

Contamination nitratée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène

I – Évaluation des apports à la nappe (modèle AgriFlux)

Groundwater pollution by nitrates in a heterogenous agricultural watershed
I – Evaluation of inputs to the water table (AgriFlux model)

A. DUPUY¹, O. BANTON² et M. RAZACK¹

Reçu le 8 juin 1995, accepté le 21 novembre 1996*.

SUMMARY

In agricultural regions, groundwater contamination by nitrogen compounds originating from fertilizers is one of the most significant environmental problems. Along with *in situ* monitoring, simulation models have been developed for non point pollution (nitrates, pesticides) in order to evaluate both the level and the extent of the contamination. Simulation models, originally intended for research purposes in relation to the dynamics of agricultural systems, have been adapted and applied to environmental management in order to quantify water volumes and contaminant masses likely to reach groundwater systems. Recently, mechanistic models such as AgriFlux (BANTON *et al.*, 1993) have been developed for use in the field. AgriFlux is based on a mechanistic approach to the processes and incorporates a stochastic analysis that takes into account the spatial variability of the parameters. It calculates nitrate concentrations as well as water fluxes in the unsaturated zone. In the present study, environmental management principles integrating heterogeneity in soils and agricultural practices were applied to an agricultural watershed in Poitou (France). Preliminary simulations were carried out in order to estimate the influence of various parameters on the nitrate and water fluxes. First, a three-year wheat mono-crop was simulated using the same fertilization rate for each year. The calculated nitrate concentrations follow a trend opposite to that of the seasonal growing crop. To estimate the influence of the soil characteristics on the nitrate concentrations, the four types of soil in the watershed were simulated using the same three-year crop rotation. The results show that the soil type directly influences the amount of nitrate leaching. Under different soils types, the evolution of the concentrations through time follows the same pattern, but the concentration levels are significantly different. To quantify the impact of crops on the nitrate concentrations, the main crop rotations were simulated for the

1. UMR CNRS 6532 HydrASA, Hydrogéologie, Argiles, Sols, Altérations, Université de Poitiers, 40, avenue du Recteur Pineau, 86022 Poitiers, France.
2. Institut National de la Recherche Scientifique, Université du Québec, INRS-Eau, 2800 rue Einstein, CP 7500, Sainte-Foy (Québec) Canada. G1V 4C7.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 octobre 1997.

same type of soil. This set of simulations underlines the environmental differences between winter and spring crops. It also shows the differences induced by the presence of residues. The La Jannerie watershed was divided into homogeneous zones for soil and crop characteristics. During a four-year period, seasonal and annual nitrate concentrations were calculated for each homogeneous zone from the daily water and nitrate fluxes simulated with AgriFlux. The results demonstrate the influence of the agricultural practices on the calculated concentrations. Overall, nitrate levels remain quasi-constant during the periods when the crops are active but vary considerably during the winter when the crops are absent or inactive. This winter period corresponds to a peak in nitrate leaching because of the excess rainfall and the absence of nitrogen uptake by the plants. The incorporation of crop residues in the soil in fall generates a high production of nitrates during winter due to the mineralisation of the organic nitrogen.

Two different environmental approaches can be used conjointly to evaluate agricultural practices. The first consists of a comparison between the nitrate flux that can reach the saturated area and the fertilizer rate. This approach provides an estimate of the amount of nitrogen lost to the aquifer. Simulations with AgriFlux show that the nitrate fluxes are highest during the autumn when plant uptake is non-existent, except in fields with winter crops. The second approach compares the calculated nitrate concentrations that may occur in the aquifer with the water quality criteria. It is interesting and important to note that, during the simulated period, the calculated concentrations in the leach often much lower than the water quality criteria (50 mg NO₃/L). This result indicates that the fertilization practices applied in the watershed during this period tended to approach the real crop requirements (minimal requirements) and were more environmentally adequate (environmental optimum) than those used previously.

Key words : non point source contamination, nitrates, environmental management, unsaturated zone, simulation, watershed, AgriFlux.

RÉSUMÉ

Au cours des dernières décennies, la hausse de la productivité agricole s'est accompagnée d'une forte augmentation des fertilisations azotées qui a entraîné l'augmentation des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines. Récemment, les études sur la gestion des pollutions diffuses agricoles ont intégré l'échelle du bassin versant hydrologique. Dans cet article, une approche basée sur un découpage en secteurs pédologiquement et agronomiquement homogènes a été élaborée pour permettre l'utilisation d'un modèle d'évaluation (AgriFlux), et obtenir les flux d'eau et de nitrates sortant de la zone racinaire sur l'ensemble d'un bassin. La modélisation du bassin de La Jannerie a porté sur une période de quatre ans impliquant 19 zones de simulation. L'influence du cycle végétatif des cultures et leur nature sur l'évolution des flux de nitrates a été mise en évidence par des simulations préliminaires, de même que l'influence du type de sol. L'évolution des concentrations moyennes saisonnières en nitrates sortant de la zone racinaire montre que les fertilisations minérales ne sont pas les seules sources importantes de nitrates dans les sols. Les pratiques culturales, comme le retournement des prairies, l'enfouissement des résidus de récoltes ou l'assolement, ont une forte influence sur la dynamique spatiale et temporelle des flux de nitrates percolant vers la nappe.

Mots-clés : pollution diffuse, nitrate, gestion environnementale, zone non saturée, modélisation, bassin versant, AgriFlux.

1 – INTRODUCTION

Dans de nombreuses régions rurales, la gestion des ressources en eau nécessite la prise en compte des activités agricoles qui s'y développent. Un des problèmes majeurs rencontrés dans les zones d'activité agricole intensive est la contamination des aquifères par les composés azotés provenant de la fertilisation des cultures. L'augmentation des doses de fertilisants ainsi que la généralisation des pratiques d'irrigation ont eu pour effet un accroissement rapide des concentrations en nitrates retrouvées dans les eaux souterraines. En Europe, et notamment en France, les concentrations en nitrates observées dans les aquifères libres atteignent et dépassent fréquemment le seuil de potabilité, ce qui a conduit les pouvoirs publics à élaborer une politique de protection et de gestion environnementale de ces ressources (CEE, 1991 ; CORPEN, 1993).

Outre les études de suivi *in situ*, des outils de simulation des pollutions diffuses agricoles (nitrates, pesticides) ont aussi été développés afin d'estimer et de quantifier l'importance de la contamination et son étendue. Parmi les outils existants, les modèles de recherche permettent une étude précise des mécanismes physiques et des processus biochimiques contrôlant le transfert des composés dans le sol (ex. JOHANSSON *et al.*, 1987 ; WAGENET et HUTSON, 1989). Ces modèles ne sont toutefois pas toujours faciles à mettre en œuvre de par le nombre et la nature des paramètres requis, même à l'échelle d'une parcelle expérimentale.

La gestion environnementale à l'échelle régionale des pratiques agricoles implique le passage de l'échelle de la parcelle expérimentale à celle du bassin versant. À cause de la complexité et de l'hétérogénéité des systèmes représentés, la plupart des modèles permettant cette gestion sont empiriques ou semi-empiriques (ex. SHAFFER *et al.*, 1991). Cet empirisme limite leur fiabilité et leur transférabilité d'un contexte agricole à l'autre. Des modèles de recherche portant sur la dynamique des systèmes agricoles ont été adaptés à la notion de gestion environnementale et appliqués sur des bassins expérimentaux afin de quantifier les volumes d'eau et les masses de contaminants agricoles susceptibles d'atteindre les eaux souterraines (GENG, 1991 ; CABON, 1993 ; STYCZEN et STORM, 1993). Récemment, des modèles mécanistes comme AgriFlux (BANTON *et al.*, 1993) ont été développés dans le but de répondre spécifiquement aux impératifs de cette gestion. Une précédente application du modèle AgriFlux sur un site expérimental du Québec a montré que ce type de modèle pouvait être appliqué à l'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines à l'échelle de la parcelle (LAROUCHE et BANTON, 1995).

Dans cette présente étude, ce modèle est appliqué sur un bassin versant de l'Ouest de la France. Ce site à vocation exclusivement agricole présente une hétérogénéité pédologique et une occupation du sol variant spatialement (polyculture) et temporellement (rotation). Ce bassin versant possède un aquifère libre qui a présenté au cours des dix dernières années une importante contamination nitratée ayant conduit à l'arrêt de l'utilisation des eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau potable.

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Le site de La Jannerie

Le bassin versant de La Jannerie est situé sur la commune du Bourdet (Deux-Sèvres, France), à 25 km au Sud-Ouest de la ville de Niort, sur la bordure orientale du Marais Poitevin. D'une superficie de 160 ha, il présente une topographie peu marquée avec des pentes variant de 0,5 à 5 % pour une altitude comprise entre 14 et 26 m NGF. L'exutoire naturel du bassin est localisé près du hameau de La Jannerie où se trouve un ancien captage d'alimentation en eau potable, en limite avec le Marais (fig. 1).

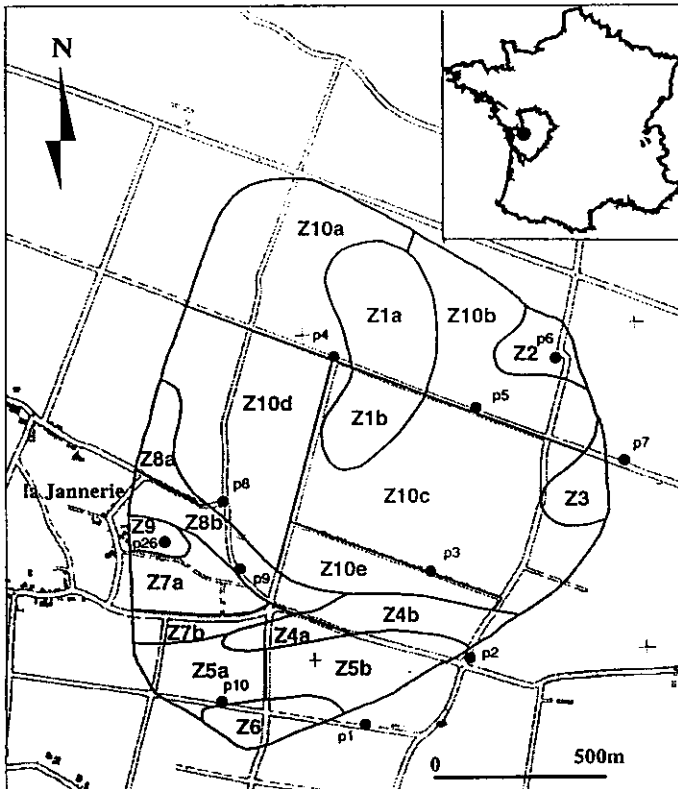


Figure 1 Bassin versant de La Jeannerie.
La Jeannerie watershed.

Le site est soumis à un climat océanique marqué induit par la proximité de l'Océan Atlantique. La station météorologique de Prin-Deyrançon, située à 2 km au Sud du site, indique des moyennes annuelles de 781,3 mm de précipitations et de 12,0 °C pour la température (tabl. 1). Le sous-sol du bassin est constitué par les formations de l'Oxfordien Supérieur. La partie supérieure contenant l'aquifère libre correspond à des calcaires (de Fors) fissurés et fracturés, plus ou moins

Tableau 1 Données climatiques moyennes (1971-1993).**Table 1** Climatic data (1971-1993).

| | Température (°C) | Précipitations (mm) |
|-----------|------------------|---------------------|
| Janvier | 4,7 | 79,4 |
| Février | 5,5 | 65,4 |
| Mars | 8,2 | 61,4 |
| Avril | 10,3 | 60,3 |
| Mai | 14,5 | 68,1 |
| Juin | 17,2 | 50,3 |
| Juillet | 19,7 | 42,9 |
| Août | 19,6 | 44,8 |
| Septembre | 17,1 | 55,4 |
| Octobre | 13,1 | 87,1 |
| Novembre | 8,2 | 80,1 |
| Décembre | 6,0 | 86,1 |

marneux, dont l'épaisseur varie de 20 à 25 m du Nord au Sud. La partie inférieure de la série montre une alternance de calcaires argileux et de marnes d'une puissance d'environ 13 m, formant le mur de l'aquifère. L'écoulement principal de la nappe s'effectue d'Est en Ouest, en direction du Marais. En période de crue, de nombreuses sources de débordement apparaissent au contact plaine/marais, entre autres au niveau de l'ancien puits de captage de La Jannerie. Outre cet ancien captage, le bassin a été équipé en 1985 de dix puits d'observation de 10 à 20 m de profondeur. De nombreux forages agricoles sollicitent l'aquifère durant la période d'irrigation, mais leurs débits d'exploitation ne sont pas connus. La couverture pédologique du bassin de La Jannerie correspond à des groies, des sols généralement carbonatés, caillouteux, de couleur brune à rouge, développés sur un substrat calcaire. L'étude pédologique du bassin réalisée par la SESAER (1983) y a différencié deux grands ensembles (tabl. 2). Le premier regroupe les

Tableau 2 Caractéristiques pédologiques des sols.**Table 2** Soil characteristics.

| | Horizon | % de MO | % de N | C/N | % sable | % limon | % argile |
|---|---------|---------|--------|------|---------|---------|----------|
| Sols bruns (Séries 2 et 3) | A | 4,3 | 0,25 | 10 | 29,3 | 38,9 | 29 |
| | R | 0,5 | 0,029* | 10 | 80** | 40** | 0** |
| Sols alluviaux/ colluviaux (Série 10) | A | 6,3 | 0,36 | 10,2 | 6,5 | 50,6 | 37,9 |
| | B | 1,9 | 0,12 | 9,3 | 5 | 46,9 | 47 |
| | C | 0,7 | 0,05 | 8,7 | 19,5 | 53,5 | 25 |
| | R | 0,5 | 0,036* | 8,7 | 60** | 40** | 0** |
| Sols alluviaux/ colluviaux (Série 12) | A | 2,15 | 0,196 | 6,4 | 4,5 | 43,3 | 50 |
| | B | 2,15 | 0,196 | 6,4 | 10 | 46,9 | 40 |
| | R | 0,5 | 0,045* | 6,4 | 60** | 40** | 0* |
| Sols alluviaux/ colluviaux (Série 10) | A | 3,8 | 0,36 | 6,3 | 16,3 | 52,5 | 27,4 |
| | B | 0,8 | 0,04 | 11,7 | 30,2 | 49,4 | 19,8 |
| | C | 0,55 | 0,035 | 9,1 | 8 | 62 | 30 |
| | R | 0,5 | 0,032* | 9,1 | 60** | 40** | 0** |

Données SESAER (1983) sauf :

* : calculé pour un rapport C/N correspondant à l'horizon susjacent.

** : fixé pour des caractéristiques physiques équivalentes au calcaire.

soils situés sur les parties hautes du bassin et caractérisés par leur faible épaisseur (20 à 30 cm) et leur homogénéité (séries 2 et 3). Le second groupe est constitué par les sols alluviaux-colluviaux (séries 10, 12 et 13) se rencontrant dans les parties basses du bassin et pouvant se développer sur plus de 60 cm et contenir une fraction plus ou moins importante de matière organique. Le bassin de La Jannerie est occupé par environ 150 parcelles (d'un hectare en moyenne) dont le suivi agronomique, complété d'une cartographie systématique des cultures, a été mené de 1985 à 1989 dans le cadre d'un essai d'implantation d'engrais verts sur le site (SESAER, 1989). Durant l'étude, les informations concernant les pratiques culturales (dates, fertilisations, travaux du sol) ont été recueillies auprès des agriculteurs. Les cartes d'occupation du sol permettent de mettre en évidence plusieurs types de rotations de cultures (tabl. 3). La rotation quadriennale (maïs/tour-

Tableau 3 Principales rotations des cultures.

Table 3 Main crop rotations.

| Rotations | 85/86 | 86/87 | 87/878 | 88/89 |
|---------------|----------------|--------------|----------------|----------------|
| Quadriennale | Maïs-Tournesol | Blé | Orge-Blé | Escourgeon-Blé |
| Biennale | Blé | Maïs-Prairie | Escourgeon-Blé | Maïs-Tournesol |
| Monoculture | Prairie | Prairie | Prairie | Prairie |
| Blé dominant | Blé | Blé | Blé | Maïs-Tournesol |
| Maïs dominant | Céréale | Maïs | Maïs | Maïs |

nesol-blé-orge/blé-escourgeon/blé) avec ses variantes est fréquemment observée (33 %) de même que l'alternance blé/maïs en rotation biennale (25 %), la monoculture étant généralement pratiquée pour les prairies, le blé ou le maïs. Les principales cultures non pérennes sont le blé, l'escourgeon et l'avoine (cultures d'hiver) et le maïs, le tournesol et le colza (cultures de printemps). Les prairies sont cultivées pour le pâturage (prairies naturelles permanentes en monoculture) ou pour le fourrage (prairies temporaires en rotation) et représentent 25 % de l'occupation du bassin. Le pois est utilisé sur le site comme engrais vert (enrichissement en azote du sol durant l'automne et l'hiver) et non comme interculture de fin de saison visant à limiter le lessivage des nitrates minéralisés durant l'absence de couvert végétal. Son rôle environnemental est donc généralement un palliatif partiel à la fertilisation minérale et non un facteur visant à limiter l'important lessivage d'automne-hiver. Au cours de la période 1985-1989, un suivi de la qualité des eaux de l'aquifère a été effectué (SESAER, 1989) avec des prélèvements bimensuels sur le captage et sur l'ensemble des puits d'observation. Durant cette étude, les concentrations moyennes en nitrates sont restées supérieures à la norme de potabilité (50 mg NO₃/L équivalente à 11 mg N-NO₃/L), augmentant en moyenne de 53 à 63 mg NO₃/L entre 1985 et 1988, pour chuter en 1989 à 56 mg NO₃/L. Cette diminution enregistrée en 1989 peut être attribuable à la rationalisation des pratiques de fertilisation accompagnant la mise en place depuis 1985 des engrais verts. Toutefois, l'absence de données après 1989 ne permet pas de confirmer cette diminution ni ses causes.

2.2 Le modèle AgriFlux

Le logiciel AgriFlux est un modèle d'évaluation environnementale développé spécifiquement pour la gestion des pollutions diffuses d'origine agricole (BANTON *et al.*, 1993). Basé sur une approche en différences finies par réservoirs pour

l'évaluation quantitative des flux d'eau, de nitrates et de pesticides parvenant à la nappe, AgriFlux est par ailleurs un modèle mécaniste-stochastique alliant la représentation conceptuelle des mécanismes avec la variabilité spatiale des processus et des paramètres (chaque paramètre étant représenté par sa distribution statistique de type discrète, uniforme, normale, log-normale ou de type β). Le modèle utilise l'approche Monte Carlo pour générer un grand nombre de simulations d'un même scénario, avec pour chacune d'elles une combinaison différente de valeurs de paramètres issues d'un tirage aléatoire. Les résultats fournis par AgriFlux sont la moyenne et l'écart-type des valeurs journalières calculées pour l'ensemble des simulations effectuées pour le même scénario stochastique. Le module Hydriflux calcule les flux d'eau ruisselés et lessivés entre les couches de sol en considérant l'infiltration, le ruissellement, la percolation, le prélèvement d'eau par la culture et l'évaporation selon un pas de temps journalier et en tenant compte des caractéristiques hydrauliques de chaque couche (conductivité hydraulique, porosité, capacité au champ, point de flétrissement). La conductivité hydraulique non saturée est calculée à chaque pas de temps en fonction de la teneur en eau de chaque couche afin de simuler la vitesse d'écoulement de l'eau représentée par la loi de Richards. Le module Nitriflux simule selon la même base journalière la transformation et le transport de l'azote dans le sol. La minéralisation/immobilisation et la nitrification sont représentées selon des cinétiques du premier ordre, alors que la dénitrification obéit à une cinétique de type Michaelis-Menten. Les processus biochimiques simulés par Nitriflux dépendent de la température et de la teneur en eau de chaque couche. Les apports extérieurs (fertilisation, incorporation des résidus de récolte) et les pertes (prélèvement par les plantes, lessivage) sont également représentés. Les nitrates sont considérés comme le seul composé azoté pouvant migrer avec l'eau sous forme dissoute et sont transférés au travers des différentes couches par les flux d'eau. Le modèle AgriFlux permet ainsi d'évaluer quantitativement et précisément les flux journaliers de nitrates associés au ruissellement et au lessivage ayant lieu sur une parcelle ou sur toute zone dont la nature du sol et l'assolement sont connus.

2.3 Application au bassin de La Jannerie

L'application sur un bassin hydrologique d'un outil comme le modèle AgriFlux implique le choix de l'échelle de travail. AgriFlux permet de simuler le cycle de l'azote et l'écoulement de l'eau dans la zone non saturée du sol, pour un champ, une parcelle ou une zone homogène définie, permettant ainsi d'évaluer quantitativement les différents flux qui atteignent la zone saturée. Pour pouvoir appliquer le modèle sur un bassin versant hétérogène, celui-ci doit donc être découpé en zones de simulation homogènes. Pour le bassin versant de La Jannerie, la répartition géographique des cinq types de sols conduit à délimiter dix secteurs sur l'ensemble du bassin, donnant en fonction des zones de culture un découpage final en 19 zones de simulation caractérisées par une unité pédologique et une unité culturale spécifiques (fig. 1).

Chaque profil de sol est par ailleurs découpé en couches de simulation homogènes, dont l'épaisseur croît généralement avec la profondeur, et dont le nombre est fonction du profil de sol réel ainsi que des contraintes de modélisation. Les paramètres des sols sont présentés au tableau 2. Les valeurs de conductivité hydraulique, capacité au champ et point de flétrissement non connues pour ce site sont complétées par les valeurs caractéristiques de ces types de sol (RAWLS et BRAKENSIEK, 1989). Chaque profil est simulé jusqu'à la profondeur de 1,5 m ce

qui permet de prendre en compte la totalité des horizons pédologiques et la totalité de la zone racinaire dans laquelle ont principalement lieu les prélèvements et les processus de transformation de l'azote. En effet, on peut admettre que les transformations de l'azote (dont la dénitrification des nitrates lessivés) sont négligeables dans la zone non saturée sous-jacente à la zone racinaire, du fait des conditions aérobies (pour la dénitrification) et du faible taux de carbone organique présent dans les calcaires fissurés qui la constituent (HANKS et RITCHIE, 1991). Il est ainsi possible de considérer que le transfert vertical est le seul phénomène dominant la dynamique de l'azote dans cette partie du sol.

Les quantités initiales d'azote organique des sols, telles que fournies par les analyses pédologiques (teneur en azote organique, rapport C/N des différents horizons), sont réparties sous forme d'humus (98 %) et de litière (2 %). Aucune mesure concernant les formes minérales de l'azote du sol n'étant disponible, les réservoirs en nitrates (NO_3) et ammonium (NH_4) sont considérés comme négligeables au début de la simulation, soit au 1 septembre 1985. Cette condition initiale est peu influente sur les résultats de simulation obtenus durant les cinq années subséquentes, du fait de la minéralisation rapide prévalant dans ces sols.

Les caractéristiques des cultures ont été recueillies auprès de la Chambre d'Agriculture des Deux-Sèvres et de l'Office National Interprofessionnel des Céréales. Les besoins en azote de chaque culture, de même que les patrons racinaires et les profondeurs d'enracinement, sont calculés à partir des rendements observés sur le bassin durant la période d'étude. Les dates de levée, de maturité et de récolte sont celles statistiquement observées dans la région Poitou-Charentes. Dans le modèle AgriFlux, le prélèvement d'azote est représenté selon une loi de distribution normale entre la date de levée et la date de maturité. Toutefois, pour des cultures automnales (blé d'hiver, escourgeon), le prélèvement doit être simulé par une succession de deux périodes de croissance afin de reproduire au mieux le cycle de prélèvement. Le blé est ainsi simulé comme la combinaison de deux sous-cultures représentant respectivement 5 à 10 % (automne-hiver) et 90 à 95 % (printemps-été) des besoins en eau et en azote de la plante. Il en a été de même pour l'escourgeon avec des prélèvements partiels de 2,5 à 5 % et de 95 à 97,5 %.

Les dates de fertilisation sont issues des pratiques agricoles préconisées par le Ministère de l'Agriculture. Elles sont fonction du cycle végétatif de chaque culture et de la disponibilité du stock d'azote du sol. Les taux de fertilisation sont ceux fournis par les agriculteurs durant la période d'étude, à l'exception du maïs pour lequel les taux correspondent aux conseils de fertilisation du Ministère de l'Agriculture (CARLOTTI, 1992). Toutes les fertilisations sont introduites sous forme inorganique avec 40 % en NH_4 et 60 % en NO_3 . Le fractionnement des fertilisations azotées (dates et doses), basé sur les besoins potentiels des différentes cultures (CARLOTTI, 1992), est conforme aux directives ministérielles.

Les paramètres du cycle de l'azote (tabl. 4) proviennent de l'étude de la SESAER (1983) et de la littérature (JANSSON *et al.*, 1991 ; CABON, 1993 ; LAROCQUE et BANTON, 1994). Une attention particulière a été apportée pour la détermination de la constante de minéralisation de l'humus à l'aide de modélisations préliminaires avec AgriFlux. Cette constante doit en effet maintenir le contenu en matière organique des sols au niveau moyen des teneurs observées sur le site. Enfin, dans le but d'estimer si une erreur commise sur les paramètres non mesurés et/ou non mesurables peut générer un écart significatif dans les résultats, un test a été réalisé sur la sensibilité de ces derniers par rapport aux coefficients de

variation. Quatre modélisations de 500 tirages Monte-Carlo chacune ont été réalisées pour une même zone de simulation, avec des coefficients de variation de 0 %, 10 %, 100 % et 200 % sur certains paramètres. Le choix de coefficients de variation aussi différents se justifie pour la conductivité hydraulique à saturation qui peut énormément varier dans un sol. Les résultats issus des modélisations tests montrent des valeurs moyennes des flux très proches quelle que soit la valeur du coefficient de variation, alors que les valeurs des écarts types sont très différentes et directement fonction de la valeur du coefficient de variation choisi. L'exploitation des résultats d'AgriFlux étant basée dans cette étude sur les valeurs moyennes des flux, les paramètres de modélisation estimés ont été déclarés sous forme de valeurs discrètes (sans coefficient de variation) dans toutes les modélisations réalisées ultérieurement.

Tableau 4 Paramètres du cycle de l'azote.

Table 4 Nitrogen cycle parameters.

| | |
|---|-----------|
| Constante de dégradation de la litière (1/jour) | 0,035 |
| Fraction de la litière passant à l'humus | 0,2-0,63* |
| Rapport C/N du sol | ** |
| Constante de minéralisation de l'humus (1/jour) | 0,00005 |
| Fraction de l'azote inorganique disponible | 0,055 |
| Rapport NO_3/NH_4 du sol | 8 |
| Constante de nitrification (1/jour) | 0,2 |
| Constante de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l) | 10 |
| Constante de dénitrification ($\text{g N/m}^2/\text{jour}$) | 0,1 |
| Profondeur maximale de dénitrification (m) | 1,5 |

* : distribution uniforme (valeur minimale – valeur maximale).

** : tableau 2.

3 – RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Effet de la saison

Dans le but d'évaluer l'influence de la saison sur les quantités de nitrates lessivées, une monoculture de blé a été simulée pour un sol du bassin sur une période de trois ans avec un niveau de fertilisation constant. La figure 2 présente l'évolution journalière des concentrations en nitrates dans les eaux sortant de la zone racinaire (telles que calculées par AgriFlux), ainsi que les concentrations moyennes saisonnières et annuelles. On observe que les concentrations journalières augmentent significativement dès que le besoin en azote de la culture devient nul, dès le début juillet et jusqu'au début du mois de mai suivant. Dans la période de juillet à octobre, les concentrations augmentent faiblement, alors que dans celle de novembre à février, les concentrations subissent une forte augmentation qui s'atténue au cours des mois de mars et avril, atteignant leur maximum au début du mois de mai. Après ce maximum, les concentrations en nitrates dans les eaux percolant à travers la zone racinaire du sol chutent pour atteindre leur niveau le plus bas à la fin du mois de juin. La pseudo stabilisation du mois d'avril et la chute d'avril à juin sont à mettre en relation avec le cycle végétatif de la cul-

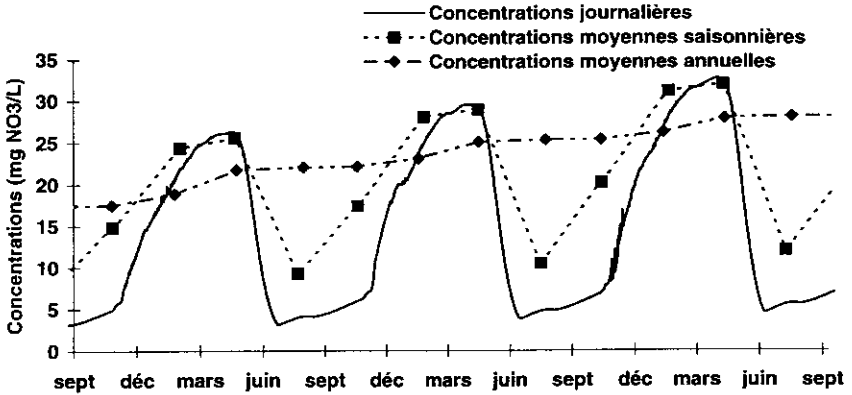


Figure 2 Exemples de concentrations en nitrates issues des résultats du modèle AgriFlux.

Examples of simulated nitrate concentrations calculated with AgriFlux.

ture. En effet, cette période, qui correspond à la phase de croissance de la plante, s'arrête lorsque la plante atteint sa maturité et ne prélève plus d'azote dans le sol. La figure 2 présente également l'évolution inter-saisonnière des concentrations. Ces concentrations moyennes saisonnières dans l'eau de percolation sont calculées à l'aide des flux saisonniers d'eau et de nitrates, qui correspondent à la somme sur une période de trois mois des volumes d'eau percolant journalièrement et à celle des masses de nitrates associées. Les valeurs des concentrations saisonnières sont centrées sur la période considérée, représentant ainsi la concentration moyenne du flux d'azote durant la saison. L'évolution de ces concentrations saisonnières suit sensiblement le même profil que les concentrations journalières. On peut ainsi observer les mêmes phénomènes d'augmentation et de diminution au cours du cycle végétatif. Les concentrations moyennes annuelles sont calculées sur une fréquence trimestrielle avec les 365 valeurs précédant la période donnée. L'évolution de ces concentrations ne suit pas le même schéma d'évolution que les concentrations journalières ou saisonnières. L'influence du cycle végétatif n'y est plus visible, et seule se dégage une tendance d'évolution inter-annuelle des concentrations. Cette évolution indique pour le scénario étudié une tendance à l'augmentation des masses de nitrates parvenant à la nappe. Les concentrations moyennes annuelles résultantes (telles que calculées) peuvent être considérées comme représentatives des concentrations en nitrates susceptibles d'être observées dans la nappe sous-jacente (considérant l'hypothèse d'une alimentation de la nappe dominée par l'infiltration au travers de la zone non saturée).

3.2 Effet du sol

Afin d'évaluer l'effet du sol sur les concentrations en nitrates des eaux de lessivage, une modélisation est réalisée avec un même assolement triennal (blé-blé-maïs) sur quatre séries pédologiques distinctes représentant les deux familles de sols du bassin de La Jannerie. Les sols utilisés correspondent aux séries 2, 3, 10 et 13 (tabl. 2). Les courbes de concentrations saisonnières montrent une allure

générale similaire des flux de nitrates, mais d'amplitudes différentes (fig. 3). Les courbes des séries 2 et 3, qui ne diffèrent que par l'épaisseur de leurs horizons, sont quasiment confondues. Les sols des séries 2 et 3 sont beaucoup plus sensibles au phénomène de lessivage que ceux des séries 10 et 13. Bien que les séries 10 et 13 aient des teneurs en matière organique et des fractions granulométriques différentes, les courbes de concentrations saisonnières sont également très proches l'une de l'autre, sans toutefois être identiques. Des sols ayant des caractéristiques pédologiques différentes mais avec une structure verticale similaire, donnent donc des résultats très voisins quant aux valeurs de concentrations en nitrates. La profondeur d'un sol, sa structure ainsi que sa granulométrie semblent donc déterminer sa sensibilité au lessivage des nitrates.

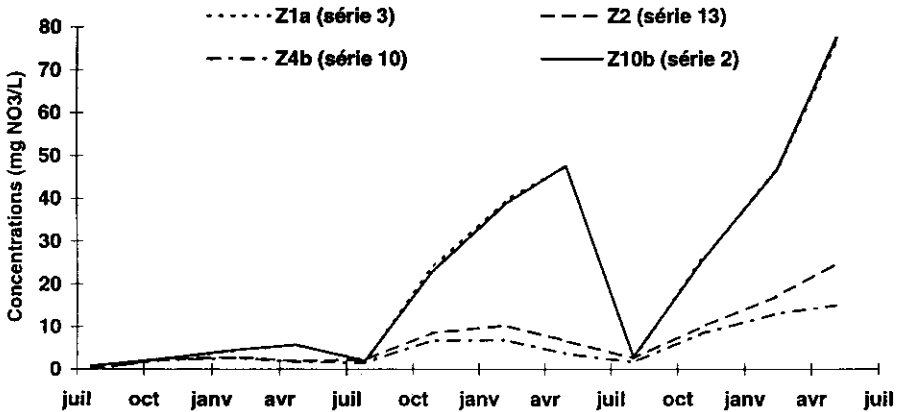


Figure 3 Concentrations saisonnières en nitrates calculées pour différents types de sols.
Simulated seasonal nitrate concentrations as a function of soil characteristics.

3.3 Effet de la culture

Afin d'évaluer l'effet des cultures sur les concentrations en nitrates, une modélisation des principales combinaisons de culture est réalisée pour les sols des séries 2 et 3 constituant les rendzines de plateau du bassin de La Jannerie. Comme observé précédemment (fig. 3) ces séries présentent la même évolution des concentrations pour une culture donnée. La figure 4 montre les résultats obtenus par AgriFlux sur une période de simulation de deux ans. Les courbes représentent l'évolution des concentrations saisonnières en nitrates dans les eaux de percolation, pour les quatre combinaisons de cultures : blé-blé, maïs-maïs, blé-maïs et tournesol-blé. Les cultures choisies sont celles les plus couramment rencontrées sur le bassin de La Jannerie et peuvent être séparées en deux ensembles. Le premier qui regroupe le blé et l'orge, correspond aux cultures possédant un cycle végétatif long (cultures d'hiver). Le second regroupe quant à lui les cultures avec un cycle court telles que le maïs ou le tournesol (cultures de printemps). Après une culture du premier groupe, on note que les valeurs des concentrations de nitrates sont généralement moins élevées que celles observées après une culture du deuxième type. Deux facteurs complémentaires peuvent induire cette évolution. Tout d'abord, les cultures avec un cycle végétatif

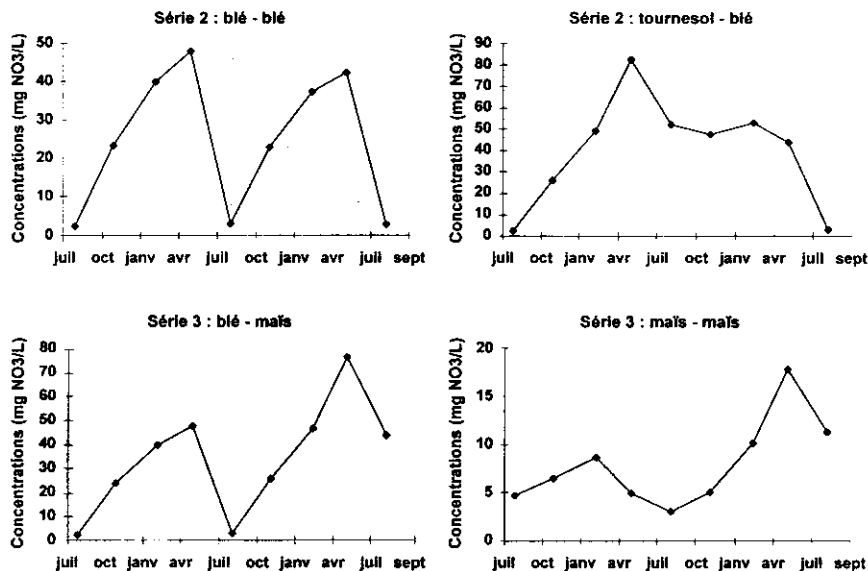


Figure 4 Concentrations saisonnières en nitrates calculées pour différentes cultures.
Simulated seasonal nitrate concentrations for different crops.

court ne sont ensemencées qu'après l'hiver, alors que les cultures à cycle long sont le plus souvent ensemencées dès le milieu de l'automne. Ceci signifie que les terres restent longtemps sans couverture végétale dans le premier cas. Le développement automnal du blé et de l'orge maintient un couvert végétal sur les terres, ce qui limite le lessivage. En second lieu, les cultures possédant un cycle court sont celles qui fournissent le plus de résidus de récolte, maintenant un stock d'azote important sous forme organique durant l'hiver. La culture suivante bénéficie ainsi de l'apport constitué par les résidus de la culture précédente, ce qui permet de diminuer la fertilisation nécessaire.

3.4 Résultats des modélisations du site de La Jannerie

La modélisation du bassin de La Jannerie-porte sur la période du 1^{er} septembre 1985 au 15 octobre 1989. La figure 5 présente les concentrations moyennes saisonnières calculées pour les principales rotations de culture pratiquées sur quatre sols différents. La zone 1a (série 3) correspond à une quasi monoculture de maïs, la zone 4a (série 10) à une rotation biennale de blé et de maïs, la zone 6 (série 2) à une rotation quadriennale blé-avoine-orge-tournesol et la zone 8a (série 13) à une quasi monoculture de blé. De façon générale, les périodes actives des cycles végétatifs des cultures se traduisent par des pseudo paliers de concentrations entrecoupés de variations parfois importantes (augmentation ou réduction brutales). Ces variations se produisent durant la période hivernale qui correspond à une occupation du sol limitée (cultures d'hiver) voire inexistante (sols nus). C'est durant cette période que le phénomène de lessivage est le plus important, du fait d'un excédent des précipitations sur l'évapotranspiration, et d'une absence de prélèvement des nitrates minéralisés.

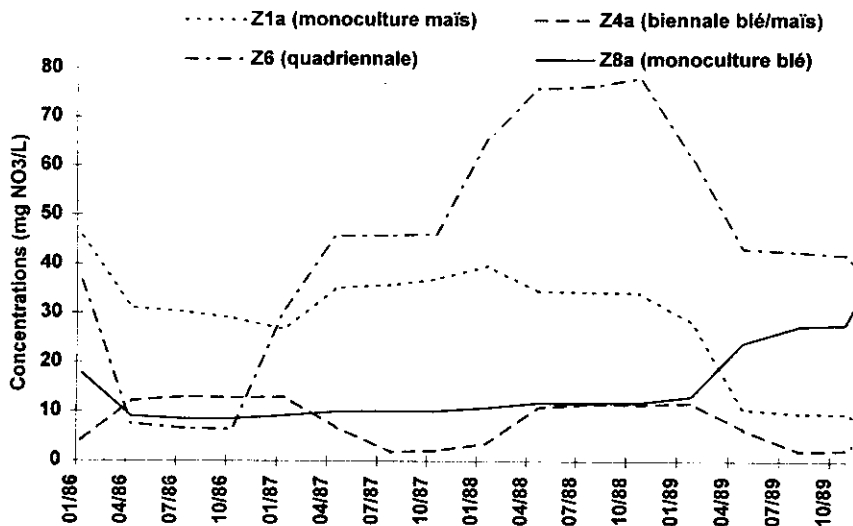


Figure 5 Concentrations saisonnières en nitrates calculées pour diverses rotations de culture.

Simulated seasonal nitrate concentrations for different crop rotations.

L'enfouissement des résidus de récolte riches en azote (cas du tournesol) amène quant à lui une minéralisation rapide de l'azote organique sous forme de nitrates au cours des mois d'hiver. La combinaison de ces facteurs entraîne les fortes augmentations de concentrations observées dans le lessivage (*fig. 5*). Des diminutions toutes aussi importantes peuvent se produire avec la mise en place des cultures d'hiver telles les engrais verts (Z1a, Z6) et les céréales d'automne (Z4a). Ces cultures d'hiver ont un double effet sur le lessivage des nitrates. D'une part elles utilisent l'azote résiduel inhérent aux cultures précédentes, et d'autre part leur couverture végétale réduit le volume d'eau lessivé. Les quantités de nitrates potentiellement lessivables sont donc réduites, de même que le flux d'eau lessivé. Ce rôle est cependant plus faible dans le cas des cultures de pois puisque cette légumineuse fixe de l'azote atmosphérique.

Le tableau 5 synthétise l'ensemble des résultats issus des simulations d'Agri-Flux. Il présente les flux moyens annuels d'eau et de nitrates calculés pour chaque ensemble de zones de simulation. Les flux d'azote sortant de la zone racinaire sont exprimés en masse de nitrates sortant de la zone racinaire pour une période d'un an sur une superficie d'un hectare. Ces flux peuvent ainsi être facilement comparés aux doses de fertilisation appliquée (exprimées dans la même unité). Les flux d'eau sont exprimés en hauteur d'eau équivalente sortant de la zone racinaire pour une année. Ces flux peuvent également être facilement comparés à la hauteur d'eau précipitée sur le bassin versant (*tabl. 1*). Le tableau 5 met de plus en évidence l'effet du type de sol sur les flux d'eau et de nitrates. En effet, les zones des séries 10, 12 et 13 (sols épais avec une importante fraction argileuse) laissent percoler des hauteurs d'eau et des masses de nitrates nettement inférieures aux autres zones. Les zones 2, 4, 7, 8 et 9 sont ainsi nettement moins sensibles au lessivage des nitrates que les autres. En termes de concen-

Tableau 5 Bilans annuels par zone de simulation.**Table 5** Yearly water and nitrate fluxes calculated in each simulation area.

| | 1985 | 1986 | 1987 | 1988 | 1989 |
|------------|---------|------|------|------|------|
| Zones 1 | 16,2* | 13,2 | 16,2 | 16,7 | 6,9 |
| (série 3) | 166** | 162 | 187 | 127 | 142 |
| | 43,3*** | 36,3 | 38,5 | 27,7 | 21,3 |
| Zone 2 | 6,4 | 1,7 | 4,2 | 2,3 | 4,5 |
| (série 13) | 149 | 95 | 123 | 119 | 122 |
| | 18,9 | 7,9 | 15,1 | 8,5 | 16,1 |
| Zone 3 | 19,4 | 27,8 | 25,2 | 23,4 | 29,8 |
| (série 3) | 219 | 171 | 218 | 216 | 168 |
| | 39,0 | 71,9 | 51,0 | 47,9 | 78,1 |
| Zones 4 | 1,3 | 0,8 | 0,8 | 1,7 | 0,9 |
| (série 10) | 29 | 14 | 6 | 14 | 20 |
| | 7,6 | 11,2 | 2,7 | 8,9 | 4,4 |
| Zones 5 | 24,3 | 16,9 | 9,4 | 18,2 | 14,0 |
| (série 3) | 142 | 119 | 114 | 130 | 126 |
| | 51,0 | 37,1 | 20,4 | 37,4 | 29,9 |
| Zone 6 | 22,4 | 7,0 | 29,4 | 29,9 | 13,6 |
| (série 3) | 170 | 222 | 224 | 162 | 165 |
| | 58,0 | 14,0 | 58,0 | 81,6 | 36,4 |
| Zones 7 | 1,5 | 0,8 | 0,9 | 1,4 | 1,2 |
| (série 12) | 39 | 29 | 30 | 38 | 28 |
| | 17,3 | 11,6 | 9,7 | 15,6 | 12,8 |
| Zones 8 | 4,8 | 1,9 | 2,0 | 2,7 | 7,1 |
| (série 13) | 104 | 91 | 91 | 98 | 94 |
| | 21,7 | 9,6 | 6,9 | 12,5 | 19,6 |
| Zone 9 | 1,9 | 2,5 | 3,1 | 3,5 | 3,9 |
| (série 10) | 60 | 61 | 61 | 61 | 61 |
| | 13,8 | 17,8 | 22,4 | 25,6 | 28,4 |
| Zones 10 | 18,6 | 21,8 | 21,6 | 17,3 | 21,4 |
| (série 2) | 189 | 185 | 177 | 186 | 204 |
| | 44,3 | 51,2 | 54,9 | 41,4 | 45,6 |

* : masse d'azote lessivée (kg N-NO₃/ha).

** : lame d'eau écoulée à 1,50 m (mm).

*** : concentration moyenne en nitrates des eaux de percolation (mg NO₃/L).

trations moyennes annuelles, la comparaison des différents flux d'eau et de nitrates permet en outre d'appréhender de façon quantitative la vulnérabilité d'une zone face aux pollutions agricoles azotées, de même que l'impact relatif des différentes pratiques agricoles.

3.5 Interprétation environnementale des résultats d'AgriFlux

Au niveau environnemental, l'application du modèle montre que les flux les plus importants de nitrates ont lieu à l'automne, lorsque l'utilisation de l'azote par les plantes est inexistante, sauf dans le cas des cultures d'hiver et des engrais verts. Cependant, le faible taux de croissance automnale des cultures d'hiver (5 à 10 % de la croissance totale) ne permettant pas le prélèvement de tout l'azote minéralisé durant cette période, les nitrates peuvent donc être lessivés vers les horizons inférieurs du sol. Il est à rappeler que les engrais verts sont principalement constitués de pois, une légumineuse fixatrice de l'azote atmosphérique qui

ne contribue donc que très faiblement à la limitation du lessivage d'azote. De plus, cet azote organique contribue à augmenter les flux de nitrates durant les années suivantes si les doses d'engrais minéraux ne sont pas réduites en conséquence. Deux approches environnementales des pratiques agricoles peuvent être complètement réalisées. La première, discutée précédemment, consiste à comparer les flux de nitrates susceptibles de parvenir à la nappe aux doses d'azote appliquées comme fertilisants. Ceci permet ainsi de quantifier la fraction perdue de l'azote apporté. La seconde approche consiste à évaluer les concentrations de nitrates susceptibles d'être retrouvées dans la nappe ; ces concentrations pouvant être comparées aux normes de potabilité et aux critères environnementaux. Considérant que les eaux souterraines des petits bassins agricoles sont principalement rechargées par les eaux d'infiltration percolant verticalement au travers de la zone non saturée, les concentrations susceptibles d'être observées dans la nappe résulteraient de l'intégration temporelle (mélange) et spatiale (dilution) des concentrations lessivées. Il peut donc être pertinent de comparer les concentrations moyennes parvenant à la nappe en un point donné à la norme de potabilité. On remarque ainsi que, durant la période simulée, les concentrations calculées (fig. 6) de nitrates lessivés peuvent être très inférieures à 50 mg NO₃/L. La source de contamination pourrait donc être pour une grande part issue des pratiques de fertilisation antérieures, ceci se traduisant par l'amélioration marquée de la qualité des eaux de l'aquifère à partir de 1988. Certaines cultures génèrent cependant des concentrations calculées importantes (maïs, avoine, orge) et la rationalisation de leur fertilisation devrait apporter des améliorations à la qualité des eaux souterraines. Les fertilisations minérales ne sont toutefois pas les seules sources de nitrates dans les eaux souterraines. D'autres pratiques, comme le retournement de prairies, peuvent être à l'origine de fortes augmentations des concentrations en nitrates. L'augmentation est d'autant plus marquée que les fertilisations subséquentes ne tiennent pas compte de l'apport d'azote dû au retournement. L'évolution des concentrations pour la zone 8b illustre cet effet après le retournement d'une prairie permanente. Outre l'effet quantitatif du retournement sur les concentrations, il faut noter l'incidence de cette pratique au cours du temps. Plus la prairie est ancienne, plus la quantité d'azote qu'elle renferme est importante et plus le temps de relargage est important (CARLOTTI, 1992). Ce phénomène est également observé à moindre échelle lors de l'enfouissement des engrais verts. Même si l'effet fixateur de l'azote du sol est réel durant la période hivernale, les quantités d'azote potentiellement minéralisables (et donc lessivables) ne sont pas réduites mais simplement décalées dans le temps pour une meilleure période d'utilisation.

4 – CONCLUSION

Le modèle de gestion environnementale AgriFlux a été utilisé pour simuler les flux d'eau et de nitrates sortant de la zone racinaire du sol à l'échelle d'un bassin agricole hétérogène pédologiquement et agronomiquement. Toutefois, avant de modéliser le bassin dans sa totalité, des simulations préliminaires ont été réalisées dans le but de quantifier l'influence des sols et des cultures sur le lessivage des nitrates. La première série de modélisations a permis de mettre en évidence l'impact du cycle végétatif des cultures sur l'évolution des flux d'eau et de nitrates

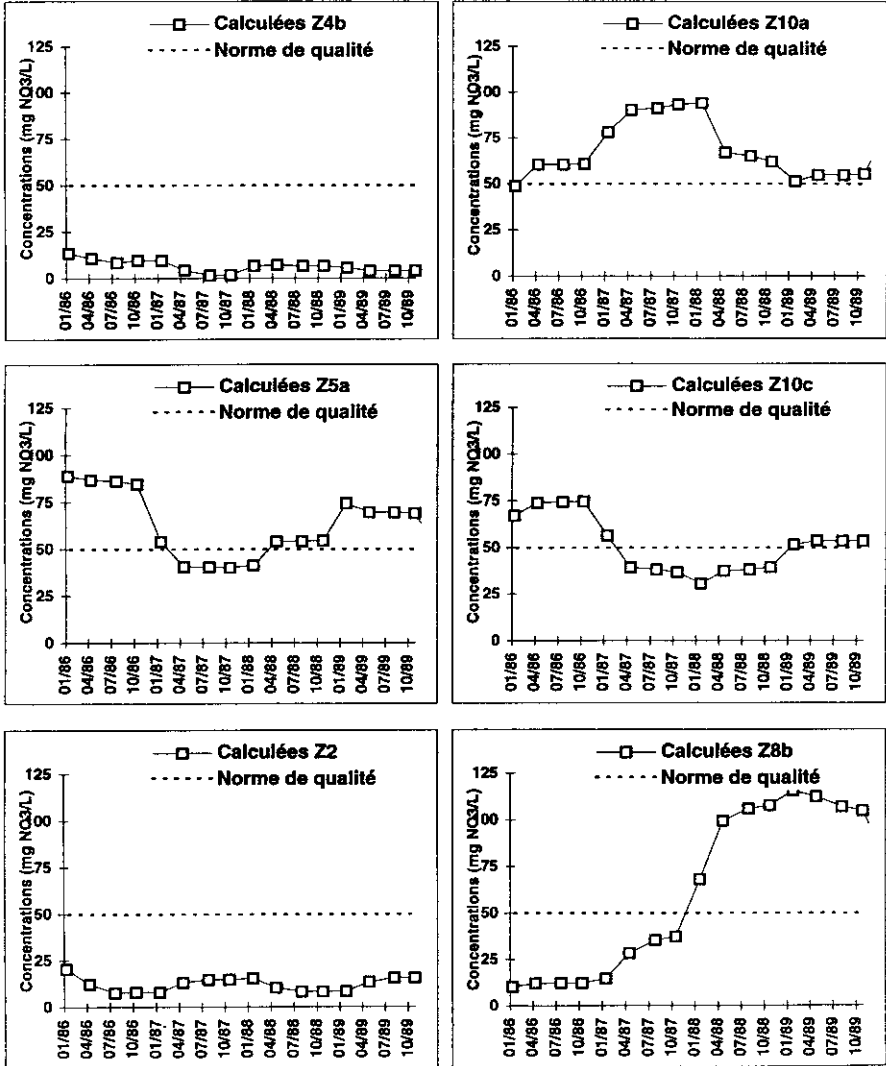


Figure 6 Comparaison des concentrations en nitrates calculées en zone non saturée et la norme de qualité.

Comparison between simulated nitrate concentrations in the vadose zone and the water quality criteria.

au sortir de la zone racinaire. On a ainsi remarqué l'importance d'une couverture végétale pendant la période hivernale pour limiter le phénomène de lessivage. On a en outre, montré l'intérêt du traitement apporté aux résultats bruts fournis par AgriFlux selon le type d'information recherchée. Les flux moyens saisonniers permettent de reconstituer une évolution proche de l'évolution journalière, alors que les flux annuels moyens permettent de voir la tendance générale inter-annuelle, en masquant le cycle annuel. Dans un deuxième temps, l'effet du sol a

été étudié pour les quantités d'eau et de nitrates pouvant percoler au travers de la zone racinaire du sol. Quatre sols du bassin ont été utilisés dans les modélisations avec une même rotation de culture. On a ainsi souligné l'importance de l'épaisseur, de la structure verticale du sol ainsi que le rôle de la fraction granulométrique sur les flux d'eau et de nitrates. Dans un troisième temps, l'effet des cultures a été testé pour un même type de sol. Il ressort que les cultures possédant un cycle végétatif long (cultures d'hiver) permettent de limiter l'effet du lessivage par la couverture végétale qu'elles génèrent. Les cultures avec un cycle court (cultures de printemps) laissent les sols nus durant tout l'hiver favorisant un lessivage plus important.

Le bassin de La Jannerie a été découpé en 19 zones pédologiquement et agronomiquement homogènes pour permettre l'utilisation du modèle AgriFlux. Les résultats du modèle permettent de quantifier les flux d'eau et de nitrates au sortir de la zone racinaire du sol. Les flux de nitrates représentent les quantités potentielles de polluants qui sont susceptibles d'atteindre la nappe. Cette démarche permet d'appréhender les problèmes de pollutions diffuses azotées d'origine agricole sur une échelle régionale. Cependant, si les flux massique et volumique du lessivage calculés par le modèle fournissent une information essentielle et pertinente sur l'importance des apports depuis la zone non saturée vers la zone saturée, la vulnérabilité de l'aquifère à la contamination par les nitrates ne peut en être déduite de façon immédiate.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Ministère des Affaires Étrangères de France (programme ESR), le Ministère des Affaires Internationales du Québec (programme Québec-France), l'INSU du CNRS (PNRH) et le Conseil Régional de Poitou-Charentes pour leur contribution à cette étude, ainsi que la société SESAER pour sa collaboration. Le logiciel AgriFlux a été développé grâce à une subvention du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BANTON, O., LAROCQUE, M., SURATEAU, F., VILLENEUVE, J.P. (1993). AgriFlux : logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles. Manuel d'utilisateur. Rapport scientifique INRS-Eau n° R-380. Sainte-Foy, Québec.
- CABON, F. (1993). Modélisation du cycle de l'azote dans le système sol-eau-plante du lysimètre au bassin hydrologique. *Thèse Université Pierre et Marie Curie*, Paris, 193 p.
- CARLOTTI, B. (1992). Recueil des bases de préconisations de la fertilisation azotée des cultures. Ministère de l'Agriculture, Ministère de l'Environnement; Mission Eau-Nitrates. Ed. Ministère de l'Environnement. Paris. 136 p.
- CEE (1991). Directive du Conseil du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles (91/676 CEE). *Journal officiel des Communautés européennes*.

- CORPEN (1993). Proposition du CORPEN pour le code de bonne pratique agricole. Ministère de l'Agriculture, Ministère de l'Environnement ; Mission Eau-Nitrates. Ed. Ministère de l'Environnement, Paris, 65 p.
- GENG, Q.Z. (1991). Modélisation du transfert des nitrates dans un système hydrologique. *La Houille Blanche*, 1 : 23-36.
- HANKS, J., RITCHIE, J.T. (1991). Modeling soil and plant systems. Ed. Hanks & Ritchie, Madison, Wisconsin USA, 545 p.
- JANSSON, P.E., ECKERSTEN, H., JOHNSON, H. (1991). SOILN model, user's manual. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of soil sciences. Uppsala, Suède.
- JOHANSSON, H., BERGSTRÖM, L., JANSSON, P.E., PAUSTIAN, K. (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosys. Environ.*, 18 : 333-356.
- LAROCQUE, M., BANTON, O. (1994). Determining parameter precision for modeling nitrate leaching : inorganic fertilization in nordic climates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58 : 396-400.
- LAROCQUE, M., BANTON, O. (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AgriFlux. *Revue des Sciences de l'Eau*, 8 : 3-21.
- RAWLS, W.J., BRAKENSIEK, D.L. (1989). Estimation of soil retention and hydraulic properties. Dans : Unsaturated flow in hydrologic modeling theory and practice. H.J. Morel-Seytoux, (ed.) Kluwer Academic Publishers. Pays-Bas. 275-300.
- SESAER (1983). Étude pédologique du bassin hydrologique du Bourdet. Rapport d'étude n° 37, Couhé, France.
- SESAER (1989). Étude de l'impact de la mise en place d'engrais verts sur les teneurs en nitrates des nappes souterraines : périmètre du Bourdet. Rapport d'étude n° 312, Couhé, France.
- SHAFFER, M.J., HALVORSON, A.D., PIERCE, F.J. (1991). Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP) : model description and application. In : Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability. Follet et al. (ed.) Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- STYCZEN, M., STORM, B. (1993). Modelling of N-movements on catchment scale - a tool for analysis and decision making. *Fertilizer Research*, 36 : 1-6.
- WAGENET, R.J., HUTSON, J.L. (1989). LEACHM : Leaching Estimation and Chemistry Model : A process based model of water and solute movement transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Continuum vol. 2 version 2. Water Res. Inst. Cornell Univ. Ithaca, NY.