

**Méthode de détermination  
des droits de pollution :  
Formulation des relations doses-réponses  
Rapport de recherche no. 374, Volume 3**

**MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION  
ET CHOIX STRATÉGIQUES DANS LA  
GESTION DES SURPLUS DE FUMIERS ET  
LISIERS**

**Éditeurs : Jean-Louis Sasseville et Jean Nolet**

**Rapport rédigé pour  
Ministère de l'Environnement et de la Faune**

**Volume 3**

**Méthode de détermination des droits de pollution:  
Formulation des relations doses-réponses**

*Équipe de rédaction : Olivier Banton, Marie Larocque, Olivier Banton, Jean-Louis Sasseville, Jacynthe Lareau,  
Jean Nolet, Gilles Gagné*

**Rapport de recherche (no. 374)**

**INRS - Eau, Université du Québec  
et  
Consultants BPR**

**Décembre 1994**

**Équipe de recherche :**

Jean Louis Sasseville (coordonnateur et directeur scientifique), Camil Dutil (responsable, Consultants BPR), Olivier Banton (professeur, INRS-Eau), Jean-Yves Drolet (Consultants BPR), Jean Nolet (Chargé de projet, INRS-Eau), Gilles Gagné (chargé de projet, Consultants BPR), Jean-Pierre Dutil (Consultants BPR), Suzanne Lavoie (Étudiante de M. Sc. INRS-Eau)

## RÉSUMÉ

Bien que théoriquement efficaces, les instruments économiques sont difficilement applicables pour contrôler la pollution d'origine diffuse, car ils nécessitent, pour être mis en oeuvre, que la relation entre le niveau de pollution et les dommages à l'environnement soit connue. Ce rapport tente de vérifier si le niveau des connaissances scientifiques quant à la propagation des polluants dans le sol et dans l'eau est suffisant pour permettre l'application efficace des instruments économiques.

En partant de l'hypothèse que, tant au point de vue économique, agronomique qu'environnemental, la meilleure façon de disposer des lisiers et des fumiers est l'épandage, on cherche à montrer qu'il est possible de traiter le problème du contrôle de la pollution en établissant la contribution potentielle d'un producteur agricole à la pollution d'un cours d'eau. Si tel était le cas, on pourrait taxer les producteurs sur la base de leur contribution potentielle à la pollution, les subventionner sur la base de leurs efforts de dépollution, ou organiser un marché de droits de pollution.

Dans un tel contexte, il est important de pouvoir déterminer d'une façon satisfaisante les relations entre la quantité de déjections animales épandue sur une unité de sol et la quantité de polluants qui atteindra éventuellement le cours d'eau. La méthode choisie pour y parvenir est la modélisation des apports subordonnés au concept "dose épandue - réponse en apport de polluant au cours d'eau". On aborde dans un premier chapitre la caractérisation des fertilisants organiques (fumier et purin de bovins, lisier de vaches laitières, lisier de veaux de boucherie, lisier de porcs, lisier de poules pondeuses, fientes de poules pondeuses, séchées ou compostées). On traite par la suite de la fourniture en azote et en phosphore, et discute du compostage ainsi que des avantages et inconvénients des fumiers et lisiers et des pertes au moment de l'épandage. L'analyse des facteurs contrôlant les pertes environnementales de nutriments est faite sur la base des processus physico-chimiques et biochimiques impliqués dans le cycle de l'azote et du phosphore. Elle prend en compte les besoins totaux et la disponibilité en nutriments, les caractéristiques du sol influençant le devenir des nutriments (soit les caractéristiques physiques contrôlant le transport et les caractéristiques chimiques contrôlant les transformations), les caractéristiques climatiques contrôlant le devenir des nutriments (soit les facteurs climatiques influençant le transport et les transformations de l'azote, ainsi que le rôle du drainage agricole).

On procède par la suite à l'évaluation des potentiels d'apports en substances nuisibles au cours d'eau. On procède ensuite à une analyse et évaluation des logiciels pouvant servir de base pour établir les relations doses-réponses.

La dernière étape est de procéder à l'établissement des relations doses-réponses à l'aide des logiciels AgriFlux et Fèces. Ceci nous permet de constater qu'il est possible à partir des connaissances scientifiques existantes d'établir rapidement la capacité-support d'une parcelle à partir d'un petit nombre de paramètres.

## AVANT-PROPOS

Un peu partout dans le monde, on a constaté les effets nocifs des régimes intensifs de production agricoles sur la santé humaine et la qualité de l'environnement : la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines par les fertilisants et les biocides, la pollution atmosphérique, l'infestation par des bactéries pathogènes des sols et des cours d'eau et la dégradation de la qualité des sols en sont des exemples frappants. Mais les effets pervers de certaines pratiques agricoles ne se limitent pas à ce type de dommages sociaux. Elles entament le potentiel futur des sols arables en favorisant l'érosion, la compaction, la surfertilisation ou encore l'acidification des sols, créant ainsi des dommages irréversibles ou extrêmement coûteux à restaurer.<sup>1,2</sup>

Malheureusement, le problème s'accroît toujours. Des recherches récentes ont montré, qu'aux États-Unis, la pollution diffuse est la cause principale de la pollution de l'eau et que l'agriculture en est la plus importante composante. Ces recherches montrent aussi que la contamination des nappes phréatiques constitue un problème environnemental majeur : l'accumulation chronique des nitrates, par exemple, jusqu'à des niveaux qui compromettent l'utilisation économique des eaux souterraines, accentuera considérablement la rareté de la ressource eau dans l'avenir.<sup>3,4</sup>

Ces problèmes mettent en perspective les relations de causalités et de réciprocity entre l'agriculture et l'environnement. On a en effet constaté que « l'agriculture était maintenant parvenue à un stade où il était possible de donner aux exploitations une rentabilité à court terme qui dispense de sauvegarder la relation d'harmonie et d'interdépendance entre l'agriculture et l'environnement »<sup>5</sup> et que ce désintéressement pour la sauvegarde du milieu de vie engendrait des problèmes qui, dans plusieurs cas, sont quasi-irréversibles. Ainsi, depuis le début des années 80, le monde agricole et la société en général sont passés d'une vision restreinte de la production agricole à une vision plus large, qui intègre des préoccupations environnementales. Aujourd'hui, les ressources naturelles ne sont plus simplement considérées en fonction de leur valeur comme intrants à la production agricole, mais aussi, à l'inverse, en fonction de l'impact de la production agricole sur leur dégradation.

Cette prise de conscience des problèmes environnementaux liés à l'agriculture a engendré des changements d'attitude chez la population qui devient progressivement moins tolérante

---

<sup>1</sup> OCDE. *Politiques de l'agriculture et de l'environnement: Possibilités d'intégration*. Paris: 1989.

<sup>2</sup> Tabi et al. *Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec*. 1990.

<sup>3</sup> Duda, A. M. et R. J. Johnson. "Cost Effective Targeting of Agricultural Nonpoint-Source Pollution Controls." *Journal of Soil and Water Conservation*. 1985.

<sup>4</sup> Spofford, W. O. et al. "Sources of Uncertainty in Economic Analyses of Management Strategies for Controlling Groundwater Contamination." *American Journal of Agricultural Economics*. 1986: pp. 1234-1239.

<sup>5</sup> MAPAQ. *Vers une politique de développement durable du secteur bioalimentaire*. Québec: Document de consultation; 1993 Nov.

face aux agressions que fait subir l'agriculture à son environnement. C'est ainsi que des entreprises agricoles ont de plus en plus de difficultés à s'implanter ou à se développer étant donné les répercussions que peuvent avoir leurs activités sur la qualité du milieu ambiant à cause des odeurs, de la pollution de l'eau, du bruit causé par certains équipements ou de la poussière et des produits chimiques toxiques transportés par le vent.

Au Québec, cette désapprobation populaire trouve son écho au niveau politique notamment lorsque « plusieurs corporations municipales établissent des règlements restreignant l'activité agricole »<sup>6</sup>, ou encore, dans les politiques d'aide mises de l'avant par le ministère de l'Environnement et de la Faune et le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. L'intérêt public général, le souci d'équité, la place des générations futures, l'incapacité du marché à prendre en compte les facteurs environnementaux dans le processus de production et la nécessité de venir en aide aux producteurs sont les principaux facteurs qui ont justifié à ce jour l'intervention de l'État dans le contrôle de la pollution de l'eau.

Les producteurs et intervenants du secteur agro-alimentaire sont pour leur part conscients des problèmes engendrés par les productions animales : la déclaration des partenaires du secteur agro-alimentaire, lors du sommet de l'agriculture québécoise, qui fait de la conquête des marchés l'objectif des prochaines années précise en effet « que cette conquête doit se faire dans le respect des ressources » ... « ceci signifie entre autres qu'il faut garder à l'esprit ... que la qualité de l'eau constituera au cours des prochaines années un avantage comparatif de plus en plus important pour le secteur bioalimentaire, puisque l'irrigation des cultures, l'abreuvement des animaux et l'aquaculture sont impensables avec de l'eau contaminée »<sup>7</sup>.

Parmi les activités agricoles qui préoccupent le plus les autorités gouvernementales québécoises, on retrouve l'élevage intensif d'animaux. En effet, on produit annuellement au Québec plus de 32 millions de m<sup>3</sup> de déjections animales annuelles dont il faut disposer d'une façon sécuritaire, ceci aux coûts les plus faibles<sup>8</sup>. Quelle est la nature sociale et économique du problème posé par les élevages intensifs? Comment y faire face? Quelles solutions lui apportées?

Voilà l'objet de la présente recherche : fournir aux décideurs publics un cadre conceptuel pour l'élaboration d'une politique de contrôle de la pollution issue de la manutention des effluents d'élevage ainsi qu'un outil d'aide à la prise de décisions favorisant leur gestion optimale. Il se subdivise en cinq activités principales :

*L'analyse des tendances à l'industrialisation* permet d'inscrire la valorisation technologique des effluents d'élevage et les politiques de contrôle de la pollution agricole dans leur contexte et de vérifier si l'industrialisation des pratiques favorisent ou non le contrôle de la pollution d'origine agricole.

---

<sup>6</sup> *Idem*

<sup>7</sup> *Idem, note 6*

<sup>8</sup> *MAPAQ. Vers une politique de développement durable du secteur bioalimentaire. Québec: Document de consultation; 1993 Nov.*

*Le cadre conceptuel du contrôle* où les concepts nécessaires pour appréhender les divers aspects du problème de réduction des pollutions issues des surplus de fumiers et lisiers seront expliqués et traduits en stratégies de contrôle.

*L'établissement des contraintes environnementales et leur transposition à la politique de contrôle* selon deux méthodes : par l'établissement de relations doses-réponses à l'aide de modèles de processus et par la classification des terres agricoles selon aptitudes physiques à supporter de façon viable les activités d'épandage.

*L'analyse des différentes technologies et modes de gestion des lisiers* disponibles à l'aide d'une grille d'analyse qui établit des critères de faisabilité économique, environnementale, agronomique et sociale.

*La formulation de deux hypothèses de contrôle de la pollution* issue de la gestion des fumiers et leur évaluation (simulation) sur la base de leur faisabilité économique, environnementale, agronomique et technologique.

*L'analyse des diverses options* qui s'offrent au gouvernement en terme de contrôle de la pollution agricole et de gestion des effluents d'élevage en tenant compte de leur efficacité et de leur impact sur l'équité.

Ce grand projet méthodologique sur l'élaboration de politiques de contrôle de la pollution d'origine agricole a donné lieu à sept rapports de recherche :

**Volume 1. Tendances à l'industrialisation dans les principales productions animales au Québec et augmentation des capacités de contrôle de la pollution**

Ce rapport trace un portrait des principaux secteurs de production animale, soit le lait, le porc, le bovin et la volaille. On y évalue la place que chacun de ces secteurs occupera dans le paysage rural québécois dans l'avenir. On y discute du problème de gestion des fumiers et des lisiers et des tendances à son accentuation, cela sur la base de l'évolution probable de chacun de ces secteurs, établie en considérant les tendances à la libéralisation des marchés constatés actuellement au niveau international. Dans cette perspective, les implications du projet Dunkel sont mises en évidence. On y constate que les productions québécoises très protégées ou subventionnées telles le lait, le bovin et l'avicole risque de souffrir des réductions à moyen terme. Seule la production porcine, la plus dommageable pour l'environnement, voit ses perspectives améliorées. Une accentuation des problèmes environnementaux résultant de la gestion inadéquate des fumiers serait donc à craindre si les politiques environnementales actuellement en vigueur ne sont pas améliorées. Ce rapport met l'accent sur le fait que l'industrialisation et la concentration dans le secteur porcin à la source du problème environnemental actuel sont aussi des facteurs susceptibles de contribuer à sa solution, notamment par la valorisation technologique des fumiers et des lisiers.

## **Volume 2. Cadre théorique pour le contrôle de la pollution en provenance des principales productions animales**

Dans ce rapport, trois théories ont été utilisées pour comprendre la structure et la dynamique socio-économique de la production de la pollution agricole. La *théorie économique néoclassique* qui décrit la pollution de l'eau comme originant de trois sources de demande conflictuelles sur le marché de l'utilisation de l'eau. La demande pour l'eau à des fins de consommation et la demande pour l'eau à des fins de loisirs sont incompatibles avec la demande pour l'eau comme lieu de déversement des déchets lorsque ce dernier usage est poussé trop loin. Ce déséquilibre entre l'offre et la demande pour l'eau est présenté comme résultant de l'absence de droits de propriété bien définis pour cette ressource. Selon la perspective néo-classique, différents instruments sont susceptibles de permettre le contrôle efficace de la pollution : les plus étudiés sont les redevances, les subventions à la dépollution et les permis d'émission négociables parce que, dit-on, ils tiennent compte du fait que le coût marginal de dépollution est croissant, que les coûts de contrôle varient entre les firmes et que différentes technologies sont utilisables pour réduire la pollution. La *théorie du choix public* permet de comprendre les difficultés que l'on rencontre dans la réalité lorsque l'on cherche à mettre en place une politique de contrôle utilisant l'un ou l'autre de ces instruments : la logique du positionnement politique et stratégique des divers intervenants s'explique par la recherche de la maximisation de leur intérêt égocentrique. C'est ainsi que s'explique que le politicien, l'entrepreneur, le producteur agricole et le bureaucrate favorisent la subvention comme mode d'intervention, engendrant ainsi un déséquilibre entre le support apporté à la subvention et celui apporté à la taxe, qui elle n'est défendue que par les consommateurs et les contribuables. De son côté, la *théorie de l'approche conciliatoire*, sur la base des modes explicatifs de la théorie économique, propose une façon de réaliser les choix où chacun des intervenants, conscient des objectifs et des contraintes des autres intervenants, reconnaît la légitimité de la position de l'autre dans l'optique de trouver un compromis bénéfique, tant à la société qu'à eux-mêmes. Il ressort des différents arguments en faveur et contre les instruments économiques présentés dans le cadre théorique que, bien que plus critiquée en ce qui a trait à l'efficacité, la subvention apparaît plus aisément applicable. Un problème commun à la fois aux redevances, aux subventions et aux permis d'émission négociables est cependant mis en évidence, il s'agit du problème associé à la mesure de la pollution de chacun des producteurs agricoles. Ce problème est d'une importance capitale si des incitatifs économiques efficaces doivent être mis en oeuvre dans le but de contrôler la pollution. Comme la science est incapable de fournir un instrument simple pour mesurer la pollution d'origine diffuse, il est suggéré, ici, de contourner le problème en basant la mise en oeuvre d'une politique environnementale non pas sur la quantité de polluants retrouvée dans l'eau, mais sur le respect de la capacité-support du sol qui elle détermine le niveau de la pollution. Si la "vérité sur la capacité support" est plus facilement mesurable que la pollution de chacun des producteurs, une avenue intéressante s'offre ici à l'agence de contrôle.

### **Volume 3. Méthode de détermination des droits de pollution : formulation des relations dose-réponse**

Ce rapport tente de vérifier si le niveau des connaissances scientifiques sur la propagation de la pollution dans les sols et dans l'eau est suffisant pour permettre l'application efficace d'instruments économiques. Partant de l'hypothèse que la meilleure manière de disposer les lisiers est l'épandage, on cherche à y montrer qu'il est possible, sur la base d'une convention entre les intervenants, de traiter le problème du contrôle de la pollution en établissant la contribution *potentielle* d'un producteur à la pollution d'un cours d'eau. On pourrait ainsi taxer ou subventionner selon la contribution de chacun à la détérioration ou à l'amélioration de la qualité de l'eau. La méthode choisie pour y parvenir est la modélisation des apports subordonnés au concept « *doses épandues-réponse en apport de polluant au cours d'eau* ». Après avoir caractérisé les fertilisants organiques et le cycle des substances nutritives, on y traite des avantages et des inconvénients des fumiers et lisiers au moment de l'épandage, de l'évaluation des apports au cours d'eau en substances altérables, des besoins et de la disponibilité en nutriments, des caractéristiques des sols contrôlant le transport et la transformation des nutriments, et enfin des conditions climatiques et de drainage des sols influençant les transformations et les charges des substances polluantes. Finalement, en dernière étape, on y procède à l'établissement des relations « doses-réponses » à l'aide des logiciels AGRIFLUX et FÈCES, ceci permettant de démontrer qu'il est possible d'établir la capacité-support d'une parcelle de sols sur la base d'un nombre restreint de paramètres.

### **Volume 4. Aptitudes physiques des sols agricoles à recevoir des engrais de ferme : classification à l'aide d'un système expert**

Ce rapport explore la possibilité d'attribuer une valeur à la capacité support des terres agricoles en regard des productions porcines à partir des données pédologiques disponibles et des connaissances actuelles sur les impacts de l'épandage du lisier de porc. Un premier objectif vise l'intégration du facteur sol dans l'estimation des superficies disponibles pour l'épandage sécuritaire des engrais de ferme. Un deuxième objectif analyse la pertinence d'un système expert comme outil d'aide à la prise de décision. Dans un premier temps, sont identifiés les facteurs intrinsèques du sol affectant le transport des éléments potentiellement polluants vers les eaux de surface et souterraines. Ceci permet de dégager les qualités de sols nécessaires à l'épandage sécuritaire. Ensuite la méthode d'évaluation des terres proposée par la FAO (1976) a été adaptée pour classer les séries de sols selon leurs aptitudes physiques à recevoir des lisiers de porcs. Cette méthode d'évaluation permet de tenir compte des disparités régionales, tant physiques que sociales, en estimant les superficies disponibles pour l'épandage selon des critères spécifiques à une région par exemple, la protection des eaux de surface ou la protection des aquifères pour une autre. En effet, les problèmes de pollution sont souvent locaux et varient selon les régions tant au niveau des activités humaines (utilisation du territoire) que de leur environnement physique distinct (hydrologie, géologie, climat, pédologie, etc.). Le système expert, développé pour l'interprétation des données pédologiques, permet d'identifier rapidement les facteurs physiques limitant et de classer les sols en fonction de critères spécifiques et des mesures préventives ou correctives apportées par le producteur agricole en vue de minimiser les pertes à l'environnement.

## **Volume 5. L'évaluation des technologies de gestion du lisier de porcs dans le cadre de l'établissement d'une politique de contrôle de la pollution provenant des productions animales**

Le développement d'une politique de contrôle de la pollution originant des productions animales doit prendre en considération, non seulement les mesures administratives pouvant être apportées aux méthodes actuelles de gestion des fumiers ou lisiers, mais le potentiel technologique permettant l'amélioration des systèmes de production. Plusieurs novations technologiques sont potentiellement applicables pour modifier la chaîne actuelle de gestion dans le cadre de la production d'effluents d'élevage et, plus particulièrement, dans le cas des élevages porcins. Ces technologies ont cependant des incidences agronomiques, zootechniques, environnementales, économiques, sociales ou politiques. Ce rapport présente une analyse des technologies disponibles en insistant sur leurs implications éventuelles dans la gestion des surplus de lisiers en régions de concentration. Pour bien situer le lecteur, on retrouve d'abord une description des caractéristiques du lisier de porcs selon la chaîne de gestion standard québécoise et des contraintes actuelles à sa valorisation agricole. Un inventaire des technologies d'utilisation et de traitement est ensuite effectué. Les technologies ont été classées en familles selon que la technologie s'applique à l'échelle de l'entreprise agricole ou régionalement et que le ou les types de produits obtenus sont liquides, liquides et solides, ou solides. Une pré-sélection a été effectuée selon des critères pratiques et les technologies retenues ont fait l'objet d'une analyse à l'aide d'une grille qui tient compte de facteurs agronomiques, environnementaux, économiques et sociaux. Les principales différenciations obtenues sont discutées pour justifier les résultats obtenus. Enfin, les technologies prometteuses sont évaluées selon leurs influences probables, positives ou négatives, sur la capacité-support des régions qui présentent des conditions de surplus, en tenant compte de critères agronomiques, environnementaux et sociaux. Finalement, on discute des principaux résultats obtenus et leurs implications socio-politiques pour soutenir les choix technologiques, tout en tentant de mettre en évidence les avenues technologiques les plus prometteuses pour résoudre les problèmes de pollution causés par les surplus de lisier de porcs dans certaines régions du Québec.

## **Volume 6. De la théorie à l'application d'une politique environnementale visant la gestion des fumiers**

Ce rapport présente une démarche pour la formulation d'une politique efficace visant le contrôle de la pollution de l'eau engendrée par les effluents d'élevage. On y aborde d'abord la question de l'intégration des politiques agricoles et environnementales. Il s'agit : 1) d'améliorer les politiques agricoles qui vont à l'encontre des objectifs environnementaux; 2) de susciter l'internalisation par les producteurs des coûts des dommages environnementaux; 3) de cibler les objectifs compatibles; 4) de favoriser l'éducation des producteurs et la promotion des bonnes pratiques; 5) de favoriser la concertation entre les divers intervenants. Subséquemment, après avoir mis en évidence les efforts pour développer une agriculture durable, deux avenues favorisant l'intégration des politiques environnementales et agricoles ont été identifiées : le « decoupling » qui implique de ne pas lier le soutien du revenu à une production précise et le soutien conditionnel qui implique de ne soutenir que les producteurs qui respectent les règlements environnementaux. On expose par la suite

différentes expériences pour contrôler la pollution à l'aide des instruments économiques qui obligent les producteurs à internaliser les coûts des dommages.

Par la suite, d'une part, on met en évidence les facteurs institutionnels et socio-économiques dont il faut tenir compte dans l'élaboration de la politique, et d'autre part, on dégage les obstacles et difficultés en se basant sur des expériences concrètes de politiques de contrôle de la pollution mises en oeuvre dans des pays où des problèmes similaires au problème québécois sont rencontrés. Ainsi, l'analyse des réglementations québécoises et de l'expérience internationale permet la formulation de quelques recommandations en vue de rendre la politique québécoise actuelle plus efficace.

Il faut cependant viser la mise en forme d'une politique de contrôle plus efficace. Partant du fait que les connaissances scientifiques actuelles permettent d'établir d'une façon satisfaisante la relation entre l'épandage d'une certaine quantité de lisier sur le sol et la quantité de nutriments qui se rend au cours d'eau, on y traite des notions de capacité support du sol en regard des productions animales comme assise de la politique. On y établit que la méthode pour calculer la capacité support du sol (ou capacité de production animale en fonction de la capacité de disposer adéquatement des effluents d'élevage) devrait faire l'objet d'une entente entre les principaux intervenants touchés par le contrôle de la pollution agricole. On y propose une politique de contrôle de la pollution par les effluents d'élevage novatrice, réaliste et efficace qui prend en considération le conflit entre la productivité de la ferme et la qualité de l'eau.

La politique proposée utilise en partie la réglementation existante. Elle comporte les éléments suivants : 1) la *prohibition d'épandage*, la définition de *lieux d'épandage autorisés* et de *certificat d'autorisation*, 2) des normes générales minimales, la définition de périodes d'épandage sécuritaires, l'élaboration en conciliation de méthode pour établir des *normes régionales*, 3) un *concept d'autogestion* central à la politique, 4) la mise en place de tables de *conciliation entre les intervenants* (pollueurs - pollués - autorités de contrôle), 5) la notion de capacité support régionale des sols, 6) la définition de « capacités de réception » et de « droits d'épandage », 7) la définition des modes transactionnels, 8) le contingentement du coût d'acquisition des droits, 9) l'impartition des coûts dans les transactions, 10) l'incitation au plan de fertilisation, 11) l'application des redevances, 12) le mode de suivi juridico-administratif, 13) les incitations monétaires: a) le soutien conditionnel, destiné à contrer l'incertitude, et b) l'aide de transition, destinée au développement du marché des engrais de ferme et à la déconcentration industrielle des producteurs, 14) la mise sur pied d'incitations à l'investissement en recherche et développement et démonstration. Quoique sommaire, l'évaluation de la politique montre son intérêt pour contrôler efficacement la pollution d'origine diffuse. Son originalité réside dans l'établissement d'un marché contingenté de droits d'épandage et d'une amorce économique pour la valorisation agricole des engrais de ferme.

**Volume 7. Choix stratégiques dans la gestion des surplus de fumiers et lisiers : synthèse générale et résumé.**

Ce rapport constitue la synthèse du projet « **MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION ET CHOIX STRATÉGIQUES DANS LA GESTION DES SURPLUS DE FUMIERS ET LISIERS** » dont l'objectif était de formuler des propositions qui permettraient au gouvernement un contrôle plus efficace de la pollution de l'eau engendrée par les effluents d'élevage. Outre un résumé général de l'étude, on y présente le contexte politique et socio-économique du contrôle de la pollution agricole en insistant sur l'interaction entre la pollution et la surproduction agricole, toutes deux étant les conséquences d'une dynamique de production qui est perpétuée par les politiques agricoles.

# TABLE DES MATIÈRES

<b>Résumé</b> .....	<b>iii</b>
<b>Avant-propos</b> .....	<b>v</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>xiii</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>xv</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>xvii</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>1</b>
<b>1. Caractéristiques des fertilisants organiques</b> .....	<b>7</b>
1.1 Caractéristiques générales des divers fertilisants organiques.....	8
1.1.1 Fumier et purin de bovins .....	8
1.1.2 Lisier de vaches laitières .....	9
1.1.3 Lisier de veaux de boucherie.....	9
1.1.4 Lisier de porcs.....	10
1.1.5 Lisier de poules pondeuses .....	10
1.1.6 Fientes de poules pondeuses séchées ou compostées.....	11
1.2 Fournitures en azote des apports organiques.....	11
1.3 Fourniture en phosphore des apports organiques .....	12
1.4 Compostage.....	12
1.5 Avantages et inconvénients des fumiers et lisiers .....	12
1.6 Pertes au moment de l'épandage .....	13
<b>2. Facteurs contrôlant les pertes environnementales de nutriments</b> .....	<b>17</b>
2.1 Le cycle de l'azote .....	17
2.1.1 Processus gouvernant les sorties en azote .....	18
2.1.2 Processus gouvernant les transformations internes .....	19
2.2 Le cycle du phosphore.....	20
2.2.1 Adsorption et désorption .....	21
2.2.2 Minéralisation et immobilisation .....	21
2.2.3 Pertes par voies hydriques .....	22
2.4 Besoins des cultures .....	22
2.4.1 Besoins totaux en nutriments .....	22
2.4.2 Disponibilité des nutriments.....	24
2.5 Caractéristiques du sol influençant le devenir des nutriments.....	25
2.5.1 Caractéristiques physiques contrôlant le transport.....	25
2.5.2 Caractéristiques physiques contrôlant les transformations .....	27
2.6 Caractéristiques climatiques influençant le devenir des nutriments.....	28
2.6.1 Facteurs climatiques influençant le transport de l'azote.....	28
2.6.2 Facteurs climatiques influençant les transformations de l'azote .....	28

2.7 Rôle du drainage agricole .....	29
2.7.1 Influence du drainage.....	29
2.7.2 Le contexte au Québec .....	30
<b>3. Évaluation et gestion des apports potentiels en substances nuisibles au cours d'eau</b>	<b>33</b>
3.1 Vers une adéquation entre les besoins et les risques .....	33
3.2 Plans de fertilisation.....	35
3.2.1 Recommandations, guides et normes de fertilisation.....	35
3.2.2 Logiciels de fertilisation.....	39
3.3 Les outils d'évaluation environnementale .....	41
3.3.1 Exemple d'un modèle de recherche : le modèle SOILN .....	41
3.3.2 Exemple d'un modèle orienté vers la gestion: le logiciel AgriFlux.....	43
3.3.3 Exemple d'un outil de gestion basé sur les processus: le logiciel Fèces.....	44
3.3.4 Exemple d'un outil d'évaluation basé sur l'approche empirique: le logiciel NLEAP.....	46
3.4 Discussion des types d'outils informatiques disponibles en regard des objectifs d'évaluation.....	47
<b>4. Les relations doses-réponses .....</b>	<b>53</b>
4.1 Exemples de construction des courbes doses-réponses.....	53
4.1.1 Utilisation du logiciel AgriFlux .....	54
4.1.2 Utilisation du logiciel Fèces .....	58
<b>Discussion .....</b>	<b>65</b>
5.1 Problème de la spatialisation de l'évaluation.....	65
5.2 Utilisation des courbes doses-réponses .....	66
5.3 Facteurs agro-environnementaux à intégrer dans une politique de contrôle.....	67
5.4 Les informations requises pour la détermination des courbes doses-réponses .....	68
<b>Conclusion .....</b>	<b>73</b>
<b>Bibliographie.....</b>	<b>77</b>

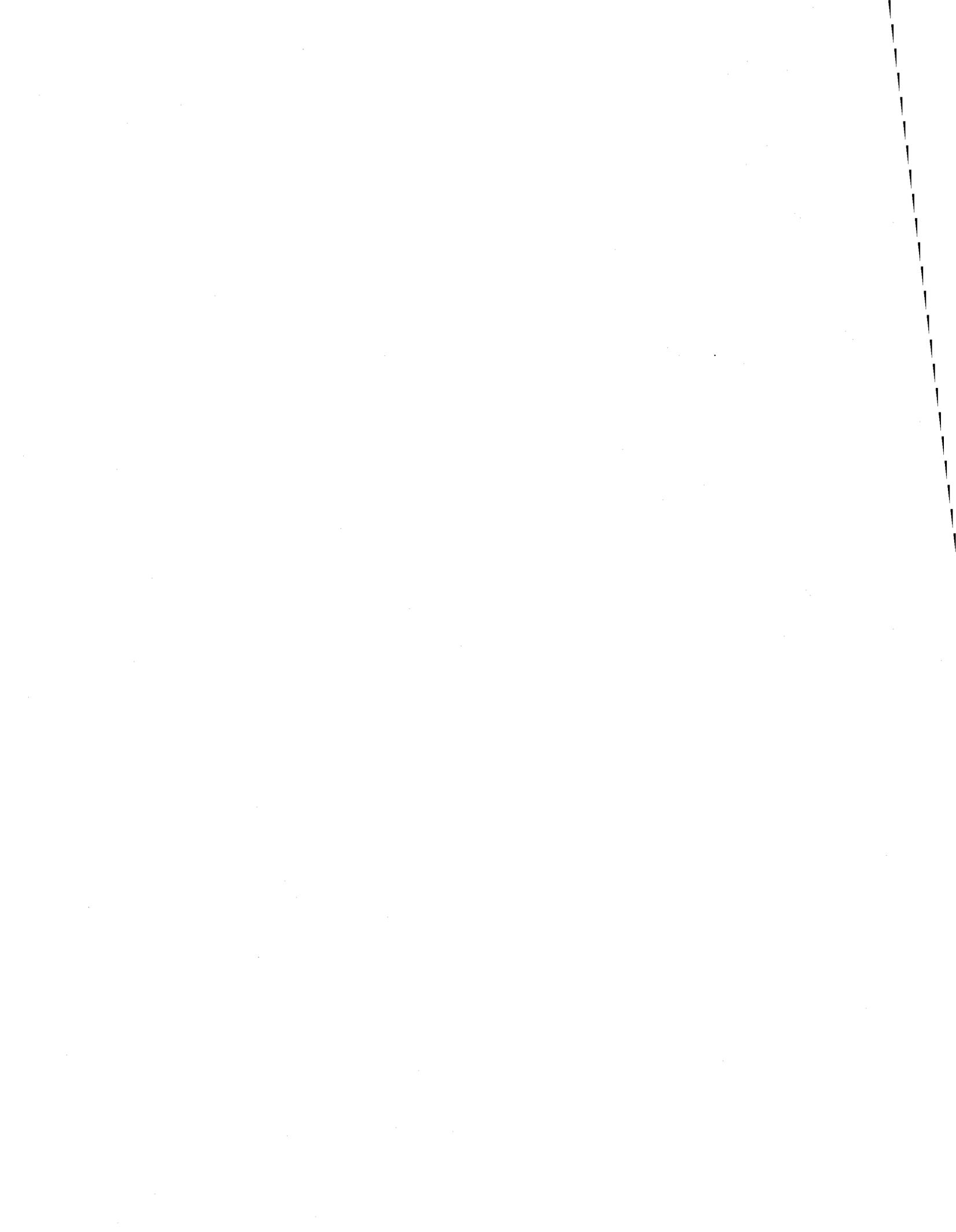
## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Composition moyenne (g/kg) des fumiers et purins de bovins .....	9
Tableau 2 Composition moyenne (g/l) d'un lisier de vaches laitières brassé .....	9
Tableau 3 Composition moyenne (g/l) d'un lisier de veaux .....	10
Tableau 4 Composition moyenne (g/kg) d'un lisier de porcs.....	10
Tableau 5 Composition moyenne (g/kg) d'un lisier de poules pondeuses.....	10
Tableau 6 Composition moyenne (g/kg de poids brut à 60% de matières sèches) des fientes de volailles.....	11
Tableau 7 Recommandations pour la fertilisation du maïs .....	35
Tableau 8 Coefficients moyens d'efficacité (équivalent minéral 1ère année) des éléments fertilisants des fumiers (%) .....	36
Tableau 9 Indices des pertes d'azote liées à la date d'épandage et au type de sol .....	36
Tableau 10 Comparaison des outils d'évaluation environnementale.....	48
Tableau 11 Description des données à la base de l'établissement des courbes doses-réponses .....	69



## LISTE DES FIGURES

Figure 1 Schéma du cycle de l'azote.....	18
Figure 2 Cinétique d'absorption d'azote du blé .....	23
Figure 3 Flux d'eau annuels (AgriFlux).....	54
Figure 4 Concentrations en nitrates dans l'eau lessivée (AgriFlux).....	55
Figure 5 Flux de nitrates dans l'eau lessivée (AgriFlux).....	56
Figure 6 Flux de nitrates dans l'eau ruisselée (AgriFlux) .....	57
Figure 7 Concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée (AgriFlux).....	57
Figure 8 Flux d'eau annuels (Fèces).....	58
Figure 9 Flux de nitrates dans l'eau lessivée (Fèces) .....	59
Figure 10 Concentrations en nitrates dans l'eau lessivée (Fèces) .....	60
Figure 11 Flux de nitrates dans l'eau ruisselée (Fèces).....	61
Figure 12 Concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée (Fèces).....	62



# **Introduction**



---

*(Hess 1986). Au Québec, cette proportion était de 19% en 1985. De plus, 47% des municipalités du Québec qui sont desservies par un réseau de distribution d'eau utilisent actuellement l'eau souterraine. (Grenier 1986, Sylvestre et Grenier 1987). La littérature québécoise relative à la contamination des nappes d'eau souterraine par l'usage intensif d'engrais organiques (fumiers et lisiers), est extrêmement limitée: à ce sujet, seulement quelques travaux ont porté sur les teneurs en azote dans des eaux de drainage (Chamberland 1976). Schmidt (1987) a compilé, au niveau national, les cas reconnus de contamination dus aux activités agricoles: le Québec apparaît avec 3 sites affectés et l'Ontario avec 5 cas de contamination.*



# **Chapitre 1**

## **Caractéristiques**

### **des fertilisants organiques**



# 1. CARACTÉRISTIQUES DES FERTILISANTS ORGANIQUES

---

Actuellement, la solution la plus fréquemment pratiquée pour disposer des fumiers et lisiers, et par ailleurs la plus valorisante pour le secteur agricole, est l'épandage<sup>10</sup> au champ. Cette biomasse contient des quantités importantes d'azote, de phosphore et de potassium: par tonne de fumier frais, on retrouve en moyenne 6.4 kg d'azote (N), 3 kg de phosphore (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), 2.8 kg de potassium (K<sub>2</sub>O) (Cluis et Couillard 1987). Emond (1988) évalue pour 1981 les quantités contenues dans les 24 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> de fumiers et lisiers, qui représentent 11 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> d'eaux résiduaires, à 110 x 10<sup>3</sup> tonnes d'azote, 88 x 10<sup>3</sup> tonnes de phosphore, et 90 x 10<sup>3</sup> tonnes de potassium, et la valeur économique de ces fumiers et lisiers à 162 millions de dollars.

Il est bien connu que les pratiques d'épandage des fumiers et des lisiers affectent la qualité des nappes et des cours d'eau. Le processus général par lequel les eaux sont contaminées fait intervenir l'une ou la combinaison des quatre voies hydrologiques suivantes :

- écoulement superficiel ou ruissellement vers les rivières ou lacs;
- percolation verticale à travers la zone non saturée jusqu'à la nappe phréatique;
- mouvement latéral à travers la zone saturée du sol (nappe) vers les eaux de surface;
- reprise par les drains agricoles souterrains (vers les eaux de surface).

Les quantités d'eau et de nutriments transportées selon ces voies sont influencées par de nombreux facteurs, incluant le climat, les propriétés du sol, la géologie du site, les diverses pratiques agricoles et les autres formes d'utilisation du territoire. La zone non saturée du sol, située entre la surface du sol et la nappe d'eau souterraine, y joue un rôle particulier. Constituée de divers horizons présentant des épaisseurs, et ayant des caractéristiques physiques et des propriétés bio-physicochimiques très variées, cette zone conditionne en grande partie le temps requis pour le transfert vertical de solutés vers la nappe (Brown et

---

<sup>10</sup> Au Québec, le problème des épandages aux champs agricoles de fumiers et lisiers est rapidement devenue prioritaire du fait de la production et de l'utilisation intensive de ces fumures organiques. Entre 1951 et 1982, le nombre d'animaux par ferme s'est très fortement accru, même si l'évolution globale du cheptel québécois a été relativement modérée (0% pour les bovins, 219% pour le porc, et 517% pour les volailles). Cette augmentation du nombre d'animaux à la ferme (259% pour les bovins, 3340% pour le porc, et 2046% pour la volaille) est attribuée à la diminution de 84% du nombre de fermes, leur nombre passant de 183 696 à 30 168. Durant cette même période, la quantité de déjections animales par ferme a augmenté dans de grandes proportions (250% pour les bovins, 2886% pour le porc) (Emond 1988). Les grands volumes à épandre (35 millions de mètres cubes pour le Québec en 1981), la courte durée de la période propice à l'épandage, les nuisances environnementales incidentes et le coût élevé du transport posent à l'éleveur d'importants problèmes. Par ailleurs, les tentatives actuelles de valorisation technologique des fumiers et lisiers se heurtent à des coûts de transformation encore élevés et à peu de débouchés pour les produits de valorisation en regard de leur prix. Pour ces différentes raisons, certains éleveurs ont encore malheureusement recours à des épandages excessifs durant des périodes ne correspondant pas au calendrier recommandé par le MAPAQ.

Beck 1989, Richard et Steenhuis 1988, Thomas et Kandiah 1989). Par opposition, dans le milieu saturé du matériau aquifère, les transferts de l'eau et des composés présents sont essentiellement horizontaux (Landreau 1984).

Les pertes de nutriments à l'environnement sont avant tout fonction des entrées et des sorties de nutriments du système étudié. La part la plus importante des entrées (si on néglige les dépôts atmosphériques qui demeurent faibles en contexte agricole) est l'apport de fertilisants au sol (section 1.1). Les nutriments sont retirés du système (sorties) principalement par le biais du prélèvement par les cultures. Les caractéristiques de ces entrées et sorties conditionnent le bilan en nutriments du système et définissent les cycles de l'azote et du phosphore (sections 1.2 et 1.3). Généralement, ce bilan étant excédentaire, il génère des pertes environnementales dont l'ampleur varie selon les grandeurs respectives des entrées et sorties (section 1.4). Les caractéristiques du sol ainsi que celles du climat vont aussi jouer un rôle important dans les pertes de nutriments à l'environnement par leur influence sur le transport et sur la transformation biochimique des différents nutriments (sections 1.5, 1.6 et 1.7).

## **1.1 Caractéristiques générales des divers fertilisants organiques**

Les amendements organiques, leurs propriétés et valeurs fertilisantes peuvent varier substantiellement selon leur origine et leur mode de traitement. Les paragraphes suivants définissent les amendements organiques les plus courants (CORPEN 1990) et leur composition est présentée à l'aide de tableaux.

### **1.1.1 Fumier et purin de bovins**

Les fumiers, mélange hétérogène de déjections animales et de litière carbonée (paille, sciure, copeaux, etc.), ont une composition et une texture variable qui dépendent de la quantité de paille utilisée par animal, de l'alimentation et du type de bâtiment. L'obtention de fumier est accompagnée de la production de purin (l'urine excédentaire non absorbée par la litière et le lixiviat du tas de fumier). Ce dernier produit est très faiblement chargé en matière sèche (MS).

Le fumier est essentiellement un engrais à haute valeur organique ayant un rapport carbone/azote élevé (C/N). Sous les animaux, ou stocké sur l'aire d'entreposage, le fumier subit une fermentation aérobie exothermique permettant une montée de température jusqu'à 50 ou 60°C. Cette fermentation s'accompagne d'une perte d'azote et de carbone. Au cours de cette fermentation, et selon le degré de paillage, la densité du fumier se modifie. D'une densité d'environ 500 kg/m<sup>3</sup> pour un fumier très pailleux, évacué régulièrement par raclage mécanique, on obtient du fumier de stabulation libre à une densité de 800 à 900 kg/m<sup>3</sup> après une période hivernale dans le bâtiment.

**Tableau 1 Composition moyenne (g/kg) des fumiers et purins de bovins**

	Fumier	Purin
MS	250	10
N <sub>tot</sub>	5.5	1
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	2.6	0.2
K <sub>2</sub> O	7.2	3
C/N	14	---

### 1.1.2 Lisier de vaches laitières

Issu du mélange des urines et des fèces, le lisier des vaches laitières contient en outre des résidus de litière, d'ensilage ou de foin. La totalité de ces déjections n'est pas forcément collectée sous forme de lisier, ceci dépendant du mode de gestion retenu par le producteur. La teneur en matière sèche des lisiers de vaches laitières présente de très fortes variations dues non seulement à l'alimentation, mais surtout aux conditions climatiques (déjections raclées sur aire d'exercice, diluées par des eaux de pluies directes ou déshydratées par l'effet du vent et du soleil en été).

En fosse, le lisier de vache laitière se sépare systématiquement en trois phases : une croûte composée de particules organiques allégées par les bulles de gaz issues des fermentations et de brins de paille ou de foin, un dépôt plus ou moins important dans lequel se trouve la plus grande partie du phosphore et l'azote organique, et une phase liquide centrale ne contenant que les éléments solubles (ammonium et potassium).

**Tableau 2 Composition moyenne (g/l) d'un lisier de vaches laitières brassé**

MS	N <sub>tot</sub>	N-NH <sub>4</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
127	4	2.2	2.2	5

### 1.1.3 Lisier de veaux de boucherie

Le lisier de veaux est un mélange de fèces et d'urines. C'est un produit particulièrement dilué et très peu riche en matière sèche du fait de l'alimentation souvent liquide des animaux et des eaux de lavage du bâtiment. La composition de ce lisier est beaucoup moins variable que pour les autres espèces compte tenu de la standardisation de l'alimentation. L'essentiel de l'azote est sous forme ammoniacale, et le lisier de veau présente des odeurs désagréables à l'épandage. Il contient peu d'azote, par contre il apporte une quantité non négligeable de calcium et de potassium.

**Tableau 3 Composition moyenne (g/l) d'un lisier de veaux**

MS	N <sub>tot</sub>	N-NH <sub>4</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	MgO
19	2.9	2.1	1.4	2.7	1.9	0.3

### 1.1.4 Lisier de porcs

La composition du lisier de porcs, mélange de fèces et d'urine, varie avec l'alimentation. C'est un produit fermentescible entrant en anaérobiose en stockage normal. Les fermentations entraînent une réduction du milieu et la formation de composés malodorants. La sédimentation des matières en suspension au cours du stockage est importante. La teneur en matière sèche est faible et l'azote est sous forme organique ou ammoniacale. L'azote ammoniacal peut représenter de 50 à 70 % de l'azote total du lisier. En cours de stockage, la proportion de matière minérale augmente par rapport à la matière sèche. Il y a pertes d'éléments organiques et d'azote ammoniacal. Le produit se minéralise rapidement. La fourniture des éléments minéraux aux plantes est immédiate et surtout à court terme (2-3 mois).

**Tableau 4 Composition moyenne (g/kg) d'un lisier de porcs**

MS	N <sub>tot</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	MgO
10 à 100	5	4	3	3	1

### 1.1.5 Lisier de poules pondeuses

Le produit issu des élevages de poules pondeuses est un mélange de fientes et d'eau. La dilution est nécessaire pour assurer le pompage du produit. La composition varie avec la teneur en eau et avec la durée du stockage. Ce lisier est fermentescible et entre en anaérobiose en stockage normal avec dilution et cette fermentation entraîne la formation de composés malodorants. L'azote est organique ou ammoniacal, cette dernière forme pouvant atteindre 60 à 70 % de l'azote total. Au cours du stockage, les formes urinaires se transforment en azote ammoniacal avec de fortes pertes de NH<sub>3</sub>. Le stockage s'accompagne d'une perte de matière organique (C et N). Le produit se minéralise vite et l'effet direct sur les cultures est important et prépondérant. Il s'agit d'un produit très intéressant en valorisation agronomique, cependant, il est déséquilibré avec une concentration très élevée en P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> et CaO.

**Tableau 5 Composition moyenne (g/kg) d'un lisier de poules pondeuses**

MS	N <sub>tot</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	MgO
100	6.8	9.5	5.5	16.5	1.4

### 1.1.6 Fientes de poules pondeuses séchées ou compostées

Ces fientes sont issues des élevages de poules pondeuses ou de volailles élevées en absence de litière. La composition de ce produit varie avec la teneur en matière sèche et en fonction du mode de séchage qui entraîne des pertes azotées plus ou moins importantes. Il s'agit d'un produit pouvant facilement entrer en fermentation aérobie en stockage normal, sans dilution. Le compostage entraîne des pertes azotées importantes. Par ailleurs, les formes urinaires évoluent plus ou moins complètement vers la forme ammoniacale avec des pertes d' $\text{NH}_3$ . La teneur en matière sèche élevée, supérieure à 60 %, en fait un produit de qualité.

L'azote est présent sous forme organique stable, organique facilement oxydable (urée, urates) ou sous forme ammoniacale. Ces deux dernières peuvent être considérées comme de l'azote minéral disponible immédiatement. Il s'agit d'un produit intéressant pour sa teneur en éléments nutritifs; cependant son potentiel d'utilisation est limité par un déséquilibre en phosphore ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) et en potassium ( $\text{K}_2\text{O}$ ).

**Tableau 6 Composition moyenne (g/kg de poids brut à 60% de matières sèches) des fientes de volailles**

Ntot	$\text{P}_2\text{O}_5$	$\text{K}_2\text{O}$	CaO	MgO
40	35	20	17	6.5

## 1.2 Fournitures en azote des apports organiques<sup>11</sup>

Les trois fractions d'azote présentes dans les fumiers et lisiers sont libérées sous forme utilisable par la plante, à plus ou moins brève échéance : l'azote minéral et l'azote organique (minéralisé au cours du cycle annuel) sont responsables des effets directs sur les cultures, et l'azote organique (minéralisé au cours des années subséquentes) est responsable des arrières effets sur les sols et la productivité végétale. L'azote organique représente 30 à 90 % du total des éléments nutritifs contenus dans les fumiers ou lisiers selon le type de déjections. L'importance respective de ces différentes fractions va conditionner en grande partie l'efficacité azotée de l'engrais de ferme et surtout la répartition dans le temps des libérations d'azote.

Les fournitures d'azote par effet direct sont constituées d'azote ammoniacal et d'azote organique rapidement minéralisable. Cet azote sera disponible pour les cultures au moment de sa libération, comme un engrais minéral. L'importance de cet effet direct dépend de la composition du produit épandu. Le lisier de porc, et surtout les fientes de volailles à forte proportion d'azote ammoniacal, ont un effet direct très marqué, alors que les fumiers ont un effet retardé sur les cultures.

<sup>11</sup> Carlotti 1992

Les fournitures d'azote par arrière-effet correspondent à la partie de l'azote qui ne sera pas libérée la première année, mais stockée sous forme d'humus dans le sol. Au cours des années subséquentes, cet humus se minéralisera en libérant une partie de l'azote qu'il contient. Si la parcelle reçoit annuellement des apports d'engrais de ferme depuis plusieurs années, la fraction d'azote libérée chaque année par minéralisation de l'humus est équivalente à celle stockée en moyenne tous les ans. Cet effet est particulièrement important pour les produits à forte proportion d'azote organique comme les fumiers.

### 1.3 Fourniture en phosphore des apports organiques

La disponibilité du phosphore dans les engrais de ferme est considérée sensiblement similaire à celle des engrais minéraux. Westerman *et al.* (1985) ont rapporté des coefficients d'efficacité (équivalent minéral de 1ère année) pour le phosphore qui varient de 0.7 à 0.8.

### 1.4 Compostage<sup>12</sup>

Épandu frais, le fumier peut avoir un effet dépressif sur la culture, par exemple à cause de l'immobilisation temporaire de l'azote minéral sous forme d'azote organique. Après compostage, cet inconvénient disparaît. Lors du compostage du fumier, on accélère le processus naturel de dégradation de la matière organique par retournement mécanique. Cette transformation s'accompagne d'une élévation de la température qui tue les germes pathogènes (salmonelles, bacilles tuberculeux...) et détruit les graines adventices. Au terme de cette transformation, on aboutit à une matière organique stable dont les propriétés sont proches de celles de l'humus. Cependant, durant le compostage, une part importante de nutriments est perdue, en particulier l'azote.

### 1.5 Avantages et inconvénients des fumiers et lisiers<sup>13</sup>

Le lisier est un produit riche en éléments nutritifs bénéfique pour la plante. Il nécessite toutefois une attention particulière, notamment au niveau du contrôle des pertes d'azote par volatilisation qui peuvent atteindre plus de 40% de l'azote total lors du stockage et de l'épandage. La surfertilisation par des lisiers entraîne des pertes azotées par ruissellement de surface et sous forme de lessivage de l'azote nitrique après minéralisation de l'azote organique.

De son côté, le fumier agit sur le stock humique et participe à la fertilisation des cultures de façon moins rapide mais aussi moins "agressive" que le lisier. Cela conduit à analyser l'impact fertilisant du fumier et donc son intégration dans un plan de fumure sur des bases de rotations de cultures et d'apports de fumier. Cette intégration à moyen terme demande

---

<sup>12</sup> Defaye et Plumail 1991

<sup>13</sup> Defaye et Plumail 1991

un effort de planification et de suivi plus lourd que pour des produits à effet immédiat. Mais au-delà de la restitution d'éléments fertilisants, le fumier permet de mieux gérer les cycles combinés du carbone et de l'azote au sein de l'exploitation agricole.

## **1.6 Pertes au moment de l'épandage<sup>14</sup>**

Des pertes importantes à l'environnement peuvent se produire au moment de l'épandage au champ des fumiers et lisiers, ceci entraînant des contraintes d'utilisation considérables :

- il faut choisir les périodes d'épandage propices, c'est-à-dire des périodes optimisant l'effet sur la végétation, le travail à la ferme, et le niveau des pertes vers les eaux souterraines et de surface;
- il faut éviter l'épandage sur un sol nu en automne ou en hiver (en particulier pour les lisiers), à proximité des cours d'eau, des points de captage d'eau potable et sur les sols gelés;
- il faut éviter l'épandage sur parcelle en pente pour éviter les pertes par ruissellement;
- il faut enfouir les fumiers et lisiers rapidement et utiliser des buses au ras du sol pour limiter les pertes par volatilisation.

---

<sup>14</sup> Defaye et Plumail 1991



**Chapitre 2**  
**Facteurs contrôlant les pertes**  
**environnementales de nutriments**



## 2. FACTEURS CONTRÔLANT LES PERTES ENVIRONNEMENTALES DE NUTRIMENTS

---

Plusieurs facteurs interviennent dans la modulation des pertes vers l'environnement de nutriments nuisibles à l'écosystème aquatique ou à la santé humaine et animale. Les processus naturels qui conditionnent l'évolution de l'azote et du phosphore, le besoin des cultures en nutriments, les caractéristiques géopédologiques des sols, les facteurs climatiques, et les systèmes de drainage agricole en sont les plus importants. Dans les pages qui suivent nous allons examiner plus en détail les contraintes environnementales devant être pris en compte dans les politiques de contrôle de la pollution en provenance des épandages des déjections animales.

### 2.1 Le cycle de l'azote

Les processus de transformation de l'azote dans le sol déterminent le destin des différentes formes d'azote, et donc les potentiels de transport vers la nappe d'eau souterraine. À l'opposé des substances organiques de synthèse (tels les pesticides) qui subissent dans le sol de simples réactions de dégradation ou de transformation irréversibles, l'azote présente un cycle complexe dans le système eau-sol-plante. Les voies métaboliques empruntées, ainsi que la grandeur des réactions de transformation seront par ailleurs grandement déterminées par les différents facteurs du milieu, incluant les facteurs climatiques, pédologiques, et bio-physico-chimiques du sol.

L'azote existe pratiquement en tout lieu dans la nature, dans l'atmosphère, l'hydrosphère, la biosphère et la lithosphère. Notons tout particulièrement qu'il compose presque 80% de la masse atmosphérique. D'autre part, l'azote existe sous différentes formes chimiques. On trouve alors les composés  $N_2$  (nombre d'oxydation = 0);  $N_2O$  (n.o. = + 1);  $NO$  (n.o. = +2);  $NO_2$  (n.o. = + 3);  $NO_3$  (n.o. = +5);  $NH_3$  (n.o. = -3);  $NH_4^+$  (n.o. = -3), et finalement l'azote organique qui constitue la forme la plus importante (plus de 95%) de l'azote dans le sol.

Ainsi, l'azote peut se transformer d'une forme à une autre, migrer d'un endroit à l'autre, avec ou sans changement de forme chimique. On appelle l'ensemble de la chaîne de ces processus le cycle de l'azote. De très nombreuses représentations, plus ou moins voisines, ont été proposées pour illustrer le cycle de l'azote. Nous en présentons une ici à titre d'exemple (Figure 1). Notons que la différence essentielle entre les différentes représentations dépend du degré de complexité introduite dans la présentation de l'azote organique.

Dans un certain sens, on peut considérer que c'est avec la fixation biologique de l'azote atmosphérique que débute le cycle de l'azote. Elle constitue en effet l'origine de l'azote organique du sol, ce dernier subissant des dégradations biochimiques au cours desquelles l'azote passe à l'état minéral (minéralisation ou ammonification) et est susceptible à l'oxydation (nitrification). L'azote minéral ainsi obtenu peut être lessivé par l'eau, retourner

à l'atmosphère par des voies gazeuses (dénitrification et volatilisation), être prélevé par les racines des plantes (assimilation, absorption ou prélèvement), ou encore, se retransformer en azote organique (immobilisation ou réorganisation).

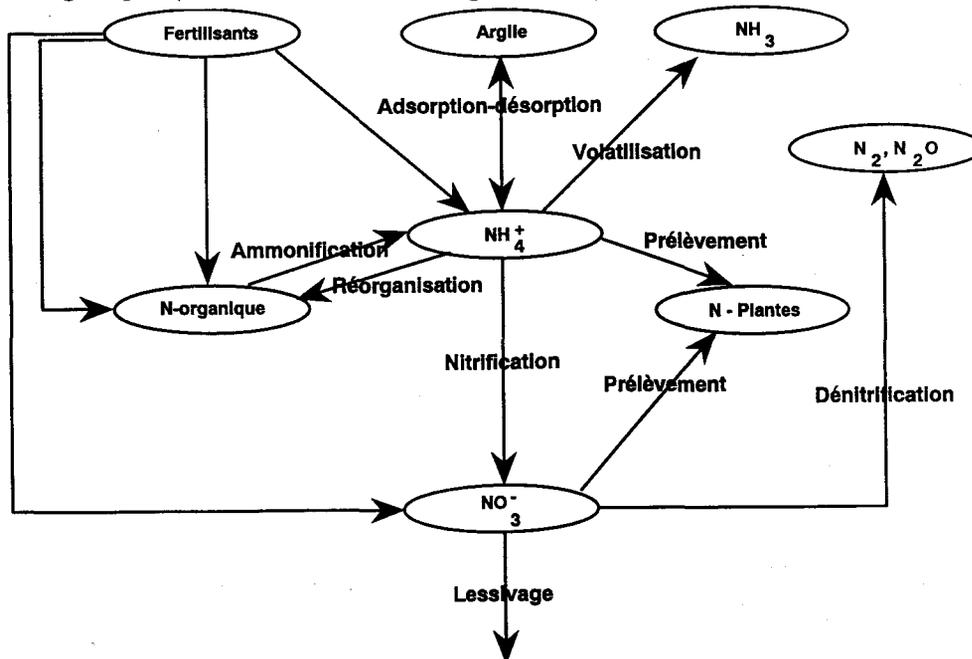


Figure 1 Schéma du cycle de l'azote

Notons de plus le rôle important, dans ce cycle de l'azote, de la fixation des apports azotés artificiels épandus sur le sol. En fait, si au niveau du globe c'est la fixation biologique naturelle qui constitue l'apport principal de l'azote du sol, ce sont les apports artificiels sous forme d'engrais, de rejets de fumiers ou d'eaux usées qui prédominent largement dans les zones d'activités agricoles.

### 2.1.1 Processus gouvernant les sorties en azote

#### a) Dénitrification

Il s'agit de la transformation (réaction de réduction) de l'azote nitrique ( $\text{N-NO}_3$ ) en azote gazeux ( $\text{N}_2$  et  $\text{N}_2\text{O}$ ) par des bactéries anaérobies ou par des réactions oxydo-réductrices en milieu réducteur, c'est-à-dire pauvre en oxygène. En effet et sous ces conditions, les nitrates sont utilisés comme accepteurs d'électrons. Cette réaction ne peut donc avoir lieu que dans le cas d'un important déficit en oxygène. Une caractéristique particulière de cette réaction est son instantanéité, ce qui rend difficile la mise en évidence et la mesure du processus sur le terrain. Les quantités en jeu seraient d'environ 15 à 20 kg N/ha/an dans un sol agricole (Hénin 1980).

#### b) Volatilisation

C'est la transformation de l'ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) à la forme gazeuse ammoniacale ( $\text{NH}_3$ ) du sol en azote atmosphérique. Des conditions venteuses et un sol alcalin seraient

favorables à cette réaction (Follett 1989). Cependant, on ne dispose que de très peu de mesures réalisées *in situ* pour ce processus.

### c) Lessivage

Le lessivage est l'entraînement par l'eau de l'azote inorganique vers la nappe phréatique. En pratique, seuls les nitrates sont lessivés, l'ammonium étant généralement immobile à cause de sa charge positive qui le retient au sol. La quantité de nitrates à lessiver dépend directement de l'ampleur de chacun des processus du cycle de l'azote.

## 2.1.2 Processus gouvernant les transformations internes

### a) Ammonification (minéralisation)

C'est la transformation de l'azote organique en azote minéral ( $\text{NH}_4^+$ ) sous l'effet de l'activité microbienne (bactéries et champignons). Tout comme la nitrification, ce processus est d'une grande importance agronomique, car il fournit l'azote minéral assimilable par les plantes. La réaction peut avoir lieu sous de nombreuses conditions, mais une bonne aération (présence d'oxygène), une température moyenne et une humidité moyenne favorisent le processus. D'autre part, la vitesse de cette transformation dépend de la composition même de l'azote organique qui est, en général, très hétérogène. Avec un taux de minéralisation de la matière organique du sol d'environ 2 à 3% par an, l'ampleur de ce processus peut être estimé à 150-200 kg N/ha/an dans un sol cultivé (Hénin 1980).

### b) Nitrification

Il s'agit de l'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitrique en présence de bactéries aérobies (genre nitrobacter). La réaction comprend en fait deux étapes : la nitritation (transformation de l'ammonium en nitrites) :  $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$  et la nitratisation (transformation des nitrites en nitrates :  $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ ). La deuxième étape est généralement beaucoup plus rapide que la première, ce qui explique la faible persistance des nitrites dans la nature. Les conditions de réalisation de ce processus sont presque les mêmes que celles de la minéralisation, avec néanmoins une plus grande exigence en oxygène. L'ampleur du processus est sensiblement équivalente à celle de la minéralisation.

### c) Réorganisation (immobilisation)

A l'opposé de la minéralisation, c'est le passage de l'azote minéral (ammoniacal et nitrique) en azote organique suite à l'intervention de micro-organismes. Notons que la forme préférentiellement assimilée par ces micro-organismes est le plus souvent la forme ammoniacale (Mariotti 1982). Cette immobilisation peut atteindre quelques dizaines de kg N/ha/an.

### d) Adsorption-désorption de l'ammonium

Comme pour tout autre cation, une partie des ions ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) est fixée, par un mécanisme d'échange d'ions, sur les composantes du sol (surtout sur les particules

argileuses) ou/et les particules organiques (les substances humiques électronégatives). Le terme adsorption-désorption est utilisé pour désigner l'échange entre la phase liquide et la phase solide. Il convient de noter que l'ammonium adsorbé est beaucoup moins accessible pour la métabolisation (nitrification, assimilation) que l'ammonium libre dissous dans l'eau.

## 2.2 Le cycle du phosphore

Similairement à l'azote, les processus de transformation du phosphore dans le sol déterminent la quantité de phosphore présent sous différentes formes et donc le potentiel de migration de ces composés. Les différentes formes du phosphore présentes dans le sol ainsi que les principaux processus de transformations décrits ci-après sont tirés de Kuark-Leite (1990).

Le phosphore du sol est généralement divisé en deux catégories, le phosphore inorganique, associé avec les particules minérales du sol (le phosphore inorganique dissous dans l'eau du sol étant négligeable, inférieur à 0.05 % du P-total) et le phosphore organique, qui est un des éléments constituant de la matière organique du sol. La fraction organique, qui peut représenter de 20 à 80 % du phosphore total du sol, est inerte dans sa forme organique. Elle devient disponible pour les plantes ou pour le lessivage qu'après minéralisation. Dix pour cent du phosphore organique total se trouvent sous forme de composés organiques : phytine, phospholipides, acides nucléiques; le reste (90 %) serait constitué de complexes organo-minéraux (Conesa *et al.* 1979).

Dans les sols biologiquement peu actifs où la matière organique atteint des niveaux d'équilibre élevés (sols de prairie, sols montagnards, sols hydromorphes, ...), la fraction organique peut contenir jusqu'à 80% de phosphore. Mais dans les sols sains, aérés, régulièrement labourés, cette fraction est généralement minoritaire dans les sous-sols. La fraction minérale est extrêmement diversifiée puisqu'on a inventorié dans les sols près de 200 minéraux phosphatés, des orthophosphates essentiellement.

Dans le sol, le phosphore est classé en phosphore particulaire et en phosphore dissous (ou soluble). La phase solide se présente sous trois formes, le phosphore adsorbé à la surface de certains constituants du sol, le phosphore des minéraux emprisonnés dans le réseau cristallin des minéraux du sol et le phosphore organique.

Le phosphore dissous dans l'eau du sol se trouve essentiellement sous la forme inorganique. La concentration en phosphore dissous dans l'eau du sol est d'environ 0.1 à 1 mg P/l. Elle varie en fonction des propriétés de la phase solide et liquide du sol ainsi que du rapport entre le phosphore présent dans ces deux phases. Les espèces chimiques du phosphore dissous dépendent des réactions de protonation et de la formation des complexes ioniques solubles. Ces espèces incluent  $\text{H}_3\text{PO}_4^-$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et les complexes ioniques avec ces ions. Les espèces ioniques  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  sont les produits prédominants de la dissociation de l'acide phosphorique en solution dans la plupart des sols (pH 4.0-8.5). Les formes solubles du phosphore peuvent se complexer avec plusieurs ions métalliques présents dans l'eau du sol ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Fe}^{+3}$ ,  $\text{Al}^{+3}$ ,  $\text{Mn}^{+2}$ , ...) et ainsi former des

complexes métallico-phosphatés solubles ( $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$ ,  $\text{CaHPO}_4$ ,  $\text{Al}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2^+$ ,  $\text{FeH}_2\text{PO}_4^{+2}$ , etc.). Les formes complexées du phosphore soluble peuvent représenter dans certains cas une fraction importante du phosphore total dissous, notamment dans les sols acides (dû à la forte stabilité des complexes Fe - P et Al - P) et dans les sols calcaires (dû à la forte proportion des ions  $\text{HPO}_4^{-2}$ ) (Larsen 1967).

Un certain nombre de mécanismes commandent les changements d'état et les transferts du phosphore entre la phase solide et la phase liquide du sol et, de manière générale, la dynamique du phosphore dans le sol. Les paragraphes suivants présentent brièvement ces principaux mécanismes.

### 2.2.1 Adsorption et désorption

La concentration en phosphore de l'eau du sol est régie par des réactions d'équilibre entre le phosphore de la phase solide et celui de la phase liquide, les réactions mises en jeu étant la sorption-désorption et la précipitation-dissolution, comme illustré par l'équation d'équilibre suivante :



La majorité des constituants du sol fixent les ions phosphoriques (les hydroxydes de fer et d'aluminium, les colloïdes minéraux et organiques, le calcaire). L'étude des cinétiques de ces échanges, notamment celle de la désorption des ions de la phase solide vers la phase liquide du sol au cours de l'épuisement des réserves, montre que le flux ionique est d'abord très rapide, supérieur au flux d'absorption par les plantes, pendant quelques minutes ou quelques heures avant de se ralentir considérablement. L'allure de cette cinétique conduit à admettre l'existence de plusieurs "compartiments" d'ions échangeables de mobilité différente dont certains ne sont atteints qu'en imposant au sol de larges variations d'état hydrique. Larsen (1967) indique que le comportement du phosphore dans le sol peut être résumé par la réaction :



Le phosphore labile est défini comme étant la fraction du phosphore total du sol qui peut passer en solution par l'intermédiaire des échanges ioniques pendant un certain laps de temps.

### 2.2.2 Minéralisation et immobilisation

De façon analogue à l'azote, le phosphore organique du sol ainsi que les résidus organiques incorporés subissent des cycles de minéralisation et de réorganisation. Les vitesses de ces phénomènes sont du même ordre de grandeur pour les deux éléments et varient avec la nature des matières organiques. Les éléments C, N et P de formes organiques se trouvent dans un rapport moyen de 100:10:1 dans les sols. Il en résulte que les quantités de phosphore mises en jeu au cours de ces processus restent faibles.

### 2.2.3 Pertes par voies hydriques

Les pertes par voies hydriques du phosphore des sols se font par trois voies principales, le lessivage du phosphore dissous de la solution du sol, le lessivage du phosphore particulaire par l'eau percolée et le ruissellement du phosphore particulaire dû à l'érosion des sols.

Il est généralement admis qu'une fraction réduite du phosphore se perd par le transport dans l'eau percolée à travers le profil du sol en raison de l'affinité du phosphore avec les composants du sol. Cependant, des ions phosphoriques sont présents dans l'eau du sol et, par conséquent, dans les lessivats des sols en raison de l'équilibre entre le phosphore en solution et le phosphore de la phase solide. La concentration dans l'eau de drainage est déterminée par les relations d'équilibre entre les phases solides et liquides et par le pouvoir adsorbant, soit de la portion inférieure du sol par laquelle l'eau percole avant d'atteindre les drains, soit de la zone traversée par l'eau entre le point d'infiltration jusqu'au réseau de drainage naturel. Les concentrations en phosphore de l'eau alimentant les nappes sont étroitement liées aux capacités adsorbantes des matériaux situés au-dessus de l'aquifère. Pour des sols présentant de la macroporosité, l'eau contenant du phosphore peut percoler rapidement à l'intérieur de ces chemins préférentiels sans interagir avec la phase solide. Par ailleurs, du phosphate particulaire peut apparaître dans les drains des sols fortement fissurés en raison du transport des fines particules dans les fissures du sol. Les pertes par lessivage du phosphore particulaire restent néanmoins limitées aux sols drainés artificiellement.

Sur des parcelles exposées à l'érosion des sols, une perte très importante en phosphore particulaire peut avoir lieu par l'intermédiaire du phosphore adsorbé et contenu dans les particules des sols. Comme le processus d'érosion est sélectif par rapport aux fines particules et que le phosphore de la phase solide se trouve pour une grande partie dans la fraction argileuse des sols, les sédiments érodés sont normalement beaucoup plus riches en phosphore que le sol original. Le taux d'enrichissement en phosphore des sédiments peut varier entre 1 et 10 par rapport au sol d'origine.

## 2.4 Besoins des cultures

Les besoins des cultures sont satisfaits en partie par les fertilisations et en partie par les fournitures du sol. La disponibilité de ces sources à différents moments de la période de croissance détermine si les besoins sont remplis. Une connaissance des besoins totaux de la culture ainsi qu'une évaluation de la disponibilité des nutriments s'avère donc nécessaire.

### 2.4.1 Besoins totaux en nutriments<sup>15</sup>

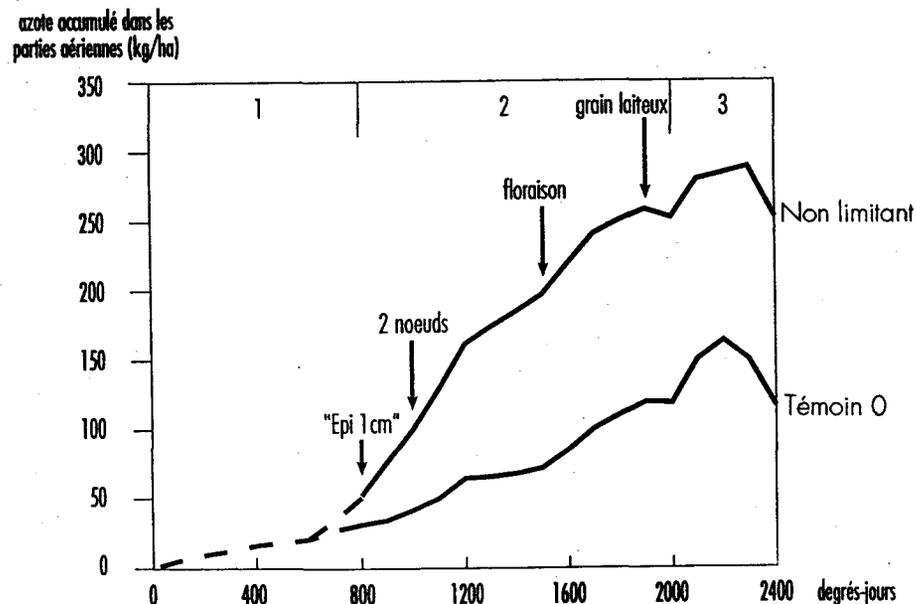
Afin d'estimer les quantités de fertilisants à appliquer pour une culture donnée, il est nécessaire de connaître l'allure de la cinétique d'absorption de l'azote pour cette culture ainsi que ses besoins instantanés.

---

<sup>15</sup> Carlotti 1992

### a) Cinétique d'absorption de l'azote

Le rayonnement solaire intercepté conditionne l'accumulation de matière sèche, c'est-à-dire la croissance des plantes. La figure 2 illustre un exemple d'une courbe type de cinétique d'absorption d'azote du blé en fonction de la température cumulée dans des conditions non limitantes en azote et avec les doses usuelles (témoin).



**Figure 2 Cinétique d'absorption d'azote du blé**

Pendant la phase d'implantation (partie 1 de la figure 2), la plante met en place ses organes foliaires et racinaires, l'absorption de nutriments est donc faible. Durant la seconde phase, de nombreuses feuilles sont mises en place. Comme ces organes sont les plus riches en azote, l'absorption de cet élément est très forte, et c'est pendant cette période végétative que les besoins azotés sont les plus élevés. La maturité est atteinte dans la troisième phase, il n'y a alors plus d'absorption d'azote. La baisse correspondant au dernier point est due à une perte d'azote. La forme de la cinétique d'absorption des nutriments est variable en fonction de l'espèce, de la date de semis, de la durée du cycle cultural, etc. En particulier, la période d'intense absorption peut être plus ou moins étalée dans le temps. Le niveau global de nutriments absorbé peut être alors plus ou moins important.

### b) Estimation des besoins

Coic (1956) définit les besoins d'une culture comme les quantités que celle-ci doit absorber à chaque instant (besoins instantanés) ou sur l'ensemble du cycle (besoins totaux) pour

obtenir le rendement optimal et la meilleure qualité possible. Le besoin en nutriments correspond donc à une quantité que l'on veut voir absorber par la culture en fonction d'un objectif de croissance, d'élaboration du rendement et de qualité.

Les quantités absorbées et le rythme d'absorption des nutriments varient selon les espèces. Des courbes types d'absorption de nutriments pour différentes espèces permettent de déterminer les quantités maximales prélevées (besoins totaux) ainsi que les besoins aux différentes périodes, les périodes de besoins intenses, les quantités prélevées à la récolte et les exportations par les parties récoltées.

### **2.4.2 Disponibilité des nutriments**

L'azote et le phosphore total contenu dans le sol ne sont jamais entièrement disponibles pour les plantes. Certaines caractéristiques du sol (granulométrie, humidité, température, ...) favorisent la transformation de ces nutriments en leur forme inorganique (minérale), la seule que les plantes puissent absorber. Certaines pratiques de gestion de l'interculture peuvent aussi influencer la disponibilité des nutriments.

#### **a) Origine de l'azote absorbé par les plantes<sup>16</sup>**

Les deux principales sources d'azote à la disposition des cultures sont les fournitures d'azote par le sol et les apports de déjections animales ou d'engrais minéral. Mis à part les légumineuses qui par l'intermédiaire des rhizobiums vivant en symbiose dans leurs racines peuvent fixer l'azote atmosphérique, la plupart des plantes cultivées s'alimentent à partir de l'azote minéral du sol. L'azote minéral est essentiellement présent sous deux formes dans le sol: la forme nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ) et la forme ammoniacale ( $\text{NH}_4^+$ ). Lorsque les conditions d'aération sont bonnes, les nitrates dominent. La nutrition azotée des cultures non légumineuses s'effectue donc en grande partie par absorption de nitrates et dans une moindre mesure sous forme ammoniacale. Les nitrates sont en totalité dissous dans la solution du sol, tandis que les ions ammonium peuvent être adsorbés aux particules de sol. Après leur absorption par les cellules des racines des plantes, les nitrates seront réduits en partie dans les racines et en partie dans les feuilles, selon les espèces végétales.

#### **b) Origine du phosphore absorbé par les plantes<sup>17</sup>**

Si les réserves en phosphore des sols étaient, entièrement et de manière homogène, disponibles pour les végétaux, elles suffiraient à satisfaire leurs besoins pendant plusieurs siècles sans restitution. En fait, une très large partie n'est pas assimilable dans l'immédiat par la végétation qui s'alimente essentiellement d'ions orthophosphoriques ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ) de la solution du sol. Une fois le phosphore absorbé, l'équilibre entre les phases solides et liquides est rompu et la fraction labile du phosphore est donc sollicitée pour le rétablir. La fraction non labile ne contribue probablement pas à satisfaire les besoins des plantes sur une

---

<sup>16</sup> Carlotti 1992

<sup>17</sup> Kauark-Leite 1990

durée si courte comme la période de croissance car la vitesse de transfert est très lente. L'absorption du phosphore dépend donc directement de la concentration en solution et indirectement des facteurs responsables de son maintien.

### **c) Gestion de l'interculture<sup>18</sup>**

La minéralisation de l'azote en fin d'été et en automne est un processus naturel inévitable. Elle produit des quantités d'azote potentiellement lessivable, présentes dans le sol à la reprise des pluies d'automne qui sont alors suffisantes pour engendrer une pollution nitrique même si la fertilisation azotée précédente est correctement ajustée. Il est donc nécessaire de maîtriser l'azote en interculture (par gestion des résidus de récolte ou par implantation de cultures jouant le rôle de pièges à nitrates) si on veut minimiser les pertes à l'environnement.

La gestion des résidus de culture, dont le but est de limiter la minéralisation nette pendant la période d'interculture, va jouer sur les mécanismes d'organisation et de minéralisation en essayant de faire coïncider l'organisation avec la période de minéralisation intense de post-récolte et la reminéralisation avec une période de besoin en azote de la culture suivante. Les principaux facteurs qui déterminent la vitesse de décomposition et d'organisation sont la nature des résidus, le mode d'incorporation au sol, la température et l'humidité du sol.

Un piège végétal à nitrates est une culture se développant entre deux cultures principales et dont le but est de limiter les fuites de nitrates. Elle consomme donc les nitrates produits lors de la minéralisation post-récolte (et éventuellement les reliquats de la culture principale). Les nitrates sont réorganisés temporairement soit par absorption dans la plante, soit par immobilisation microbienne dans la rhizosphère.

## **2.5 Caractéristiques du sol influençant le devenir des nutriments**

### **2.5.1 Caractéristiques physiques contrôlant le transport**

#### **a) Lors du processus d'infiltration<sup>19</sup>**

La quantité d'eau qui percole à travers un sol est déterminée en partie par les apports d'eau provenant des précipitations et de l'irrigation, et par les pertes d'eau via le prélèvement par les plantes et l'évaporation. Le sol peut être comparé à un réservoir d'eau constitué de différents compartiments. Le volume total du réservoir représente toute l'eau que peut contenir le sol dans la zone racinaire.

Lorsque le réservoir est rempli à différents niveaux (correspondant aux compartiments), différentes forces sont nécessaires pour faire bouger l'eau. Lorsque la teneur en eau du sol est entre la saturation (tous les pores sont remplis d'eau et le réservoir est plein) et la

---

<sup>18</sup> CORPEN 1991

<sup>19</sup> Williams et Kissel 1991

capacité au champ (l'eau qui reste ne peut plus s'écouler par gravité), c'est la force gravitationnelle qui est responsable de la percolation. À mesure que le contenu en eau descend sous la capacité au champ, à cause du prélèvement par les plantes et de l'évaporation, l'eau est alors plus fortement retenue au sol. La teneur en eau peut descendre jusqu'au point où l'eau qui reste est tellement fortement retenue au sol que les plantes ne peuvent plus l'extraire, cette teneur en eau est appelée le point de flétrissement.

Le volume total du réservoir (contenu en eau à saturation) et les proportions d'eau dans les différents compartiments varient selon le type de sol. La proportion entre la saturation et la capacité au champ (sujette à la percolation) varie d'une valeur maximale dans un sol très sableux jusqu'à un minimum dans les argiles. De plus, l'eau percole généralement beaucoup plus rapidement dans un sable que dans une argile. Pour un sol donné, la quantité d'eau qui peut être absorbée par le sol avant que débute la percolation est fonction du déficit en eau sous la capacité au champ. Les volumes d'eau qui percolent sont donc fonction à la fois des caractéristiques du sol et des conditions climatiques prévalant au moment de l'étude. Bien sûr, plus le volume d'eau transporté est important, plus grande sera la quantité d'ions transportés en solution.

#### **b) Lors du processus de ruissellement**

Le ruissellement peut engendrer des pertes de composés azotés et phosphorés directement vers les systèmes d'eau superficielle. Ce processus dépend par ailleurs d'un grand nombre de facteurs qui influent sur la proportion de nutriments entraînés. Ces facteurs, tels la pente, l'état de la surface du sol, son degré d'humidité et le couvert végétal, ont un rôle qu'il est généralement difficile de quantifier, d'autant plus que de leurs interactions sont parfois synergiques.

Le phénomène d'érosion en milieu agricole résulte de l'entraînement des particules de sol par le ruissellement des eaux de pluie le long des pentes (Mettauer *et al.* 1979, Dubé 1975). Ceci peut se faire soit d'une manière diffuse appelée érosion "en nappe", soit sous formes d'érosion en rigoles ou en ravins. D'autre part, les activités humaines tendent à accélérer le phénomène d'érosion des sols entre autres par certaines pratiques agricoles (Sundburg et White 1986).

Selon Bolline *et al.* (1978) les principaux facteurs responsables du phénomène érosif sont les suivants :

- l'érosivité résultant de l'effet combiné de l'impact des gouttes et du ruissellement;
- les pentes intervenant par leur indice d'inclinaison;
- le couvert végétal représenté par les cultures utilisées;
- le type de sol.

L'interaction de ces facteurs peut expliquer leur rôle important dans les variations spatiales et temporelles du ruissellement et de l'érosion observées (Mathier 1991). Parmi les effets de

l'érosion hydrique (Dubé 1975), mentionnons la perte de sol arable, la perte d'infiltration à cause de la réduction de la perméabilité du sol ou de sa capacité de rétention, la sédimentation des particules fines en aval, et la perte d'éléments nutritifs.

### **2.5.2 Caractéristiques physiques contrôlant les transformations**

De nombreux facteurs influencent les valeurs des constantes de vitesse des processus du cycle de l'azote. La dynamique de l'azote dans le sol est donc indirectement influencée par ces facteurs. Parmi ceux-ci, certains sont directement influencés par le type de sol (température, humidité, oxygène dissous, pH, matière organique, carbone disponible, etc.). Certains d'entre eux, aussi reliés aux événements climatiques, sont très variables dans le temps (température, humidité, oxygène dissous), alors que les autres, plutôt liés aux seules conditions édaphiques, sont stables ou relativement stables à moyen terme (pH, matière organique).

#### **a) Type de sol**

La texture et la structure du sol influencent considérablement à la fois l'humidité du sol et son aération. Le type de sol détermine par ailleurs les quantités d'eau disponibles aux organismes responsables des processus de transformation, de même qu'aux plantes. Ainsi, on peut dire qu'en général un sol plus argileux conserve une humidité plus grande favorisant des conditions anaérobies, alors qu'un sol plus sableux favorise des conditions aérobies. À la fois la disponibilité de l'eau et celle de l'oxygène caractériseront l'importance des transformations mises en jeu.

De même, la capacité d'un sol à se drainer naturellement (ainsi que la présence ou l'absence de drains artificiels) détermine les conditions d'humidité et d'aération qui y prévalent. La présence de la nappe d'eau souterraine maintient une zone d'humidité au-dessus d'elle à la faveur de la remontée capillaire. Plus la nappe est profonde, plus les conditions aérobies sont favorisées.

La minéralogie du sol influence aussi, mais de façon moindre, les transformations des nutriments. D'une part, le pH du sol influence la dynamique microbologique (espèces différentes, inhibition possible de la bioactivité). D'autre part, la présence d'argile permet la fixation (adsorption) de l'ammonium et du phosphore, empêchant ou retardant leur migration dans le sol, et les rendant ainsi disponibles aux processus de transformation.

#### **b) Teneurs initiales du sol en éléments nutritifs**

Le contenu initial en matière organique du sol (humus du sol) joue un rôle au niveau de la production des formes azotées de plusieurs manières. Premièrement, la minéralisation de cette matière organique génère des formes plus disponibles aux plantes mais aussi plus mobiles et susceptibles au lessivage. D'autre part, cette matière organique favorise le développement des micro-organismes responsables des transformations biochimiques.

Le rapport C/N de cette matière organique conditionne aussi le sens des transformations. Ainsi, la minéralisation nette est la somme de deux phénomènes agissant en sens opposé, la

minéralisation et l'immobilisation, l'importance de chacun étant déterminée notamment par le rapport C/N du sol. Ce rapport dépend du degré de maturation de la matière organique du sol (son degré d'humification).

### **c) Conductivité thermique du sol**

Les propriétés thermiques du sol influencent la température du sol qui influence elle-même les transformations biochimiques. La conductivité thermique du sol est la propriété jouant le rôle principal. Les propriétés thermiques sont aussi influencées par l'humidité du sol, et par les propriétés thermiques de cette eau variant entre autres avec sa composition chimique. Bien entendu, la température du sol est directement contrôlée par les caractéristiques pédo-climatiques.

## **2.6 Caractéristiques climatiques influençant le devenir des nutriments**

### **2.6.1 Facteurs climatiques influençant le transport de l'azote<sup>20</sup>**

Pendant la saison estivale, les teneurs en eau du sol sont souvent inférieures à la capacité au champ à cause du prélèvement d'eau intensif par les cultures et à cause de l'évaporation. Lorsqu'un événement pluvieux se produit pendant cette période, une partie de l'eau sert à combler le compartiment entre le point de flétrissement et la capacité au champ. La percolation, si elle a lieu, est généralement faible. Par conséquent, si la fertilisation a lieu pendant cette même période, les risques de lessivage de l'azote sont relativement faibles. À l'opposé, pendant les périodes d'interculture (printemps et automne au Québec), les teneurs en eau du sol sont plus élevées (proche de la capacité au champ) à cause de l'absence de processus extracteurs d'eau. Lorsqu'un événement pluvieux se produit pendant ces périodes, l'eau précipitée percole aussitôt. Si une fertilisation riche en azote minéral est appliquée pendant ces périodes, cet azote est entraîné aussitôt avec l'eau percolée. Au Québec, cette situation est amplifiée par la période de fonte de neige à la fin de l'hiver. À ce moment, les sols sont saturés et le moindre événement pluvieux provoque du ruissellement et de la percolation. Dans les deux cas, les flux d'eau entraînent l'azote en solution dans l'eau et l'azote fixé aux particules de sol érodé.

### **2.6.2 Facteurs climatiques influençant les transformations de l'azote**

Tel que mentionné précédemment, la dynamique de l'azote dans le sol est influencée par de nombreux facteurs. Parmi ceux-ci, certains sont liés aux événements climatiques et sont très variables dans le temps (température, humidité, oxygène dissous). Parmi les facteurs variables dans le temps, la température et l'humidité du sol semblent avoir des rôles primordiaux. Ce sont de plus les seuls facteurs que l'on puisse vraiment prendre en considération dans une étude pratique. C'est donc en fonction de ces deux variables que s'effectue la correction des valeurs des paramètres biochimiques.

---

<sup>20</sup> Williams et Kissel 1991

La température optimale pour les activités de la biomasse microbienne se situe le plus souvent à 35°C, et les constantes des vitesses de réaction prennent donc leurs valeurs maximales à cette température (Stanford *et al.* 1973).

Stanford et Epstein (1974) ont montré que l'humidité optimale pour la minéralisation est proche de la capacité au champ et que la constante de vitesse de la réaction décroît linéairement avec l'abaissement ou l'augmentation du contenu en eau de part et d'autre de la capacité au champ. Cette approche est également supposée valable pour les autres réactions (nitrification et réorganisations). À l'opposé, la vitesse de la dénitrification croît linéairement à partir de la capacité au champ pour atteindre sa valeur maximale à la saturation en eau.

## 2.7 Rôle du drainage agricole

### 2.7.1 Influence du drainage

Le drainage agricole (soit par des drains souterrains ou par des fossés ouverts) est pratiqué couramment dans les régions tempérées: il a pour but l'évacuation du surplus d'eau contenu dans le sol. Cette pratique permet une meilleure croissance des plantes et facilite le travail du sol, le semis et la récolte. On obtient ainsi une exploitation optimale de la saison végétative (CPVQ 1976, 1984, Skaggs *et al.* 1982).

Il est reconnu que le drainage artificiel des terres agricoles a une influence sur le mouvement de l'eau, et donc sur celui des nitrates, bien que le destin de ce soluté ne soit pas toujours bien connu (Letey *et al.* 1977, Lowrance *et al.* 1984a, 1984b). Il faut aussi mentionner l'importance de chaque épisode de drainage, compte tenu de la grande variabilité des concentrations en nitrates lessivés. En effet, les teneurs en nitrates subissent d'importantes fluctuations annuelles et inter-annuelles pour un même site, rendant difficile une évaluation des pertes (Concaret et de Corey 1989, Stevenson et Neilsen 1990).

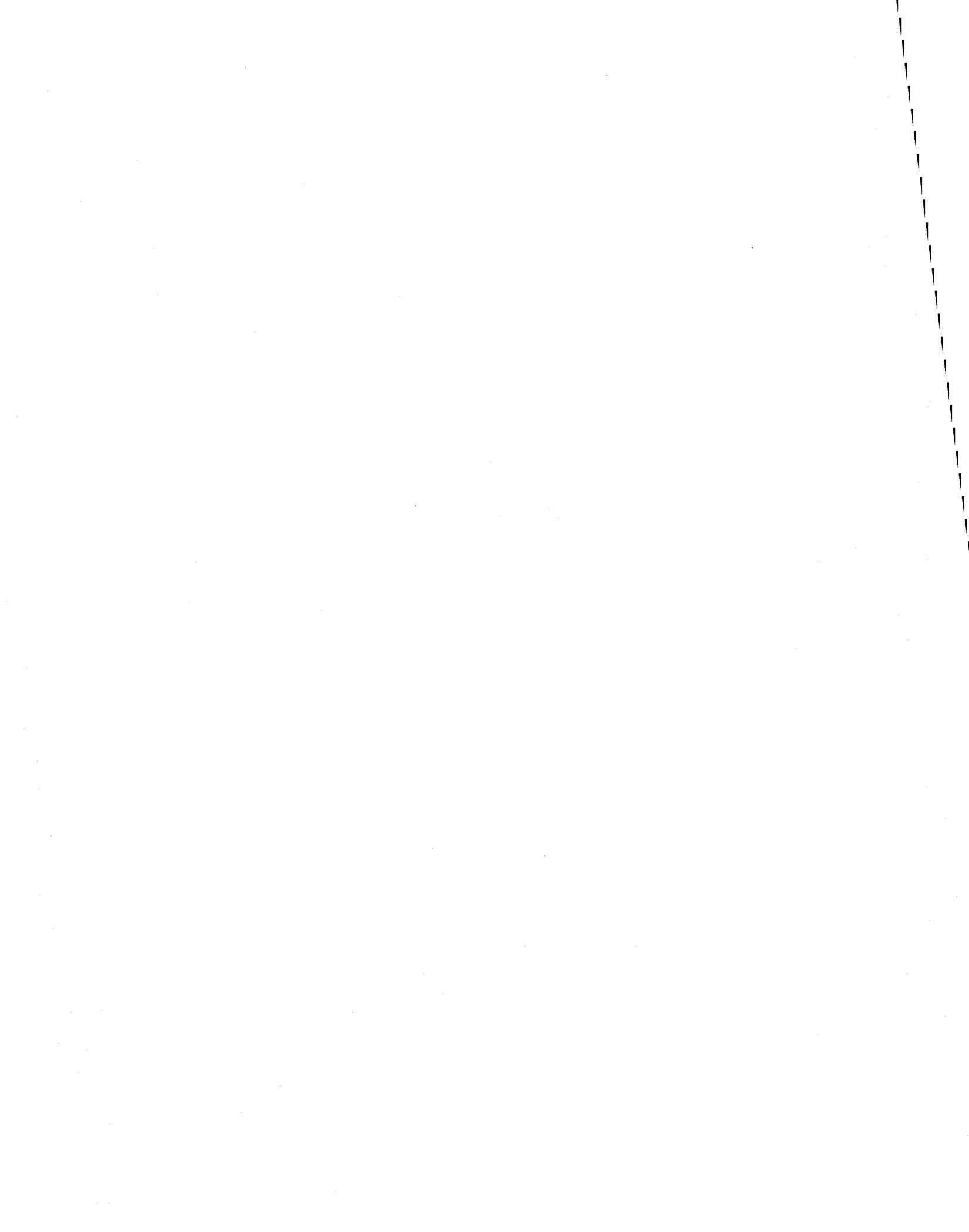
La masse d'éléments nutritifs exportée par les eaux de drainage est également influencée par les pratiques de labour. Celles-ci affectent directement la capacité d'infiltration de l'eau dans la couche superficielle du sol et, par conséquent, le transport des solutés. Le lessivage de nitrates sous différents types de labour a été étudié pour une diversité de climats et de type des sols (Kanwar *et al.* 1985, Rice *et al.* 1986, Owens 1987, Kanwar *et al.* 1988).

Par ailleurs, les systèmes de drainage permettent le contrôle du niveau de la nappe phréatique lorsque certains dispositifs sont installés dans les champs agricoles. Le drainage contrôlé vise à réduire les débits sortants, et ainsi les quantités de nitrates, par opposition aux systèmes traditionnels non contrôlés. Ceci s'explique en partie par le fait qu'en maintenant élevé le niveau d'une nappe, on serait en mesure d'augmenter les possibilités de dénitrification, ce qui pourrait limiter les concentrations en nitrates dans le profil du sol (Gilliam *et al.* 1979, Skaggs et Gilliam 1981, 1986, Gilliam et Skaggs 1986, Evans *et al.* 1987, 1989).

### **2.7.2 Le contexte au Québec**

Au Canada, on estime qu'environ 8 millions d'hectares de territoire agricole sont drainés artificiellement (Irwin et Ayers 1970, Irwin 1985, Shady 1989). Au Québec, l'installation du drainage souterrain a été adoptée plus tardivement que dans les autres provinces comme l'Ontario, l'Alberta ou la Saskatchewan. En 1975, le Québec a augmenté sa superficie drainée à 22 000 hectares, comparativement à 1 900 hectares en 1965. En 1988, plus de 600 000 hectares ont été améliorés par le drainage et on estime que cette pratique devrait bientôt s'étendre à 850 000 hectares supplémentaires. Bien que la qualité de l'environnement et la conservation des superficies cultivées soient considérées comme importantes, les effets possibles des eaux de drainage sur les différents éléments des agro-écosystèmes du Québec ne sont pas encore bien connus, compte tenu notamment du développement trop récent des pratiques de drainage. En particulier, peu d'études ont été réalisées pour quantifier l'évolution des teneurs en azote minéral dans les sols agricoles, particulièrement dans les eaux de drainage et les eaux souterraines, et ceci malgré l'importante superficie agricole dotée de drainage souterrain.

**Chapitre 3**  
**Évaluation et gestion des apports**  
**potentiels en substances nuisibles**  
**au cours d'eau**



### **3. ÉVALUATION ET GESTION DES APPORTS POTENTIELS EN SUBSTANCES NUISIBLES AU COURS D'EAU**

---

Comme on vient de le voir dans le chapitre précédent, les facteurs influençant le devenir des nutriments et contrôlant ainsi les pertes environnementales de ceux-ci vers les systèmes d'eaux superficielles et souterraines sont nombreux et complexes. Leur influence est souvent synergique, et il n'est donc pas toujours possible d'évaluer leur incidence de façon individuelle. Leur nombre étant par ailleurs très élevé, une approche qui soit à la fois simple et rationnelle n'est pas possible à une échelle fine comme celle de la parcelle. Toutefois, une généralisation des facteurs et des processus reste valable à une échelle spatiale plus petite (>1:15 000). Dans le présent chapitre, nous allons donc discuter de différentes approches (plans de fertilisation et outils informatiques) et essayer de dégager l'approche la plus optimale qui puisse être mise en oeuvre pour la réalisation d'une évaluation des pertes environnementales de nutriments à l'échelle de la parcelle, et qui puisse alors être intégrée à une démarche administrative de valorisation et de gestion des fumiers et lisiers.

#### **3.1 Vers une adéquation entre les besoins et les risques**

La gestion des nutriments en regard de la qualité des eaux et du rendement agricole concerne de plus en plus la communauté agricole et les groupes concernées par la protection de l'environnement. L'objectif visant la qualité des eaux potables doit être couplé au maintien d'une agriculture viable et économiquement rentable. Par exemple, les nitrates étant une forme très mobile de l'azote, ils peuvent facilement être lessivés de la zone racinaire jusqu'à la nappe. Un des résultats attendus des politiques de contrôle de la pollution est la minimisation de ce lessivage. Il est ainsi nécessaire d'optimiser les actions de minimisation des pertes de nutriments et d'améliorer l'efficacité de ceux-ci dans les systèmes de culture.

Le coût des engrais azotés a diminué pour la plupart des cultures. Puisque l'azote est un des nutriments les plus importants pour beaucoup de cultures, les agriculteurs ont peu à perdre et beaucoup à gagner sur le plan agronomique et économique en appliquant de grandes quantités d'azote. Le contrôle des pertes en azote vers l'eau souterraine et fluviale par une fertilisation appropriée entre ainsi en conflit avec les décisions agricoles. Les recommandations de fertilisation se font généralement en fonction de diverses données comme le rendement, le mode de gestion de l'azote, des résidus du sol, des plantes et des animaux. Souvent, le rendement potentiel est largement surestimé, entraînant un excès de fertilisation.

Dans des conditions géo-pédologiques et climatiques données, la relation "*rendement végétal - azote appliqué*" montre que l'augmentation du rendement végétal par unité d'azote apporté décroît jusqu'à être nul puis négatif. Le rendement maximal est ainsi unique. Par ailleurs, la relation "*rendement végétal - azote prélevé*" est une relation linéaire jusqu'à atteindre un plateau. Au-delà d'un seuil d'apport d'azote, le rendement économique décroît

donc, alors que le rendement de la plante continue de croître. Les besoins de la plante doivent donc être déterminés pour un rendement agronomique tel que le rendement économique soit maximal. Ce rendement économique maximal nécessite en fait une quantité d'azote à appliquer inférieure à celle correspondant au rendement végétal maximal. Par ailleurs, des objectifs réalistes de rendement doivent être fixés, comme, la moyenne des rendements des cinq dernières années plus 5 % (Wiese et al. 1987).

Le potentiel de nitrates lessivables augmente proportionnellement à la non-utilisation de l'azote par la plante. Un excédent de nitrates dans la zone racinaire doit être évité quand le sol est vulnérable au lessivage par un excès de pluie ou d'irrigation. Toutes les sources d'azote utilisables par les plantes doivent être prises en compte. Il est aussi très difficile de donner une efficacité maximale à l'azote sans avoir des pertes de nitrates. Cependant, il est réaliste de penser qu'une fertilisation et une culture appropriées donneront des pertes minimales et une production optimale. Le but de la gestion de l'azote est, d'une part, de minimiser les pertes par lessivage (protection de l'environnement) et, d'autre part, de maximiser l'efficacité des engrais (rendement agricole).

De nombreux éléments doivent être pris en compte pour l'évaluation du potentiel de pertes reliées à la dynamique de l'eau. Les données nécessaires à une méthode de bilan doivent, par ailleurs, être simples (pluie moyenne annuelle, caractéristiques principales du sol et des cultures). Le résultat est alors la perte moyenne annuelle potentielle pour un site particulier.

On doit réaliser l'évaluation du bilan de l'azote dans le sol et de son évolution dans le temps en rapport avec la dynamique du cycle de l'azote dans le système "*sol - plante*". Dans l'évaluation du bilan de l'azote du sol, les entrées d'azote par les fumiers sont souvent difficiles à estimer à cause de leur composition variable, de la méconnaissance des doses appliquées, de la variabilité spatiale et de la variation de leur teneur en nutriments efficaces (volatilisation, dénitrification). Il faut idéalement analyser les fumiers juste avant l'application, afin de déterminer les quantités à appliquer.

L'objectif de l'analyse du risque rattaché aux pertes environnementales est de quantifier *le potentiel de ruissellement et de lessivage* sous la zone racinaire, et de voir l'effet de différentes pratiques agricoles sur ce potentiel. Le risque de ruissellement dépend de la quantité et de la forme de fertilisants apportés, de la pente et du travail de surface du sol, de l'état de la végétation et de ses résidus, et finalement des conditions climatiques. Le risque de lessivage dépend de la quantité de nitrates lessivés de la zone racinaire, de la position de l'aquifère, du temps de transit avant d'atteindre l'aquifère et de la vulnérabilité de ce dernier. La complexité des processus impliqués dans le mouvement de l'eau et le cycle des nutriments, ainsi que la carence et l'imprécision des données disponibles rendent toutefois difficile l'évaluation quantitative du risque.

Différentes méthodes peuvent servir à optimiser l'utilisation de l'azote par la culture et ainsi minimiser les pertes environnementales. Deux types de méthode sont présentement utilisées : d'une part, on retrouve les plans et logiciels de fertilisation, dédiés à la maximisation du rendement agronomique (orientée uniquement sur la productivité de la culture ou sur son rendement économique) et, d'autre part, il y a les méthodes et outils dédiés à l'évaluation

des pertes de nutriments à l'environnement et des risques de contamination qui s'y rapportent. Ces deux approches sont cependant compatibles, et des démarches en ce sens ont déjà été réalisées, mais malheureusement encore jamais appliquées dans la réalité. Ces deux approches sont décrites aux points suivants.

## 3.2 Plans de fertilisation

En début de saison culturale, l'agriculteur doit déterminer la quantité de fertilisant (organique et minéral) qu'il devra épandre pour satisfaire les besoins de sa culture. De façon traditionnelle, il fait appel aux recommandations émises sous forme de guides et normes de fertilisation. Une approche plus complète, tenant compte de la capacité fertilisante du sol, est cependant souhaitable. En France, la méthode du bilan prévisionnel basée sur l'équilibre entre les besoins en nutriments et les apports est mise de l'avant par les principaux intervenants. En Amérique du Nord, les approches basées sur la minimisation des pertes à l'environnement sont aussi de plus en plus populaires.

### 3.2.1 Recommandations, guides et normes de fertilisation

#### a) Recommandations de fertilisation: l'exemple du CPVQ (CPVQ 1992)

Au Québec, les recommandations de fertilisation sont basées notamment sur l'analyse de sol. Cette dernière renseigne sur la teneur en éléments nutritifs (P, K, Ca et Mg) disponibles dans le sol, sur ses besoins en chaux, sur son acidité, sur ses caractéristiques physico-chimiques et sur sa capacité de fixation ou de rétention des éléments. Avec une analyse de sol, il est relativement facile de se rapporter à la grille de fertilisation de l'AFEQ (1990). Le tableau 7 illustre les recommandations existantes pour le maïs grain et le maïs ensilage.

**Tableau 7 Recommandations pour la fertilisation du maïs**

*pH optimum: 6,5*

Rendement moyen: Maïs ensilage 35,0 t/ha  
Maïs grain: 6,5 t/ha

AZOTE	Temps et mode d'apport	Recommandation (kg N/ha)
<b>N</b>	un minimum de 20 kg/ha devrait être appliqué en bande lors du semis	180
PHOSPHORE	Analyse (kg P/ha)	Recommandation (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha)
<b>P</b>	0-30	145
	31-60	120
	61-90	100
	91-120	85
	121-150	80
	151-250	70
	251 +	40 <sup>(1)</sup>
POTASSIUM	Analyse (kg K/ha)	Recommandation (kg K <sub>2</sub> O/ha)
<b>K</b>	0-50	205
	51-100	185
	101-150	170
	151-200	140
	201-250	120
	251-500	85
	501 +	60

Source: AFEQ, 1990

Cependant, utiliser la grille appropriée n'est pas suffisant pour décider d'une recommandation de fertilisation. Plusieurs facteurs peuvent influencer le programme de fertilisation, dont les précédents culturels et le rendement des récoltes antérieures. Il est

aussi très important de faire des ajustements s'il y a apport de fumier ou de lisier. Le tableau 8 présente d'ailleurs les coefficients moyens d'efficacité des éléments minéraux apportés par les fumiers et les lisiers alors que le tableau 9 présente les indices de pertes d'azote liées à la date d'épandage et au type de sol. On peut évaluer la quantité d'azote qui reste après l'épandage en divisant la quantité d'azote apportée par l'indice de pertes (adimensionnel). Un indice de pertes égale à 1 signifie qu'il n'y a aucune perte d'azote à l'épandage. Plus l'indice est grand, plus les pertes sont grandes.

**Tableau 8 Coefficients moyens d'efficacité (équivalent minéral 1ère année) des éléments fertilisants des fumiers (%)**

Type de fumier	N (Sable)	N (Autres)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (tous les sols)	K <sub>2</sub> O (tous les sols)
<b>Bovins</b>				
Fumier	55	45	65	80-100
Lisier	60	50	80	80-100
<b>Porcs</b>				
Lisier	70	60	80	80-100
<b>Volaille</b>				
Fumier	75	65	65	80-100
Lisier	85	75	80	80-100

Source: CPVQ 1992

**Tableau 9 Indices des pertes d'azote liées à la date d'épandage et au type de sol**

Période d'apport	Cultures sarclées (Sable)	Cultures sarclées (Autres)	Prairies (Sable)	Prairies (Autres)
<b>Lisier</b>				
Printemps-été	1.1	1.0	1.1	1.0
Automne <sup>a</sup>	1.8	1.4	1.6	1.4
<b>Fumier solide</b>				
Printemps-été	1.0	1.0	1.0	1.0
Automne <sup>2</sup>	1.4	1.3	1.3	1.2

Source: CPVQ 1992

<sup>a</sup> L'application d'automne n'est pas recommandée.<sup>2</sup> Dans les situations où le ruissellement ou la percolation des éléments solubles sont à craindre, l'application d'automne n'est pas recommandée.

La connaissance de l'analyse de sol, des précédents culturaux, de la composition de l'engrais organique apporté, des coefficients d'efficacité ainsi que des indices de pertes, combinée à la

grille de fertilisation permettent d'évaluer les apports en nutriments nécessaires pour une pratique agricole donnée.

### b) Méthode du bilan prévisionnel<sup>21</sup>

Les agronomes français ont mis au point la "méthode du bilan", principalement dans le cadre de l'azote. Cette méthode permet de gérer l'équilibre entre les besoins en nutriments des cultures et les apports. Le raisonnement généralement fait pour déterminer les quantités de fumure azotée par la méthode du bilan consiste à déterminer les besoins totaux en azote du peuplement végétal en provenance d'un stock d'azote constitué par les fournitures du sol, les déjections animales et l'engrais. Le bilan porte sur le compartiment azote minéral du sol ( $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ ). Il est réalisé sur la profondeur d'exploration racinaire de la culture. Il est effectué sur une période qui couvre les besoins maximaux des plantes. L'ouverture et la fermeture du bilan se situent dans des périodes de relative stabilité des quantités d'azote minéral dans le sol: soit à la sortie de l'hiver (état initial  $E_i$ ) et à la récolte (état final  $E_f$ ).

L'équation du bilan s'écrit donc:

$$\text{Entrées} - \text{Sorties} = E_i - E_f$$

$$bY + R_f = R_i + M_h + M_r + M_a + A_p + X$$

$bY$	: besoins du végétal
$Y$	: rendement par hectare
$b$	: azote absorbé par unité de rendement
$R_f$	: azote minéral en fin de saison (reliquat d'azote minéral indisponible pour la culture)
$R_i$	: azote minéral en début de saison (reliquat d'azote minéral d'hiver)
$M_h$	: minéralisation nette de l'humus du sol
$M_r$	: minéralisation nette des résidus de récolte du précédent cultural
$M_a$	: minéralisation nette des amendements organiques
$A_p$	: arrière-effet d'anciens retournements de prairies
$X$	: quantité d'azote engrais nécessaire

Par hypothèse, on considère que les apports par les pluies et la fixation non symbiotique compensent les pertes par voie gazeuse. L'écriture de l'équation sous la forme d'un modèle additif repose sur des hypothèses implicites :

- l'azote est le facteur limitant du rendement;
- il y a absence d'interaction entre les différents termes;
- il y a égale disponibilité entre les sources d'azote provenant du sol et de l'engrais.

La méthode du bilan prévisionnel est un moyen pratique d'adapter l'épandage des fumures à la diversité des situations. Dans la même région, elle peut conduire à conseiller des doses de 0 à 250 kg N/ha pour la même culture, selon le précédent, l'existence d'apports

<sup>21</sup> Carlotti 1992

organiques, etc. Son utilisation permet de fixer les doses d'engrais à apporter, même si des modulations empiriques sont parfois souhaitables.

La lourdeur de l'utilisation de la méthode du bilan prévisionnel constitue un point faible, en particulier les difficultés d'estimation des termes "objectif de rendement" et "reliquat d'azote minéral d'hiver". Pour y remédier, des simplifications sont apportées. Il a été suggéré d'améliorer sa formulation pour la rendre compatible avec la manière dont les agriculteurs prennent leurs décisions. En effet, les doses apportées résultent d'un calcul : les agriculteurs se fixent une dose de référence, correspondant à une situation moyenne, et la majorent ou la minorent selon les parcelles. Un second point discutable de la méthode du bilan tient à sa faible précision dans certains milieux ou systèmes de culture. Dans les sols hydromorphes présentant des risques d'excès d'eau, l'emploi de la méthode du bilan, avec des valeurs établies en sols sains, peut s'avérer insatisfaisant. En effet, la dynamique de l'azote risque d'être perturbée en raison notamment des conditions hypoxiques et des phénomènes éventuels de dénitrification. En cas d'apports organiques importants, la méthode du bilan est également peu précise.

### c) Autre exemple de l'établissement d'un bilan azoté: l'approche NLEAP<sup>22</sup>

L'objectif de la démarche proposée dans le logiciel NLEAP (Nitrogen Leaching and Economic Package, Shaffer *et al.*) est d'estimer les excès d'azote sur différents sites afin d'évaluer qualitativement les endroits où le potentiel de lessivage des nitrates pourrait être élevé. Cette approche se distingue de celle du bilan prévisionnel qui vise à établir un équilibre entre les besoins des cultures et les apports. Le bilan produit ne vise pas la quantification exacte du lessivage des nitrates sur un site donné. Tout bilan azoté est basé sur le principe de conservation de la masse, c'est-à-dire que les entrées d'azote dans un écosystème moins les sorties doivent correspondre à la variation d'emménagement dans l'écosystème. Pour ce faire, il est très important de définir les frontières du système étudié (dans le temps et dans l'espace) ainsi que chacun des flux d'azote considérés dans le budget.

Le bilan azoté présenté ici est basé sur l'étude d'une culture à la grandeur d'une parcelle et à l'échelle annuelle. L'équation de conservation de masse traditionnelle est réécrite en terme de l'azote potentiellement lessivable à long terme :

$$N_{\text{potentiellement lessivable}} = [\text{entrées}] - [\text{sorties}] - [\text{emménagement}]$$

L'azote potentiellement lessivable à long terme peut éventuellement devenir mobile et contaminer l'eau souterraine. Dans les régions sèches, cet azote pourrait prendre plusieurs années avant de contaminer l'eau souterraine.

L'apport en azote par les engrais chimiques est très facile à évaluer si on connaît la nature et la quantité de produit apporté au champ. La précision avec laquelle on peut évaluer cet apport est fonction de la précision du taux d'application. L'apport en azote par l'engrais

<sup>22</sup> Meisenger et Randall 1991

organique est plus difficile à estimer à cause des variations de composition du produit, les incertitudes sur les taux d'épandage et les pertes au moment de l'épandage.

Les quantités exactes d'azote apporté au système par la fixation symbiotique (c'est-à-dire la conversion de l'azote atmosphérique ( $N_2$ ) en azote organique par des bactéries vivant en symbiose avec certaines plantes, principalement les légumineuses) sont encore mal connues. Des règles basées sur les pratiques antérieures permettent cependant d'évaluer approximativement cet apport. L'ajout d'azote par irrigation peut aussi être important dans certains cas. Il s'agit de connaître la quantité d'eau appliquée et son contenu en azote. Certains autres apports de moindre importance peuvent aussi être considérés s'ils sont connus : apports atmosphériques, fixation non symbiotique,...

L'azote prélevé par la plante est estimé à partir de l'azote récolté. Il est nécessaire d'évaluer tout d'abord le rendement potentiel de la culture en se basant sur les rendements moyens des dernières années. Il faut aussi connaître le contenu moyen en azote du produit récolté (analyses de laboratoire).

Les pertes par volatilisation sont dépendantes de la méthode d'application, de la nature de l'azote apporté, du pH du sol, de la capacité d'échange cationique et des conditions atmosphériques. L'évaluation exacte de cette perte est relativement complexe, mais elle peut être estimée à partir de tableaux ou d'abaques couramment utilisés en agronomie. Les pertes par dénitrification se produisent principalement au moment où le sol est très humide (printemps, automne). Une évaluation sommaire du pourcentage de l'azote apporté par les fertilisants qui est perdu par dénitrification peut être faite en considérant la classification du sol par rapport à sa capacité d'infiltration et à son contenu en matière organique (Meisenger et Randall 1991). D'autres pertes d'azote peuvent se produire par érosion, par ruissellement, par pertes de  $N_2O$  et par pertes d'azote gazeux par les plantes en fin de croissance.

L'emmagasinement d'azote se fait sous forme organique et inorganique. L'emmagasinement d'azote inorganique est généralement négatif au cours d'une année, mais il peut aussi y avoir accumulation si la période est sèche ou s'il y a eu surfertilisation. L'emmagasinement d'azote organique est difficile à estimer car le réservoir d'azote organique est généralement grand et se décompose lentement. Il peut y avoir accumulation d'azote organique s'il y a apports constants de fertilisants organiques, si une parcelle en jachère est ramenée à la culture, si plus de résidus sont laissés en surface, si l'intensité du prélèvement de la culture diminue, etc... Lorsque les pratiques agricoles sont les mêmes depuis plusieurs années, les flux d'azote dans le sol atteignent un état permanent et le terme d'emmagasinement devient nul.

### **3.2.2 Logiciels de fertilisation**

#### **a) Fertisol**

Le logiciel Fertisol (Gagné et al. 1992) calcule la (ou les) dose(s) requise(s) pour chacune des parcelles d'une entreprise agricole en trouvant la meilleure répartition possible des engrais organiques selon leurs disponibilités et les critères agronomiques, environnementaux et économiques spécifiés. Il permet aussi la gestion quantitative et qualitative des engrais

organiques indépendamment de leurs origines et il indique les besoins complémentaires en engrais minéraux s'il y a lieu (formulations selon leurs disponibilités et quantités requises). Fertisol est également doté d'un système de gestion des données permettant l'archivage et le suivi des activités réalisées et des rendements obtenus à la ferme pour ainsi assurer une pérennité et une interprétation des résultats agronomiques et de l'évolution des paramètres environnementaux. Le logiciel est principalement destiné aux agronomes responsables de la fertilisation et de la gestion des sols, de la qualité environnementale associée et du suivi des cultures et des sols.

Les différentes fonctions de Fertisol permettent plusieurs possibilités d'utilisation. Entre autres, il permet de déterminer les quantités d'engrais organique en surplus et de rationaliser l'utilisation des surplus sur des entreprises agricoles réceptrices. Également, l'archivage informatique des activités réalisées sur une entreprise agricole présente plusieurs avantages qui pourront faire l'objet d'applications particulières. L'analyse de ces informations peut permettre d'améliorer les méthodes de calcul et d'obtenir des bilans quantitatifs et des suivis en temps réel. Elle permettrait aussi d'établir les relations, beaucoup moins théorique qu'à l'échelle macroscopique, entre la qualité de l'eau et les activités réalisées par les entreprises agricoles dans un bassin versant.

#### b) NEVAL: Nitrogen Management Evaluation Model

NEVAL (Bock et Hergert 1991) est un modèle qui a pour objectif principal d'analyser et de comparer la rentabilité de différentes pratiques de gestion de l'azote. Un objectif secondaire du modèle est de relier les impacts économiques et environnementaux des pratiques de gestion de l'azote. L'outil est présenté par Bock et Hergert (1991) comme un exemple d'application des concepts agro-économiques de base.

NEVAL base son estimation des rendements sur les équations suivantes :

$$e_f * N_{max} = N_{cm} - e_{nf} * N_{nf} = Y_m * UNU - e_{nf} * N_{nf}$$

$$N_{max} = Y_m (UNU/e_f) - (e_{nf}/e_f) N_{nf}$$

- $e_f$  : fraction de l'azote appliqué prélevée par la culture
- $N_{max}$  : minimum du taux d'application de fertilisant requis pour obtenir  $Y_m$
- $N_{cm}$  : azote prélevé par la culture lorsque le rendement est presque optimal
- $e_{nf}$  : fraction de  $N_{nf}$  prélevée par la culture
- $N_{nf}$  : azote minéralisé dans la zone racinaire + azote inorganique dans la zone racinaire + azote provenant d'autres sources que les fertilisants
- $Y_m$  : rendement optimal lorsque l'azote n'est pas limitant
- $UNU$  : prélèvement unitaire d'azote par la culture

Les courbes de rendements sont établies pour différentes combinaisons de fertilisation, de cultures et de rendements optimaux. Ces scénarios peuvent ensuite être utilisés pour évaluer l'efficacité de différentes pratiques, pour optimiser le rendement et réduire au minimum les taux d'application de fertilisant. Les taux optimaux d'application de fertilisants sont aussi calculés par NEVAL à l'aide des courbes de rendements et de quelques informations supplémentaires concernant les coûts des différents produits.

Les impacts environnementaux des différentes pratiques culturales étudiées doivent être évalués à l'aide d'une autre approche (comme à l'aide du modèle NLEAP par exemple). Les résultats de cette évaluation complémentaire s'ajoutent à l'analyse des courbes de rendements dans le choix du scénario optimal.

Les paramètres requis ( $e_r$  et  $Y_m$  surtout) étant spécifiques aux sites étudiés, il peut être difficile de les quantifier précisément. Toutefois, l'esprit de son application est que les recommandations pour la gestion de l'azote peuvent être grandement améliorées simplement par l'utilisation d'une telle approche systématique. L'estimation approximative d'un grand nombre de scénarios peut ici, en effet, être considérée un outil de décision en soi.

### 3.3 Les outils d'évaluation environnementale

L'évaluation environnementale peut être réalisée au moyen de divers outils, des plus simples et empiriques, jusqu'aux plus complexes et complets. Les outils 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 simple et repose généralement sur les statistiques des années précédentes. Ils s'appliquent à un type de culture et spécifiques à un site (Frissel et Van Ven 1982). D'un niveau de complexité supérieure, les modèles mathématiques sont basés sur la représentation des processus. La plupart des modèles actuellement disponibles ont été développés dans le but de vérifier certaines des hypothèses concernant les processus de transformation et de transport de l'azote. Certains modèles ont été développés pour servir d'outil de gestion et permettre de prédire le cheminement des nutriments dans l'écosystème.

#### 3.3.1 Exemple d'un modèle de recherche : le modèle SOILN

Les modèles de recherche sont élaborés sur la base des mécanismes régissant le transport et les transformations de l'azote. Ils servent surtout à vérifier les hypothèses et à structurer 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. Le modèle SOILN (Johnsson *et al.* 1987) est un exemple de modèle de recherche typique qui simule l'évolution de l'eau, la température et 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, humidité 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.

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 désiré. 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 y est représenté en couches, chacune possédant des caractéristiques physiques et biologiques différentes. L'azote est présent sous deux formes dans chacune des couches : l'azote organique et l'azote inorganique. Les fertilisations inorganique et organique, 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.

La forme organique se retrouve dans quatre réservoirs, soit la litière, la matière organique d'origine animale, l'humus et les plantes. 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 réservoir 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. Les transformations internes 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 influencent les processus biochimiques de minéralisation nette, de nitrification et de dénitrification, utilisés dans le modèle.

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.

Ce modèle a été appliqué avec succès sur plusieurs sites et contextes. Cependant, la complexité du modèle et le nombre élevé de paramètres qu'il requiert, 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.

### 3.3.2 Exemple d'un modèle orienté vers la gestion: le logiciel AgriFlux

AgriFlux (Banton *et al.* 1993a) est un modèle simulant le cycle et le transport de l'azote dans le sol, orienté dès sa conception pour un usage en gestion environnementale. C'est un modèle mécanistique et stochastique, c'est-à-dire qu'il est basé sur une représentation physique des processus tout en incorporant la variation stochastique des paramètres. Il s'agit d'un modèle unidimensionnel à compartiments qui simule le déplacement de l'eau et des différentes formes azotées avec un pas de temps journalier. AgriFlux (1.0) est actuellement composé de deux modules principaux, soit le module HydriFlux, qui simule le transport de l'eau (précipitations, ruissellement, infiltration, prélèvement d'eau par la culture, évaporation, percolation et drainage), et le module NitriFlux, qui simule le cycle et le transport de l'azote (amendements, ruissellement, minéralisation, immobilisation, nitrification, dénitrification, prélèvement d'azote par la culture et lessivage). Cette structure en fait un modèle très flexible auquel d'autres modules pourront venir se rattacher pour compléter la simulation des différents flux au niveau de la parcelle. AgriFlux a été conçu comme un outil de gestion des fertilisants particulièrement applicable au contexte du Québec. Une attention particulière a été portée à la minimisation du nombre de paramètres requis pour les simulations. De plus, puisqu'il a été développé dans l'environnement Windows, son interface qui permet la saisie des données et la visualisation des résultats est particulièrement convivial.

Le module HydriFlux permet à l'utilisateur de choisir d'utiliser l'option Drainage, pour simuler la présence de drains agricoles, et l'option Cultures, qui simule le prélèvement d'eau par la plante. Le module NitriFlux permet à l'utilisateur d'appliquer des engrais organiques ou inorganiques et de simuler les transformations du cycle de l'azote. Le module HydriFlux est essentiel à toute simulation. Si l'utilisateur désire étudier uniquement la dynamique de l'eau dans le sol, il peut utiliser ce module indépendamment de NitriFlux. Si la dynamique de l'azote l'intéresse, il doit combiner les modules HydriFlux et NitriFlux. Les options relatives à chacun des modules peuvent être activées lorsque les modules concernés sont utilisés dans la simulation.

Comme dans SOILN, 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 la plante. 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. Les transformations internes sont la minéralisation nette, la nitrification et le prélèvement par les plantes. Les pertes d'azote ont lieu par l'intermédiaire de la dénitrification, du lessivage et de la récolte. L'ampleur des processus biochimiques est influencée par la teneur en eau et la température du sol.

Les données d'entrée requises concernent le profil de sol, les données climatiques, les pratiques culturales, les paramètres nécessaires à la simulation du cycle de l'azote, les

données sur les fertilisants et leurs caractéristiques, et finalement les caractéristiques du scénario à simuler. La prise en compte de la variabilité spatiale des paramètres et des facteurs conditionnant les processus hydrologiques et ceux du cycle de l'azote nécessite une approche de modélisation stochastique dans AgriFlux. Dans cette approche, les paramètres ne sont pas représentés par une valeur moyenne comme c'est le cas dans les modèles déterministes purs, mais par les caractéristiques de leur distribution spatiale. Ainsi, un paramètre qui suit une distribution normale est caractérisé par la moyenne et l'écart type de la distribution de ses valeurs naturelles. La technique de Monte Carlo utilisée dans AgriFlux consiste à réaliser un ensemble de simulations déterministes pures pour chacune desquelles les valeurs de paramètres sont tirées aléatoirement (tirage Monte Carlo) sur les distributions statistiques déclarées des valeurs naturelles de chaque paramètre. Cet ensemble de simulations est considéré comme étant représentatif de l'ensemble des conditions locales statistiquement susceptibles d'être rencontrées dans l'espace étudié (ici le champ agricole).

AgriFlux génère quatre types de fichiers résultats concernant : 1) les flux journaliers d'eau et de nitrates, 2) les flux cumulés d'eau et de nitrates, 3) les concentrations en nitrates des différents flux d'eau, 4) et l'état des réservoirs de carbone et d'azote du sol à une date spécifiée par l'utilisateur. L'approche stochastique génère autant de résultats de flux journaliers (ruissellement, drainage et lessivage de l'eau et des nitrates) que sont réalisées de simulations stochastiques. Afin de limiter la taille des fichiers résultats tout en conservant l'essentiel de l'information générée par les simulations, la moyenne et l'écart-type des flux journaliers sont calculés et enregistrés. Ceci permet de caractériser avec une précision suffisante l'importance et l'étalement des différents flux journaliers. Les différents flux journaliers d'eau et d'azote peuvent aussi être cumulés (au mois ou à l'année) pendant la durée spécifiée par l'utilisateur. Les concentrations journalières en nitrates dans l'eau ruisselée, lessivée et drainée sont aussi calculées à la demande de l'utilisateur à l'aide des fichiers de flux d'eau et de nitrates correspondants. Les résultats contenus dans les fichiers peuvent être visualisés graphiquement par l'intermédiaire du logiciel AgriFlux ou consultés par l'intermédiaire de n'importe quel éditeur, chiffrier ou logiciel graphique ou statistique.

AgriFlux est un outil d'évaluation basé sur la simulation mathématique des processus. Cet outil permet de réaliser une évaluation précise des pertes environnementales et d'orienter la gestion des fertilisations dans une optique de protection de la qualité environnementale des ressources en eau.

### **3.3.3 Exemple d'un outil de gestion basé sur les processus: le logiciel Fèces**

Le logiciel Fèces (Banton *et al.* 1993b) effectue le calcul du bilan environnemental et économique des fertilisants organiques. La base temporelle de ce calcul est annuelle, c'est-à-dire que l'utilisateur peut simuler des scénarios couvrant une période d'une année. Si les tendances à long terme sur une parcelle l'intéressent, il peut faire les simulations de plusieurs années successives (une année à la fois) et Fèces utilise alors les résultats de l'année précédente comme point de départ pour l'année suivante. Le bilan environnemental est basé sur le calcul d'un bilan hydrique auquel est combiné le bilan des nutriments (N, P et K). Un bilan économique est réalisé, basé sur les coûts reliés aux fertilisations et aux travaux

afférents. La caractéristique principale du logiciel Fèces est de ne nécessiter qu'un nombre très limité de données d'entrée, ce qui en facilite grandement l'emploi.

Le calcul du bilan hydrique est réalisé par une méthode d'interpolation effectuée sur un ensemble de scénarios de sols, climats et pratiques culturales simulées au préalable à l'aide du logiciel HydriFlux (Banton *et al.* 1993a). HydriFlux est un modèle de représentation des processus relativement complexe simulant le transport de l'eau dans le sol. À l'aide d'HydriFlux, un grand nombre de scénarios ont été simulés. Des régressions ont ensuite été calculées afin de relier quantitativement l'influence de différents paramètres sur le ruissellement, le lessivage et le drainage, constituant les trois flux d'eau nécessaires au calcul du bilan environnemental. Cette approche permet d'intégrer la précision des résultats que l'on peut obtenir avec un modèle complexe (fonctionnant sur une base journalière) dans l'évaluation du bilan hydrique effectué avec un chiffrier de conception plus simple fonctionnant sur une base annuelle. Les résultats fournis au niveau de ce bilan sont les différents flux d'eau.

Le bilan des nutriments est calculé directement dans le chiffrier à partir de l'information entrée par l'utilisateur. Les nutriments pris en compte sont l'azote (N), le phosphore ( $P_2O_5$ ) et le potassium ( $K_2O$ ). La représentation adoptée dans Fèces pour les transformations de ces nutriments est basée sur les connaissances actuelles dans le domaine, et comporte un certain nombre de simplifications ayant pour but de limiter les données d'entrée nécessaires au fonctionnement du modèle. Dans Fèces, chacun de ces nutriments est présent dans un ou plusieurs réservoirs, reliés entre eux par des processus de transformation. Le calcul du bilan des nutriments est effectué sur une base annuelle. Les résultats fournis au niveau de ce bilan sont les différents flux de nutriments.

Un bilan économique est également réalisé. C'est un bilan annuel marginal parce qu'il prend uniquement en compte les frais relatifs aux engrais, aux travaux du sol qui y sont reliés et aux cultures. Il consiste à faire la différence entre les dépenses et les revenus occasionnés pour une parcelle en culture. Les montants considérés ont trait uniquement aux pratiques culturales et à la gestion des engrais de ferme. L'unité de calcul est le \$/ha. Les dépenses sont constituées du coût de la machinerie (semis, traitement, récolte, travaux de sol, application et incorporation des engrais), du coût des fertilisants, du salaire des ouvriers et des autres frais afférents (graines, produits de traitement). Les revenus proviennent de la vente des produits de la récolte, c'est-à-dire du grain, du foin et de la paille.

Fèces est un logiciel permettant l'évaluation rapide du bilan d'eau et de nutriments reliée à la gestion des engrais de ferme et de leur utilisation comme fertilisants. Il permet par ailleurs une évaluation du bilan agronomique et économique de cette utilisation. La caractéristique principale de cet outil est l'utilisation d'un nombre limité de données relatives à la culture, au sol, au climat et aux fertilisants. Le calcul des bilans est effectué avec un pas de temps de calcul annuel. Ce pas de temps annuel diminue le nombre de données à saisir, mais augmente bien entendu l'imprécision sur la représentation et quantification de chacun des processus pris en compte, à cause principalement de leur grande variation naturelle au cours d'une année. Les coefficients utilisés pour le calcul des fractions impliquées dans chacun des processus, ont été déduits directement ou indirectement de la littérature. Il faut

toutefois souligner que l'approche utilisée dans la littérature existante est rarement compatible avec celle d'une évaluation par bilan, comme celle suivie dans Fèces. De plus, les processus sont rarement quantifiés sur une base annuelle, et les informations rarement intégrées dans un coefficient d'interprétation et de maniement faciles. Les choix de simplification intégrés dans Fèces résultent du compromis entre la diminution des données nécessaires garantissant ainsi leur disponibilité à l'utilisateur, et la précision des calculs au niveau de chacun des processus et phénomènes pris en compte.

### **3.3.4 Exemple d'un outil d'évaluation basé sur l'approche empirique: le logiciel NLEAP**

Le logiciel NLEAP (Shaffer *et al.* 1991) permet d'évaluer le potentiel de lessivage des nitrates de la zone racinaire, ainsi que l'impact économique et les effets potentiels de ce lessivage. Il permet trois niveaux d'analyse : l'analyse globale annuelle, l'analyse mensuelle et l'analyse événement par événement. Dans ces trois niveaux, le pas de temps et la méthode de calcul peuvent changer mais les résultats sont toujours annuels. L'utilisateur doit fournir à l'outil des renseignements concernant les pratiques agricoles, le sol, le climat et l'économie.

Dans l'analyse globale annuelle, la partie hydrologique consiste à calculer un indice de lessivage annuel. Cet indice, combiné avec le résultat du bilan d'azote (azote disponible pour le lessivage), permet de trouver un indice de l'azote lessivé. En faisant intervenir les principales caractéristiques de l'aquifère impliqué, on trouve qualitativement un indice de risque potentiel de lessivage annuel.

L'indice de lessivage est calculé en fonction de la pluie totale annuelle, de la pluie des mois d'octobre à mars, et d'une classification des sols selon leur capacité d'infiltration (groupe hydrologique). Pour le calcul de l'azote disponible pour le lessivage, deux méthodes sont proposées à partir du calcul de l'azote prélevé par la plante. Dans la première méthode, l'azote prélevé est fonction des apports de chaque source et des coefficients d'utilisation, supposés connus de l'utilisateur. La deuxième méthode utilise des données de gestion (type de culture, apport d'engrais, rendement) et des caractéristiques du sol pour calculer le prélèvement d'azote. Les valeurs obtenues concernant l'azote disponible au lessivage sont diminuées de façon empirique en tenant compte de la dénitrification, de la volatilisation et du ruissellement selon les conditions hydro-pédologiques du site. La quantité d'azote lessivable est ensuite évaluée qualitativement. Enfin, avec les résultats obtenus et les données concernant l'aquifère, NLEAP établit qualitativement un indice de risque potentiel de lessivage annuel. Les calculs peuvent être réalisés en même temps pour une année normale, une année relativement sèche et une relativement humide.

Dans l'analyse détaillée, les bilans sont calculés mensuellement ou pour chaque événement. Pour le calcul mensuel, le pas de temps de calcul est mensuel et les résultats du mois précédent sont les données de départ pour le mois suivant. Pour le calcul événement par événement, le pas de temps est la durée comprise entre deux événements individuels. Dans les deux cas, les résultats donnés par le logiciel sont annuels. Pour l'analyse mensuelle, les données à saisir concernent le sol et la gestion agricole, comme pour l'analyse annuelle. Le

rendement de la plante n'est pas simulé, et doit être entré par l'utilisateur. L'exactitude des résultats dépend directement de la précision de l'estimation du rendement. Les données suivantes concernent l'irrigation et la gestion de l'azote, les données mensuelles de pluie, la température de l'air, l'évaporation sur bac, et le nombre de jours humides. Finalement, sont saisies les données qualitatives caractérisant l'aquifère. Les paramètres calculés à la fin de l'année sont similaires à l'analyse annuelle : volume d'eau infiltrée, bilan d'azote, azote lessivé, profondeur atteinte par le front de nitrates, ainsi que qualitativement et en fonction de l'aquifère, le risque de mouvement des solutés, le risque potentiel de lessivage annuel et la classe de risque de l'aquifère. L'indice du risque de mobilisation des nitrates est une mesure de la gestion de l'eau. Il ne renseigne pas sur la présence ou le lessivage des nitrates, mais indique quand les nitrates peuvent être mobilisés, s'il y en a, et quelle est la profondeur qu'ils peuvent atteindre.

La différence de l'analyse par événements avec l'analyse mensuelle est le pas de temps de calcul. Les calculs des bilans d'eau et d'azote se font avec les mêmes formules mais avec des pas de temps variables. Les paramètres calculés sont les mêmes que pour l'analyse mensuelle, et les résultats sont aussi annuels. Ce troisième niveau d'analyse accepte la possibilité de la saisie de certaines données climatiques journalières (pluie, irrigation), les autres paramètres climatiques demeurant mensuels. De plus, cette analyse accepte des données concernant les conditions antérieures de l'aquifère et des cultures pour établir le bilan environnemental. Finalement, les données économiques sont prises en compte pour réaliser le bilan économique annuel.

NLEAP est un outil essentiellement qualitatif. Dans l'analyse annuelle, il ne fournit pas de valeur quantitative interprétable, mais seulement des indices de risques. Ces indices sont difficilement interprétables. Dans de nombreux cas où il s'agit de statuer du niveau réel des risques de contamination, ils peuvent rendre inutile l'évaluation puisqu'il est impossible de comparer ces résultats soit à des valeurs réelles mesurées au champ, soit à des normes. Pour les analyses mensuelles ou par événements, l'information nécessaire devant être fournie à l'outil paraît bien trop complexe en regard du caractère sommaire de l'information obtenue. D'autre part, la relative difficulté d'obtention des informations demandées entrave son utilisation comme outil de gestion facilement applicable.

### **3.4 Discussion des types d'outils informatiques disponibles en regard des objectifs d'évaluation**

Contrairement aux outils de gestion et d'évaluation (comme Fèces et NLEAP), très simple d'utilisation mais fournissant une évaluation plutôt qualitative des impacts reliés à différentes pratiques agricoles, les modèles de recherche et de gestion (comme SOILN et AgriFlux) permettent une analyse plus précise des processus impliqués. Les paragraphes suivants résument brièvement comment certains résultats de ces modèles peuvent être utilisés pour établir les relations doses-réponses ou pour la surveillance des impacts (la matrice d'impacts).

Une comparaison des outils précédemment décrits peut être faite à l'aide du tableau synthèse suivant.

**Tableau 10 Comparaison des outils d'évaluation environnementale**

	SOILN	AgriFlux	Fèces	NLEAP
<b>Type d'outil</b>	modèle de recherche	modèle de gestion	outil de gestion	outil d'évaluation
<b>Base des calculs</b>	processus et mécanismes	processus et mécanismes	régressions et coefficient	coefficient et empirisme
<b>Pas de temps de calcul</b>	seconde	jour	année	mois et année
<b>Type de résultats</b>	quantitatifs	quantitatifs	quantitatifs	qualitatifs
<b>Accessibilité des données</b>	difficile	moyenne	très facile	moyenne
<b>Type de données</b>	valeur moyenne	distribution statistique	caractéristique globale	valeur moyenne
<b>Utilisateur potentiel</b>	spécialiste	gestionnaire agronome	agronome agriculteur	agronome agriculteur
<b>Durée d'une application</b>	journée	heure	minute	minute

Le cumul des flux de nitrates permet d'estimer les pertes environnementales annuelles vers les différentes ressources superficielles et souterraines, et permettent de les comparer directement aux apports d'azote par fertilisation. De plus, l'évolution temporelle des pertes peut être étudiée pour des scénarios pluriannuels de fertilisations et de cultures. Les résultats des valeurs de flux journalier d'eau permettent de dater les périodes durant lesquelles ont lieu la recharge des nappes d'eau souterraine, ainsi que les apports aux cours d'eau par le ruissellement ou par le drainage artificiel. Ils permettent de quantifier les contributions aux différentes ressources superficielles et souterraines et de caractériser leur distribution temporelle. Les résultats des valeurs de flux journalier de nitrates permettent de quantifier et de dater les pertes à l'environnement. Cette connaissance fournit une indication précieuse sur les périodes de vulnérabilité des ressources souterraines et superficielles, ainsi que sur celles des impacts potentiels sur les écosystèmes aquatiques. Le cumul de ces flux d'eau permet de quantifier l'importance de la recharge en eau de la nappe par infiltration, ainsi que la répartition des infiltrations entre la recharge de la nappe et le drainage artificiel. Elle indique aussi la répartition des contributions aux eaux de surface provenant du ruissellement direct et du drainage artificiel.

Les valeurs de concentration en nitrates de l'eau parvenant à la nappe phréatique permettent d'estimer la concentration que l'on pourrait observer dans l'eau souterraine. En effet, les différents flux journaliers se mélangent dans la nappe sous le triple effet des apports verticaux (constituant la recharge), des fluctuations verticales de la nappe (fonction des apports) et de l'écoulement horizontal naturel de cette nappe. La concentration moyenne peut alors être directement comparée à la norme de potabilité de l'eau ou à tout autre critère de qualité. Les concentrations journalières en nitrates peuvent être comparées directement à des normes ou à des critères de qualité. Cette comparaison permet de quantifier les risques de contamination des ressources d'eau et leurs impacts potentiels sur les écosystèmes aquatiques. Lorsqu'elles sont disponibles, les valeurs de contenu en azote et carbone des différents réservoirs du sol renseignent sur la reconstitution ou l'appauvrissement du sol en matière organique. Elles permettent une comparaison directe de l'état initial et de l'état final du sol sous les pratiques étudiées.



# **Chapitre 4**

## **Les relations doses-réponses**



## 4. LES RELATIONS DOSES-RÉPONSES

---

Les outils informatiques décrits précédemment permettent d'évaluer *le potentiel de contamination des eaux souterraines et de surface* pour différentes pratiques agricoles. Chaque outil présente ses caractéristiques d'utilisation. Bien qu'ils produisent des résultats plus ou moins vérifiables en pratique, ils demeurent de bons indicateurs du potentiel de pollution des pratiques agricoles. L'évaluation du potentiel de contamination des eaux peut être réalisée cas par cas, c'est-à-dire pour chaque site et chaque combinaison de culture et pratiques culturales.

Dans le cas de la mise en forme de politiques de contrôle de la pollution en provenance des productions animales, particulièrement si l'on cherche à maximiser l'efficacité de la politique de contrôle, il faut connaître la relation entre la pratique de disposition des fumiers et l'impact sur la qualité de l'eau. Pour cela, l'établissement des courbes doses-réponses est une alternative pratique et pertinente. Ces courbes consistent à quantifier les pertes environnementales pouvant survenir en fonction de la dose appliquée d'un fertilisant pour un site et une culture donnés. Ces courbes peuvent être aisément obtenues à partir des outils d'évaluation précédents. Nous présentons dans les sections suivantes une démonstration de l'obtention possible de ces courbes à l'aide des outils AgriFlux et Fèces.

Cependant, il existe une quasi-infinité de combinaison "pratique d'épandage ↔ type géomorpho-pédologique de sol ↔ type de culture ↔ précédents cultureux ↔ conditions climatiques". Il devient donc nécessaire de rationaliser les relations doses-réponses de façon à créer des familles de relations, en créant des "classes de sol-culture" pour lesquels les couples sol-culture réagissent de façon plus ou moins similaire aux pratiques d'épandage.

### 4.1 Exemples de construction des courbes doses-réponses

Un ensemble de 27 scénarios a été simulé avec les outils AgriFlux et Fèces. L'azote sous forme nitrique est le seul nutriment considéré dans l'étude des scénarios présentés. Les caractéristiques de ces scénarios sont les suivantes :

- **Culture** : maïs grain
- **Fertilisations** :
  - 1) Engrais minéral de démarrage (40 kg N /ha) au printemps
  - 2) Lisier de porcs engraissement en doses de 20, 50 ou 100 m<sup>3</sup>/ha (74, 185 et 370 kg N/ha) appliqué - au printemps (début mai), ou à l'été (début juillet), ou à l'automne (mi-octobre).
- **Profil de sol** :
  - 1) sable (très bien drainé), ou
  - 2) loam (modérément drainé), ou
  - 3) argile (mal drainé)
- **Climat** : région de Québec

- **Durée de la simulation** : 2 ans
- **Travaux de sol** :
  - 1) labour conventionnel,
  - 2) incorporation immédiate des fertilisants

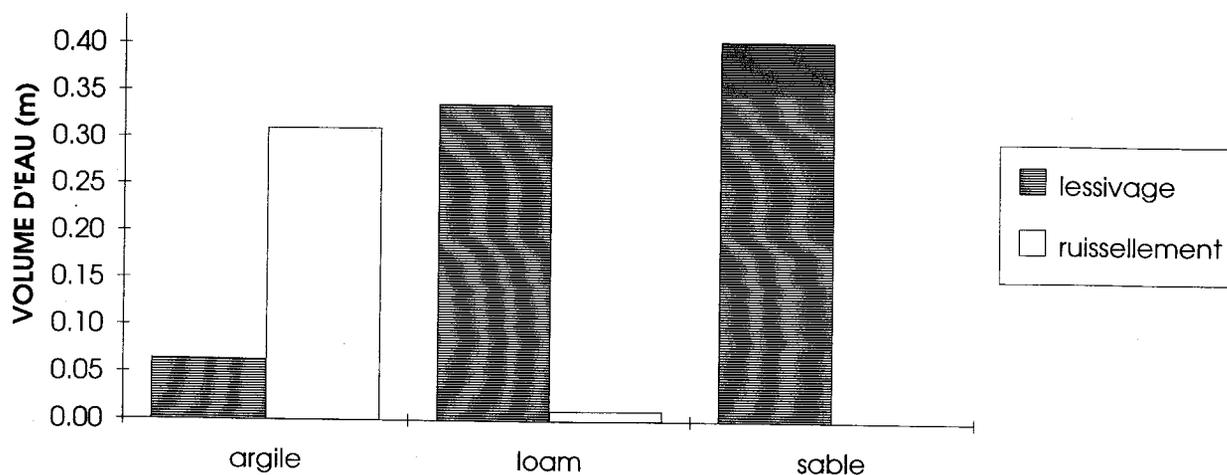
Les concentrations moyennes en  $\text{N-NO}_3^-$  (mg/l) de l'eau (lessivée et ruisselée) sont calculées en divisant les flux de nitrates lessivé et ruisselé respectivement par les flux d'eau lessivé et ruisselé. Ces concentrations et les différents flux de nitrates sont illustrés en fonction des différentes doses de lisier appliquées.

Dans les figures qui suivent, les différents scénarios représentés sont identifiés à l'aide de la première lettre du type de sol (S pour Sable, L pour Loam et A pour Argile) suivie de la première lettre de la période de fertilisation (P pour Printemps, E pour Été et A pour Automne).

#### 4.1.1 Utilisation du logiciel AgriFlux

##### a) Flux d'eau

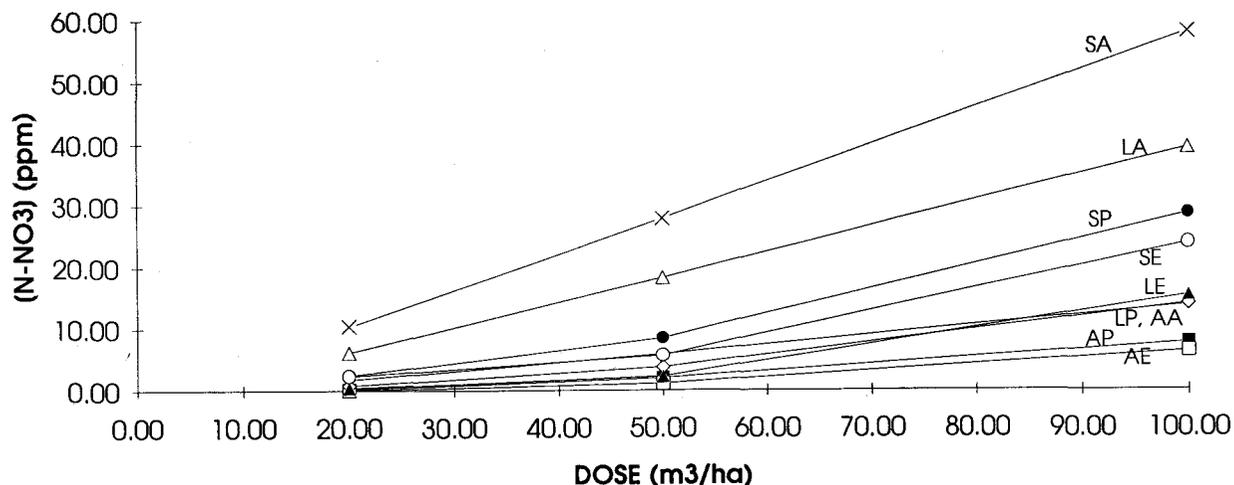
Les nitrates étant transportés dans l'eau lessivée et ruisselée, il est important de considérer tout d'abord l'ampleur de ces flux afin de pouvoir analyser correctement les flux de nitrates. On considère généralement que l'ajout de lisier (un fertilisant très liquide pauvre en matière organique) ne modifie pas ou très peu la structure du sol ni sa capacité d'infiltration comme pourrait le faire un fumier. Les flux d'eau annuels (Figure 3) ne varient donc pas avec la dose de lisier ni avec la date d'application de celui-ci. La somme des flux d'eau ruisselés et lessivés annuellement est relativement constante pour les trois types de sols (40 cm de lame d'eau), même si la proportion de chaque flux varie sensiblement d'un sol à l'autre, comme l'illustre la figure 3. Le ruissellement de l'eau domine généralement dans l'argile alors qu'il est faible dans le loam et nul dans le sable.



**Figure 3 Flux d'eau annuels (AgriFlux)**

### b) Lessivage

Les concentrations en nitrates les plus élevées (Figure 4) sont observées dans le sol sableux ayant reçu une application automnale de lisier, et ce pour toutes les doses de lisier appliqué. Ceci s'explique d'une part par la plus grande capacité d'infiltration du sable et d'autre part par le fait que le sol étant dépourvu de culture à l'automne (évapotranspiration inexistante), les précipitations s'infiltrent presque toutes, entraînant avec elles une large part des nitrates disponibles après un été de minéralisation et après un apport de fertilisant riche en azote inorganique.



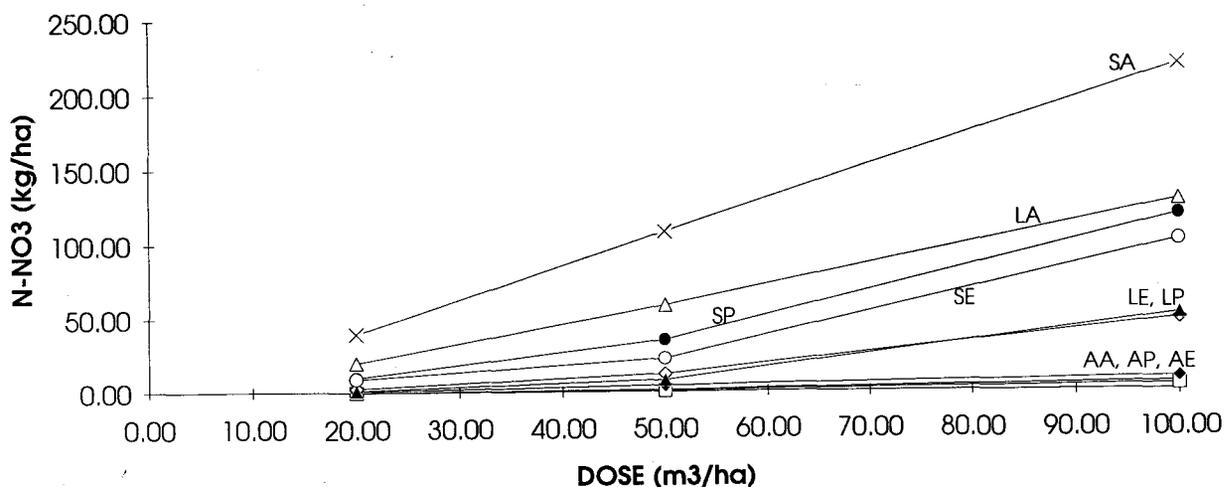
**Figure 4 Concentrations en nitrates dans l'eau lessivée (AgriFlux)**

À l'inverse, les concentrations en nitrates les plus faibles sont observées pour l'argile pour une application de lisier durant le printemps ou l'été. Dans l'argile, l'eau s'infiltré très lentement, ce qui limite considérablement l'entraînement des nitrates, même à l'automne lors du pic d'infiltration d'eau. D'autre part, les apports de nutriments au printemps et en été sont largement utilisés par les cultures, ce qui en laisse très peu de disponibles pour le lessivage.

Pour les trois types de sols, les applications de printemps et d'été produisent des concentrations en nitrates plus faibles que les applications d'automne, et ce pour toutes les doses de lisier. Sous un sol donné, et pour une dose de lisier, les concentrations induites par les applications de printemps et d'été sont semblables.

Lorsque la norme de 10 mg N/l applicable au contenu en azote nitrique des eaux potables est tracée sur la figure 4, on observe que les applications de 20 m<sup>3</sup>/ha de lisier (à n'importe quelle période de l'année et pour tous les types de sols) ne créent pas de concentrations excessives en nitrates lessivés (sauf peut-être pour une application d'automne de lisier sur sol sableux avec une concentration de 10.4 mg/l). Les applications de 50 m<sup>3</sup>/ha à toutes les périodes de l'année respectent la norme pour tous les sols étudiés à l'exception des applications automnales sur sol sableux et loameux. Les applications de 100 m<sup>3</sup>/ha devraient être réservées aux applications printanières et estivales sur sol argileux.

L'étude des flux de nitrates démontre les mêmes tendances générales que pour les concentrations (figure 5).



**Figure 5 Flux de nitrates dans l'eau lessivée (AgriFlux)**

À la lumière des résultats de lessivage obtenus avec AgriFlux, on peut dire que pour les fertilisations étudiées, un sol sableux a tendance à produire des concentrations en nitrates dans l'eau lessivée plus élevées qu'un sol loameux ou un sol argileux. D'autre part, plus la dose de lisier appliquée est élevée, plus la concentration en nitrates de l'eau lessivée est élevée et ce, pour tous les types de sols et pour toutes les dates d'application du lisier. Finalement, pour les trois types de sols étudiés, les concentrations en nitrates de l'eau lessivée sont plus élevées pour des applications d'automne que pour des applications de printemps ou d'été.

### c) Ruissellement

Comme le montre la figure 6, les flux de nitrates ruisselés (tout comme les flux d'eau ruisselés) sont nuls sur un sol sableux et ce pour toutes les doses de lisier et toutes les périodes d'application. Ceci est dû à la très grande capacité d'infiltration du sable.

Les flux de nitrates ruisselés sur sol loameux sont aussi très faibles pour toutes les doses et toutes les périodes d'application. La capacité d'infiltration moyenne du loam explique ce résultat. Les flux de nitrates ruisselés les plus élevés ont eu lieu sur le sol argileux ayant reçu une application automnale de lisier et ce, pour toutes les doses appliquées. Les flux liés aux applications printanières et estivales de lisier sur ce même sol sont un peu plus faibles et très semblables entre elles pour toutes les doses appliquées. L'argile étant un matériau généralement très peu perméable, le ruissellement de l'eau y est très important. Et puisque l'eau est le vecteur du transport des nitrates par ruissellement, il est logique d'observer un flux ruisselé de nitrates plus grand pour ce type de sol. De plus, l'automne est une période

pendant laquelle les flux d'eau sont particulièrement grands, ce qui augmente le potentiel de ruissellement d'un apport de fertilisant pendant cette période.

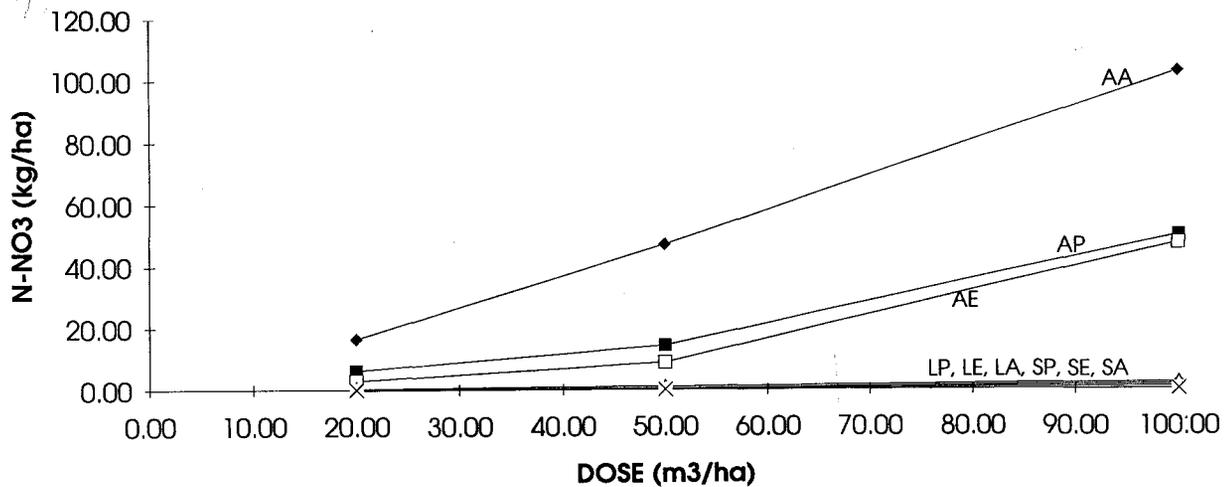


Figure 6 Flux de nitrates dans l'eau ruisselée (AgriFlux)

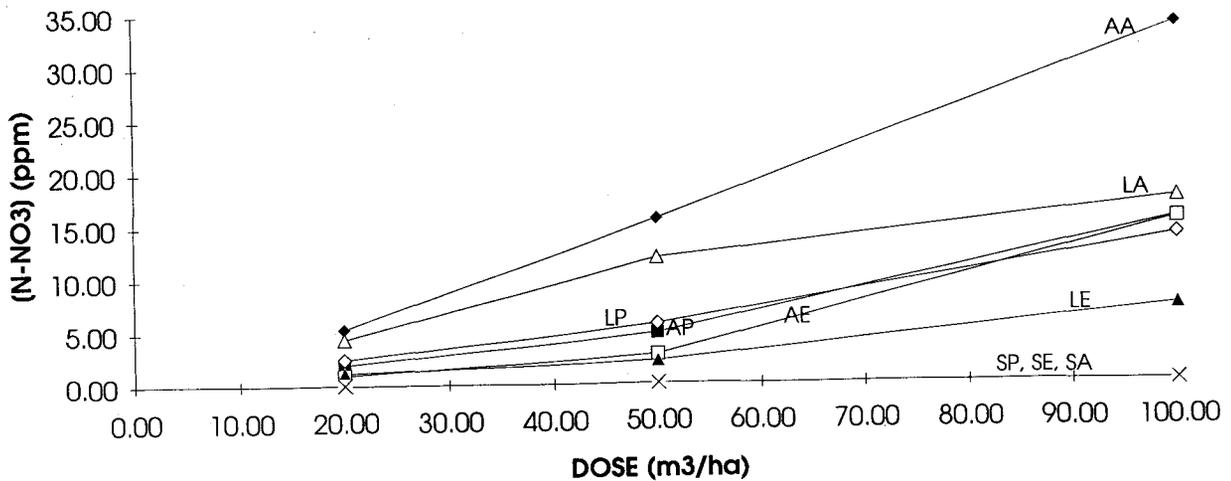


Figure 7 Concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée (AgriFlux)

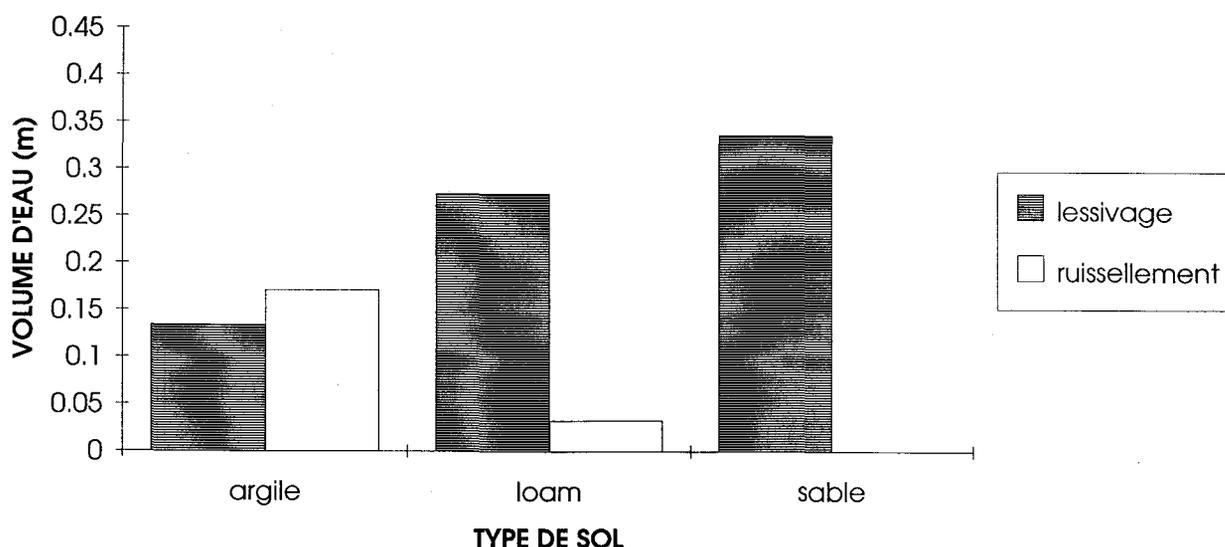
Les concentrations en nitrates les plus élevées pour le ruissellement (figure 7) sont observées pour le sol argileux sous application d'automne, suivies de celles pour le sol loameux aussi sous application d'automne. Contrairement à la situation pour le lessivage, les concentrations provenant des applications estivales et printanières sont assez différentes.

À la lumière des résultats obtenus avec AgriFlux pour les scénarios simulés, il ressort que les concentrations en nitrates du ruissellement augmentent avec la dose appliquée pour toutes les périodes et tous les sols à l'exception du sable. Pour ce dernier, les ruissellements d'eau et d'azote sont toujours nuls, indiquant que ce type de sol n'apporte pas de problème de ruissellement de nutriments. Un apport automnal sur sol argileux semble être à éviter puisqu'il induit des concentrations en nitrates élevées.

#### 4.1.2 Utilisation du logiciel Fèces

##### a) Flux d'eau

Comme pour AgriFlux, les flux d'eau annuels ne varient pas dans Fèces avec la dose de lisier ou avec la date d'application (Figure 8). La somme des flux d'eau ruisselés et lessivés annuellement est relativement constante (35 cm de lame d'eau) pour tous les types de sols, mais sa répartition (surface/souterrain) varie avec le type de sol.

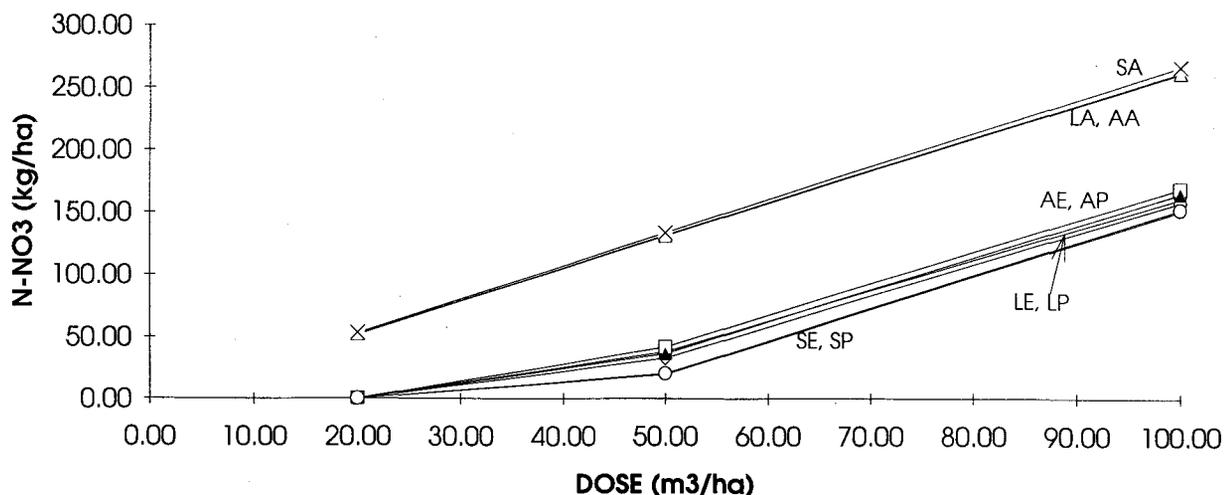


**Figure 8 Flux d'eau annuels (Fèces)**

La répartition des flux d'eau ruisselés et lessivés ainsi que leur somme varient légèrement de Fèces à AgriFlux. Cette variation est imputable à la façon dont le profil de sol est défini dans chaque outil. Dans Fèces, le profil de sol est défini comme une couche unique de 1.2 m d'épaisseur alors que dans AgriFlux, il est composé de 3 couches de 0.4 m. La variation la plus importante observée pour le sol argileux s'explique par la très faible capacité d'infiltration de ce type de sol. Dans AgriFlux, l'impact d'une faible capacité d'infiltration de la première couche sur le ruissellement augmente avec la diminution de l'épaisseur de cette couche à cause de la diminution de la capacité d'emmagasinement.

### b) Lessivage

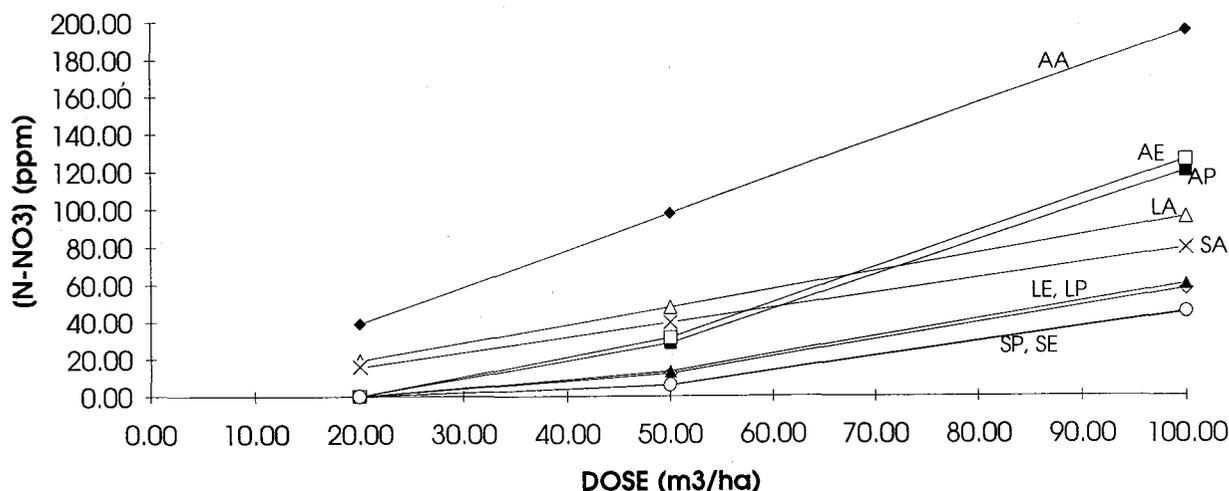
La figure 9 montre que les flux de nitrates lessivés sous application de lisier à l'automne sont les plus élevés et sont très semblables pour tous les types de sols. Les flux de nitrates lessivés sous application de lisier au printemps ou à l'été sont plus faibles, mais très semblables entre eux et pour tous les types de sols. On aurait pu s'attendre à ce que les quantités de nitrates produites varient d'un sol à l'autre à cause des constantes de réaction des différents processus qui sont indirectement fonction, par les variations d'humidité et de température, de la granulométrie du sol. La similitude entre les différents types de sols observée dans les résultats de Fèces s'explique par le choix des coefficients de minéralisation et de dénitrification utilisés dans cet outil qui ne varient que légèrement en fonction des caractéristiques du sol. Les flux de nitrates plus importants à l'automne proviennent, d'une part, de l'absence de prélèvement d'azote par une culture à cette période de l'année dans le scénario simulé et, d'autre part, du pic d'infiltration automnal qui entraîne une grande partie de l'azote minéralisé durant l'été et apporté par les fertilisants à l'automne.



**Figure 9 Flux de nitrates dans l'eau lessivée (Fèces)**

Les concentrations en nitrates (figure 10) les plus élevées sont observées dans le sol argileux ayant reçu une application automnale de lisier et ce pour les trois doses appliquées. Des trois types de sols ayant reçu une application automnale, le sable est celui qui produit les concentrations en nitrates les plus faibles. Les valeurs de concentrations sont relativement différentes d'un type de sol à l'autre comparativement aux valeurs de flux de nitrates lessivés qui sont plutôt regroupés, d'une part, pour le sable, le limon et l'argile sous applications de printemps et d'été et, d'autre part, pour les trois types de sol sous application automnale. Ceci s'explique par le fait que les concentrations ont été calculées en divisant le flux de nitrates par le flux d'eau et que ce dernier varie sensiblement d'un sol à l'autre.

Comme pour l'application avec AgriFlux, pour chaque type de sol, les applications de printemps et d'été produisent des concentrations plus faibles que celles d'automne et ce pour toutes les doses de lisier appliquées. Les concentrations obtenues sous application printanière et estivale sont aussi très semblables sur un même sol et ce pour toutes les doses appliquées. Les prélèvements intensifs au printemps et en été font en sorte que peu de nitrates demeurent dans le sol à la fin de l'année au moment où le calcul du bilan a lieu et donc le lessivage potentiel est faible.



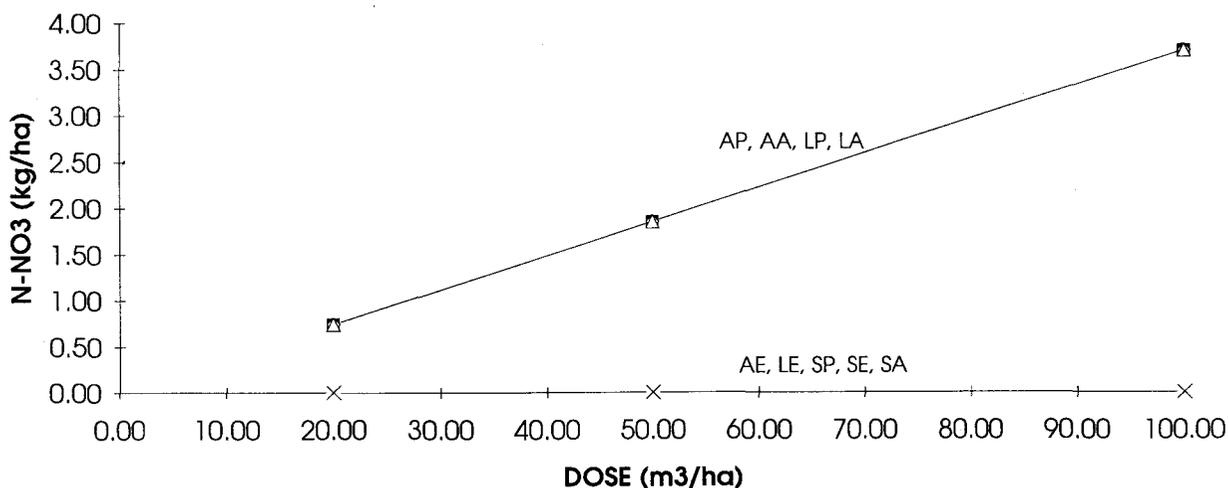
**Figure 10 Concentrations en nitrates dans l'eau lessivée (Fèces)**

Lorsque la norme de 10 mg N/l est tracée sur la figure 10, on observe des conclusions plus restrictives que pour celles résultant d'AgriFlux. Les applications de 20 m<sup>3</sup>/ha de lisier peuvent être faites sur les trois types de sols, mais au printemps et à l'été seulement, les applications automnales causant des concentrations excessives dans les nappes. Les applications de 50 m<sup>3</sup>/ha devraient être réservées aux sols sableux au printemps ou à l'été alors que les applications de 100 m<sup>3</sup>/ha produisent des concentrations en excès de la norme pour tous les types de sols et toutes les dates d'application. Toutefois, la comparaison des concentrations obtenues avec la norme n'est pas suffisante pour établir un verdict sur les impacts des pratiques agricoles. Pour compléter l'analyse des risques potentiels, il est pertinent d'analyser aussi les flux maximum d'azote.

À la lumière des résultats obtenus avec Fèces, il est possible de conclure que dans les trois sols étudiés, plus la dose de lisier est importante, plus les concentrations en nitrates dans l'eau lessivée sont élevées. De plus, il semble évident qu'une application automnale a des effets beaucoup plus négatifs sur les concentrations en nitrates de l'eau lessivée que les applications de lisier au printemps ou à l'été.

### c) Ruissellement

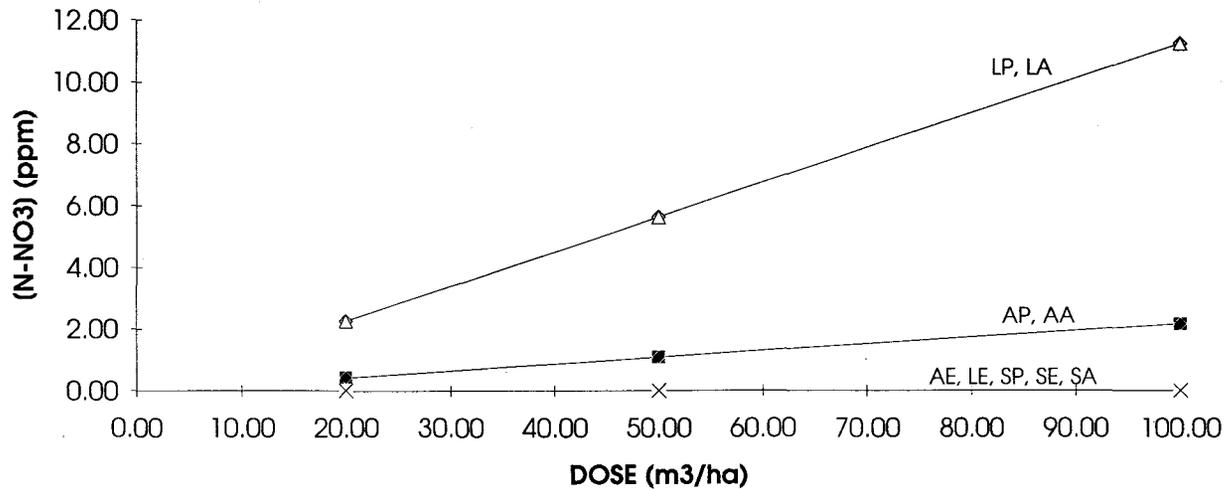
Tout comme pour les résultats d'AgriFlux, les flux de nitrates ruisselés dans un sol sableux sont nuls (tout comme les flux d'eau ruisselés) pour toutes les doses de lisier appliquées (Figure 11). Ceci s'explique à cause de la très grande capacité d'infiltration de ce type de sol qui fait que le sol se draine très bien naturellement.



**Figure 11 Flux de nitrates dans l'eau ruisselée (Fèces)**

Pour toutes les doses de lisier, les flux de nitrates ruisselés sont aussi nuls pour les applications estivales sur le loam et sur l'argile. De plus, pour une dose de lisier donnée, on remarque que les applications printanières et automnales produisent le même flux de nitrates ruisselés pour ces deux types de sols. Ces résultats s'expliquent par le fait que Fèces considère les flux de nutriments ruisselés comme nuls pendant la période estivale (période plus sèche) et maximums au printemps et à l'automne et qu'il traite tous les types de sols de la même façon par rapport à l'exportation des nutriments. Les flux de nutriments ruisselés beaucoup plus faibles que ceux obtenus avec AgriFlux sont dus aux coefficients d'exportation des nutriments par le ruissellement utilisés dans Fèces.

Comme dans le cas du lessivage, les concentrations en nitrates du ruissellement sont le reflet des flux d'eau et de nitrates ruisselés (Figure 12). Les concentrations sont nulles dans le sol sableux et pour les applications estivales sur sol loameux et argileux. Les concentrations pour le sol loameux sont plus élevées que pour le sol argileux à cause des volumes d'eau ruisselés qui sont plus faibles pour le premier type de sol.



**Figure 12 Concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée (Fèces)**

Les résultats obtenus à l'aide de Fèces permettent de dire que pour les fertilisations étudiées et à l'exception du sol sableux, les concentrations en nitrates du ruissellement augmentent avec la dose de lisier appliqué au printemps et à l'automne. On peut aussi conclure que le ruissellement de nitrates sur sol sableux ne semble pas être un problème.

# **Chapitre 5**

## **Discussion**



### 5.1 Problème de la spatialisation de l'évaluation

Les courbes doses-réponses élaborées au chapitre précédent sont basées sur une parcelle fictive et homogène recevant des quantités précises de fertilisants. En réalité, beaucoup de facteurs agro-pédologiques peuvent varier dans l'espace, influençant le devenir des fertilisants appliqués. Avec les différents types d'outils présentés, il est important de tenir compte de cette variabilité spatiale dans l'évaluation des apports nuisibles au cours d'eau. Certains outils (AgriFlux par exemple) sont basés sur une approche stochastique qui permet de considérer mathématiquement les facteurs (paramètres) causant cette variabilité. D'autres outils (Fèces par exemple) se basent sur une certaine homogénéisation spatiale de ces facteurs. Dans tous les cas, il faut connaître la nature de cette variation pour pouvoir l'intégrer adéquatement dans l'élaboration des courbes doses-réponses.

Pour l'évaluation des apports, il est nécessaire de réaliser l'évaluation sur tous les points de la zone étudiée. Généralement, ceci peut être évité en divisant le domaine étudié en zones homogènes vis-à-vis des paramètres et des données d'entrée. Cette zonation du domaine s'effectue pour quatre catégories de données : apports, exportation, propriétés physiques du sol, propriétés biochimiques du sol.

- **Zonation vis-à-vis des apports**

Le domaine est zoné en fonction de l'homogénéité des apports par épandage. Considérant les trois formes d'azote et les diverses sources possibles (engrais, fumiers, lisiers), la seule unité spatiale qui puisse être considérée comme homogène serait la parcelle cultivée.

- **Zonation vis-à-vis des exportations**

La division du domaine est considérée vis-à-vis de l'exportation (consommation) de l'azote par les plantes. Cette zonation est donc essentiellement déterminée par la répartition des cultures dans l'espace et se trouve très étroitement liée à la zonation précédente (parcelle cultivée).

- **Zonation vis-à-vis des propriétés physiques du sol**

La zonation est établie sur les paramètres physiques et hydrodynamiques régissant le cycle de l'eau dans le sol. Cette zonation repose principalement sur la délimitation des unités pédologiques.

- **Zonation vis-à-vis des propriétés biochimiques du sol**

La zonation est établie sur les valeurs des paramètres biochimiques régissant le cycle de l'azote dans le sol. Du fait que les propriétés biochimiques du sol sont étroitement dépendantes de ses propriétés physiques, et ce d'autant plus que les conditions climatiques sont relativement homogènes dans une région, on peut se référer à la zonation pédologique.

La zonation obtenue, basée sur les caractéristiques de sol, de cultures et d'apports d'azote, peut cependant être facilitée par les pratiques régionales de monoculture qui ont généralement lieu sur des sols de même type et utilisent des types de fertilisation plus ou moins standard.

Malgré cette zonation du territoire étudié en unités homogènes, la variabilité spatiale des quatre classes de caractéristiques à l'intérieur de chaque unité peut être plus ou moins grande et peut influencer considérablement les résultats de l'évaluation sur cette unité. Il apparaît donc important que l'évaluation des potentiels d'apport, même réalisée sur des zones considérées homogènes, prenne en compte la variabilité spatiale des caractéristiques des sols, des cultures et des apports en fertilisants.

## 5.2 Utilisation des courbes doses-réponses

Les différences observées entre les courbes établies à l'aide des deux outils (AgriFlux et Fèces) reflètent les différentes hypothèses à la base de la conception des logiciels. Ces variations sont imputables en partie aux différents niveaux de détails utilisés dans la représentation mathématique de chaque outil. Par exemple, le pas de temps journalier d'AgriFlux permet de prendre en considération les variations quotidiennes de températures et de précipitations ainsi que leurs effets sur les différents processus. Le pas de temps annuel de Fèces ne permet pas cette prise en compte et les effets des variations se reflètent plutôt sur des coefficients globaux annuels qui ne permettent pas un grand niveau de détails dans l'interprétation des résultats. La discrétisation spatiale d'AgriFlux permet aussi de définir le profil de sol avec beaucoup plus de détails, ce qui permet une représentation plus précise des scénarios simulés et donc des résultats plus proche de la réalité.

Le degré de connaissance ou de méconnaissance des différents paramètres se reflète aussi dans les résultats des courbes doses-réponses obtenues. Certains processus comme le ruissellement des nutriments sont encore mal connus et donc particulièrement difficiles à représenter dans un modèle mathématique. À cause de la structure même des outils comparés, ces incertitudes sont prises en compte de façon différente dans chacun (à l'aide de coefficients dans Fèces ou à l'aide d'hypothèses simplificatrices dans AgriFlux), ce qui rend difficile la comparaison directe. Les résultats de chaque outil sont mathématiquement corrects et fiables, mais basés sur des hypothèses très différentes liées aux différents niveaux de détails impliqués.

Les courbes doses-réponses de chaque outil permettent donc une représentation virtuelle réaliste de différents scénarios. Leur interprétation implique une connaissance critique des hypothèses et des représentations qui sont à la base des modèles utilisés. À ce stade du développement de la politique de contrôle, il est plutôt difficile de recommander un outil comme plus adapté à la construction des courbes doses-réponses, puisque chacun a des forces et des limites différentes. Dans un cas où les parcelles à représenter sont très bien connues et paramétrisées et où on dispose du temps nécessaire pour effectuer un grand nombre de simulations assez longues, il est pertinent d'utiliser un modèle comme AgriFlux qui fournira une description détaillée des différents flux d'azote. Par contre, s'il est nécessaire de bâtir un grand nombre de courbes doses-réponses en peu de temps à partir d'informations limitées et que les flux de P et K présentent aussi un intérêt, un outil comme Fèces serait mieux adapté à la situation. Il s'agit de conserver à l'esprit que l'évaluation de la vulnérabilité réalisée à l'aide de chaque outil est relative en soi et que si le même outil est utilisé dans toutes les situations, les résultats seront comparables entre eux.

### **5.3 Facteurs agro-environnementaux à intégrer dans une politique de contrôle**

Parmi les facteurs qui influencent la vulnérabilité des ressources en eau, seules les doses de lisier de porc, les dates d'application et les types de sols ont été utilisés dans l'élaboration des courbes doses-réponses du chapitre précédent. On a pu observer que ces trois facteurs influencent les concentrations en azote de l'eau lessivée et de l'eau ruisselée. En fonction des objectifs de l'évaluation environnementale réalisée (contamination de la nappe phréatique ou des eaux de surface, optimisation du rendement des cultures, rationalisation des opérations agricoles, ...) on doit penser à beaucoup d'autres facteurs à intégrer dans les courbes doses-réponses tels que la région climatique, la topographie, le type de fertilisant organique, la combinaison fertilisant organique/inorganique, le type de travail du sol, la fertilité initiale des parcelles, etc.

L'identification des facteurs agro-environnementaux à intégrer dans une politique de contrôle dépendra donc des objectifs de la politique de contrôle. Les facteurs retenus dépendront aussi de l'échelle d'application de la politique, l'information à acquérir à l'échelle locale (l'exploitation agricole) étant plus accessible et plus structurable qu'à l'échelle régionale.

De façon générale, on a pu démontrer l'intérêt et l'applicabilité de différents outils informatiques à la gestion de pollution provenant de l'épandage de fumiers et de lisiers. La disponibilité et les fonctionnalités de tels outils évoluant rapidement, le choix final d'un outil ne pourra se faire qu'au dernier moment, impliquant alors le choix des facteurs agro-environnementaux à prendre en compte.

## **5.4 Les informations requises pour la détermination des courbes doses-réponses**

En pratique, l'établissement des courbes doses-réponses deviendra requis lorsqu'un propriétaire de sol décidera de l'utiliser pour fin d'épandage de fumiers ou de lisiers. Par exemple, on peut penser que la demande d'affectation d'un "quota d'épandage" pour un système sol-culture donné pourra être acheminée à un bureau de contrôle par le producteur agricole voulant se faire établir une capacité de réception de fumiers ou de lisiers, cette demande étant certifiée par un agronome agréé par les instances gouvernementales. Cette demande pourrait être accompagnée d'un ensemble d'information certifiée pouvant servir à établir le potentiel de contamination pour chaque système sol-culture sur la base d'un outil informatique. C'est cette capacité d'épandage qui a une valeur sur le marché et qui contribue à l'optimisation de l'affectation des ressources (les sols) à une pratique ayant des avantages et des inconvénients sociaux (les fumiers ou lisiers).

Dans le cas des outils informatiques testés (AgriFlux et Fèces), les paramètres requis sont de même nature puisque les phénomènes représentés sont les mêmes dans les deux logiciels. La différence principale réside dans le degré de détail exigé, ce dernier étant plus important dans AgriFlux, ceci allant de pair avec le degré de détail utilisé dans la représentation mathématique du phénomène. Une liste exhaustive des paramètres nécessaires aux simulations peut être consultée dans le manuel de l'utilisateur de chaque logiciel (Banton et al. 1993a et 1993b). Le tableau 11 résume ces paramètres.

**Tableau 11 Description des données à la base de l'établissement des courbes doses-réponses**

Type de paramètre	Agriflux	Fèces
<b>Sol</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>description du profil de sol (couches, conductivités hydrauliques, porosités, capacités au champ, points de flétrissement, granulométrie...)</li> <li>profondeur d'évaporation</li> <li>description du système de drainage</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>texture moyenne du profil de sol (choix parmi une liste)</li> <li> pente</li> <li> présence/absence de drains</li> </ul>
<b>Climat</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>précipitations mensuelles</li> <li>températures mensuelles</li> <li>évaporations mensuelles</li> <li>description de la fonte de neige</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li> région climatique (choix parmi une liste)</li> </ul>
<b>Cycle de l'azote</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li> constantes de transformation de l'azote</li> <li> richesse initiale en C et N des différents réservoirs de nutriments des couches du profil de sol</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li> richesse initiale moyenne en N, P et K du profil de sol</li> </ul>
<b>Cultures</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li> dates de début et de fin de croissance</li> <li> description des coupes et de la récolte</li> <li> description du travail du sol</li> <li> besoins en eau et azote</li> <li> description de la croissance racinaire</li> <li> rapports C/N des différentes parties</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li> type de culture principale et d'automne (choix parmi une liste)</li> <li> type de travail du sol (choix parmi une liste)</li> </ul>
<b>Fertilisants</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li> dates de fertilisation</li> <li> contenus en nutriments de l'apport</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li> type de fertilisant (choix parmi une liste)</li> <li> date d'application (choix parmi une liste)</li> <li> dose et contenus en nutriments de l'apport incorporation?</li> </ul>
<b>Autres</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li> description de la simulation (dates, nombre de simulations)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li> rendements attendus</li> <li> données économiques</li> </ul>



# **Conclusion**



## CONCLUSION

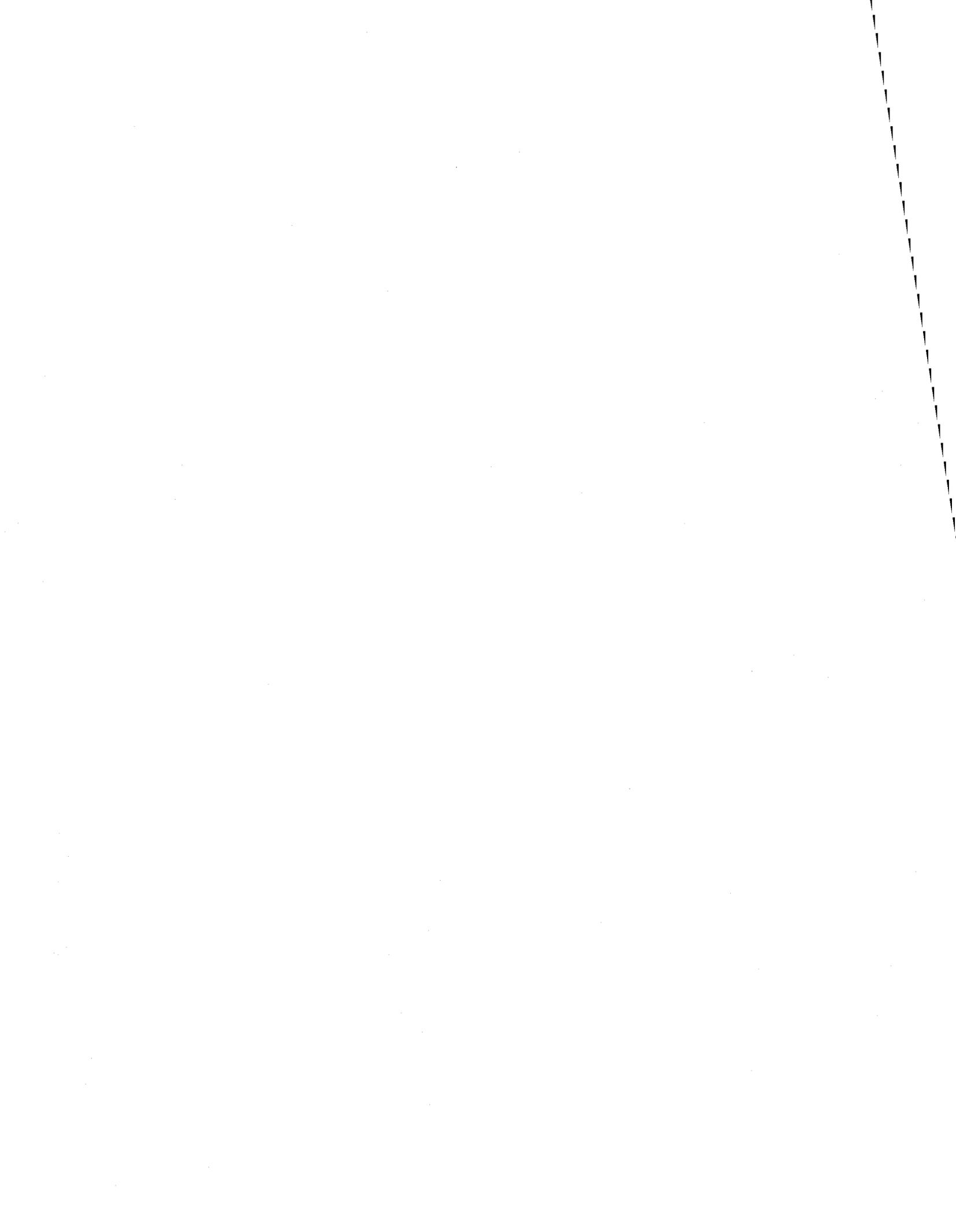
---

L'application des instruments économiques au contrôle de la pollution par les effluents d'élevage ne sera possible que dans la mesure où les intervenants (les législateurs, les pollueurs et les pollués) s'entendront sur une façon d'établir les relations entre la quantité de déjections animales épandues sur une parcelle sol et la quantité de polluants qui atteindra éventuellement le cours d'eau. Afin de vérifier la possibilité d'établir une telle convention on a procédé à l'évaluation des instruments informatiques susceptibles d'établir des relations doses-réponses. Dans un premier temps, on y a expliqué les phénomènes qui interviennent dans les différents processus de pollution provenant des effluents d'élevage (contamination des points d'eau, des eaux souterraines, volatilisation de substances acidogènes, dégagement de substances nauséabondes, dégagement de N<sub>2</sub>O). Dans un deuxième temps, on y a répertorié les différents outils informatiques disponibles pouvant servir à déterminer les familles de courbes doses-impacts. Finalement, on y a développé une méthodologie pour établir ces courbes à l'aide d'outils informatiques, en plus d'y définir les facteurs agro-environnementaux à intégrer à la politique de contrôle.

À la suite de cette démarche, il apparaît clair qu'il est possible d'établir, à partir d'un petit nombre de paramètres, des relations « virtuelles » doses-réponses par parcelle à partir des connaissances scientifiques et des instruments informatiques existants. Il est par conséquent possible de déterminer la *contribution potentielle* d'un producteur agricole à la pollution d'un cours d'eau. L'utilisation de tels modèles informatiques pour mesurer l'apport au cours d'eau pourrait donc faire l'objet d'une convention qui satisferait autant le législateur que les producteurs.

Ainsi, en partant de l'hypothèse qu'actuellement, tant au point de vue économique, agronomique qu'environnemental, la meilleure façon de disposer des lisiers est l'épandage, on a montré qu'il est possible de traiter le problème du contrôle de la pollution par l'application sur le sol d'effluents d'élevage de la même façon que l'on peut traiter le problème du contrôle de la pollution provenant de sources ponctuelles. On peut donc imaginer une politique qui vise le contrôle de la pollution diffuse d'origine agricole en taxant les producteurs sur la base de leur contribution « virtuelle » à la pollution d'un cours d'eau, en les subventionnant sur la base de leurs efforts de dépollution, ou en organisant un marché de droits de pollution.

Les différentes avenues qui s'offrent au législateur en ce qui concerne le contrôle de la pollution issue des effluents d'élevage seront abordées de façon détaillée dans le cadre du sixième rapport.



# **Bibliographie**

## BIBLIOGRAPHIE

---

- Anonyme (1990). *Guide de fertilisation*. Association des Fabricants d'engrais du Québec (Éd). 3ième édition. Montréal, Québec. 139 p.
- Banton, O., M. Larocque, F. Surateau et J.-P. Villeneuve (1993a). *Logiciel AgriFlux*. Manuel d'utilisateur. Rapport scientifique INRS-Eau, no. R-380a.
- Banton, O., S. Jordana et M. Larocque (1993b). *Fèces*. Manuel d'utilisateur. Rapport scientifique INRS-Eau.
- Bernard, C. (1985). Contrôle de la pollution agricole diffuse. *Sci. Tech. Eau*, 18: 374-379.
- Bock, B.R. et G.W. Hergert (1991). Fertilizer nitrogen management. Dans: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Soil Sci. Soc. Am. (eds). Madison, WI, USA.
- Bolline, A., G. Hanotiaux et A. Pissart (1978). L'érosion en milieu agricole: Introduction à la journée d'étude de la Société Belge de Pédologie du 28 octobre 1977. *Pédologie*. 28: 141-144.
- Brown, R.L. et L.A. Beck (1989). Subsurface drainage agriculture in California's San Joaquin Valley. Dans: *Biotreatment of agricultural wastewater*. pp. 1-13. M.E. Huntley (Ed.). CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Canter, L.W. (1986). Water and soil impacts. Dans: *Environmental impacts of agriculture production activities*. Lewis Pub. Inc., N.Y. pp. 87-166.
- Carlotti, B. 1992. *Recueil des bases de préconisations de la fertilisation azotée des cultures*. Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates provenant des activités agricoles. Octobre 1992.
- Chamberland, E. (1976). Évolution des nitrates dans quelques systèmes sol-eau du Québec. *Can. J. Soil Sci.* 56: 257-269.
- Cluis, D. ET D. Couillard. (1987). *Sci. Techn. Eau*. 20(4): 311-317.
- Coic, Y. (1956). La nutrition et la fertilisation du blé d'hiver. Les besoins en azote du blé d'hiver. Conséquences agronomiques. *Annals Agron.* 7(1):115-131.
- Concaret, J. et J. De Corey (1989). Composition des eaux de drainage. Résultats expérimentaux. *Soil Technol.* 2: 185-203.

- Conesa, A.P., J.C. Fardeau et G. Simon-Sylvestre (1979). Le phosphore et le soufre. Dans: *Pédologie: 2. Constituants et propriétés du sol*. pp. 395-407 Bonneau, M. et B. Souchier (ed) Masson, Paris.
- CORPEN (1990). *Valoriser les déjections animales*. Septembre 1990, Ministère de l'Agriculture et de la Forêt et Ministère de l'Environnement de France. 40 p.
- CORPEN (1991). *Interculture. Gérer l'interculture pour limiter les fuites de nitrates vers les eaux*.
- Conseil des Productions Végétales du Québec (1976). *Drainage souterrain, Information Générale*. Ministère de l'Agriculture du Québec. Montréal, Québec, 37 p.
- Conseil des Productions Végétales du Québec (1984). *Drainage souterrain; Cahier de normes*. Ministère de l'Agriculture du Québec. Montréal, Québec, 37 p.
- Conseil des Productions Végétales du Québec (1992). *Pomme de terre. Culture*. Ministère de l'Agriculture du Québec, Montréal, Québec.
- Defaye, S. et D. Plumail. (1991). *Les fumiers de bovins. Aspects agro-écologiques et technico-économiques*. Juin 1991. Ministère de l'agriculture et de la forêt de France. 43p.
- Dubé, A. 1975. L'eau et l'érosion des sols. *Ressources*. 6(4):8-15.
- Duchemin, J., J. Dufils et M. Paris (1988). Nitrates et eaux d'alimentation. Situation en Haute et Basse-Normandie. *Techniques, Sciences, Méthodes- L'Eau*, 84: 181-190.
- EEC (1980). *Council directive on the quality of water for human consumption*. Official Issue No. 80/778, EECL229, III European Economic Community, Brussels.
- Emond, C. (1988). Dans: *Vers une utilisation raisonnée des ressources*. Recueil des exposés du colloque. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Université Laval. Québec, Canada.
- Evans, R.O., J.W. Gilliam, R.W. Skaggs et W.L. Lemke (1987). *Effects of agricultural water management on drainage water quality*. Proc. 5th National Drainage Symposium, ASAE Publication 07-87, St. Joseph, MI. pp. 210-219.
- Evans, R.O., J.W. Gilliam et R.W. Skaggs (1989). *Managing water table management systems for water quality*. ASAE Paper No. 89-2129, St. Joseph, MI.
- Follett, R.F. (1989). *Nitrogen management and groundwater protection*. Elsevier, 395 p. (Developments in agricultural and managed-forest ecology. no.21).
- Foulhouze, R. (1988). Nitrates et eaux d'alimentation. *Techniques, Sciences, Méthodes- L'Eau*. 83: 4-88.

- Frissel, M.J. et J.A. Van Veen (1982). A review of models for investigating the behaviour of nitrogen in soil. *Phil Trans. R. Soc. Lond. B* 296. pp. 341-349.
- Gagné, G., F. Ouzilleau et C. Dutil (1992). Fertisol, un progiciel d'aide à la fertilisation et à la gestion des sols intégrant en priorité les engrais organiques. Dans: *Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec*. 9-10 sept. 1992. Québec.
- Gangbazo, G. et J. Buteau (1985). *Analyse de la gestion des fumiers dans les bassins versant des rivières Assomption, Chaudière et Yamaska*. Ministère de l'Environnement du Québec, Envirodoq 850513, 850514 et 850515.
- Gilliam, J.W., R.W. Skaggs et S.B. Weed (1979). Drainage control diminish nitrate loss from agricultural fields. *J. Environ. Qual.* 8: 137-142.
- Gilliam, J.W. et R.W. Skaggs (1986). Controlled agricultural drainage to maintain water quality. *J. Irrig. and Drain. Eng. ASCE*. 112: 254-263.
- Grenier, C. (1986). *Guide pour la détermination de périmètre de protection autour des captages d'eau souterraine*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des Eaux Souterraines et de Consommation, Québec.
- Henin, S. (1980). Groupe de travail "Activités agricoles et qualité des eaux". *Rapport du sous groupe Système de culture*. Minist. Agric. et Minist. Environ. Paris, France.
- Hess, P.J. (1986). *Groundwater use in Canada, 1981*. National Hydrology Research Institute. Paper No. 28, Inland Water Directorate Bulletin No. 140, Ottawa.
- Irwin, R.W. (1985). On farm drainage policy in Canada. *Can. Agric. Eng.* 27: 39-42.
- Irwin, R.W. et H.D. Ayers (1970). Land drainage policies and programs. *Can. Agric. Eng.* 12: 110-113.
- Johnsson, H., L. Bergström, P-E. Jansson et K. Paustian (1987). Simulation of nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 18: 333-356.
- Kaggs, R.W. et J.W. Gilliam (1986). Modeling subsurface drainage and water management systems to alleviate potential water quality problems. Dans: *Agricultural non point source pollution: Model selection and application. Developments in Environmental Modelling*. A. Giorgini et al. (Eds.), 10, Elsevier Sci. Pub., The Netherlands, pp. 295-317.
- Kanwar, R.S., J.L. Backer et J.M. Laflen (1985). Nitrate movement through the soil profile in relation to tillage system and fertilizer application method. *Trans. ASAE*. 28: 1802-1807.

- Kanwar, R.S., Z. Shahvar et J.L. Backer. 1988. Use of models to simulate the effects of agricultural practices on nitrate loss with drainage water. *Mathematical Modelling*. 10: 183-191.
- Kauark-Leite, L.A. (1990). *Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole*. Thèse de doctorat École nationale des ponts et chaussées. France.
- Landreau, A. (1984). *Éléments sur les processus de contamination de nappes d'eau souterraine par les nitrates d'origine agricole*. Congrès international sur l'utilisation des eaux souterraines et hydrologie des contaminants. vol. II, Montréal, Québec, pp. 465-473.
- Larsen, S. 1967. Soil Phosphorus. *Adv. Agron.* 19: 151-210.
- Letey, J., J.W. Blair, D. Davit, L.J. Lund et P. Nash (1977). Nitrate-nitrogen in effluent from agricultural tile drains in California. *Hilgardia*. 45: 289-319.
- Lowrance, R.R., R.L. Todd et L.E. Asmussen. (1984a). Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. Phreatic movement. *J. Environ. Qual.* 13: 22-26.
- Lowrance, R.R., R.L. Todd et L.E. Asmussen. (1984b). Nutrient cycling in an agricultural watershed. II. Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Qual.* 13: 27-32.
- Mariotti, A. (1982). *Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote*. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences Naturelles, Univ. Pierre et Marie Curie, Paris, France.
- Massé, J. (1981) *Les élevages intensifs et la pollution des sources d'eau potable*. Conférence de l'Ordre des médecins vétérinaires du Québec. Montréal. 22p.
- Mathier, L. (1991). *Variations spatiales et temporelles des paramètres d'une équation de transport des sédiments par le ruissellement de surface: du versant expérimental au champ agricole*. Thèse de doctorat, Université de Montréal.
- Meisenger, J.J. et G.W. Randall (1991). Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. Dans: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Soil Sci. Soc. Am. (eds). Madison, WI, USA.
- Mettaeur, H., El-Ghossain, T.S. et H. Vogt. (1979). Méthodologie d'approche de l'érosion basée sur des méthodes statistiques. Dans: *Colloque sur l'érosion agricole des sols en milieu tempéré non méditerranéen*. Strasbourg. France. pp. 203-209.
- Miller, P.L. et A.F. MacKenzie (1978). Effects of manures, ammonium nitrate and 5-coated urea on yield and uptake of N by corn in soils in southern Québec. *Can. J. Soil Sci.* 58: 153-158.

- Novotny, V. et G. Chesters (1981). Interaction of pollutants with soil. Dans: *Handbook of nonpoint source pollution*. Van Nostrand Reinhold Company, N.Y., pp. 221-264.
- Owens, L.B. (1987). Nitrate leaching losses from monolith lysimeters as influenced by nitrapyrin. *J. Environ. Qual.* 16: 34-38.
- Rice, C.W., M.S. Smith et R.L. Blevins. (1986). Soil nitrogen availability after long-term continuous non-tillage and conventional tillage corn production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 1206-1210.
- Richard, T.L., S. Steenhuis (1988). Tile drain sampling of preferential flow on a field scale. *J. Contaminant Hydrol.* 3: 307-325.
- Schmidt, J.W. (1987). A review of remedial measures for groundwater pollution in Canada. *Water Pollut. Res. J. Canada.* 22: 21-31.
- Shady, A.M. (Ed.) (1989). *Irrigation drainage and flood control in Canada*. Ministère de l'Agriculture du Canada. 304 pp.
- Shaffer, M.J., A.D. Halvorson et F.J. Pierce (1991). Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): model description and application. Dans: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Soil Sci. Soc. Am. (eds). Madison, WI, USA.
- Simard, G. (1977). *Étude hydrogéologique sur la protection des eaux souterraines à St-Roch-de l'Achigan, Comté de l'Assomption*. Richesses Naturelles, Services des Eaux Souterraines. Rapport No 946, 10 p.
- Skaggs, R.W., A. Nassehzaden-Tabrizi et G.R. Foster (1982). Subsurface drainage effects on erosion. *J. Soil and Water Conservation.* 37: 167-172.
- Skaggs, R.W. et J.W. Gilliam (1981). Effect of drainage system design operation on nitrate transport. *Trans. ASAE.* 24: 929-934.
- Stanford, G. et E. Epstein (1974). Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Sci. Sol. Am. Proc.* 38:103-107.
- Stanford, G., M.H. Frere et Schwaninger (1973). Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Sci.* 115: 321-323.
- Stevenson, D.S. et G.M. Neilsen (1990). Nitrogen additions and losses to drainage in orchard-type irrigated lysimeters. *Can. J. Soil Sci.* 70: 11-19.
- Sundburg, A. et W.R. White (1986). *Problèmes d'érosion, transport solide et sédimentation dans les bassins versants*. Paris, UNESCO, 191 p.

- Sylvestre, M., C. Grenier (1987). *L'eau souterraine, une source à exploiter*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des Eaux Souterraines et de Consommation, Québec.
- Thomas, R.G. et A. Kandiah (1989). Management of groundwater in irrigated agriculture. *Water Qual. Bull.* 14: 129-134.
- Thompson, R. 1985. The nitrate issue - A review. *Soil Use Manag.* 3: 102-104.
- US-EPA (1985). *Health effects criteria document for nitrate/nitrite*. USEPA Criteria and Standards Division, Office of Drinking Water, Washington, D.C.
- Ware, G.W. (Ed.) (1988). Nitrate and nitrite. *Rev. Environ. Contaminat. Toxicol.* 107: 117-130.
- Westerman, P. W., L.M. Safley, J.C. Barker et G.M. Chescheir (1985). Available Nutrients in livestock waste. Agricultural waste utilization and management. Dans: *Proceeding of the fifth international symposium on agricultural wastes*, ASAE Publication. pp.13-85. Chicago, Illinois, U.S.A, Dec 16-17 1985.
- Wiese, R.A., R.B. Ferguson et G.W. Hergert (1987). Fertilizer nitrogen best management practices. Univ. Nebraska Coop. Ext. Serv. NebGuide G87-829.
- Williams, J.R. et D.E. Kissel (1991). Water percolation: an indicator of nitrogen-leaching potential. Dans: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*, Soil Sci. Soc. Am. (eds). Madison, WI, USA.