramètres de nitrification peuvent être avoir une valeur quelconque de l'intervalle. Le paramètre UPC du prélèvement par les plantes doit être évalué aux deux sites, tandis que UPMA peut avoir une valeur quelconque au site 1 mais doit être quantifié au site 2; la quantification de UPMOV n'est pas nécessaire dans les deux cas. Pour le processus de dénitrification, la vitesse maximale de réaction, DENPOT, doit être évaluée aux deux sites, mais on peut attribuer une valeur quelconque à DENHS au site 2. Les paramètres reliés aux F.A. teneur en eau de la dénitrification et température nécessitent une évaluation aux deux sites tandis que les paramètres du F.A. teneur en eau des processus aérobies doivent être évalués au site 2, mais sont non-nécessaires au site 1.

Les divergences entre la nécessité d'évaluer les paramètres aux deux sites sont attribuables de façon générale à l'importance des flux d'azote pour chacun des processus concernés. Rappelons toutefois que la différence la plus marquée, soulignée ici pour le F.A. teneur en eau des processus aérobies, est attribuable à des teneurs en eau plus élevées au site 2, dues à la présence d'une nappe phréatique peu profonde (1 mètre).

PROCESSUS	PARAMÈTRE	Évaluation nécessaire	Valeur quelconque	Non Nécessaire
DÉPOTS ATMOSPHÉRIQUES	DEPDY			1-2
	DEPWC			1-2
MINÉRALISATION NETTE	CNORG	1-2		
	HUMK	1-2		
	LITEFF	1-2		
	LITHF	1-2		
	LITK	1	2	
NITRIFICATION	NITK		1-2	
	NITR		1-2	
PRÉLEVEMENT PAR LES PLANTES	UPC	1-2		
	UPMA	2	1	
	UPMOV			1-2
DÉNITRIFICATION	DENPOT	1-2		
	DENHS	1	2	
FACTEURS ABIOTIQUES	MOS(1)			1-2
	MOS(2)	2		1
	MOSSA	2		1
	MOSDEN	1-2		
	TEMBAS	1-2		
	TEMQ10	1-2		

\*\* : Les chiffres 1 et 2 représentent les sites 1 et 2 respectivement.

Tableau 4.8 Comparaison des résultats des deux sites

#### 4) Validité de la méthode

L'analyse de sensibilité a été réalisée en faisant varier un paramètre à la fois. Il existe toutefois des relations entre certains paramètres, comme l'ont démontré par exemple Johnsson et al (1990) pour MOSDEN et DENPOT. Ces relations font qu'il est parfois peu logique de faire varier un seul paramètre. Une variation de plusieurs paramètres en même temps permettrait de mettre en évidence l'effet de la synergie des paramètres sur le lessivage des nitrates. De plus, pour les deux sites, le travail a été fait en utilisant une seule année de données météorologiques. Le choix d'une année différente aurait peut-être généré des résultats légèrement différents. Une alternative aurait été d'utiliser les moyennes interannuelles des températures, des précipitations, de l'ensoleillement, de l'humidité et du vent. Cette année "moyenne" aurait permis d'éviter les biais causés par une année trop humide ou trop sèche tout en étant représentative du climat des régions étudiées.

Il est intéressant de comparer les résultats obtenus dans cette analyse de sensibilité avec les travaux des concepteurs du modèle (Johnsson et al, 1987). Sans avoir fait une analyse de sensibilité structurée du modèle, mais plutôt à partir des nombreuses applications de SOILN, les auteurs ont identifié les paramètres auxquels le modèle semble le plus sensible. Ainsi, ils identifient UPMA, LITK, HUMK, TEMQ10 et MOSSA comme étant les paramètres les plus influents. A l'exception de LITK, UPMA et MOSSA, les paramètres qu'ils identifient sont compris dans les paramètres identifiés par notre étude comme très influents pour les deux sites. Par contre, les concepteurs ne mentionnent ni UPC du prélèvement par les plantes, ni DENPOT de la dénitrification, ni LITEFF, LITHF et CNORG reliés à la minéralisation nette.

#### 4.4 Pertinence des processus et précision des paramètres

L'objectif principal de l'analyse de sensibilité est d'identifier quels sont les processus qui conditionnent le plus la fiabilité des résultats obtenus avec un modèle tel que SOILN. Une telle approche permet aussi d'identifier les processus

qui semblent moins pertinents et qui ont peu d'influence sur les résultats, et ainsi de suggérer certaines façons de simplifier la modélisation (McCuen, 1973).

Lorsque les paramètres les plus importants sont identifiés et que la précision requise est quantifiée, il faut alors évaluer les possibilités d'obtenir une telle précision. Les paragraphes suivants donnent pour chaque processus un aperçu de la précision possible lors de l'évaluation des paramètres. Toutefois, pour la majorité d'entre eux, il n'existe pas de technique d'évaluation précise et universellement acceptée. Les différentes méthodes sont entachées d'erreurs plus ou moins grandes, mais difficilement quantifiables.

### 1) Dépôts atmosphériques

Aux deux sites, les résultats ont montré qu'aucune quantification des paramètres impliqués dans les dépôts atmosphériques n'est requise. Ceci indique que l'ordre de grandeur de l'apport est négligeable vis-à-vis des autres transformations à la fois au Québec et en Suède. De plus, la quantité totale d'azote ainsi ajoutée annuellement au système est généralement trop faible pour avoir un impact sur la production (Stevenson, 1982). Le processus d'apport d'azote par les dépôts atmosphériques peut donc être négligés sans conséquence sur l'évaluation du lessivage des nitrates.

La faible influence des dépôts atmosphériques et le fait qu'il n'est pas nécessaire de les quantifier sont intéressants car si les dépôts humides sont bien connus au Québec, l'évaluation des dépôts secs est très incertaine en raison du manque de données de surveillance (MENVIQ, 1990).

### 2) Minéralisation nette

Le processus de minéralisation nette s'est révélé important pour les deux sites, avec des coefficients de sensibilité relatifs élevés pour tous les paramètres (à l'exception de LITK au site 2). L'importance du processus s'explique par le fait que le réservoir d'azote organique comprend plus de 95% de l'azote total du système et que la minéralisation nette constitue généralement le flux d'azote le

plus important du cycle de l'azote du sol (Andrén et al, 1990). Ce processus doit donc être conservé dans la représentation du cycle de l'azote du sol.

Peu de travaux ont étudié le processus de minéralisation nette d'une façon directement applicable à un modèle de simulation. Les taux de minéralisation obtenus en laboratoire s'appliquent généralement à l'ensemble de la matière organique du sol, alors que les modèles divisent en général la matière organique du sol en plusieurs réservoirs selon leurs vitesses de décomposition. Ces vitesses (LITK et HUMK) sont difficiles à évaluer. Par contre, l'efficacité de l'activité microbienne (LITEFF et LITHF) se mesure relativement bien en laboratoire (Parnas, 1975). Le ratio carbone/azote (CNORG) se mesure lui aussi facilement, mais peut varier dans l'espace et dans le temps, ce qui peut rendre une valeur ponctuelle peu représentative de l'ensemble du site (Lafrance et al, 1992). La méconnaissance des paramètres reliés à ce processus est très importante car de façon générale, ceux-ci nécessitent une évaluation très précise.

### 3) Nitrification

Aux deux sites, les deux paramètres testés et reliés à la nitrification (NITK et NITR) se sont avérés peu influents sur le résultat, mais doivent être évalués au moins approximativement dans leur intervalle respectif. Ce processus est non-négligeable dans la représentation du cycle de l'azote du sol, du fait qu'il régularise la formation des nitrates (Berg et Rosswall, 1985).

Même s'il y a de plus en plus de travaux concernant l'acquisition des paramètres représentant la nitrification, l'évaluation des taux de nitrification (NITK) est encore teintée d'incertitudes (Berg et Rosswall, 1985). La mesure du ratio nitrates/ammonium (NITR) est plus facile et réalisée couramment. Par contre, ce ratio varie beaucoup dans le temps et dans l'espace, ce qui rend une évaluation ponctuelle peu représentative du site. Toutefois, les difficultés d'évaluation sont sans importance puisque la valeur exacte de ces paramètres n'est pas requise pour obtenir une bonne précision des résultats du modèle, et une valeur approximative provenant de travaux similaires convient.

#### 4) Prélèvement par les plantes

Concernant le prélèvement par les plantes, le paramètre UPC s'est avéré de grande importance. Il en va de même pour le paramètre UPMA au site 2. Dans les deux cas, le paramètre UPMOV n'a eu aucune influence sur le lessivage des nitrates. Le prélèvement par les plantes est donc important dans le cycle de l'azote du sol, mais la redistribution de l'azote inorganique excédentaire (gérée par UPMOV) semble superflue. Toutefois, la grande influence de UPC, un paramètre théorique et difficile à quantifier, soulève le questionnement de la représentation mathématique adoptée.

La plupart des paramètres utilisés dans le prélèvement par les plantes représentent des caractéristiques de la culture qui peuvent être évaluées précisément. Par contre, le taux réel de prélèvement, UPC, ne représente pas une réalité mesurable. De plus, ce paramètre a une grande influence sur le résultat et nécessite une évaluation très précise. Puisqu'il ne peut être mesuré ni évalué à partir de la littérature, ce paramètre est généralement ajusté selon la culture étudiée (l'ajustement est une procédure itérative permettant d'identifier la valeur d'un paramètre lorsqu'il ne peut être évalué physiquement). L'évaluation de UPMA peut aussi être problématique car ce paramètre théorique est difficilement mesurable et rarement rapporté dans la littérature.

#### 5) Dénitrification

Aux deux sites, le paramètre DENPOT de la dénitrification est important et nécessite une évaluation très précise, alors que DENHS influence assez peu le résultat. Le processus de dénitrification est donc important dans le cycle de l'azote du sol. Johnsson et al (1990) confirment ceci en identifiant l'évaluation précise de DENPOT comme la clé d'une bonne représentation de la dénitrification.

L'évaluation des paramètres impliqués dans la dénitrification est difficile car les mesures sur le terrain se font à l'échelle macroscopique alors que le processus est basé sur la diffusion de l'oxygène et a lieu à l'échelle des micropores du sol (Johnsson et al, 1990; Rolston et al, 1984; Knowles, 1982). Selon Johnsson et al

(1990), ces mesures au champ sont longues, compliquées, laborieuses et coûteuses. Ces auteurs rapportent aussi que la dénitrification varie énormément dans l'espace. Ce processus, reconnu comme étant le moins bien connu du cycle de l'azote du sol (Haynes, 1986), est très influent sur le lessivage des nitrates et ses paramètres requièrent une assez grande précision.

#### 6) Facteurs abiotiques (F.A.)

Au site 1, les deux paramètres du F.A. température (TEMBAS et TEMQ10) sont importants. Il en va de même pour le paramètre MOSDEN du F.A. teneur en eau de la dénitrification, alors que les trois paramètres du F.A. teneur en eau des processus aérobies sont peu importants. Au site 2, tous les paramètres reliés aux F.A. sont importants, sauf MOS(1) qui a une influence négligeable. Cette différence pour le F.A. teneur en eau s'explique par une différence des régimes hydrologiques. Puisqu'il est difficile de connaître à priori la température et la teneur en eau du sol, il est légitime de conclure que tous les F.A. sont pertinents dans la représentation des processus auxquels ils s'appliquent. Ces résultats confirment la théorie voulant que la température et la teneur en eau du sol sont des facteurs importants pour les processus du cycle de l'azote dans le sol (Stevenson, 1982; Haynes, 1986). Ils confirment aussi les résultats de Rolston et al (1984), qui ont montré que la dénitrification est très sensible au facteur utilisé pour ajuster la constante de réaction selon la teneur en eau du sol.

La représentation mathématique des facteurs abiotiques est assez répandue, ce qui facilite l'évaluation des paramètres à partir de travaux antérieurs.

#### 4.4 Conclusion partielle

La plupart des modèles simulant le transport des nitrates dans le sol nécessitent l'évaluation d'un grand nombre de paramètres dont l'acquisition est souvent ardue. Il est important de connaître l'impact d'une imprécision des paramètres sur le résultat escompté afin d'utiliser ce dernier à sa juste valeur. La modélisation mathématique est une représentation abstraite et simplifiée de la réalité. Lorsque cette réalité est le résultat d'interactions complexes entre

phénomènes physiques et activités biochimiques, le résultat d'une telle représentation ne peut être qu'imparfait. Une analyse de sensibilité permet d'identifier les sources d'imprécision et guide l'utilisateur vers un usage plus performant du modèle et plus rationnel des résultats. Le but était donc d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. L'analyse de sensibilité du modèle SOILN a été réalisée et les paramètres et processus les plus influents sur le lessivage des nitrates ont été identifiés.

L'analyse de sensibilité a été faite pour deux sites réels de culture afin de mettre les résultats en perspective et d'élargir leur portée; les grandes conclusions s'appliquent également aux deux sites. Un seul processus, celui des dépôts atmosphériques, s'est avéré peu utile dans la représentation du lessivage des nitrates; il pourrait être omis sans que le résultat ne s'en ressente. Le processus de nitrification quant à lui est un chaînon important dans le cycle de l'azote, mais les paramètres qui le représentent peuvent être évalués approximativement. Par contre, les processus de minéralisation nette, de prélèvement par les plantes et de dénitrification, en plus d'être essentiels dans le modèle, utilisent des paramètres nécessitant une évaluation rigoureuse si on veut assurer une relative précision à l'évaluation du lessivage. Il est toutefois particulièrement difficile de quantifier ces paramètres avec précision à cause surtout des méthodes de mesure compliquées et coûteuses. Quant aux facteurs abiotiques, l'analyse de sensibilité a confirmé leur nécessité dans le cycle de l'azote et souligné que leur influence sur le résultat varie beaucoup selon le climat et le régime hydrologique du site étudié.

Ceci a démontré l'importance d'une quantification précise de la majorité des paramètres étudiés pour l'obtention de résultats fiables. Elle a souligné aussi que la plupart des paramètres les plus influents sont relativement difficiles à évaluer. Il est donc important d'élaborer des techniques de mesures simples et fiables pour quantifier les paramètres les plus influents et de s'assurer que l'expression mathématiquement dans laquelle ils sont utilisés représente adéquatement la réalité.

## **CHAPITRE V**

### **CONCLUSION**

Les recherches menées ont consisté premièrement en une vérification du potentiel d'application de la modélisation mathématique à l'évaluation des risques de contamination dans le contexte climatique et agricole québécois. Cette étape a montré que les charges en nitrates calculées par modélisation se comparent favorablement aux concentrations réelles mesurées. En deuxième lieu, on a testé l'importance de différents facteurs (types et doses de fertilisant, types de sol, techniques d'échantillonnage) sur la distribution spatiale et temporelle des concentrations dans le sol. Ces investigations ont principalement montré que la variabilité spatiale des concentrations est très importante, et que la variabilité spatiale des processus et paramètres qui conditionnent ces concentrations doit être prise en compte dans le développement de l'outil d'évaluation. Finalement, l'analyse de sensibilité d'un modèle mathématique de recherche a permis d'identifier les principaux processus et paramètres qui conditionnent le lessivage de l'azote et qui doivent être nécessairement pris en compte dans l'outil développé.

Dans le premier volet de l'étude, une campagne de terrain a préalablement permis de déterminer certains paramètres entrant dans le modèle et d'établir les concentrations en nitrates et en ammonium percolant dans le sol. L'application du modèle a ensuite été réalisée dans une optique de gestion en utilisant, pour une partie des paramètres d'entrées, des valeurs typiques de la littérature. La concordance entre les concentrations en nitrates simulées et observées est bonne au cours de la période étudiée et les différences observées peuvent être aisément expliquées. L'application du modèle utilisée à des conditions réelles de culture au Québec a montré la qualité des résultats qui peuvent être obtenus à l'aide d'un tel outil. De plus, ceci a montré l'importance d'un tel outil dans l'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines. Cependant, la complexité du modèle utilisé et le nombre élevé de paramètres, ainsi que leur difficulté d'acquisition, ne permettent pas d'entrevoir une utilisation intensive et

pratique de ce type d'outil plutôt destiné à la recherche. Il est donc nécessaire de développer un outil d'évaluation dont l'utilisation puisse être aisée, et dont l'acquisition des paramètres soit facilement réalisable, surtout sur la base d'une utilisation intensive. Un outil de gestion répondant à ces critères doit être nécessairement basé sur les processus conditionnant le devenir de l'azote dans le sol. Il doit par contre négliger tous les processus et paramètres dont l'influence est négligeable, afin de faciliter son utilisation et de limiter le nombre de paramètres nécessaires à son fonctionnement.

L'objectif du second volet de l'étude a permis de considérer l'influence, sur les concentrations en nitrates dans l'eau et dans le sol, des différents facteurs que sont le type de sol, le type et la dose de fertilisant, et la technique d'échantillonnage. La variabilité spatiale des valeurs observées est très importante et peut masquer les variations induites par le changement des conditions appliquées (doses et types de fertilisants, types de sols). La granulométrie qui conditionne la perméabilité du sol influence directement les concentrations, au niveau des temps de transport mais aussi des valeurs observées. La présence de macropores et de fentes de dessiccation permet une migration rapide et importante de l'azote vers les couches inférieures. En automne, on remarque une augmentation des concentrations importante, due à l'arrêt de croissance du maïs et à des précipitations abondantes. Dans l'ensemble, la fertilisation organique et inorganique entraîne des concentrations en nitrates supérieures à la fertilisation inorganique seule, surtout à grande profondeur. Mais l'écart des concentrations observées entre les deux traitements ne reflète pas la différence entre les taux de fertilisant appliqués. De même, les concentrations observées dans le sol aux différentes profondeurs n'apparaissent pas comme proportionnelles aux doses appliquées de lisier. Une analyse de variance a en effet montré qu'il n'y a aucune différence significative observable entre les doses appliquées pour les quatre mois d'échantillonnage suivant l'application. Ceci semble attribuable à la grande variabilité spatiale des processus, à la présence de macropores, et à une adaptation des besoins en azote des microorganismes et des plantes à la quantité d'azote disponible. Les concentrations de nitrates mesurées dans le sol sont deux fois plus élevées que celles observées dans l'eau interstitielle. Un synchronisme de l'augmentation des concentrations dans l'eau et dans le sol est cependant observable graphiquement.

Le troisième volet de l'étude a permis d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui conditionnent la fiabilité de la modélisation du lessivage des nitrates. Un seul processus, celui des dépôts atmosphériques, s'est avéré peu utile dans la modélisation, et il peut donc être omis sans que le résultat ne s'en ressente. Le processus de nitrification est un chaînon important dans le cycle de l'azote, mais les paramètres qui le représentent peuvent être évalués approximativement. Par contre, les processus de minéralisation nette, de prélèvement par les plantes et de dénitrification, sont non seulement essentiels pour la modélisation, mais ils utilisent des paramètres nécessitant une évaluation rigoureuse si on veut assurer une certaine précision à l'évaluation du lessivage. Il est toutefois particulièrement difficile de quantifier ces paramètres avec précision à cause surtout des méthodes de mesure compliquées et coûteuses. Quant aux facteurs abiotiques (température et teneur en eau), l'analyse de sensibilité a confirmé leur nécessité dans le cycle de l'azote et souligné que leur influence sur le résultat varie beaucoup selon le climat et le régime hydrologique du site étudié. Ceci a démontré l'importance d'une quantification précise de la majorité des paramètres étudiés pour l'obtention de résultats fiables. Elle a souligné aussi que la plupart des paramètres les plus influents sont relativement difficiles à évaluer.



## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Addiscott, T.M. et Wagenet, R.J. (1985). Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J. Soil Sci.* 36:411-424.
- Alberts, E.E., Burwell, R.E. et Schuman, G.E. (1977). Soil nitrate-nitrogen determined by coring and solution extraction techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41:90-92.
- Alexander, M. (1961). *Introduction to soil microbiology*. New York. Ed. John Wiley and Sons Inc. 472 p.
- Alvenäs, G. (1991). Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Soil Science. Uppsala, Suède. Communication personnelle.
- Andrén, O., Lindberg, T., Boström, U., Clarholm, M., Hansson, A.-C., Johansson, G., Lagerlöf, J., Schürer, K., Sohlenius, B. et Wivstad, M. (1990). Organic carbon and nitrogen flows. Dans: "Ecology of Arable Land - Organisms carbon and nitrogen cycling". Ed. Andrén, O., Lindberg, T., Paustian, K. et Rosswall, T. Stockholm, Suède. *Ecological Bulletins* 40:85-126.
- Baril, R.W. (1974). Carte pédologique de la station agronomique de St-Augustin. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval. 1 carte, échelle: 1:3600.
- Berg, P. et Rosswall, T. (1985). Ammonium oxidizer number, potential and actual oxidation rates in two Swedish arable soils. *Biol. Fert. Soils* 1:131-140.
- Bergström, L. et Brink, N. (1986). Effects of differentiated applications offertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil. *Plant and soil*, 93:333-345.
- Bergström, L. et Johansson, R. (1991). Leaching of nitrate from monolith lysimeters of different types of agricultural soils. *J. Environ. Qual.*, 20(4): 801-807.
- Beven, K. et Germann, P. (1982). Macropores and water flow in soils. *Water Resources Res.*, 18:1311-1325.

- Borg, G.Ch., Jansson, P-E. et Lindén, B. (1990). Simulated and measured nitrogen conditions in a manured and fertilised soil. *Plant Soil*, 121:251-267.
- Camaron, K.C. et Haynes, R.J. (1986). Retention and movement of nitrogen in soils. Dans "Mineral nitrogen in the plant-soil system". Academic Press. pp. 166-241.
- Chapdelaine, M.C. (1992). Contamination des eaux souterraines par les nitrates. Mémoire de Maîtrise, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec. 80 pp.
- Clark, T.H. et Globemsky, Y. (1973). Portneuf et partie de St-Raymond et de Lyster, comtés de Portneuf et de Lobinière, R.G.-148; Ministère des Ressources Naturelles du Québec, 100 pp.
- Dixon, W.J. (1986). Extraneous values. Dans "Soil analysis, part 1. Physical and mineralogical methods". Agronomy monograph no.9. ASA-SSSA. pp. 83-90.
- Freund, J.R., Littel, R.C. et Spector, P.C. (1986). SAS System for linear models. SAS Institute Inc. Cary, N.C., U.S.A.
- Frissel, M.J. et Van Ven, J.A. (1982). A review of models for investigating the behaviour of nitrogen in soil. *Phil Trans. R. Soc. Lond. B* 296, 341-349.
- Geng, Q.Z. (1988). Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Thèse de doctorat. École Normale Supérieure des Mines de Paris. Paris, France. 226 p.
- Gouin, D. (1974). Influence de l'inondation d'un sol sur les bactéries telluriques actives dans le cycle de l'azote. Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau. Ste-Foy, Canada. 163 p.
- Gustafson, A. (1988). Simulation of nitrate leaching from arable land in southern Sweden. *Acta Agric. Scand.* 38, 13-23.
- Hallberg, G.R. (1989). Nitrate in groundwater in the United States. Dans "Nitrogen management and ground water protection". R.F. Follett éditeur. pp. 35-74.

- Halldin, S. (1980). SOIL water and heat model. I. Syntheses of physical processes. Acta Universitatis Upsaliensis. Abstract of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science 567, 26 pp.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. et Svendsen H. (1991). Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. Fertilizer Research 27:245-259.
- Haynes, R.J. (1986). Mineral nitrogen in the plant-soil system. Academic Press. 483 pp.
- Jansson, P-E. (1980). SOIL water and heat model. II. Field studies and applications. Acta Universitatis Upsaliensis. Abstract of Uppsala Disertations from the faculty of Science 568, 26 pp.
- Jansson, P-E. (1987). Simulated soil temperature and moisture at a clearcutting in central Sweden. Scand. J. For. Res., 2:127-140.
- Jansson, P-E. (1990). Mathematical models for soil moisture dynamics and nitrate leaching - toys for scientist or tools for the decision maker. Dept of Soil Sciences, Swedish Univ. of Agric. Sciences, P.O. Box 7014, 750 07 Uppsala. 9 pp.
- Jansson, P-E. (1991). SOILN model, user's manual. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of Soil Sciences. Uppsala, Suède. 39 p.
- Jansson, P-E. et Andersson, R. (1988). Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural district in Sweden. Jour. of Hydro., 99:33-47.
- Jansson, P-E. et Gustafson, A. (1987). Simulation of surface runoff and pipe discharge from an agricultural soil in northern Sweden. Nordic Hydrology, 18:151-166.
- Johnsson, H. (1989). The soil at Mellby experimental field. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of Soil Sciences. Uppsala, Suède. 11 p. non-publié.
- Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P-E. et Paustrian, K. (1987). Simulation of nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. Agriculture, Ecosystems & Environment, 18:333-356.

- Johnsson, H., Klemetsson, L., Nilsson, A. et Svensson, B.H. (1990) Simulation of field scale denitrification losses from soils with grass ley and barley. Soumis à Plant and Soil.
- Jury, W.A. et Nielsen, D.R. (1989). Nitrate transport and leaching mechanisms. Dans "Nitrogen management and ground water protection". R.F. Follett éditeur. pp. 139-157.
- Kersebaum, K.C. et Richter, J. (1991). Modelling nitrogen dynamics in a plant- soil system with a simple model for advisory purposes. Fertilizer Research 27:273-281.
- Knowles, R. (1982). Denitrification. Microbiological Reviews 46:43-70.
- Lafrance, P., Banton, O. et Villeneuve, J-P (1992). Spatial variability of total carbon, nitrogen and organic matter and their relationships in a sandy soil in Québec. Soumis à Géoderma.
- Larocque, M. (1992). Identification des paramètres du cycle de l'azote qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Mémoire de Maîtrise, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec. 110 pp.
- Leeds-Harrison, P.B., Shipway, C.J.P., Jarvis, N.J. et Young, E.G. (1986). The influence of soil macroporosity on water retention, transmission and drainage in a clay soil. Soil use and man,2: 47-50.
- Legg, J.O. et Meisinger, J.J. (1982). Soil nitrogen budgets. Dans "Soil analysis, part 1. Physical and mineralogical methods". Agronomy monograph no.9. ASA-SSSA. pp. 503-566.
- McCuen, R.H. (1973). The role of sensitivity analysis in hydrologic modeling. Hydrology 18:37-53.
- MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec (1990). Rapport de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Partie 3, Sciences atmosphériques. Québec, Canada.
- Pageau, E. (1975). Etude pédologique du comté de Dorchester. Ministère de l'agriculture, Québec, Division des sols.

- Parnas, H. (1975). Model for decomposition of organic material by microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 7:161-169.
- Paul, E.A. et Clark, F.E. (1988). *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego, Californie. Ed. Academic Press Inc. 273 p.
- Raymond, R., Laflamme, G. et Godbout, G. (1976). *Pédologie du comté de Portneuf, Québec*. Ministère de l'Agriculture du Québec, Direction générale de la recherche et de l'enseignement.
- Reddy, K.R., Khaleel, R. et Overcash, M.R. (1980). Carbon transformations in the land areas receiving organic wastes in relation to nonpoint source pollution: A conceptual model. *J. Environ. Qual.* 3:434-442.
- Rolston, D.E., Rao, P.S.C., Davidson, J.M. et Jessup, R.E. (1984). Simulation of the denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped and manure-amended field plots. *Soil Sci.* 137:270-279.
- Stanford, G. et Epstein, E. (1974). Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Sci. Sol. Am. Proc.* 38:103-107.
- Stevenson, F.J. (1982). Origin and distribution of nitrogen in soil. Dans: *Nitrogen in agricultural soils*. Stevenson, F.J. [Ed.] Agronomy monography no.22. ASA.CSSA.SSSA. 940 pp.
- Strebel, O., Duynisveld, V.H.M. et Böttcher, J. (1989). Nitrate pollution of groundwater in western Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26, 189-214.
- Technicon industrial systems (1973). "Manuel d'utilisation", Technicon Auto Analyzer II, Industrial method No.154-71W.
- Trépanier, L. (1992). Evaluation de l'applicabilité d'un modèle mathématique simulant le devenir des nitrates dans les eaux souterraines agricoles. Mémoire de Maîtrise, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec. 176 pp.
- Villeneuve, J.P., Lafrance, P., Banton, O., Fréchette, P. et Robert, C. (1988). A sensitivity analysis of adsorption and degradation in the modeling of pesticide transport in soils. *Contaminant Hydrology* 3:77-96.

- Wagenet, R.J. et Hutson, J.L. (1989). LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model: A process based model of water and solute movement transformation, plant uptake and chemical reaction in the unsaturated zone. Continuum vol 2 Version 2 Water Resources Institute, Cornell University. Ithaca, New York.
- Zagal, E. et Johansson, G. (1991). Carbon distribution and mineralization-immobilization of soil nitrogen in barley. Swedish University of Agricultural Sciences. Non publié.

## **ANNEXE A**

### **DESCRIPTION TECHNIQUE DE SOILN**

Dans SOILN, les principaux processus du cycle de l'azote sont pris en compte (Johnsson et al, 1987). Les paragraphes suivants expliquent comment les processus sont représentés mathématiquement.

## **A.1 APPORTS**

### **A.1.1 APPORTS EN FERTILISANTS**

Les fertilisants inorganiques sont incorporés directement dans la première couche du sol. S'il s'agit de granules, un taux constant de dissolution permet le relâchement graduel. Les fertilisants organiques sont incorporés dans les deux premières couches du sol. Ce dernier apport est divisé en trois parties: le support (bedding), la partie organique (faeces) et l'ammonium.

Puisque la quantité de fertilisant inorganique est normalement connue précisément, elle n'est pas étudiée dans la présente analyse de sensibilité. De plus la quantité de fertilisant organique et les transformations qui y sont associées ne sont pas étudiées car elles n'interviennent qu'au site 2.

### **A.1.2 DÉPÔTS ATMOSPHERIQUES**

Dans SOILN, les dépôts atmosphériques comprennent le dépôt sec lié aux particules de poussière ( $\text{gN}/\text{m}^2/\text{jour}$ ), et les dépôts humides représentent concentration en nitrates dans les précipitations ( $\text{mgN}/\text{l}$ ). Le dépôt total s'incorpore directement dans le réservoir de nitrates de la première couche.

$$\text{DÉPÔT ATMOSPHERIQUE} = \text{INF} \times \text{DEPWC}/1000 + \text{DEPDRY}$$

INF : Infiltration provenant du modèle SOIL ( $\text{m}^3/\text{m}^2$ )

DEPWC : Concentration moyenne en azote inorganique des précipitations  
( $\text{mgN}/\text{l}$ )

DEPDRY : Dépôt sec d'azote inorganique ( $\text{gN}/\text{m}^2/\text{jour}$ )

## A.1.3 INCORPORATION DES RÉSIDUS DE RÉCOLTE

À la fin de la période de croissance correspondant à la récolte, une fraction de l'azote total de la plante est récoltée ( $f_{hp}$ ) et une autre est laissée à la surface du sol comme résidu ( $f_{ar}$ ). À ce moment, la fraction restante ( $1-f_{ar}-f_{hp}$ ) demeurée dans le sol sous forme de racines mortes est incorporée au réservoir litière de chacune des couches de sol:

$$N_{p \Rightarrow l}(z) = f_r(z) * (1 - f_{ar} - f_{hp}) * N_p$$

$N_{p \Rightarrow l}(z)$  : Azote passant de la plante à la litière (g/m<sup>2</sup>/jour)

$f_r(z)$  : Fraction des racines dans la couche z

$f_{ar}$  : Fraction de la plante laissée en surface comme résidu (HARAR)

$f_{hp}$  : Fraction de la plante récoltée (HARHP)

$N_p$  : Azote total de la plante (g/m<sup>2</sup>)

L'apport en carbone à la litière est calculé proportionnellement:

$$C_{p \Rightarrow l}(z) = N_{p \Rightarrow l}(z) * CNROOT$$

$C_{p \Rightarrow l}(z)$  : Carbone passant de la plante à la litière (g/m<sup>2</sup>/jour)

CNROOT : Ratio carbone-azote des racines

Lors du labour, l'azote des résidus est incorporé au sol jusqu'à la profondeur de labour (z):

$$N_{p \Rightarrow l}(z) = f_{ar} * N_p$$

L'apport en carbone à la litière est calculé proportionnellement:

$$C_{p \Rightarrow l}(z) = N_{p \Rightarrow l}(z) * CNARES$$

CNARES : Ratio carbone-azote des résidus

## A.2 TRANSFORMATIONS INTERNES

### A.2.1 MINÉRALISATION ET IMMOBILISATION

Afin de représenter l'hétérogénéité de la matière organique dans le sol, celle-ci est divisée en deux parties: une partie rapidement décomposable qui reçoit la matière organique fraîche (la litière) et une autre partie qui se décompose plus lentement et qui est composée de matière organique stabilisée (l'humus). Le réservoir litière est jumelé à un réservoir carbone contrôlant la minéralisation/immobilisation de la litière ainsi que son humification.

#### A.2.1.1 Minéralisation nette de la litière

La décomposition de l'azote de la litière est contrôlée par la décomposition du carbone. Cette dernière produit du  $\text{CO}_2$  (perte), de la matière organique stabilisée (humus), et de la biomasse dans un cycle interne comme l'illustre la Figure A.1.

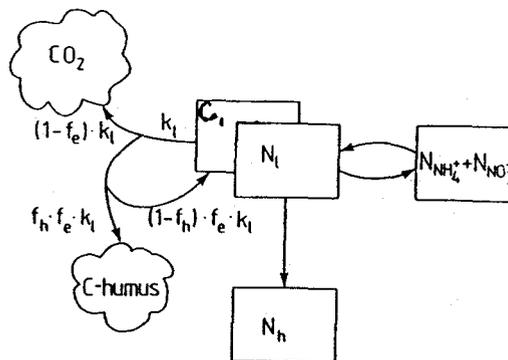


Figure A.1 Cycle interne du carbone (Johnsson et al, 1987)

La minéralisation du carbone de la litière est représentée par une réaction d'ordre 1:

$$C_{l(d)} = k_l * e_t(z) * e_m(z) * C_l(z)$$

$C_{l(d)}$  : Carbone de la litière qui se minéralise ( $g/m^2$ )

$k_l$  : Taux de décomposition de la litière (1/jour) (LITK)

$e_t(z)$  : Facteur abiotique pour la température du sol

$e_m(z)$  : Facteur abiotique pour la teneur en eau du sol

$C_l(z)$  : Carbone dans la litière ( $g/m^2$ )

$$C_{l \Rightarrow CO_2}(z) = (1 - f_e) * C_{l(d)}(z)$$

$C_{l \Rightarrow CO_2}(z)$  : Carbone passant de la litière à la forme  $CO_2$  ( $g/m^2/jour$ )

$f_e$  : Efficacité du cycle interne de la biomasse dans la litière (LITEFF)

$$C_{l \Rightarrow h}(z) = f_e * f_h * C_{l(d)}(z)$$

$C_{l \Rightarrow h}(z)$  : Carbone passant de la litière à l'humus ( $g/m^2/jour$ )

$f_h$  : Fraction d'humification du carbone de la litière (LITHF)

$$C_{l \Rightarrow l}(z) = f_e * (1 - f_h) * C_{l(d)}(z)$$

$C_{l \Rightarrow l}(z)$  : Carbone dans le cycle interne de la litière ( $g/m^2/jour$ )

Les ions nitrates et les ions ammonium peuvent être immobilisés, mais les nitrates le sont seulement quand il n'y a plus d'ammonium. Si l'azote inorganique devient limitant, l'immobilisation est diminuée proportionnellement au paramètre UPMA (voir A.2.3). En faisant l'hypothèse que le cycle interne du carbone et l'humification de la litière sont contrôlés par un ratio carbone/azote constant ( $r_0$ ), la minéralisation ou l'immobilisation nette de l'azote dans la litière est représentée mathématiquement comme suit:

$$N_{l \rightleftharpoons NH_4} = [N_l(z) / C_l(z) - f_e / r_0] * C_{l(d)}(z)$$

$N_{l \rightleftharpoons NH_4}$  : Minéralisation nette de l'azote de la litière (g/m<sup>2</sup>/jour)

$N_l(z)$  : Azote dans la litière (g/m<sup>2</sup>)

$r_0$  : Ratio carbone/azote des microorganismes et des produits de l'humification (CNORG)

L'azote humifié durant la décomposition du carbone est inversement proportionnel au ratio C/N ( $r_0$ ):

$$N_{l \rightleftharpoons h}(z) = f_e * f_h * C_{l(d)}(z) / r_0$$

$N_{l \rightleftharpoons h}(z)$  : Azote de la litière qui s'humifie (g/m<sup>2</sup>/jour)

#### A.2.1.2 Minéralisation de l'humus

Le réservoir d'humus est composé de matière organique partiellement stabilisée et provient du réservoir de litière sous la forme de carbone et d'azote. Dans le modèle, l'humus peut uniquement se minéraliser; il n'y a pas d'immobilisation. La minéralisation de l'humus est représentée par une réaction d'ordre 1:

$$N_{h \rightleftharpoons NH_4^+}(z) = k_h * e_t(z) * e_m(z) * N_h(z)$$

$N_{h \rightleftharpoons NH_4^+}(z)$  : Azote de l'humus qui se minéralise (g/m<sup>2</sup>/jour)

$k_h$  : Taux de minéralisation de l'humus (1/jour) (HUMK)

$N_h(z)$  : Azote dans l'humus (g/m<sup>2</sup>)

#### A.2.2 NITRIFICATION

Dans SOILN, la nitrification est représentée par une réaction d'ordre 1. Celle-ci est limitée par un terme qui représente les ions ammonium non-disponibles, le ratio nitrates/ammonium ( $n_q$ ) caractéristique à un sol:

$$N_{\text{NH}_4 \Rightarrow \text{NO}_3}(z) = k_n * e_t(z) * e_m(z) * [N_{\text{NH}_4}(z) - N_{\text{NO}_3}(z)/n_q]$$

$N_{\text{NH}_4 \Rightarrow \text{NO}_3}(z)$  : Azote ammoniacal oxydé en azote nitrique (g/m<sup>2</sup>/jour)

$N_{\text{NH}_4}(z)$  : Azote dans le réservoir ammonium (g/m<sup>2</sup>)

$N_{\text{NO}_3}(z)$  : Azote dans le réservoir nitrates (g/m<sup>2</sup>)

$k_n$  : Taux de nitrification de l'ammonium (1/jour) (NITK)

$n_q$  : Ratio nitrates/ammonium (NITR)

### A.2.3 PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES

La demande en azote (nitrates et ammonium) de la plante est représentée dans SOILN par une fonction définissant la demande potentielle cumulative:

$$\int u(t) dt = \frac{u_a}{1 + u_b * e^{-u_c * t}}$$

$u_a$  : Prélèvement potentiel d'azote (UPA)

$u_b$  : Contenu initial en azote (UPB)

$u_c$  : Coefficient de la fonction de demande correspondant au taux d'absorption (1/jour) (UPC)

Lorsque la concentration en azote inorganique est faible, une fraction de l'azote total,  $f_{ma}$  est employée afin de ne pas vider les réservoirs nitrates ou ammonium:

$$N_{\text{NO}_3 \Rightarrow p}(z) = \text{MIN} \left\{ f_r(z) * \frac{N_{\text{NO}_3}(z)}{N_{\text{NO}_3}(z) + N_{\text{NH}_4}(z)} * u ; f_{ma} * N_{\text{NO}_3}(z) \right\}$$

$$N_{\text{NH}_4 \Rightarrow p}(z) = \text{MIN} \left\{ f_r(z) * \frac{N_{\text{NH}_4}(z)}{N_{\text{NO}_3}(z) + N_{\text{NH}_4}(z)} * u ; f_{ma} * N_{\text{NH}_4}(z) \right\}$$

$N_{NO_3 \Rightarrow p}(z)$  : Azote nitrique prélevé par les plantes (g/m<sup>2</sup>/jour)

$N_{NH_4 \Rightarrow p}(z)$  : Azote ammoniacal prélevé par les plantes (g/m<sup>2</sup>/jour)

$f_r(z)$ : Fraction de racines dans la couche z

u : Dérivée de la courbe de croissance

$f_{ma}$  : Fraction de l'azote inorganique disponible pour le prélèvement et l'immobilisation (UPMA)

La variable "fr" représente la fraction des racines dans la couche z et stimule la demande en azote de chaque couche. La demande réelle sera le minimum des deux fonctions. Si la demande réelle est inférieure à la demande potentielle, il peut y avoir compensation vers d'autres couches où la demande réelle excèderait la demande potentielle, ceci étant géré par le paramètre UPMOV.

#### A.2.4 FACTEURS ABIOTIQUES

Un facteur permet de tenir compte de l'effet de la température sur les constantes de réaction de minéralisation/immobilisation, de nitrification et de dénitrification. Pour ces processus, ce facteur est représenté à l'aide d'une fonction

$Q_{10}$ :

$$e_t(z) = Q_{10}^{[(T(z) - t_b)/10]}$$

$e_t(z)$  : Facteur abiotique température du sol

$Q_{10}$  : Réponse à une variation de température de 10°C

$T(z)$  : Température du sol dans la couche z

$t_b$  : Température de base à laquelle  $e_t(z) = 1$  (°C) (TEMBAS)

Un second facteur, le "facteur abiotique teneur en eau" ajuste les constantes de réaction selon la teneur en eau du sol. Celui relatif aux processus aérobies (minéralisation nette et nitrification) augmente de chaque côté d'un optimum de teneurs en eau. Les réactions biochimiques sont ralenties lorsque les teneurs en

eau sont plus faibles (vers l'assèchement) car la biomasse n'a pas assez d'eau pour fonctionner, ou plus élevées (vers la saturation) car la biomasse concernée est aérobie et l'eau limite l'oxygène disponible nécessaire à leur métabolisme.

$$e_m(z) = e_s + (1 - e_s) * \frac{(\theta_s(z) - \theta(z))}{(\theta_s(z) - \theta_{ho}(z))} \quad \theta_s(z) \geq \theta(z) \geq \theta_{ho}(z)$$

$$e_m(z) = 1 \quad \theta_{ho}(z) \geq \theta(z) \geq \theta_{lo}(z)$$

$$e_m(z) = \frac{(\theta(z) - \theta_w(z))}{(\theta_{lo}(z) - \theta_w(z))} \quad \theta_{lo}(z) \geq \theta(z) \geq \theta_w(z)$$

$$\theta_{lo}(z) = \theta_w(z) + \Delta\theta_1$$

$$\theta_{ho}(z) = \theta_s(z) - \Delta\theta_2$$

$e_m(z)$  : Facteur abiotique teneur en eau du sol

$e_s$  : Activité à saturation du facteur abiotique teneur en eau du sol (MOSSA)

$\theta_s(z)$  : Teneur en eau à saturation de la couche z (%)

$\theta_w(z)$  : Teneur en eau au point de flétrissement de la couche z (%)

$\theta(z)$  : Teneur en eau de la couche z (%)

$\Delta\theta_1$  : Intervalle de teneur en eau définissant une activité croissante (MOS(1))

$\Delta\theta_2$  : Intervalle de teneur en eau définissant une activité décroissante  
(MOS(2))

$\theta_{lo}(z)$  : Teneur en eau au début de l'optimum (%)

$\theta_{ho}(z)$  : Teneur en eau à la fin de l'optimum (%)

Pour la dénitrification (processus anaérobie), la fonction ajustant la constante de réaction selon la teneur en eau du sol est différente, elle représente la concentration en oxygène dans le sol. La fonction est nulle pour des teneurs en eau allant de 0 jusqu'à  $\theta_d$ , teneur en eau où la dénitrification devient possible, et croît jusqu'à  $\theta_s$  où elle vaut 1 et où la dénitrification est optimale:

$$e_{md}(z) = [(\theta(z) - \theta_d(z)) / (\theta_s(z) - \theta_d(z))]^d$$

$e_{md}(z)$  : Facteur abiotique pour la teneur en eau du sol lors de la dénitrification

$\theta_d(z)$  : Teneur en eau à partir de laquelle la dénitrification existe (%)

$\theta_s(z) - \theta_d(z)$  : MOSDEN (%)

$d$  : Pente de la courbe

### A.3 PERTES

#### A.3.1 DÉNITRIFICATION

La dénitrification est définie à l'aide d'une cinétique de Michaelis-Menten: une vitesse maximale de dénitrification et une fonction de la concentration en nitrates contrôlée par une constante de demi-saturation.

$$N_{NO3 \Rightarrow N2}(z) = k_d * e_{md}(z) * e_t(z) * \left\{ \frac{NO3(z)}{NO3(z) + c_s} \right\}$$

$N_{NO3 \Rightarrow N2}(z)$  : Azote passant de la forme nitrique à la forme gazeuse  
(g/m<sup>2</sup>/jour)

$k_d$  : vitesse maximale de dénitrification,  $V_{max}$  (gN/m<sup>2</sup>/jour) (DENPOT)

$c_s$  : Constante de demi-saturation (mgN/l) (DENHS)

#### A.3.2 RÉCOLTE

Pour simuler la récolte, SOILN exporte une fraction de l'azote total des plantes ( $f_{hp}$ ) à la fin de leur période de croissance définie par l'utilisateur. Comme mentionné plus haut, une autre fraction est laissée en surface comme résidu de récolte ( $f_{ar}$ ) et le reste est incorporé dans le réservoir litière de chaque couche selon la fraction de racines présentes ( $f_r(z)$ ). Les résidus sont incorporés au temps et à la profondeur précisés par l'utilisateur.

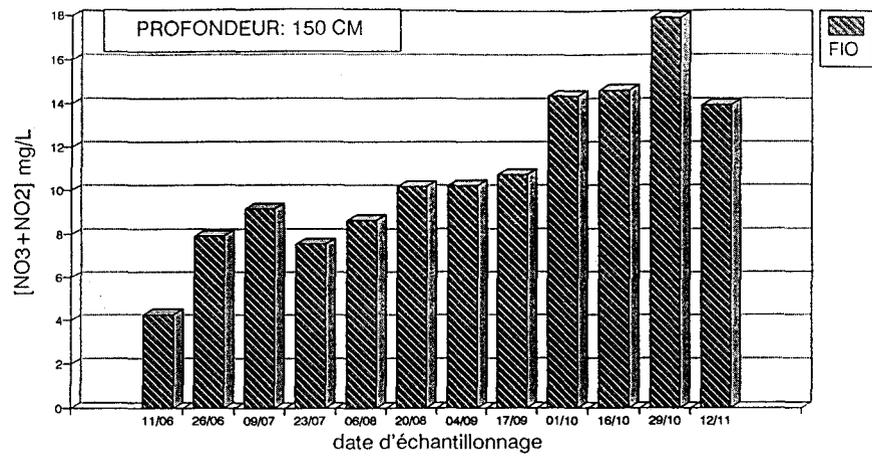
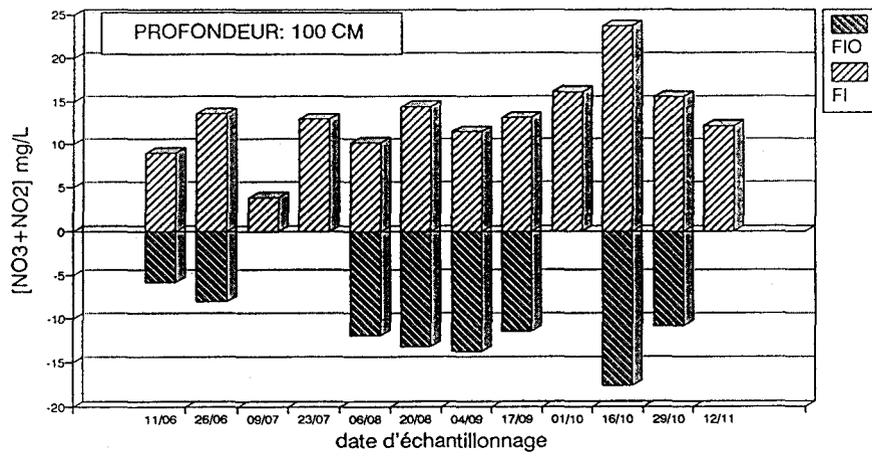
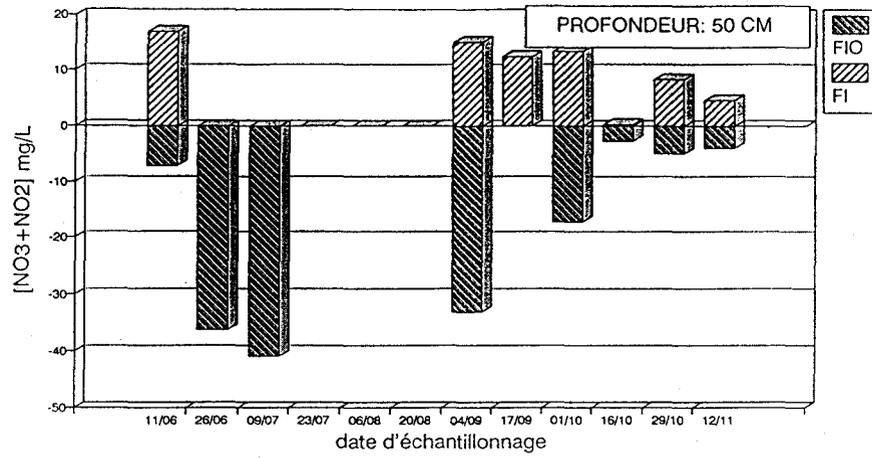
### A.3.3 LESSIVAGE

La quantité d'eau percolant à travers les couches de sols est simulée dans le modèle SOIL. Dans SOILN, les ions ammonium sont considérés comme immobiles et seuls les nitrates peuvent migrer. Ces derniers sont entièrement en solution et migrent selon le produit du débit d'eau et de la concentration en nitrates dans chaque couche. Aucune dispersion n'est simulée; il s'agit donc d'un écoulement de type piston.

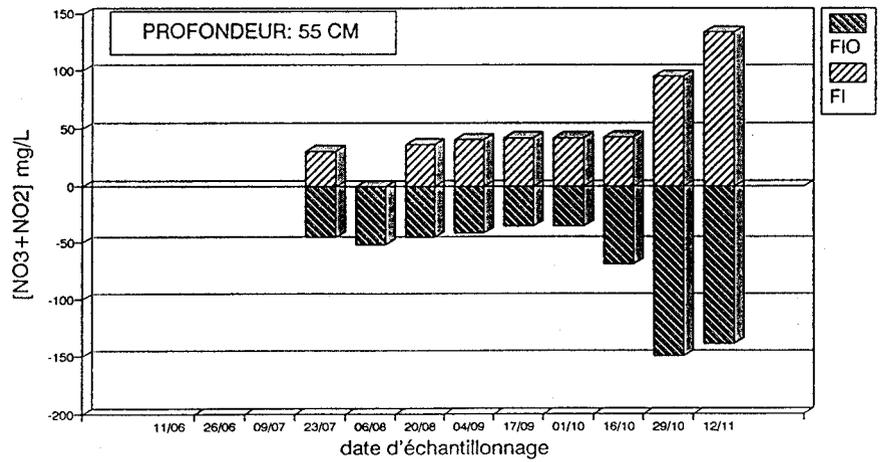
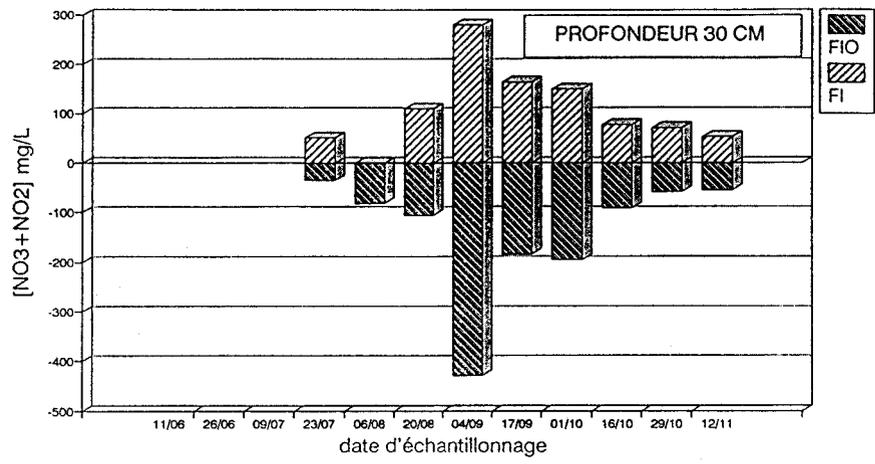
## **ANNEXE B**

### **CONCENTRATIONS DE NITRATES MESURÉES**

### B-2



**Figure B.1** Concentrations en nitrates de l'eau interstitielle du site 1



**Figure B.2 Concentrations en nitrates de l'eau interstitielle du site 2**

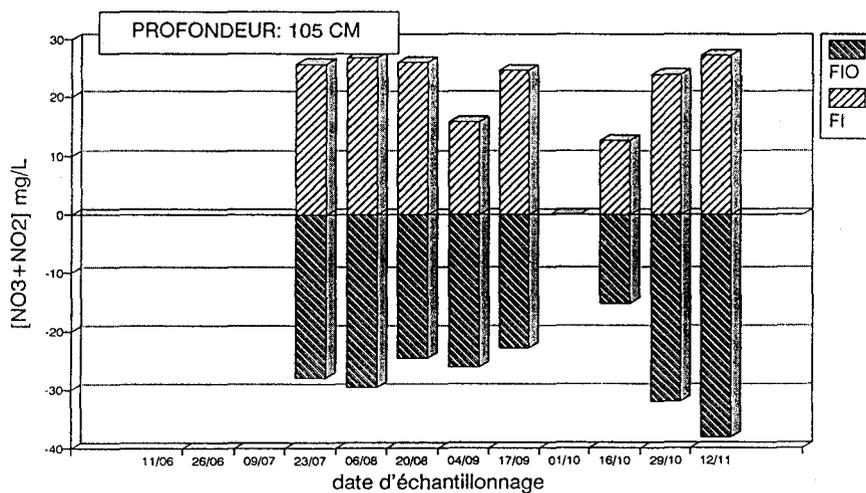
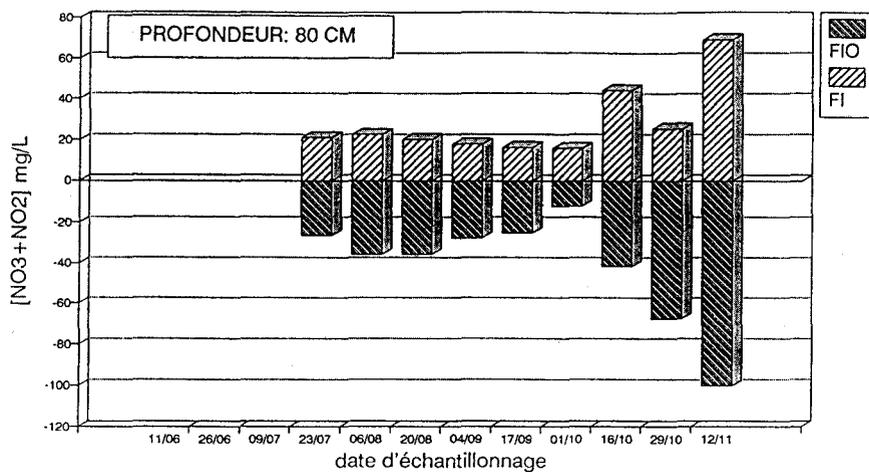


Figure B.2 (suite) Concentrations en nitrates de l'eau interstitielle du site 2

B-5

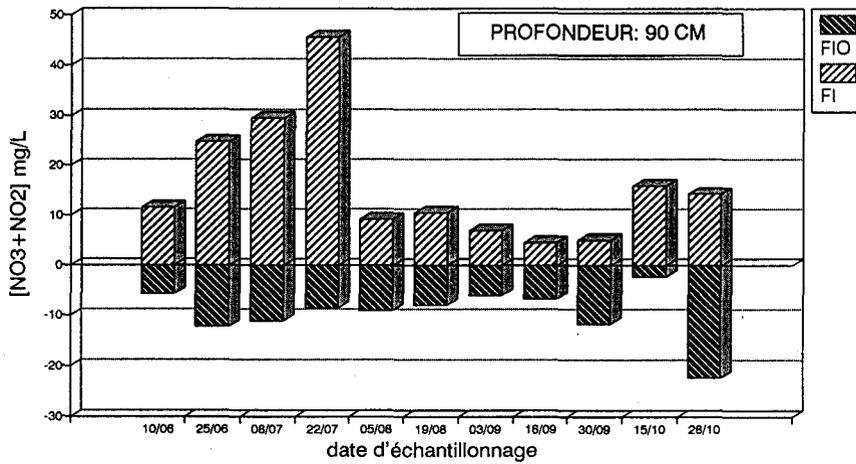
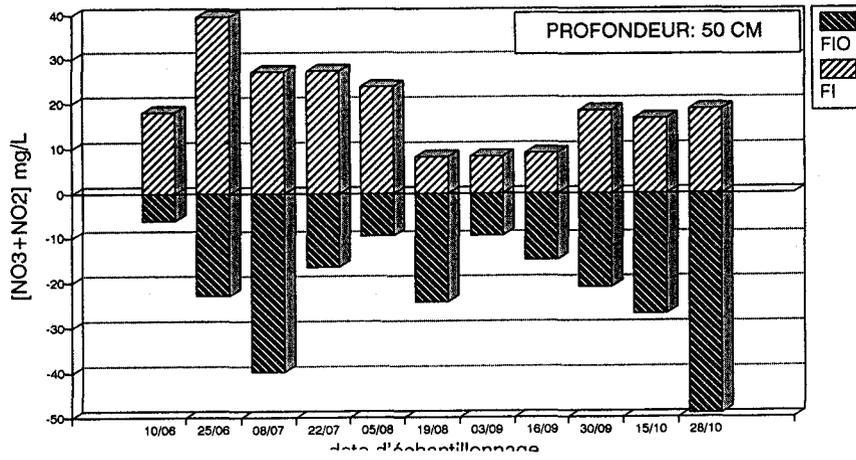
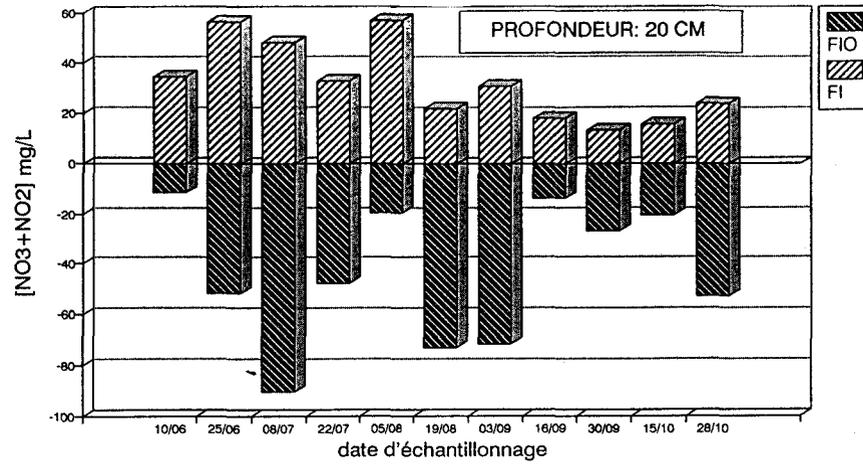


Figure B.3 Concentrations en nitrates dans le sol du site 1

B-6

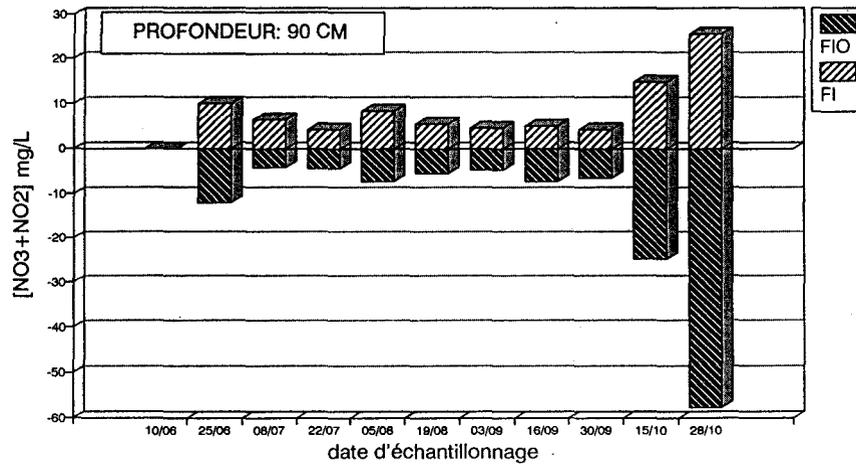
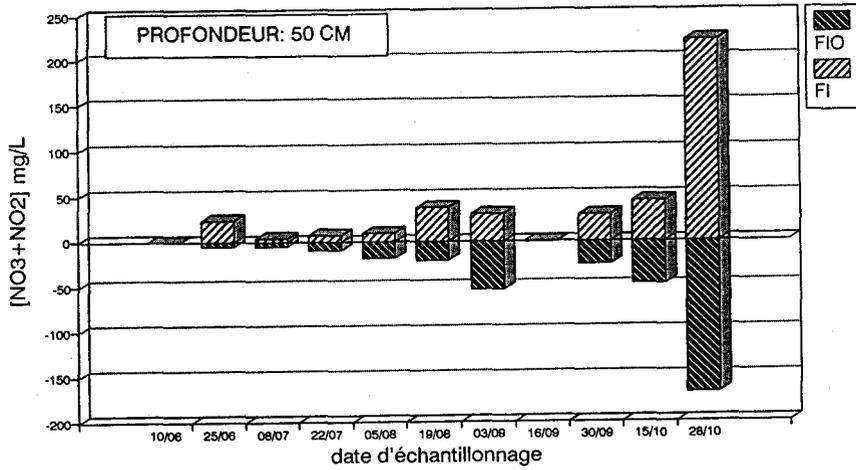
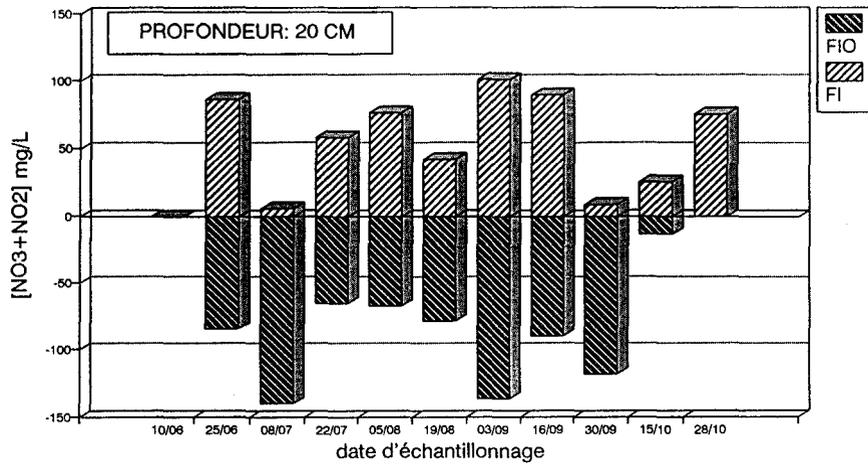


Figure B.4 Concentrations en nitrates dans le sol du site 2